



GCV-2018

VI - Congresso Brasileiro sobre **Gestão do Ciclo de Vida**

17, 18, 19 e 20 de junho | Brasília

Anais do VI Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida



Brasília
2018



VI - Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida

Anais do VI Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida

Coordenadores

Tiago Emmanuel Nunes Braga
Gil Anderi da Silva

Organizadores

Thiago Oliveira Rodrigues
Diogo Aparecido Lopes Silva

Brasília
2018

É permitida a adaptação e compartilhamento desta obra, desde que seja atribuído o crédito apropriado.



Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia – Ibict

DIREÇÃO

Cecília Leite Oliveira

COORDENAÇÃO-GERAL DE PESQUISA E DESENVOLVIMENTO DE NOVOS PRODUTOS

Arthur Fernando Costa

COORDENAÇÃO DE TECNOLOGIAS APLICADAS A NOVOS PRODUTOS

Tiago Emmanuel Nunes Braga

SESSÃO DE EDITORAÇÃO

Ramón Martins Sodoma da Fonseca

REALIZAÇÃO DO EVENTO

Tiago Emmanuel Nunes Braga (Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia – Ibict)

Gil Anderi Silva (Associação Brasileira de Avaliação do Ciclo de Vida – ABCV)

SECRETARIA EXECUTIVA

Marina Santa Rosa (Ibict)

COORDENAÇÃO DO COMITÊ CIENTÍFICO: Diogo Aparecido Lopes Silva (UFSCar-Sorocaba)

MEMBROS DO COMITÊ CIENTÍFICO: Aldo Roberto Ometto (USP-São Carlos), Ana Laura Raymundo Pavan (USP-São Carlos), Ana Passuello (UFRGS), Andrea Oliveira Nunes (UFRN), Armando Caldeira-Pires (UnB), Cassiano Moro Piekarski (UTFPR-Ponta Grossa), Daniele Maia de Souza (Universidade de Alberta, Canadá), Diego Medeiros (UFBA), Diego Rodrigues Iritani (Upcycle), Edivan Cherubini (Ciclog), Edmundo Muñoz Alvear (Universidad Andrés Bello, Santiago-Chile), Elaine Aparecida da Silva (UFPI), Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco (UFRJ), Fábio Puglieri (UTFPR-Ponta Grossa), Fausto Freire (Universidade de Coimbra-Portugal), Fernanda Belizario Silva (IPT-São Paulo), Henrique Leonardo Maranduba (UESB-Itapetinga), José Adolfo de Almeida Neto (UESC-Ilhéus), José Augusto de Oliveira (UNESP-São João da Boa Vista), Leila Mendes da Luz (UTFPR), Luciano Brito Rodrigues (UESB-Itapetinga), Luiz Alexandre Kulay (USP), Marcella Ruschi Mendes Saade (Unicamp), Maria Cléa Figueiredo (EMBRAPA-Fortaleza), Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura (EMBRAPA-Jaguariúna), Oscar Ortiz (Universidade de Pamplona-Colômbia), Otávio Cavalett (CTBE), Raquel Naves Blumenschein (UnB), Rodrigo Alvarenga (Universidade de Gante-Bélgica), Rosa Maria Spoto (UnB), Sandra Maria da Luz (UnB), Sebastião Roberto Soares (UFSC), Thiago Oliveira Rodrigues (Ibict), Virgínia A. Silva Moris (UFSCar-Sorocaba), Yara de Souza Tadano (UTFPR), Yovana Maria Barrera Saavedra (UFSCar-Lagoa do Sino).

COORDENAÇÃO DO COMITÊ TÉCNICO: Thiago Oliveira Rodrigues (Ibict)

MEMBROS DO COMITÊ TÉCNICO: Amir Safaei (ecoinvent), Antônio Juliani (MDIC), Cristiane Sampaio (Inmetro-RJ), Fábio Cirillo (Votorantim), Felipe Bottini (GreenDomus), Felipe Coelho (Vanzolini), Juliana Silva (FEE), Lígia Pereira Cabo (Boticário), Maria da Graça Busica, Montserrat Carbonell (Petrobras), Pia Wiche (FSLCI), Regiane Brito (Inmetro), Sueli Oliveira (UFABC), Simon Gmunder (Quantis), Tiago Rocha (ACV Brasil), Yuki Kabe (Braskem).

COMUNICAÇÃO, APOIO TÉCNICO E LOGÍSTICO

Francisco Eliezer Pereira da Rocha, Lucas Pereira Guedes, Mariela Muruga, Stéphanie Maia Freire de Andrade, Suelen da Silva dos Santos, Nathaly Cristine Leite Rocha, Letícia Mesquita, Milena Berndazzoli Simões, Carla Gama Lustosa, Deivdy Willian Silva.

C749a Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida (6. : 2018 : Brasília, DF).

GCV 2018 : Congresso brasileiro sobre gestão do ciclo de vida : Brasília-DF 17 a 20 de Junho de 2018 / coordenação, Tiago Emmanuel Nunes Braga e Gil Anderi da Silva ; organização, Thiago Oliveira Rodrigues e Diogo Aparecido Lopes Silva . — Brasília, DF : Ibict, 2018. 990 p. : il.

ISBN 978-85-7013-146-1

Inclui bibliografia.

1. Avaliação do Ciclo de Vida – Congressos. 2. Gestão ambiental. 3. Economia circular. 4. Inventário do Ciclo de Vida. I. Braga, Tiago Emmanuel Nunes, coord. II. Silva, Gil Anderi, coord. III. Rodrigues, Thiago Oliveira, org. IV. Silva, Diogo Aparecido Lopes, org. V. Título.

CDU 504



EDITORIAL.....	9
COMITÊ TÉCNICO: ESTUDOS DE CASO DE ACV.....	12
BENEFÍCIOS AMBIENTAIS E ECONÔMICOS DA ADIÇÃO DE SOKALAN HP 56 AOS DETERGENTES DESTINADOS À LAVAGEM DE ROUPAS POR MEIO DE UMA ANÁLISE DE ECOEFICIÊNCIA	13
AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA COMPARATIVA DE MATERIAIS EMPREGADOS EM UM OMBRELONE SOLAR	18
PROGRAMA ORIGEM: UMA APLICAÇÃO DA GESTÃO DO CICLO DE VIDA NA CADEIA DE VALOR DA BATATA	25
ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DAS CHAPAS DE QUARTZO, MÁRMORE E GRANITO	31
AVALIAÇÃO DE DUAS ALTERNATIVAS PARA A DESTINAÇÃO DO PET PÓS-CONSUMO NO BRASIL	38
DESEMPENHO AMBIENTAL DA PÓS-CONDENSAÇÃO EM ESTADO SÓLIDO PARA A RECICLAGEM DE PET PÓS-CONSUMO	44
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE BARBANTES PROVENIENTES DE RETALHOS TEXTEIS..	50
<i>SENSITIVITY ANALYSIS OF ENVIRONMENTAL PERFORMANCE OF A REAL SCALE WASTEWATER TREATMENT PLANT</i>	56
COMPARATIVO DE DESEMPENHO AMBIENTAL ENTRE ARGAMASSA INDUSTRIALIZADA E ARGAMASSA VIRADA EM OBRA.....	62
PRÊMIO FAZENDA SUSTENTÁVEL.....	68
REDUÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS NA OPERAÇÃO DO MUSEU DA LÍNGUA PORTUGUESA APÓS CERTIFICAÇÃO LEED.....	75
AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DA PRODUÇÃO DE EUCALIPTO PARA ENERGIA NO ESTADO DE GOIÁS.....	81
COMITÊ TÉCNICO: ECODSIGN.....	87
<i>HOW BRANDS ARE EMBEDDING ECO-DESIGN AT SCALE</i>	88
COMITÊ TÉCNICO: ECONOMIA CIRCULAR	91
RUMO À ECONOMIA CIRCULAR: QUAL O PAPEL DA ACV?.....	92
<i>HOW WILL LIFE CYCLE INFORMATION BE USED IN A DIGITAL CIRCULAR ECONOMY?</i>	98
COMITÊ TÉCNICO: GESTÃO DO CICLO DE VIDA NAS ORGANIZAÇÕES	102
FATORES DETERMINANTES AO USO DA ACV NO BRASIL	109
METODOLOGIA SEMI QUALITATIVA DE AVALIAÇÃO DE COMUNICAÇÃO DE ESTUDOS DE ACV NO MEIO EMPRESARIAL	115
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA E DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA.....	121
GESTÃO DO CICLO DE VIDA APLICADO NO DESIGN DO PROCESSO DE COMPRAS CORPORATIVAS	125
GESTÃO DO CICLO DE VIDA EM MÉDIAS E PEQUENAS EMPRESAS: ANÁLISES INICIAIS E PANORAMAS FUTUROS DA INDÚSTRIA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO	130



PEGADA HÍDRICA: USO DO MÉTODO AWARE NA GESTÃO EMPRESARIAL DE RECURSOS HÍDRICOS	136
COMITÊ TÉCNICO: ACV E POLÍTICAS PÚBLICAS	142
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA CONSTRUÇÃO DE UM ATERRO SANITÁRIO PARA REGIONALIZAÇÃO DO SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	143
A RENOVACALC APLICADA AO BIOCOMBUSTÍVEL ETANOL DE CANA-DE-AÇÚCAR.....	150
PROPOSTA DE CONTABILIZAÇÃO DA MUDANÇA DE USO DA TERRA NA POLÍTICA NACIONAL DE BIOCOMBUSTÍVEIS (RENOVABIO)	155
RENOVACALC: A CALCULADORA DO PROGRAMA RENOVABIO	162
ESTIMATIVA DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA DO TRANSPORTE DOS TRABALHADORES DO IFSC GASPAR	168
COMITÊ TÉCNICO: CUSTEIO DO CICLO DE VIDA.....	174
<i>WHY MATERIAL FLOW COST ACCOUNTING IS A GOOD START FOR SMALL AND MEDIUM SIZED ENTERPRISES IN TAKING A LIFE CYCLE PERSPECTIVE?</i>	175
COMITÊ TÉCNICO: COMUNICAÇÃO E ROTULAGEM AMBIENTAL.....	177
PANORAMA DE SELOS DE SUSTENTABILIDADE QUE DEMANDAM ROTULAGEM TIPO III NO BRASIL	178
USO DE FERRAMENTAS DA ACV NO COMÉRCIO INTERNACIONAL: ESTUDO DE CASO SOBRE ROTULAGEM AMBIENTAL.....	185
COMITÊ TÉCNICO: INVENTÁRIOS DO CICLO DE VIDA.....	192
<i>MODELING OF PESTICIDE EMISSIONS FOR LIFE CYCLE ASSESSMENT OF AGRICULTURAL PRODUCTS</i>	193
<i>INTEGRATING LAND USE CHANGE ESTIMATES AT STATE LEVEL IN THE ECOINVENT DATABASE STRUCTURE v3.3</i>	199
COMITÊ TÉCNICO: MÉTODOS E MODELOS DE AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV)	206
COMO OS STAKEHOLDERS BRASILEIROS JULGAM A SIGNIFICÂNCIA DAS CATEGORIAS DE IMPACTO? ...	207
<i>HOW TO ACCOUNT FOR LAND USE CHANGE EMISSIONS IN CORPORATE SUPPLY CHAINS?</i>	214
AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE MITIGAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS ASSOCIADOS À RECICLAGEM DE LEDs	219
COMITÊ CIENTÍFICO: ESTUDOS DE CASO DE ACV.....	225
ALOCÇÃO DE IMPACTOS EM SISTEMAS MULTIPRODUTOS:	226
INTEGRAÇÃO LAVOURA, PECUÁRIA E FLORESTA	226
AVALIAÇÃO TEMPORAL DE IMPACTOS AMBIENTAIS DA MATRIZ ELÉTRICA BRASILEIRA	233
PEGADA DE CARBONO DA FERTILIZAÇÃO NO CULTIVO DA CANA-DE-AÇÚCAR UTILIZANDO BIOCÓLIDO E FERTILIZANTE COMERCIAL.....	240
AVALIAÇÃO DE ROTAS TECNOLÓGICAS ALTERNATIVAS PARA REDUÇÃO DOS IMPACTOS NA PRODUÇÃO DE NANOCRISTAIS (NCC) DE FIBRA DE DENDÊ	247
AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA (ACV) COMPARATIVA DA EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO E DA EXPLORAÇÃO CONVENCIONAL EM FLORESTA AMAZÔNICA.....	253
<i>OIL AND GAS "OFFSHORE" FACILITIES ASSESSMENT: EXTERNAL PROCESS ANALYSIS</i>	258



AVALIAÇÃO COMPARATIVA DO CICLO DE VIDA DO <i>BUS RAPID TRANSIT</i> (BRT) E METRÔ: UM ESTUDO DE CASO DO BRT TRANSCARIOCA E DA LINHA 4 DO METRÔ DO RIO DE JANEIRO	264
INCERTEZAS RELACIONADAS À ETAPA DE MANUTENÇÃO DE EDIFICAÇÕES HABITACIONAIS: ESTUDO DE CASO DE PAREDES DE ALVENARIA ESTRUTURAL	270
APLICAÇÃO DE AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV) NO PROCESSO CONSTRUTIVO DE UM POÇO RASO	277
IMPACTOS AMBIENTAIS E FORMULAÇÃO DE RAÇÃO PARA FRANGO DE CORTE	282
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA CARNE DE FRANGO COMO SUBSÍDIO PARA A ELABORAÇÃO DA REGRA DE CATEGORIA DO PRODUTO	288
IMPACTOS AMBIENTAIS DE CULTURAS ENERGÉTICAS: UMA COMPARAÇÃO ENTRE O CULTIVO DE SOJA E DENDÊ PARA A PRODUÇÃO DE BIODIESEL	295
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE UM MÓDULO FOTOVOLTAICO: EFEITOS DA LOGÍSTICA E DA MATRIZ ENERGÉTICA DA PRODUÇÃO NA CHINA E NO BRASIL	301
AVALIAÇÃO COMPARATIVA DO DESEMPENHO AMBIENTAL DE LÍQUIDOS IÔNICOS EMPREGADOS NA CAPTURA DE CO ₂	307
AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE ESTRATÉGIAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTE DOMÉSTICO E RESÍDUOS DE ALIMENTO NOS ESTADOS UNIDOS	312
AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA NA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM PEQUENOS MUNICÍPIOS NO SUL DO BRASIL: ESTUDO DE CASO EM VERA CRUZ – RS.	319
AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA TÉRMICA E DO POTENCIAL DE IMPACTOS AMBIENTAIS DE SISTEMAS DE AQUECIMENTO SOLAR DE ÁGUA PRODUZIDOS A PARTIR DE MATERIAIS ALTERNATIVOS.....	326
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DO PÓS-USO DA CONSTRUÇÃO CIVIL: UM ESTUDO DE CASO DA DEMOLIÇÃO NO RIO DE JANEIRO	332
A AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE UM SISTEMA DE LOGÍSTICA REVERSA JÁ IMPLANTADO: O CASO DAS EMBALAGENS DE AGROTÓXICOS	339
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA COMPARATIVO ENTRE <i>AIRBNB</i> E HOTEL	346
APLICAÇÃO DA TERMOECONOMIA E MÉTODOS ACV NA ALOCAÇÃO EM UM SISTEMA DE COGERAÇÃO PARA ELETRICIDADE E ÁGUA DESSALINIZADA	353
AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DO PLANO 2014-2024 PARA A CAPACIDADE INSTALADA DE ENERGIA ELÉTRICA NO BRASIL	360
PEGADA HÍDRICA DA ÁGUA DE COCO VERDE NAS PRINCIPAIS REGIÕES PRODUTORAS DO NORDESTE..	366
ANÁLISE DAS EMISSÕES DE CO _{2-EQ} . EVITADAS PELA GERAÇÃO DE ENERGIA COM OS RESÍDUOS ORGÂNICOS DO RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO CENTRAL DA UFRJ	372
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA MANGA BRASILEIRA	378
ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DO USO DE POLÍMEROS NATURAIS EM SUBSTITUIÇÃO DO SULFATO DE ALUMÍNIO NO TRATAMENTO DE ÁGUA INDUSTRIAL	385
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA ENTRE DIFERENTES ELETRODOS NO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO	391



AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA VARIAÇÃO DA ÁREA DE ELETRODOS DE FERRO NO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO	398
ANÁLISE COMPARATIVA DE REDUÇÃO DE COR DO CORANTE ÍNDIGO EM PEÇAS CONFECCIONADAS EM TECIDOS JEANS, POR PROCESSOS DE BENEFICIAMENTO EM LAVANDERIAS INDUSTRIAIS	404
AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE CICLO DE VIDA DOS PRINCIPAIS SISTEMAS DE GERAÇÃO DE ELETRICIDADE EM PORTUGAL.....	409
AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DE SUCATA DE BATERIA AUTOMOTIVA	415
AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DOS CENÁRIOS PARA O PLANO DE EXPANSÃO DA CAPACIDADE DE GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA 2026 NO BRASIL.....	420
ANÁLISE DO CICLO DE VIDA (ACV) DA CADEIA DE PRODUÇÃO DO POLIETILENO TEREFALATO PÓS-CONSUMO RECICLADO (PET-PCR): ESTUDO DE CASO COMO FERRAMENTA DE IDENTIFICAÇÃO DE OPORTUNIDADES DE MELHORIAS.....	427
POTENCIAL DA REDUÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS DE UM PROJETO DE EDIFICAÇÃO VISANDO À CERTIFICAÇÃO LEED ATRAVÉS DA FERRAMENTA eToolLCD.....	434
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: ESTUDO COMPARATIVO ENTRE A MANUFATURA ADITIVA E A MOLDAGEM POR INJEÇÃO UTILIZANDO POLÍMERO RECICLADO	441
<i>LIFE CYCLE ASSESSMENT OF RECYCLING ORNAMENTAL STONE PROCESSING WASTE: A COMPARATIVE STUDY WITH SAND, CLAY AND LIMESTONE FILLER</i>	<i>448</i>
<i>LIFE CYCLE ASSESSMENT OF CONSTRUCTION AND DEMOLITION WASTE MANAGEMENT SYSTEMS: ANALYSIS OF THE INFLUENCE OF WASTE COMPOSITION.....</i>	<i>454</i>
ESTUDOS DE SUSTENTABILIDADE DA RECICLAGEM QUÍMICA DE RESÍDUOS PLÁSTICOS	461
<i>LCA OF RECYCLING CHAINS: INFLUENCE OF TRANSPORT MODELLING</i>	<i>471</i>
AVALIAÇÃO ENERGÉTICA DE UM SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO	478
PROPOSTA PARA MELHORIA DA EFICIÊNCIA HIDRO ENERGÉTICA DE DESTILADOR	484
PEGADA HÍDRICA DA MANGA EM SISTEMAS ALTERNATIVOS DE PRODUÇÃO	489
ANÁLISE ENERGÉTICA DE DESINFECÇÃO DOMÉSTICA DE ÁGUA DE CHUVA.....	493
AVALIAÇÃO COMPARATIVA DO CICLO DE VIDA DE SISTEMAS DE AQUECIMENTO SOLAR DE ÁGUA: PROTÓTIPO E INDUSTRIAL.....	500
<i>COMPARISON OF LIFECYCLE EMBODIED ENERGY AND GREENHOUSE GAS EMISSIONS SOCIAL-HOUSING BUILDING TYPOLOGIES</i>	<i>505</i>
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE CELULOSE BACTERIANA EM MELAÇO DE SOJA HIDROLISADO	511
O IMPACTO AMBIENTAL DE UMA REVISTA EMPRESARIAL IMPRESSA: UM ESTUDO DE CASO BRASILEIRO	517
COMITÊ CIENTÍFICO: ECODESIGN	523
PRINCÍPIOS DO ECODESIGN APLICADOS NA DISCIPLINA DE PROCESSOS CONSTRUTIVOS: UMA EXPERIÊNCIA DO CURSO DE ARQUITETURA E URBANISMO	524
ECODESIGN DE EMBALAGENS: REVISÃO DE LITERATURA E FERRAMENTAS. LIMITAÇÕES E OPORTUNIDADES	530



COMITÊ CIENTÍFICO: ECONOMIA CIRCULAR	536
CIRCULAR ECONOMY IN THE SCIENTIFIC LITERATURE	537
CIRCULARIDADE NA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA É POSSÍVEL?.....	544
CENÁRIOS E PRÁTICAS DE SIMBIOSE INDUSTRIAL À PARTIR DE UMA ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA	549
UTILIZAÇÃO DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA NO CONTEXTO DA ECONOMIA CIRCULAR: UMA REVISÃO DA LITERATURA	556
ECONOMIA CIRCULAR – UMA ABORDAGEM INICIAL E SUGESTÕES PARA APLICAÇÃO NA GESTÃO PÚBLICA BRASILEIRA	563
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE ARGAMASSAS COM RESÍDUOS DE BENEFICIAMENTO DE ROCHAS ORNAMENTAIS (RBRO)	567
COMITÊ CIENTÍFICO: GESTÃO DO CICLO DE VIDA NAS ORGANIZAÇÕES.....	572
GERENCIAMENTO DO <i>E-WASTE</i> NO BRASIL: ARTIGOS CIENTÍFICOS.....	573
PROPOSTA DE UM MODELO PARA APLICAÇÃO DA METODOLOGIA ACV EM UMA PUBLICAÇÃO EMPRESARIAL IMPRESSA.....	580
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA SIMPLIFICADA DO PROCESSO DE PRODUÇÃO DO COMPONENTE AUTOMOTIVO DENOMINADO GAIOLA	588
METODOLOGIA PARA USO DA ACV SIMPLIFICADA NA FASE INICIAL DO DESENVOLVIMENTO DE PRODUTOS.....	593
PEGADA DE CARBONO MIX ELÉTRICO DO NORDESTE BRASILEIRO.....	598
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE UM SISTEMA INDUSTRIAL, INCORPORANDO AVALIAÇÃO DE RISCO: ESTUDO DE CASO APLICADO A UMA USINA SUCROALCOOLEIRA.....	603
COMITÊ CIENTÍFICO: ACV E POLÍTICAS PÚBLICAS	610
AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DO PROCESSO DE MANUTENÇÃO DE ÁREAS VERDES EM MULTI-CENÁRIOS	611
ANÁLISE DE CICLO DE VIDA DO SISTEMA DE IRRIGAÇÃO DE ÁREAS VERDES NA CIDADE DE CARUARU-PE	617
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA SIMPLIFICADA DA UTILIZAÇÃO DE MEIOS DE TRANSPORTE PARA UMA VIAGEM A NEGÓCIOS	621
ANÁLISE DOS IMPACTOS AMBIENTAIS CAUSADOS PELA PAVIMENTAÇÃO DAS PISTAS DE CAMINHADA EM PARQUES E PRAÇAS.....	626
COMITÊ CIENTÍFICO: ACV-SOCIAL	631
MODELAGEM DO QUADRO CONCEITUAL DE ACV-SOCIAL PARA A LOGÍSTICA REVERSA DO SETOR DE RESÍDUO DE EQUIPAMENTO ELETROELETRÔNICO NO MUNICÍPIO DO RIO DE JANEIRO	632
CRITÉRIOS PARA AVALIAÇÃO DE MODELOS DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA SOCIAL....	638
AVALIAÇÃO DE MÉTODOS DE COLETA DE DADOS PARA ESTUDOS DE ACV-S.....	645
ACV-SOCIAL: AVALIANDO A CATEGORIA TRABALHADOR EM UMA EMPRESA DE MINÉRIO NO SERTÃO PARAIBANO	652
COMITÊ CIENTÍFICO: COMUNICAÇÃO E ROTULAGEM AMBIENTAL.....	657



SIMPLIFICANDO A COMUNICAÇÃO DAS DECLARAÇÕES AMBIENTAIS DE PRODUTO	658
REVISÃO SISTEMÁTICA DA ROTULAGEM AMBIENTAL DA ÚLTIMA DÉCADA	665
ROTULAGEM AMBIENTAL NO SETOR DE COSMÉTICOS NO BRASIL: ANÁLISE QUANTITATIVA E QUALITATIVA DA INFORMAÇÃO	670
LEED v4 APPROACH TO LCA AT WHOLE-BUILDING LEVEL	677
COMITÊ CIENTÍFICO: INVENTÁRIOS DO CICLO DE VIDA E BANCOS DE DADOS.....	684
INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE BOVINOS DE CORTE NO BRASIL.....	685
O USO DE TÉCNICAS DE MINERAÇÃO DE DADOS NA DESCOBERTA DO PERFIL DE NAVEGAÇÃO DOS USUÁRIOS DO BANCO NACIONAL DE INVENTÁRIOS SICV BRASIL.....	693
COMPARAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DA SOJA EM SISTEMA CONVENCIONAL E EM MANEJO INTEGRADO DE PRAGAS E DE DOENÇAS (MIP-MID) POR MEIO DA METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)	698
MELHORIA CONTÍNUA DA INFORMAÇÃO E APOIO A TOMADA DE DECISÃO COM O MÉTODO CONE-INVERTIDO	705
IS IT RELEVANT TO INCLUDE CAPITAL GOODS IN THE LIFE CYCLE ASSESSMENT OF CONSTRUCTION PRODUCTS?	711
USO E APLICAÇÃO DE MÉTODOS DE INVENTÁRIO HÍBRIDOS NO ÂMBITO BRASILEIRO	718
ACV SIMPLIFICADA PARA A COMPARAÇÃO DE DIFERENTES ESTRATÉGIAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUO SÓLIDO ORGÂNICO	725
AVALIAÇÃO DO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA DE BLOCO CERÂMICO PRODUZIDO NO SUL DA BAHIA	731
INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA DE EQUIPAMENTOS DESKTOPS: ESTRATÉGIAS DE ECODSIGN.....	738
INVESTIGATING TRANSPARENCY REGARDING ECOINVENT'S SYSTEM MODEL CHOICES	744
APLICATIVO DE DISPOSITIVO MÓVEL MULTIPLATAFORMA PARA VISUALIZAÇÃO DE INVENTÁRIOS DO BANCO NACIONAL SICV BRASIL.....	750
UNCERTAINTY TYPES, SOURCES AND DRIVERS IN WHOLE-BUILDING LCAs	756
BUILDING DATASETS FOR TOURIST ACCOMMODATION: A CASE STUDY OF A BACKPACKER'S HOSTEL IN RIO DE JANEIRO (BRAZIL).....	763
AVALIAÇÃO DO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA DO PARQUE SOLAR FOTOVOLTAICO: UMA NOVA REALIDADE NA PRODUÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA NO BRASIL	769
LEVANTAMENTO DE PUBLICAÇÕES CIENTÍFICAS BRASILEIRAS PARA INCREMENTO DO BANCO NACIONAL DE INVENTÁRIOS DO CICLO DE VIDA (SICV)	775
COMITÊ CIENTÍFICO: MÉTODOS E MODELOS DE AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA.....	781
INCORPORAÇÃO DE INCERTEZAS EM AICV: ESTADO DA ARTE.....	782
METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV) – CRITÉRIOS DE SELEÇÃO DE CATEGORIAS DE IMPACTO AMBIENTAL	788
REGIONALIZAÇÃO DE FATORES DE CARACTERIZAÇÃO DE ESCASSEZ HÍDRICA NA REGIÃO HIDROGRÁFICA DO SÃO FRANCISCO.....	793
SALINIZAÇÃO DO SOLO: UMA ANÁLISE DE PRODUÇÃO CIENTÍFICA E MODELOS EXISTENTES.....	800



PRINCIPAIS FONTES DE INCERTEZA NA AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO	807
A INFLUÊNCIA DA QUALIDADE DO MATERIAL SECUNDÁRIO PARA RECICLAGEM E SEUS IMPACTOS AMBIENTAIS: O CASO DA LIGA DE ALUMÍNIO	814
PEGADA HÍDRICA E DE CARBONO DA CULTURA DO COQUEIRO ANÃO NO CEARÁ	821
AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DA EXTRAÇÃO DE NANOCRISTAIS DE CELULOSE BACTERIANA PRODUZIDA EM SUCO DE CAJU	827
COMPARAÇÃO ENTRE MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO PARA A CATEGORIA DE IMPACTO <i>SMOG</i> FOTOQUÍMICO: UMA AVALIAÇÃO DO TRANSPORTE DE SOJA NO BRASIL.....	832
DESENVOLVIMENTO CONCEITUAL DE UM APLICATIVO PARA QUANTIFICAÇÃO DE PEGADA DE CARBONO PARA EDIFÍCIOS PÚBLICOS	838
ÁGUA DE CHUVA VERSUS ÁGUA SUBTERRÂNEA: UMA AVALIAÇÃO ENERGÉTICA	845
AVALIAÇÃO DE MODELOS PARA A CATEGORIA DE IMPACTO FORMAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO EM AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV) PARA O BRASIL	852
A INFLUÊNCIA DA ESCOLHA DOS FATORES DE CARACTERIZAÇÃO PARA IMPACTOS DE AQUECIMENTO GLOBAL E A DIVISÃO ENTRE METANO BIOGÊNICO E FÓSSIL	857
INTEGRAÇÃO DA MODELAGEM DA INFORMAÇÃO DA CONSTRUÇÃO (BIM) E A AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV).....	863
IMPACTO DA UTILIZAÇÃO DE RECURSO FLORESTAL MADEIREIRO EM UM CONTEXTO DE CICLO DE VIDA	871
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA E PRODUÇÃO MAIS LIMPA EM PROCESSOS DE MANUFATURA: UMA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA SISTEMÁTICA NO SETOR DE TELECOMUNICAÇÕES	878
RIQUEZA DE ESPÉCIES DE PLANTAS COMO INDICADOR DE DANOS AOS ECOSISTEMAS TERRESTRES: ACIDIFICAÇÃO NO BRASIL.....	885
COMITÊ CIENTÍFICO: TÓPICOS ESPECIAIS.....	891
VARIÁVEIS DO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA NA INDÚSTRIA 4.0	892
RELAÇÕES ENTRE A AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA E SISTEMAS DE LOGÍSTICA REVERSA: UMA BREVE REVISÃO DA LITERATURA	896
GESTÃO DO CICLO DE VIDA (GCV) PARA A SUSTENTABILIDADE DE PEQUENAS E MÉDIAS EMPRESAS (PMES) NA REGIÃO DE SOROCABA/SP: PRINCIPAIS ENTRAVES E DESAFIOS.....	903
ESTRUTURA METODOLÓGICA INTEGRADA PARA A SUSTENTABILIDADE DA ACV: UMA DISCUSSÃO SOBRE USO DE MÉTODOS DE SOBRECLASSIFICAÇÃO	910
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA E A ARQUITETURA: PRODUÇÃO ACADÊMICA NOS PROGRAMAS DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ARQUITETURA – 2012 A 2017	915
APLICATIVOS COMO FERRAMENTAS DE DISSEMINAÇÃO DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	922
ALOCAÇÃO EM SISTEMAS ENERGÉTICOS MULTIPRODUTOS: REVISÃO E PROPOSTA DE MÉTODOS.....	931
<i>CREATING VALUE WITH LESS IMPACT: DEVELOPMENT OF A LEAN-GREEN MODEL TOWARDS ECO-EFFICIENCY BASED ON LIFE CYCLE THINKING.</i>	938
SUSTENTABILIDADE DA CAFEICULTURA NA MESORREGIÃO CENTRO-SUL DO ESTADO DA BAHIA	944



RELAÇÕES ENTRE AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV) E A ANÁLISE DE DECISÃO MULTICRITÉRIO (MCDA)	950
PRODUÇÃO DE BIOGÁS COMO ESTRATÉGIA DE ALOCAÇÃO DA BIOMASSA RESIDUAL DA EXTRAÇÃO DE ÓLEO DA MACAÚBA	956
UMA ABORDAGEM SOBRE A INTER-RELAÇÃO ENTRE AS FERRAMENTAS DE GESTÃO AMBIENTAL, OS PILARES DA SUSTENTABILIDADE E SEUS IMPACTOS NAS ATIVIDADES INDUSTRIAIS.....	963
<i>A CRITICAL REVIEW ON PARAMETER UNCERTAINTY MODELING IN WHOLE BUILDING LIFE CYCLE ASSESSMENT</i>	967
IDENTIFICAÇÃO DA MODELAGEM DE OTIMIZAÇÃO PARA REDUÇÃO DAS EMISSÕES DE GEE EM CIDADES	973
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE ARGAMASSAS COM RESÍDUOS DE CERÂMICA VERMELHA CONSIDERANDO UM INDICADOR DE DESEMPENHO MECÂNICO-DURABILIDADE.....	979
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA NA APLICAÇÃO INTEGRADA DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA E DA LOGÍSTICA REVERSA EM SMARTPHONES	986

Editorial

A sustentabilidade sem métrica é uma utopia. Por sua vez, a métrica precisa de dados para gerar informação. A informação robusta, representativa, reprodutível, apoia a tomada de decisão. Somente após esse processo a sustentabilidade passa a ser mensurável, classificável. E podemos perceber a distância que estamos de uma sociedade equilibrada. E podemos pensar nas estratégias para alcançar e manter a harmonia. A grande dificuldade é o conceito de sustentabilidade se amparar em dimensões tão distintas, que não interagem de maneira direta, com métricas diferentes. Para cada uma das dimensões (ambiental, social e econômica, para não citar outras!) existe uma abordagem que requer uma infinidade e variedade de dados. São números, valores relativos e absolutos, metadados. Se bem coletados, compilados e armazenados produzem informação de fato e disseminam o conhecimento.

O tema escolhido para o congresso deste ano “Gestão da Informação Tecnológica para Sustentabilidade” aborda a necessidade de se pensar na gestão da informação em ACV como matéria-prima para avançarmos na temática da sustentabilidade. A gestão da informação é fundamental para que, diante tão complexa realidade, os objetivos sejam alcançáveis. Ela passa pela identificação e coleta dos dados, desenvolvimento de ferramentas, disseminação e, por fim, análise e utilização por parte dos usuários, iniciando-se, assim, o processo novamente. Acreditamos que o resultado do investimento realizado na gestão da informação em ACV é o aumento da capacidade que nós, enquanto sociedade, teremos para tomar decisões e construir ações embasadas cientificamente, com efeito prático na melhoria da qualidade de vida e preservação do planeta.

O Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida ocupa hoje uma posição de destaque nas comunidades nacional e internacional da ACV. Este evento vem sendo promovido pela Associação Brasileira de Ciclo de Vida (ABCV) desde 2008 e tem como objetivo reunir diferentes profissionais que atuam na área de gestão ambiental, ligados direta ou indiretamente com a lógica do ciclo de vida, gerando um ambiente favorável para a discussão entre acadêmicos, técnicos, gestores públicos e o setor produtivo que está cada vez mais engajado com o congresso.

O primeiro Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida (CBGCV) foi realizado em 2008 pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, em Curitiba (PR). O evento contou com 73 inscritos, vindos de diversas regiões do Brasil. Na ocasião, foram apresentados 44 trabalhos técnicos, além de palestras e mesas-redondas.

O II CBGCV ocorreu em 2010, na cidade de Florianópolis (SC). Com o tema “Colaborando com decisões sustentáveis”, foram apresentados 55 trabalhos, além de mesas-redondas, palestras e minicursos.

O III CBGCV aconteceu em setembro de 2012, em Maringá (PR). Organizado pelo Departamento de Engenharia Química da Universidade Estadual de Maringá, teve como tema “Novos Desafios para um Planeta Sustentável”.

O IV CBGCV foi realizado em São Bernardo do Campo (SP), entre 9 e 12 de novembro de 2014. O evento foi organizado pela Associação Brasileira de Ciclo de Vida (ABCV) e pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo com apoio da Escola Senai Mario Amato.

Nesse congresso compareceram aproximadamente 170 participantes, com a apresentação de 94 trabalhos completos.

O V CBGCV ocorreu na cidade de Fortaleza (CE), em setembro de 2016. Esta edição foi organizada pela Embrapa, em colaboração com a Universidade Tecnológica Federal do Paraná e com o IBICT. O tema da quinta edição do congresso foi “Gestão do Ciclo de Vida nos Trópicos” e buscou ampliar o debate sobre aplicação ou adaptação de metodologias de Inventário de Ciclo de Vida (ICV) à realidade nacional.

A sexta edição aconteceu entre os dias 17 a 20 de junho de 2018, em Brasília, organizada pelo Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT) e pela Associação Brasileira de Ciclo de Vida (ABCV), com cooperação da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar).

No GCV2018 foram abordados temas como Banco de Dados e Dados Públicos em ACV, a ACV e as Políticas Públicas, a Gestão do Ciclo de Vida e a Indústria 4.0, a ACV na Indústria Brasileira, e Tópicos Emergentes como a ACV Social e a Economia Circular. Todos os temas estão atualmente em destaque na academia internacional, e as empresas tem buscado cada vez mais conhecer e identificar oportunidades neste meio. Por isso, o GCV2018 buscou receber palestrantes nacionais e internacionais especialistas, além da submissão de artigos enquadrados nesses temas.

Os números do GCV2018 dão a importância dessa edição do evento. Ao todo foram submetidos 251 trabalhos, que passaram por um processo rigoroso de revisão e resultaram em 85 apresentações orais e 152 apresentações em formato pôster. Os artigos aceitos foram distribuídos da seguinte forma: 40% foram Estudos de Caso de ACV, seguido por Métodos e Modelos de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) com 16%, Inventário do Ciclo de Vida (ICV) e Bancos de Dados representaram 10% dos artigos, 8% foram Tópicos Especiais, 7% foram artigos sobre ACV e Políticas Públicas, 6% Economia Circular, 5% Gestão do Ciclo de Vida nas Organizações, 4% Comunicação e Rotulagem Ambiental, 4% ACV Social e com até 1% apareceram Ecodesign e Custeio do Ciclo de Vida (CCV). Além de artigos nacionais, 10% dos artigos submetidos possuem origem estrangeira (Argentina, Bélgica, Canadá, Cuba, Chile, Colômbia, Dinamarca, México, Portugal e Suíça), o que mostra que o GCV tem se tornado um congresso de interesse também para a comunidade internacional.

Além disso, não podemos nos esquecer dos Comitês Técnico e Científico que tiveram papel fundamental na avaliação dos trabalhos submetidos ao evento. Ao todo, foram selecionados 17 avaliadores para o Comitê Técnico e 37 avaliadores para integrar o Comitê Científico. A ideia de ter dois comitês avaliativos foi algo pioneiro desta edição, o que possibilitou uma melhor organização e gerenciamento dos trabalhos submetidos por autores da academia e da indústria. Os comitês foram compostos por membros da academia e de empresas nacionais e internacionais, sendo que 15% dos membros selecionados para os comitês foram estrangeiros (Argentina, Bélgica, Canadá, Chile, Colômbia, Portugal e Suíça). O processo de avaliação foi dividido em duas partes, análise dos resumos e análise dos artigos completos, sendo que cada autor recebeu *feedback* específico sobre os resumos e artigos completos submetidos, o que permitiu um melhor controle da qualidade e da seleção das publicações.

No total, o evento contou com mais de 30 horas de atividades planejadas ao longo dos seus quatro dias de ocorrência, no intuito de estimular o debate técnico e científico entre os cerca de 200 acadêmicos e profissionais presentes no evento.

A organização do GCV2018 acredita que uma produção mais sustentável se constrói a partir do envolvimento de todos esses atores, e a Gestão do Ciclo de Vida se apresenta como estratégia central para viabilizar tal objetivo. Nesta edição foram realizadas contribuições que apoiaram o tema central: “Gestão da Informação Tecnológica para Sustentabilidade”. Com isso, se pretendeu ampliar a compreensão de como a informação pode contribuir para caminhos de desenvolvimento mais sustentáveis, aliando competitividade ambiental à transparência de informações.

Os desafios são muitos, mas acreditamos que as várias discussões em plenárias e os diferentes estudos apresentados em Brasília contribuirão para que os próximos congressos tenham condições de se aprofundarem ainda mais na temática da Gestão do Ciclo de Vida, tão fundamental para que tenhamos uma sociedade preparada para conviver com o meio ambiente de forma harmônica e duradoura.

Longo Ciclo de Vida ao GCV!!!

Diogo Silva, Gil Anderi Silva, Letícia Mesquita, Marina Santa Rosa, Thiago Rodrigues, Tiago Braga



COMITÊ TÉCNICO
Estudos de caso de ACV

BENEFÍCIOS AMBIENTAIS E ECONÔMICOS DA ADIÇÃO DE SOKALAN HP 56 AOS DETERGENTES DESTINADOS À LAVAGEM DE ROUPAS POR MEIO DE UMA ANÁLISE DE ECOEFICIÊNCIA

Marcelo Martins Meira¹, Adriana Domingos², Laura Zanardi²

¹Fundação Espaço ECO®, marcelo.meira@basf.com

²BASF

Resumo: A BASF, empresa química alemã com presença no Brasil há mais de 150 anos, desenvolveu um produto químico que pode ser adicionado a detergentes para lavagem de roupa chamado SOKALAN HP 56. O atributo associado a este químico é o de ele permitir a realização de lavagem conjunta de roupas brancas, pretas e coloridas sem que haja transferência das cores de uma roupa para outra, evitando manchas. A presença do químico no detergente pode permitir reduzir o número de ciclos de lavagem a ser realizados já que a separação por tipos de roupa não se faz mais necessária. A redução do número de ciclos de lavagem pode se traduzir na redução de consumo energético da operação, assim como redução no consumo de água e de outros recursos, como amaciante. O presente trabalho, realizado pela Fundação Espaço ECO®, trará uma análise de ecoeficiência a fim de comparar o processo de lavagem de roupa em que se utiliza detergente convencional frente a detergentes com o químico mencionado. Essa análise mensura potenciais impactos ambientais ao longo do ciclo de vida do processo de lavagem e combina também a quantidade de recurso financeiro para realizar tal tarefa. No entanto, o artigo dará mais destaque aos aspectos ambientais. Os resultados serão apresentados em forma de gráficos de barra, evidenciando a contribuição de cada categoria de impacto ambiental.

Palavras-chave: Lavagem de roupa, detergente, Análise de Ecoeficiência

Introdução

A humanidade já consome 30% mais recursos naturais do que a capacidade de renovação da Terra. Se os padrões de consumo e produção se mantiverem no atual patamar, em menos de 50 anos serão necessários dois planetas Terra para atender nossas necessidades de água, energia e alimentos (MMA, 2018). Na contramão da linha de consumo exagerado, aproximadamente um terço dos consumidores levam em conta critérios voltados à sustentabilidade na aquisição de produtos e serviços (AKATU, 2015). Ainda, 73% deles acham que as empresas estão falhando no cuidado do planeta e da sociedade (AKATU, 2015). Com relação às atividades domésticas, um importante consumidor de recursos é a lavagem de roupas.

Em estudo publicado, em que uma avaliação de ciclo de vida foi realizada para identificar os impactos ambientais de uma calça jeans no Brasil, levando em conta a extração de matéria prima para fabricação da vestimenta, utilização da calça por um ano, lavando-se uma vez por semana e, em seguida, destinação final da peça, conclui-se que, ao longo do ciclo de vida de uma calça jeans, aproximadamente 70% das emissões de CO_2 -eq se concentram na etapa de uso da calça, sobretudo devido ao processo de lavagem (DINATO, 2016).

Em linha com essas tendências, e dado o peso ambiental da fase de lavagem das vestimentas, a BASF, empresa alemã, desenvolveu um químico que tem como objetivo aliviar o impacto ambiental da fase de lavagem de roupas. O químico, adicionado ao detergente para lavagem de roupas, permite lavar roupas brancas, pretas e coloridas em conjunto, possibilitando realização de menos ciclos de lavagem já que a separação por cores não se faz mais necessária. O presente estudo apresenta uma comparação aplicando a técnica de Análise de Ecoeficiência (NSF, 2015), com enfoque atribucional para 2 alternativas: lavagem de roupa em que se utiliza um detergente líquido convencional frente à lavagem de vestimentas com detergente líquido com o químico SOKALAN HP 56.

Metodologia

Este estudo seguiu as bases conceituais descritas pela norma ABNT NBR 14040 e 14044 (ABNT, 2009). Como unidade funcional do estudo, foi considerada a lavagem de roupas em uma residência com 4 pessoas, produzindo, individualmente e mensalmente, 2 kg de roupa branca, 3 kg de roupa colorida e 3 kg de roupa preta. Ainda, foi considerada uma máquina de lavar com capacidade de 9 kg de roupa por ciclo, com características de consumo de água e energia conforme testes do Programa Nacional de Conservação de Energia Elétrica (PROCEL) (INMETRO, 2017). No caso da lavagem com detergente regular, a quantidade mensal de ciclos de lavagem é 5 (cinco). Ao se utilizar

SOKALAN HP 56 no detergente, as roupas podem ser misturadas e são necessários 4 (quatro) ciclos para completar a lavagem de roupas mensal para a residência em questão. A quantidade de detergente e amaciante necessária para cada lavagem foi estimada em 100 g e 80 g por ciclo, respectivamente. A Tabela 1 traz, então, um resumo dos insumos utilizadas para cada caso.

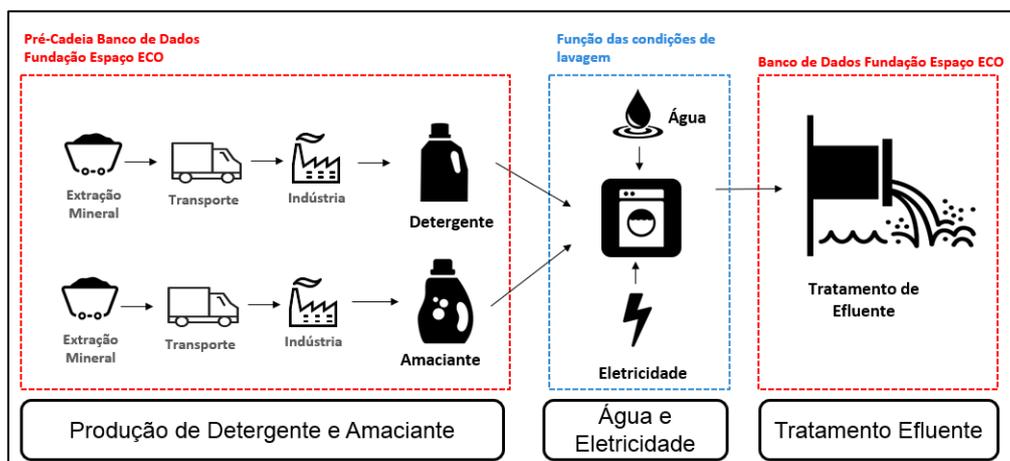
Tabela 1: Quantidade de insumos necessários para lavagem de roupa em cada um dos casos.

	Detergente Regular	Detergente com SOKALAN HP 56
Eletricidade [kWh]	1,20	0,96
Água [l]	450	360
Detergente [kg]	0,50	0,40
Amaciante [kg]	0,40	0,32

Fonte: Elaboração própria.

A fronteira do estudo é de berço ao túmulo, em que foram levadas em conta: a produção do detergente e amaciante, o fornecimento de eletricidade e água. Em seguida, após o processo de lavagem, foi considerado que 5% da água utilizada continuasse nas roupas. O restante, é destinada para tratamento, com as tortas resultantes sendo destinadas a aterros, e considerou-se 20% de perdas de água de esgoto nas tubulações. A figura 1 mostra os processos elementares considerados. Os transportes do portão de fábrica de amaciante e detergente até a residência não foram considerados no estudo pois seriam fluxos comuns às duas alternativas de comparação.

Figura 1: Fluxograma dos processos elementares considerados no processo de lavagem de roupa.



Fonte: Elaboração própria.

Com relação aos dados utilizados na realização do estudo, além das quantidades de insumos da máquina de lavar conforme especificado pelo PROCEL e quantidades estimadas de detergente e amaciante, foram utilizadas informações de banco de dados tanto para as pré-cadeias de cada um dos insumos quanto para o tratamento dos efluentes. Quanto à cobertura geográfica, considerou-se a cidade de São Paulo. A cobertura tecnológica levou em conta as condicionantes relativas aos respectivos processos produtivos.

Além dos aspectos ambientais, para a comparação pretendida, devem ser considerados dados relativos aos custos da operação de lavagem em cada um dos casos. Considerou-se, então, o custo de detergente, de amaciante, do próprio SOKALAN HP 56 a ser adicionado no detergente, além das tarifas de água e eletricidade.

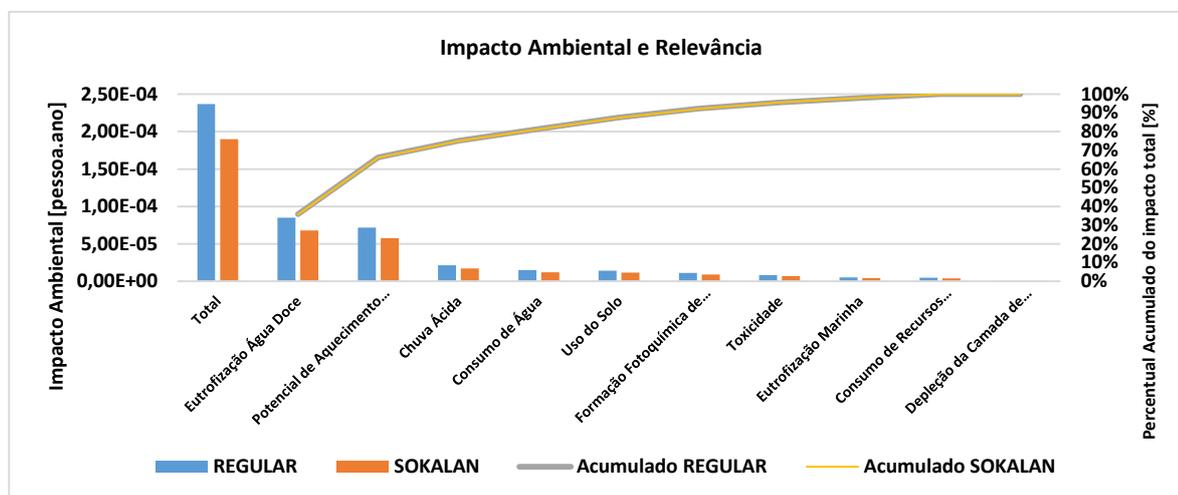
O método utilizado para a realização do estudo foi a Análise de Ecoeficiência, criada em 2002 (SALING, 2002) e atualizada posteriormente em 2015 (GROSSE-SOMER, 2017) e verificada por terceira parte (NSF, 2015). Este método considera 10 (dez) categorias de impacto (AEE10): Toxicidade Humana, Mudanças Climáticas, Formação Fotoquímica

de Ozônio Eutrofização Marinha, Eutrofização de Água Doce, Depleção de Recurso Minerais e Fósseis, Chuva Ácida, Uso da Terra, Depleção de Água e Depleção da Camada de Ozônio, conforme modelos de referência, como o EU PEF.

Resultados e discussão

O gráfico da figura 2 apresenta, no eixo da esquerda, em que se leem as barras, o impacto ambiental total, em *pessoa.ano*, repartido por categoria de impacto, da esquerda para a direita, da mais relevante para a de menor relevância, para o caso de uma lavagem de roupas em que se utiliza um detergente convencional contra uma lavagem em que se utiliza detergentes com o químico SOKALAN HP 56. Em termos de impacto ambiental total, utilizar detergentes com SOKALAN HP 56 traz uma redução de 20% do impacto ambiental ocasionado pelo sistema de produto em questão. Essa mesma redução é verificada do ponto de vista econômica.

Figura 2: Impacto ambiental e relevância, por categoria de impacto, para lavagens com detergentes convencionais e detergentes com SOKALAN HP 56



Fonte: Elaboração própria.

O eixo à direita, por outro lado, em que se faz a leitura das linhas, é o percentual acumulado do impacto ambiental das categorias avaliadas. Ele permite identificar, para esse sistema de produto em análise, quais as categorias de impacto são mais relevantes. No caso, a Eutrofização de Água Doce, Potencial de Aquecimento Global, Chuva Ácida e Depleção de Água correspondem a mais de 80% do impacto ambiental total. Assim, pode-se focar especificamente nessas 4 (quatro) categorias de impacto.

A figura 3 avalia, primeiramente, como o impacto ambiental total do sistema de produto se distribui ao longo da cadeia de valor estudada. O uso de água e energia elétrica correspondem, então, a 46% do impacto ambiental total, seguida pelo tratamento de efluente, correspondendo a 44% do total e, por fim, os processos de produção de detergente e amaciante somam apenas 10% de pegada ambiental. A forte influência da estação de tratamento de esgoto e o consumo de água e eletricidade na pegada ambiental final, de 90% do impacto total, evidenciam que o maior benefício ambiental do SOKALAN HP 56 é o de poupar água e eletricidade no processo de lavagem, mas sobretudo, como consequência, gerar menos efluentes para ser tratados.

Figura 3: Distribuição dos impactos ambientais do processo de lavagem de roupa ao longo dos elos da cadeia de valor, com foco nas categorias de impacto mais relevantes.

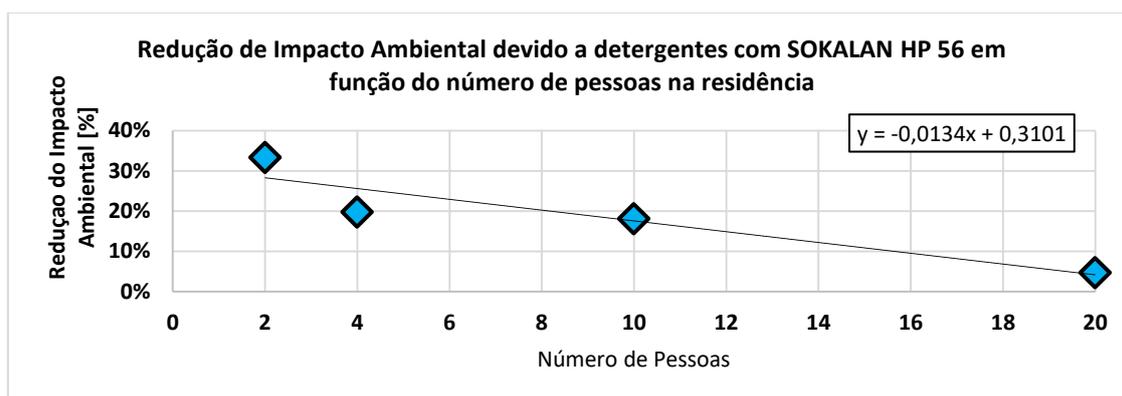
	 Produção de Detergente e Amaciante	 Água e Eletricidade	 Tratamento de Efluente
Total	10%	46%	44%
Eutrofização Água Doce	6%	2%	92%
Potencial de Aquecimento Global	2%	14%	84%
Chuva Ácida	42%	32%	26%
Depleção de Água	10%	90%	

Fonte: Elaboração própria.

Avaliando-se as 4 (quatro) categorias de impacto ambiental mais relevantes, percebe-se que, para a categoria de Eutrofização de Água Doce, o impacto se deve majoritariamente devido ao tratamento de efluentes. O mesmo vale para a categoria de Potencial de Aquecimento Global, 84% do impacto nessa categoria advém do aterro das tortas. Por outro lado, observa-se que, na categoria Chuva Ácida, 42% do impacto advém da produção de detergentes e amaciantes. Por fim, para a categoria Depleção de Água, 90% do impacto provém da utilização de água e de energia elétrica para o processo de lavagem, já considerando o retorno de água para a natureza após o tratamento de efluentes.

Vale ainda avaliar como a redução de impacto ambiental ocasionada pelo uso de SOKALAN HP 56 é influenciada ao variar-se o número de pessoas de uma determinada residência. O gráfico da figura 4 evidencia que, para residências com até 4 (quatro) pessoas, seguindo o padrão de lavagem adotado no estudo, apresentam reduções de impacto ambiental entre 35% e 20%. Por outro lado, ao se aumentar a população do local, no caso de um hotel, por exemplo, as reduções de impacto tendem a 5%, já que a redução de ciclos de lavagem trazidas pelos detergentes com SOKALAN HP 56 são pequenas frente ao total de lavagens realizadas, portanto, o percentual decresce. Esse mesmo comportamento é verificado do ponto de vista de recursos financeiros utilizados na operação.

Figura 4: Variação da redução do impacto ambiental ao se utilizar detergente com SOKALAN HP 56 em função do número de pessoas na residência



Fonte: Elaboração própria.

Conclusão

O presente estudo realiza uma avaliação de ciclo de vida, com fronteiras de berço ao túmulo, ou seja, da extração de matérias primas até o tratamento de efluentes, excluindo-se fluxos comuns à comparação, para processos de lavagem de roupas ao se utilizar detergente regular frente a detergente com o químico SOKALAN HP 56 que, quando adicionado ao detergente, permite a realização de lavagens em que haja mistura de roupas brancas, pretas e coloridas, reduzindo, assim, o número de ciclos de lavagem.

Ao se utilizar SOKALAN HP 56 em uma residência de 4 (quatro) pessoas, com os padrões de lavagem adotados no estudo, pode-se chegar a uma redução de impacto ambiental e econômica de 20%, devido, sobretudo, à redução de consumo de água e eletricidade consumidas no processo e, por consequência, diminuição da quantidade de água a ser tratada na estação de tratamento de esgoto. As categorias de impacto ambiental mais relevantes para o estudo são: Eutrofização de Água Doce, Potencial de Aquecimento Global, Chuva Ácida e Depleção de água. Juntas, correspondem a mais de 80% do impacto ambiental total ocasionado pelo sistema analisado.

Ainda, foi feita uma análise de sensibilidade variando-se o número de pessoas em uma residência a fim de se avaliar os benefícios do detergente com o químico do BASF. Conclui-se que, para residências com até 4 (quatro) pessoas, a redução percentual de impacto ambiental e de recursos financeiros despendidos para realizar a operação de lavagem varia de 35% a 20%. Os percentuais são elevados, nesse caso, pois a redução do número de ciclos de lavagem ao se usar detergente com SOKALAN HP 56 é da mesma ordem de grandeza do total de lavagens realizadas. Por outro lado, para locais em que o número de pessoas é mais elevado, como no caso de um hotel, a redução de impacto ocasionada pelo detergente é menor, chegando a 5% já que a quantidade de ciclos reduzidas pelo uso de detergente ao se misturar as roupas é pequena frente ao número total de lavagens realizadas.

Por fim, a BASF poderá utilizar os resultados do estudo para, primeiramente, compreender o papel do químico em questão na cadeia da lavagem de roupas. Ainda, caso haja interesse, pode-se trabalhar em um plano de comunicação e marketing junto a seus clientes, evidenciando os benefícios do SOKALAN HP 56 do ponto de vista ambiental e econômico.

Referências

ABNT NBR ISO 14040:2009: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura: ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas: 46 p. 2009.

ABNT NBR ISO 14044:2009: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações: ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas: 46 p. 2009.

ABIPLA. Limpeza Consciente. Disponível em: <http://www.limpezaconsciente.org.br/internas.php?idPagina=60>. Acesso em: 24/01/2018.

AKATU. Hábito dos consumidores. Disponível em: <https://www.akatu.org.br/noticia/um-terco-dos-consumidores-considera-sustentabilidade-como-fator-de-compra/>. Acesso em 24/01/2018.

INMETRO. Lavadoras de roupa e secadora automáticas com abertura frontal. Disponível em: <http://www.procelinfo.com.br/main.asp>. Acesso em: 11/08/2017.

DINATO, R. et al. Pegada de carbono de uma calça jeans produzida no Brasil e a influência dos cenários da etapa de uso. V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida 2016.

GROSSE-SOMER, A. et al. Applied Sustainability in Industry : The BASF Eco-Efficiency toolbox for decision-making and marketing support. Life Cycle Management 2017.

MMA. Produção e Consumo Sustentável. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/producao-e-consumo-sustentavel/consumo-consciente-de-embalagem/quem-e-o-consumidor-consciente/item/7591>. Acesso em: 24/01/2018.

NSF. BASF's Eco-Efficiency Analysis Methodology. Disponível em <http://www.nsf.org/newsroom/basfs-eco-efficiency-analysis-methodology-sept-2015>. Acesso em: 24/01/2018.

SALING, P. et al. Eco-efficiency analysis by BASF: The Method. International Journal of Life Cycle Management. [S.l.: s.n.], 2002. n. 7. v. 4.

AValiação DE CICLO DE VIDA COMPARATIVA DE MATERIAIS EMPREGADOS EM UM OMBRELONE SOLAR

Caio L. P. Costa¹, Fellipe de A. Caravana², Izabela A. Simões³

¹Instituto Senai de Tecnologia Ambiental - RJ 1, cpcosta@firjan.com.br

²Instituto Senai de Tecnologia Ambiental - RJ

³Instituto Senai de Tecnologia Ambiental - RJ

Resumo: A preocupação com o desempenho ambiental de produtos pelas organizações tem se iniciado não só de produtos já existentes mas no desenvolvimento de produtos e serviços que representarão novos modelos de negócios. Foi feita uma Análise de Ciclo de Vida (ACV) comparativa com o objetivo de estudar as alternativas dos materiais empregados para um produto, considerando como parâmetros de decisão as categorias de impacto de Mudanças Climáticas e de Demanda Acumulativa de Energia. Com base nesta proposta foi desenvolvido o Ombrelone Solar, que tem como objetivo principal integrar o efeito de sombreamento com a geração de energia solar offgrid com uso de placas solares, possibilitando o acesso da energia à lugares de uso restrito. Esta ACV utilizou como referência um Ombrelone Solar com capacidade de produção de energia de 65,7 kWh/ano, com fronteira de avaliação do berço ao portão (cradle-to-gate) dos componentes utilizados na sua construção. Dentre os materiais comparados, as células fotovoltaicas demonstram-se uma das mais significativas em relação ao impacto ambiental do produto. Para as categorias de impacto avaliadas nesta ACV, considerando aspectos como tempo de vida e uso do Ombrelone Solar, a Célula Orgânica Fotovoltaica (OPV) demonstrou menor impacto em relação à outras tecnologias, decorrente, principalmente, por sua composição de materiais recicláveis e baixo custo energético de produção. Os resultados obtidos por esta análise colaboram para a definição do design final do protótipo com menor pegada de carbono e energética, possibilitando o desenvolvimento de um produto com menor impacto ambiental.

Palavras-chave: energia solar, eco-design, ACV

Introdução

Segundo a pesquisa realizada pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2012) mostra que houve, nos últimos 20 anos, clara evolução nas preocupações ambientais no cenário brasileiro. O aumento da conscientização sobre a importância da proteção ambiental relacionados aos impactos associados de produtos e serviços tem desenvolvido um maior interesse das indústrias no desenvolvimento de metodologias para compreender e diminuir estes impactos.

Outra característica da sociedade moderna, além da proteção ambiental, é sua alta dependência dos aparelhos eletrônicos portáteis. Conforme pesquisa divulgada pela ComScore (2017), os usuários de internet já passam mais de 50% do tempo acessando conteúdos digitais por meio de aplicativos e redes sociais *mobile*. Este comportamento social, evidencia a necessidade de baterias com maiores capacidades de armazenamento de energia elétrica que suportem as inúmeras funcionalidades e tecnologias. Portanto, a preocupação ambiental alinhada ao surgimento de novos modelos de negócios para as organizações, exige que os impactos decorrentes destes novos modelos sejam avaliados também do ponto de vista ambiental.

Visando uma evolução tecnológica sustentável e ambientalmente mais adequada este estudo teve como objetivo avaliar os impactos ambientais na construção de um ombrelone solar por meio da metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida, conforme a ISO 14040:2009 (ABNT, 2009). A metodologia é destacada entre as organizações como uma forte ferramenta de competitividade e um diferencial para os processos de tomada de decisão e qual processo de fabricação traz maiores vantagens ao produto final (ALBERGARIA et al, 2010).

O ombrelone solar foi concebido para oferecer, além da proteção contra raios UVA e UVB, a captação de energia solar através de células fotovoltaicas, possibilitando a geração de energia para carregar aparelhos eletrônicos portáteis e abastecer baterias para garantir fornecimento de energia mesmo em dias e horários com pouca ou nenhuma insolação, em locais onde o acesso à energia elétrica é restrito técnica ou economicamente

Apesar de representar apenas 1% de total de energia elétrica produzida no mundo em 2014 (SOLARPOWER EUROPE, 2015), a energia solar fotovoltaica tem se revolucionado e se expandindo substancialmente. Atualmente a terceira geração da tecnologia vem ampliando sua atuação com as células orgânicas fotovoltaicas, também conhecidas como OPV (*organic photovoltaics cells*). Este tipo de célula tem sido muito utilizado principalmente em aplicações *offgrid*

(TÜRKELLI & KEMP, 2014), integrando produtos eletrônicos portáteis, fachadas de prédio. Entretanto, seu desenvolvimento ainda está em fase de maturação, não tendo uma significativa participação no mercado. Para tanto, um dos objetivos do estudo é comparar a utilização de células fotovoltaicas de 1^o geração do tipo monocristalina com a tecnologia OPV.

Metodologia

Escopo

O escopo desta ACV utilizou uma abordagem do berço ao portão, considerando apenas a construção do ombrelone. Esta premissa foi adotada pois como é um projeto em desenvolvimento ainda não há dados suficientes para determinar qual seria o mercado potencial, bem como as alternativas para a sua destinação final.

Para realizar a integração da energia fotovoltaica com o ombrelone foi necessário desenvolver uma estrutura com componentes de um sistema fotovoltaico convencional que fosse adaptado à realidade do produto. Para tanto, durante o desenvolvimento do ombrelone solar, foi identificada a necessidade de serem estudadas alternativas para a conversão da energia solar em eletricidade. Por um lado, as tecnologias de 1^o geração da energia solar fotovoltaica são mais eficientes, porém requerem uma maior quantidade de energia para serem produzidas e uma estrutura mais pesada para suporte no ombrelone. Por outro lado, as tecnologias fotovoltaicas de 3^o geração são modelos mais flexíveis e mais leves representando uma economia de material para a estrutura de suporte no ombrelone.

O ombrelone solar foi dimensionado para carregar até 3 (três) equipamentos portáteis com uma corrente de 3 A e com saída de USB de 5 V. Considerando ainda que este seria utilizado por um período de pelo menos 8 horas diárias e pelo menos 180 dias do ano, o produto deveria gerar ao longo de um ano 65,7 kWh a fim de ser sustentável, sendo desta forma a Unidade Funcional aplicada ao produto. Esta é a unidade funcional mais comum na comparação de tecnologias de geração fotovoltaica conforme recomenda Fthenakis *et al* (2011). Como existem períodos em que não há sol, paralelamente foi dimensionado uma bateria que suportasse pelo menos 3 dias para que o produto não perdesse sua funcionalidade.

Com base nestas informações foi possível quantificar os materiais necessários para cada tipo de tecnologia fotovoltaica que deveria ser aplicada para alcançar esta quantidade de energia. As simulações utilizadas para esta funcionalidade consideraram a cidade do Rio de Janeiro como referência de radiação solar, uma vez que foi o local de desenvolvimento deste produto.

Foram criados *Minimum Viable Product* (MVP) de cada um dos cenários para identificar quais seriam os materiais necessários para a sua construção. Por ser um projeto de inovação não haviam informações com relação à quantidade de materiais e energia gastos para a sua produção. Para tanto foram construídos protótipos para que pudessem ser mensurados estas quantidades.

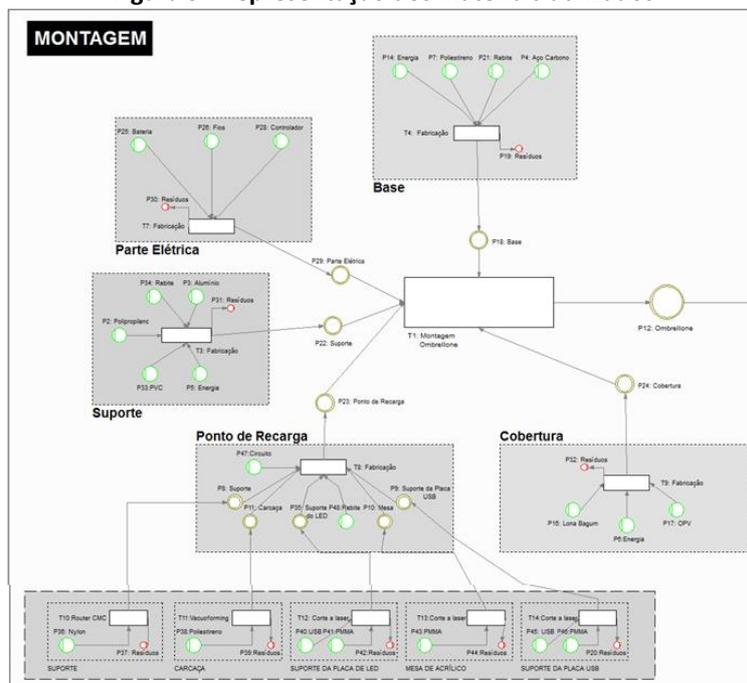
Ferramentas aplicadas e biblioteca técnica utilizada.

Como Lizin (2013) afirma, há uma grande dificuldade na elaboração de ACV de células orgânicas fotovoltaicas por não existir uma quantidade de dados razoáveis nas bibliotecas mais comuns utilizadas. Além disso Lizin (2013) também destaca uma evolução significativa dos impactos da fabricação do OPV ao longo dos anos decorrente, principalmente, pela utilização de processos mais eficientes, além da saída do produto de uma escala laboratorial para uma discreta produção em escala. Considerando isto, os dados mais recentes apontam que a Demanda Acumulativa de Energia (*Cumulative Energy Demand – CED*) requerida para o OPV é de 37,58 MJ/m² de OPV. Com relação aos valores de emissões de CO₂e, Sbampato (2017) encontrou um valor de 6,52 kgCO₂e/m² para um OPV fabricando no Brasil.

Em relação aos demais materiais utilizados para a fabricação dos protótipos foram considerados dados da biblioteca ECOINVENT 3.0. Para a simulação foi usada a ferramenta SimaPro 8.0.2, na qual pode ser compiladas as informações com relação ao Inventário de ciclo de vida, bem como o cálculo das categorias de impacto definidas para a ACV.

Após o design elaborado para cada cenário foram feitos protótipos e os fluxos de materiais e energia utilizados na sua confecção foram mapeados e quantificados até a fase de montagem final do produto, conforme apresentado na Figura 1, chegando até a fase de portão.

Figura 5 - Representação dos materiais utilizados



Fonte: Elaboração Própria

Categorias de Impacto

Após a conclusão do Inventário de Ciclo de Vida foram selecionadas as categorias de impacto que avaliariam o desempenho ambiental do Ombrelone Solar. Fthenakis *et al* (2011) sugere que em uma ACV com painéis fotovoltaicos sejam avaliadas diversas categorias de impacto porém, como Lizin (2013) afirma, a maior parte dos estudos de ACV envolvendo OPV avaliam três indicadores principais:

- 1) Demanda de Energia Cumulativa (*Cumulative Energy Demand – CED V.1.04*): descreve o consumo de energias (fóssil, nuclear e renováveis) ao longo da produção de um determinado produto, incluindo a energia diretamente ou indiretamente empregada no processo produtivo.
- 2) *EPBT (Energy Payback Time)*: É utilizado para definir o período de tempo requerido para uma sistema de energia renovável produzir a mesma quantidade de energia que foi utilizada na sua produção.
- 3) IPCC 2007 GWP100a (Emissões de Gases de Efeito Estufa): Estima as emissões de gases de efeito estufa acumulados das matérias-primas e processos do produto, com a normalização do fator como CO₂e.

Como o objetivo do projeto não é ser mais competitivo em relação à outras formas de geração de energia, e sim uma forma de acesso à energia elétrica em áreas restritas, nesta etapa não foi interessante avaliar em quanto tempo a energia gasta para sua produção se paga. Portanto, foram consideradas neste estudo duas categorias principais: CED e Emissões de GEE, que estão relacionadas à impactos ambientais do produto.

A Tabela 1 descreve os materiais que foram utilizado na prototipagem do modelos do ombrelone solar bem como os respectivos processos e energia consumida durante a sua execução. Como foi realizado em escala laboratorial foram utilizados muito processos manuais que não requeriam a utilização de energia. Com relação à fabricação da cobertura do Ombrelone a tecnologia fotovoltaica que substitui o item do painel fotovoltaico (Photovoltaic Panel, single-Si wafer {GLO}) market for | Alloc Def) é um OPV com 4% de eficiência e 2,575 m² de área utilizada.

Tabela 2 - Materiais utilizados na prototipagem do ombrelone

Processo			
	Material/Combustível/Energia	Quantidade	Unidade
Base do Ombrelone	Electricity, low voltage (BR) market for Alloc Def, S	5	kWh
	Iron and steel, production mix/kg/RNA	21	kg
	Polystyrene, general purpose (GLO) market for Alloc Def, S	2,4	kg
	Aluminium, cast Alloy (GLO) market for Alloc Def, S	8,4	g
Suporte da Placa Solar	Aluminium, secondary, extrude/RNA	4,7	kg
	Polypropylene, granulate (GLO) market for Alloc Def, S	336,4	g
	Polyvinylchloride, bulk polymerised (GLO) market for Alloc Def, S	2624	g
	Aluminium, cast Alloy (GLO) market for Alloc Def, S	279,04	g
Suporte do Ponto de Recarga	Electricity, low voltage (BR) market for Alloc Def, S	2,3	kWh
	Nylon 6-6 (GLO) market for Alloc Def, S	554	g
Carcaça	Electricity, low voltage (BR) market for Alloc Def, S	0,8	kWh
	Polystyrene, general purpose (GLO) market for Alloc Def, S	250	g
Mesa de Acrílico	Electricity, low voltage (BR) market for Alloc Def, S	0,9	kWh
	Polymethyl Methacrylate, sheet (GLO) market for Alloc Def, S	340	g
Suporte da Placa USB	Electricity, low voltage (BR) market for Alloc Def, S	0,4	kWh
	Plug, Inlet and Outlet, for computer cable (GLO) market for Alloc Def, S	3	unidade
	Polymethyl Methacrylate, sheet (GLO) market for Alloc Def, S	193,05	g
Suporte da Placa LED	Electricity, low voltage (BR) market for Alloc Def, S	1,5	kWh
	Polymethyl Methacrylate, sheet (GLO) market for Alloc Def, S	104	g
	Electricity, low voltage (BR) market for Alloc Def, S	1,3	kWh
Parte Elétrica do Ombrelone	Plug, Inlet and Outlet, for computer cable (GLO) market for Alloc Def, S	1	Unidade
	Battery, Li-ion, rechargeable, prismatic (GLO) market for Alloc Def, S	12,5	kg
	Cable, three-conductor cable (GLO) market for Alloc Def, S	12	metros
	Electronics, for control units (GLO) market for Alloc Def, S	110	g
Cobertura do Ombrelone	Welding, arc, aluminium {GLO} market for Alloc Def, S	2	m
	Photovoltaic Panel, single-Si wafer {GLO} market for Alloc Def, S	0,435	m ²
	Polyester resin, unsaturated {GLO} market for Alloc Def, S	240	kg
	Polyvinylchloride, emulsion polymerised {GLO} market for Alloc Def, S	3520	kg
	Calcium carbide, technical grade {GLO} market for Alloc Def, S	440	kg
	Zinc monosulfate {GLO} market for Alloc Def, S	120	kg

Fonte: Elaboração Própria

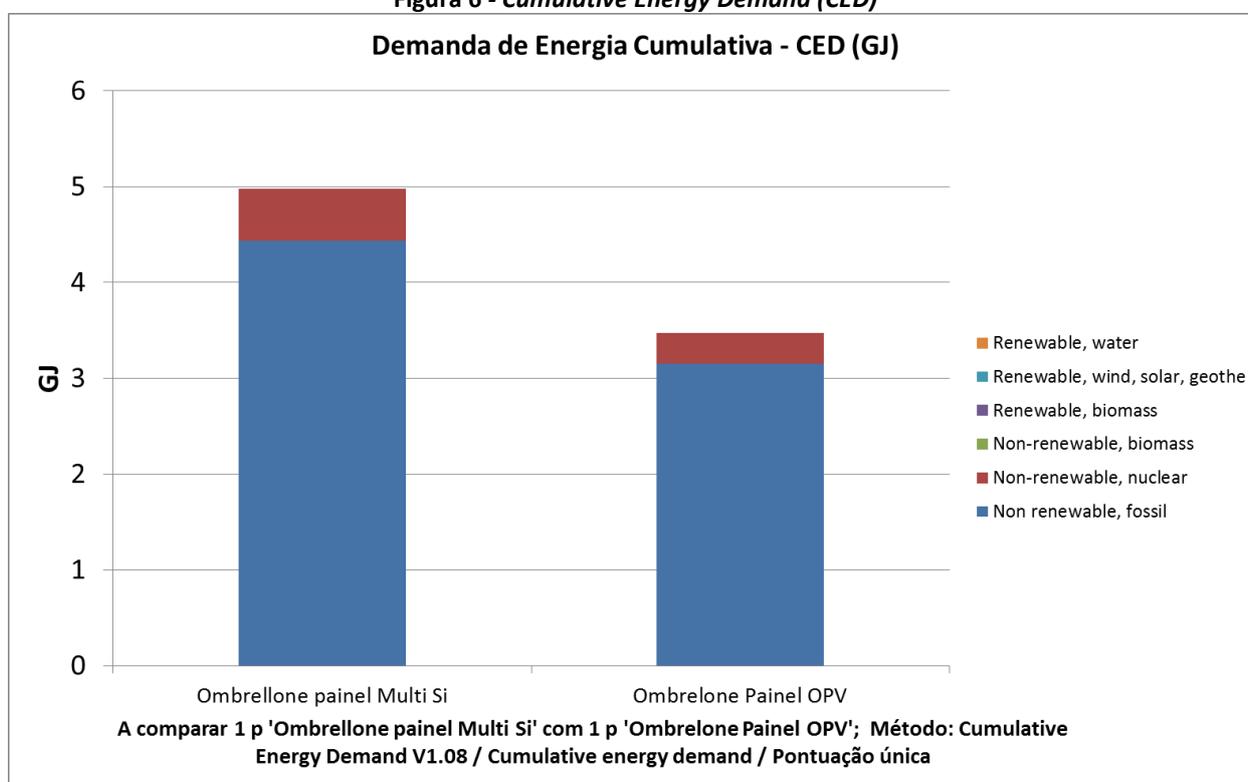
Resultados e discussão

Demanda Acumulativa de Energia (CED)

Como é possível observar na Figura 2 o CED do protótipo com painel single-Si é superior ao protótipo com OPV, demonstrando que a versão com esta tecnologia é mais interessante do a primeira. Em ambas as situações a quantidade de energia requerida, em sua maioria, não advém de recursos renováveis, pois a maior parte da biblioteca disponível não considera a matriz brasileira. O CED da versão com painel single-Si é de aproximadamente, 4,98 GJ/ombrelone enquanto que com a versão OPV é de 3,47 GJ/ombrelone, ou seja, uma redução de 31%.

Além disso na versão com o painel single-Si, a representatividade do painel fotovoltaico chega a 32% do total de energia requerida para o sistema, enquanto que na versão OPV essa quantidade é reduzida a apenas 3% do total de energia requerida para a integração do produto.

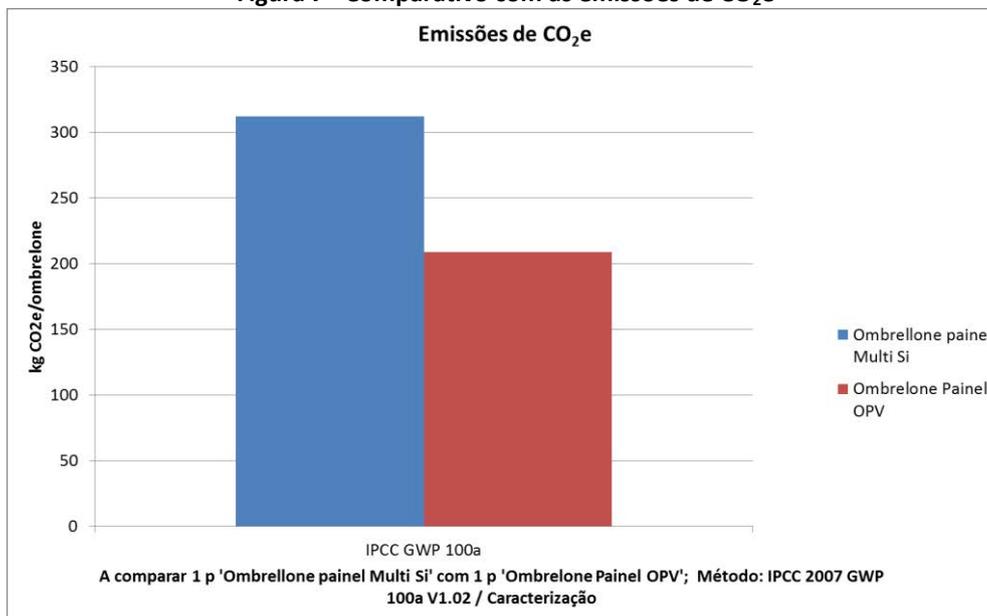
Figura 6 - Cumulative Energy Demand (CED)



Fonte: Elaboração Própria

Emissões de Gases de Efeito Estufa

Uma vez que a maior parte das emissões de Gases de Efeito Estufa na fase de montagem está ligada ao consumo de combustível é esperado que o protótipo com a tecnologia OPV tenha um impacto menor quando comparado com a versão single-Si. Conforme evidenciado na Figura 3, a versão single-Si emite cerca de 312 kg CO₂e/ombrelone, tendo a participação de 39% da placa fotovoltaica. Enquanto que a versão com OPV emite cerca de 209 kg CO₂e/ombrelone, tendo a participação de apenas 8% do painel fotovoltaico orgânico, ou seja, uma redução de 34% na comparação entre as duas tecnologias.

Figura 7 - Comparativo com as emissões de CO₂e

Fonte: Elaboração Própria

Conclusões

A ACV demonstrou que a melhor alternativa do ponto de vista ambiental é a tecnologia OPV que possui um CED e as emissões de GEE menor quando comparada a versão com uma placa fotovoltaica do tipo single-Si. Os cálculos foram feitos com base em uma produção piloto e podem ser otimizados em um caso de produção de escala. A biblioteca técnica disponível com relação à tecnologia OPV ainda é limitada quando comparada à tecnologia fotovoltaica de 1ª geração, sendo decorrente, por exemplo, da fase de maturação da tecnologia, podendo obter resultados ainda melhores.

A tecnologia fotovoltaica a ser implementada no ombrelone solar reduz a sua contribuição no produto quando comparado a outros componentes, tais como os cabos elétricos e a bateria. Para tanto é recomendável uma avaliação de alternativas tecnológicas que visem substituir, por exemplo, a bateria de lítio e a redução de cabos elétricos utilizados, que chegam a representar 65% do impacto ambiental relativo à CED e às emissões de CO₂e no cenário de utilização de OPV

Também é importante que após o produto ser inserido no mercado seja avaliado o ciclo de vida dos cenários em um escopo mais abrangente a fim de identificar qual é o real impacto da tecnologia fotovoltaica no produto, principalmente na fase final de ciclo de vida, no qual os componentes poderão ser reciclados ou enviados para tratamento final.

Agradecimento

Este projeto foi financiado pelo edital SESI SENAI de inovação, idealizado a partir da ideia da startup INSOLAR.

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT, 2009. NBR ISO 14040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura

COMSCORE, 2017. Estudo Global do Mobile: Análise e Tendências e Comportamentos do Mobile Realizada pela ComScore.



FTHENAKIS, V.; FRISCHKNECHT, R.; RAUGEI, M.; KIM, C. M.; ALSEMA, E; HELD, M.; AND WILD-SCHOLTEN, M. DE (2011). Methodology Guidelines on Life Cycle Assessment of Photovoltaic Electricity, 2nd edition, IEA PVPS Task 12, International Energy Agency. Photovoltaic Power systems Programme

LIZIN, Sebastien *et al* (2013). Life cycle analysis of organic photovoltaics: a review. Energy & Environment Science. DOI: 10.1039/c3ee42653j.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA (2012). Pesquisa: O que o brasileiro pensa do meio ambiente e do consumo sustentável. Edição 2012. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/informma/item/8588-pa%C3%ADs-est%C3%A1-mais-consciente>

SBAMPATO, B. (2017). Comparative analysis between mono-Si and OPV photovoltaic devices: accelerated aging experiments applied to LCA and LCOE. Universidade Federal de Minas Gerais. Dissertação de Mestrado. Belo Horizonte. Brazil.

TÜRKELLI, S; & KEMP, R. (2014). The political economy of research and innovation in organic photovoltaics (OPV) in different world regions. Maastricht Economic and social Research Institute on Innovation and Technology, UNU-MERIT.



PROGRAMA ORIGEM: UMA APLICAÇÃO DA GESTÃO DO CICLO DE VIDA NA CADEIA DE VALOR DA BATATA

Marcela Porto Costa¹, Tiago Egydio Barreto¹, Taisa Cecilia de Lima Caires¹, Guilherme Raucci², Antonio Cesar Azenha³, Rodrigo Pifano³, Lais Stroesser Figueiroa³

¹Fundação Espaço ECO, São Bernardo do Campo, SP; marcela.costa@basf.com

²AgroSmart, São Paulo, SP; guilherme.raucci@agrosmart.com.br

³BASF S.A, São Paulo, SP; antonio.azenha@basf.com

Resumo: O desperdício de alimentos é assunto central nas discussões sobre sustentabilidade e este tema fez parte do evento comemorativo dos 150 anos da BASF, que na ocasião fez o desafio para o público presente propor ideias visando solucioná-lo. Como resultado, a BASF implementou um projeto piloto objetivando conhecer a cadeia de batata no Brasil, cujo desperdício está em torno de 24% de sua produção, propondo um modelo de gestão orientado à sustentabilidade para esta cadeia. A iniciativa visa, por meio de parcerias, integrar esta cadeia de valor desde os produtores rurais aos grandes varejistas e indústria, rastreabilidade da produção, assistência técnica e uso de soluções BASF, aumento da produtividade, redução do desperdício, do uso de insumos e recursos naturais. Seis etapas fazem parte do Programa: Engajamento dos agricultores; Engajamento dos integrantes da fase de processamento e consumo; Rastreabilidade; Diagnóstico de Boas Práticas em Sustentabilidade; Resultados Econômicos e; Impacto Ambiental. Atualmente 4 das seis etapas já foram concluídas e duas (Resultados Econômicos e Impacto Ambiental) ainda estão em andamento. A identificação de maior eficiência de produção, monitoramento de resíduos de defensivos agrícolas na batata, desenvolvimento e aplicação de ferramenta de rastreabilidade da cadeia e o diagnóstico de que é efetiva as boas práticas agrícolas entre os agricultores membros, são importantes entregas de sustentabilidade do Programa. Desta forma, este trabalho propõe compartilhar uma abordagem completa de sustentabilidade aplicada a cadeia de batatas, as principais dificuldades, os resultados e conclusões do programa.

Palavras-chave: Sustentabilidade, produção de batatas, impactos ambientais, capacitação.

Introdução

No ano de 2015 a BASF S.A, empresa química, celebrou seu aniversário de 150 anos. Para essa celebração a empresa criou o Creator Space™ como parte de seu processo de inovação, visando a cocriação e a inovação aberta dentro da empresa. O projeto focou a discussão em três pilares que levaram em conta os desafios globais, sendo um deles o de alimentos.

A preocupação com este tema se dá devido as projeções de crescimento populacional estimarem que até a metade do atual século teremos 9 bilhões de pessoas no planeta (FAO 2009), com padrão de consumo diferente do atual o que gerará uma demanda de crescimento da produção de alimento na ordem de 70% (Godfray et al., 2010). Ao mesmo tempo, os agricultores estão enfrentando maior concorrência pela terra, água e energia, além de terem a necessidade de conter os efeitos ambientais negativos da produção (MEA 2005). Contudo esta estimativa de crescimento em demanda de alimento traz um paradoxo: - Precisamos produzir mais ou reduzir o desperdício? Uma vez que o mesmo pode chegar até 50% de tudo o que é produzido, considerando toda a cadeia de valor (Foley et al., 2011; Gustavsson et al., 2011).

Desta forma, a empresa trouxe no Creator Space™ a questão: - Como alimentar a população mundial com qualidade e de forma sustentável? Para essa discussão, o Creator Space™ contou com a participação de parceiros vindos da indústria, universidades, governo e sociedade. No Brasil, o projeto resultante desta discussão, dentro da temática de alimentos, foi o Programa Origem.

O Programa Origem busca promover uma iniciativa piloto visando fortalecer a produção mais sustentável de batatas. A iniciativa propõe, por meio de parcerias, a implementação da rastreabilidade na cadeia de batatas, a promoção de boas práticas e manejo, redução dos impactos ambientais, apoio para articulação entre todos os atores da cadeia que resultem em vendas mais rentáveis ao agricultor e redução do desperdício na cadeia de batata, que atualmente é estimada em 24% (Martins & Farias, 2002).

Este artigo tem como objetivo compartilhar a abordagem de sustentabilidade e os resultados preliminares do Programa Origem.

Metodologia

O Programa Origem foi concebido a partir das discussões realizadas no Creator Space™, evento que foi utilizado a metodologia *Lean Start Up* como um meio para promover a inovação na BASF. O Creator Space™ possui quatro fases: 1 - exploração (evento para promover a troca de ideias e criar um espaço de cocriação com o público); 2 - Idealização (seleção de tema e proposta de plano de ação); 3 – Incubação (a partir da ideia de trabalho o plano de ação começa a ser executado como um projeto piloto e; 4 - avaliação dos resultados e lançamento do projeto como uma solução da área de negócio responsável pelo Programa. Atualmente o Programa está na fase de incubação e já possui resultados preliminares.

O foco do projeto foi trabalhar a cadeia de valor da bataticultura desde a etapa do campo até o processamento e consumo (Figura 1), com o intuito de promover um modelo de gestão orientado à sustentabilidade.

Figura 1: Cadeia de valor estudada no Programa Origem.



Assim, para ter uma visão ampla da cadeia da bataticultura no contexto de seu Ciclo de Vida, foram idealizadas 6 etapas para compor o Programa Origem - Engajamento dos agricultores; Engajamento dos integrantes da fase de processamento e consumo; Rastreabilidade; Diagnóstico de Boas Práticas em Sustentabilidade; Resultados Econômicos e; Impacto Ambiental (Figura 2).

Fase 1 – Engajamento dos Agricultores

No Programa Origem consta uma fase de campo com orientação para o uso de insumos e plantio de batatas. Para tal foi necessário selecionar agricultores que aceitassem participar do Programa. Foi realizado no início de 2017 uma reunião de trabalho com bataticultores e, após este evento, quatro produtores decidiram fazer parte do projeto piloto do Programa. Foram instaladas parcelas demonstrativas nas propriedades agrícolas de cada Produtor membro, onde foi adotado um conjunto de práticas agrícolas e uso de insumos específicos, para avaliar suas consequências na produtividade e no padrão de formato da batata.

Fase 2 – Engajamento dos membros da cadeia da bataticultura associados ao processamento e consumo.

Para o engajamento de membros da cadeia de valor da batata foi realizado uma pesquisa com membros do varejo e da indústria para identificar a percepção dos atores envolvidos na cadeia da batata quanto ao Programa Origem, os potenciais parceiros e seus perfis. Nesta etapa foi utilizada a ferramenta de Análise de Pontos Críticos ou Hot Spot Analysis (HSA). A HSA é uma técnica de avaliação qualitativa que permite a compreensão das percepções de diferentes partes interessadas sobre questões relevantes em uma cadeia de valor. Esta metodologia permite a compilação e análise de uma variedade de fontes de informação, incluindo, por exemplo, fontes de literatura, informações de mercado, pesquisa científica e opinião de especialistas e envolvidos na cadeia de valor analisada. Os resultados permitem uma compreensão profunda das prioridades ao longo da cadeia de valor, os tópicos mais relevantes para cada grupo de partes interessadas, além de promover a interação entre diferentes setores (BARTHEL, 2015).

Figura 2: Etapas do projeto e principais análises de sustentabilidade realizadas pela FEE.

Programa Origem			
	O que?	Como?	Indicadores de performance
Fase 1	Engajamento Agricultores	Reuniões para apresentação do projeto piloto.	Número de Agricultores que aceitam continuar participando do projeto após o fim da fase piloto.
Fase 2	Engajamento da cadeia: processamento e consumo	Reuniões para apresentação do projeto piloto.	Ter ao menos um grande comprador de batatas disposto a participar do projeto.
Fase 3	Rastreabilidade	Desenvolvimento de aplicativo com os dados do procedimento de produção dos agricultores	Ter todos os dados dos agricultores participantes inseridos da plataforma.
Fase 4	Diagnóstico de boas práticas em sustentabilidade	Desenvolvimento e aplicação de questionário para levantar e diagnosticar as práticas agrícolas adotadas	Ter ao menos 50% dos agricultores integrantes dispostos a responder o questionário e compartilhar os resultados.
Fase 5	Avaliação dos resultados econômicos	Conhecer os ganhos em produtividade, melhora no padrão e redução de custos.	Maior rendimento e qualidade da produção de batatas nas áreas tratadas com o protocolo de campo do programa origem.
Fase 6	indicadores ambientais	Análise de Ciclo de Vida para entender os benefícios ambientais do programa.	Melhora na performance de ao menos duas das quatro variáveis estudadas: uso de água, uso do solo, emissão de CO2 e custos de produção
Objetivo: Cadeia da Batata mais sustentável gerando perspectiva de redução de desperdício			

Após, membros da indústria e varejo foram convidados a participar de reuniões de trabalho do Programa Origem, com o intuito de realizar uma aproximação com os agricultores e também para fornecer ideias e sugestões que pudessem ser contempladas para melhoria do Programa.

Fase 3 – Rastreabilidade

Visando a transparência junto ao consumidor e buscando excelência em gestão, a rastreabilidade foi inserida como um dos pilares do Programa Origem. Para tal foi desenvolvido um aplicativo que atendesse as expectativas do Programa e auxiliasse o produtor rural na gestão de sua produção. Foram inclusos dentro do processo de rastreabilidade informações sobre a propriedade rural; *checklist* de boas práticas agrícolas e laudo técnico contendo informações sobre análise de resíduos de defensivos agrícolas. A ferramenta também possibilita o monitoramento das dosagens e número de aplicações dos insumos utilizados. Para que o consumidor ou membro da cadeia de valor acesse todas estas informações, foi pensado em disponibilizá-las via leitor de código QR (*QR code*) que é uma tecnologia já bastante difundida e de fácil acesso.

Fase 4 – Diagnósticos de Boas Práticas em Sustentabilidade

Inicialmente foi elaborado um *checklist* para realizar um diagnóstico da realidade sócio-ambiental dos produtores rurais membro do Programa Origem. Os indicadores que contemplam este levantamento foram relacionados à: Boas práticas agrícolas; Saúde e Segurança; Adequação ambiental; e Gestão da propriedade agrícola. Para elaboração das

perguntas do documento foi levado em consideração a Lei nº 12.651 e 12.727 (O novo código florestal) e Norma Regulamentadora 31 (NR – 31). Todos os produtores membros foram convidados a responder o *checklist* de forma auto declaratória. Para as perguntas haviam respostas preestabelecidas - atende totalmente; atende parcialmente; ou não atende – em seguida, de acordo com as respostas dadas sobre as práticas agrícolas, era gerado um plano de ação aos pontos merecedores de atenção. De acordo com o resultado global das respostas era gerado uma classificação do produtor também em três categorias – necessidade de intervenção imediata, existem pontos que precisam de atenção a médio prazo e manter melhoria continua.

Fase 5 – Avaliação dos resultados econômicos

Por meio do ganho em produtividade, redução e eficiência no uso de insumos, apoio na gestão e conexão dos diferentes membros da cadeia de valor, buscou-se responder se a batata do Programa Origem é uma solução economicamente e operacionalmente viável para esta cadeia de valor.

Fase 6 – Indicadores Ambientais

Para entender melhor o desempenho ambiental após as adoções de boas práticas, manejo adequado e rastreabilidade promovidas pelo Programa Origem, está sendo realizado a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). A análise tem como função comparar a batata colhida antes e após o Programa em diversos estágios.

Como o Programa está no início, neste momento a ACV irá comparar a produção de batatas após 1 ano de implementação, abordando as etapas do berço à porteira, ou seja, englobando desde a extração dos recursos naturais, transporte e beneficiamento dos insumos, utilização dos insumos na fazenda, manejo do plantio e colheita das batatas. A comparação será realizada entre a média nacional e média de produtores que aderiram ao Programa. O método de utilizado é a Análise de Ecoeficiência, criado por Saling, (2002) e atualizada em 2015 por Grosse-Sommer et. al. (2017); também verificado por terceira parte (NSF, 2015). O estudo segue as diretrizes estabelecidas pelas normas ABNT NBR ISO 14040:2009 e ABNT NBR ISO 14044:2009, e irá considerar as categorias ambientais mais relevantes, conferidas pela ferramenta de Cheque de Relevância do método Grosse-Sommer et. al. (2017). Os resultados estão previstos para serem apresentados em junho, no Congresso Brasileiro de Gestão o Ciclo de vida 2018.

Resultados e discussão

Após a primeira reunião de trabalho ocorrida no início de 2017, quatro produtores rurais aceitaram participar do projeto Piloto do Programa. Como características comuns estes produtores possuem a prática de agricultura com alta tecnificação, sensibilidade ao tema de sustentabilidade e o uso de tecnologias em suas atividades de gestão. Estas percepções foram capturadas ao longo das reuniões de trabalho, do acompanhamento do preenchimento e do resultado do checklist e pelos técnicos disponibilizados para apoio da implantação do Programa. Além disso, todos eles foram considerados como influenciadores para divulgação de novas tecnologias e inovação nas regiões onde atuam. Este cenário mostrou um norte de perfil de produtores rurais que possivelmente possam ser atraídos para fazer parte do Programa Origem.

Para implantação das parcelas de estudo, do emprego da ferramenta de rastreabilidade, do preenchimento do checklist e coleta de dados para a análise do ciclo de vida do projeto, foi necessário o intenso contato com os agrônomos e responsáveis pela operação das fazendas membros. A partir disso foi entendido que além do engajamento dos proprietários, também era importante realizar o engajamento deste público. E, a partir desta leitura, os técnicos apoiadores do projeto passaram a se dedicar com a perspectiva de engajá-los para o bom funcionamento do Programa.

Dentre a percepção de valor dos produtores membros do Programa, a disponibilização da ferramenta de rastreabilidade e a análise dos lotes produzidos para quantificação dos resíduos de defensivos agrícolas e garantia da segurança foram as tecnologias ofertadas pelo Programa Origem que mais contribuíram para geração de valor. Como todos eles já possuíam sistema de gestão e parte de sua produção já haviam rastreabilidade, o preenchimento duplo de informação para gestão da produção foi um desafio aos responsáveis pela operação das fazendas membros.



Contudo, pelo nível de detalhamento em gestão proporcionado pela ferramenta e com o engajamento dos demais elos da cadeia, o aplicativo de rastreabilidade foi considerado de grande valor e todos os produtores inseriram suas informações no mesmo. O checklist para avaliação das boas práticas agrícolas também foi de alta relevância aos produtores, por trazer a público todos os cuidados e respeito às leis ambientais e sociais praticadas pelos agricultores membros do Programa. Todos os agricultores responderam ao questionário e 3 deles aceitaram tornar público o resultado. Na avaliação do checklist, todos agricultores tiveram mais de 80% das respostas com o conceito de atende totalmente e nenhuma resposta foi autodeclarada como não atende, e, portanto, todos foram classificados no conceito de manter a melhoria contínua.

O estudo dos demais elos da cadeia trouxeram importantes diagnósticos para o desenvolvimento do Programa. No total três grandes empresas, do varejo e indústria, aceitaram a fazer parte do Programa, atendendo aos indicadores de sucesso esperado. Quanto ao cenário identificado pela pesquisa e análise de pontos críticos (*Hot Spot Analysis*) foi possível reconhecer que existem dois mercados distintos para batatas, a venda *in natura* e a venda para indústria. O mercado de batata *in natura* possui muitos produtores, poucas instituições intermediárias e a demanda de especificação de batata pode variar de acordo com o comprador. O preço do produto é controlado pelo mercado o que faz da batata *in natura* uma *commodities*. As grandes redes de varejo sinalizaram que existe a intenção de realizar compras diretamente com os produtores, mas, normalmente acabam comprando de intermediários para atender sua demanda em quantidade, prazo e especificação. No mercado de batatas para indústria existe uma alta fidelização de comércio com o produtor rural, uma vez que as redes de *fast food* e outras indústrias precisam garantir padrões estabelecidos internacionalmente e assim buscam fidelização e relação perenes com os produtores, para que os mesmos atendam suas especificações em todos os requisitos (tamanho de corte, cor, nível de sólido, etc). Tanto para o mercado de batata *in natura*, como o mercado para indústria, o requisito de sustentabilidade são importantes, mas o preço ainda tem um grande peso no momento da comercialização, o que nos mostrou um caminho difícil para realizar uma diferenciação de mercado para a batata do Programa Origem. Mas de forma geral, ambos os setores, entendem que o Programa Origem está em sinergia com as necessidades do mercado por trazer ao público as boas práticas do campo, rastreabilidade, integração entre os diferentes elos da cadeia e sustentabilidade.

Os resultados para avaliar o procedimento de produção nas parcelas de estudo implantadas em todas as fazendas mostraram um aumento de produtividade significativo ($p < 0,001$) de 8% e também um ganho em uniformidade. Estes resultados são de grande importância, pois, boa parte do desperdício ocorre por haver um percentual de batatas que se desenvolve fora do padrão de mercado e estas, quando não possível de aproveitamento para o início de uma nova produção, acabam sendo desperdiçadas. Este ganho em produtividade e padrão detectado, traz alguma perspectiva econômica positiva aos produtores, pois, dentro do protocolo de produção houve redução do uso de insumos e maximização da produção, assim, os produtores entendem que o resultado econômico positivo ocorrerá pela melhoria e eficiência dos processos, mas, não por obtenção de melhores preços.

A ACV comparativa entre situações antes e após da implementação do programa pode mostrar como uma abordagem em cadeia, aliada a melhor assistência a etapa de produção venha a ser significativa. Os resultados esperados são o melhor manejo com aumento de produtividade e o menor desperdício da batata destinada ao mercado, ou seja, consequentemente o menor impacto ambiental.

Conclusões

O Programa Origem é uma iniciativa positiva para a cadeia da batata, em especial nos quesitos de rastreabilidade e aproximação dos elos da cadeia. Destaca-se a oportunidade de gestão e transparência que pode chegar ao consumidor após as batatas originadas pelo Programa iniciarem sua comercialização. Muitos desafios ainda existem em relação ao estabelecimento de um meio de comunicação com o consumidor final, para que o mesmo conheça a proposta do programa Origem e entenda sua entrega de valor que vai além do produto a um baixo custo.

A identificação de maior eficiência de produção, o residual de defensivos agrícolas dentro dos limites mínimos aceitos pela ANVISA e a rastreabilidade da cadeia, são importantes entregas de sustentabilidade do Programa. Contudo, a aproximação de toda a cadeia de valor promovida pelo Programa Origem tem se mostrado de grande valor para trazer

à tona a discussão de mudança de comportamento em relação ao desperdício, uma vez que soluções estão sendo trabalhadas visando à destinação de batatas fora de padrão de formato e tamanho. Isto ajudará a reduzir ainda mais o desperdício de batatas, visto que já houve resultados já alcançados neste sentido pela adoção do manejo de campo trabalhado nos estudos pilotos nas quatro propriedades do Programa.

Para o estudo de ACV, não se sabe se com 1 ano de existência do programa é suficiente para demonstrar possíveis resultados positivos causados pela implementação do mesmo. Pretende-se entender os benefícios e pontos de melhorias para serem incorporados ao programa. Os resultados e conclusões finais da ACV serão apresentados em Junho durante o Congresso.

Referências

ABNT NBR ISO 14040:2009: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura: ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas: 46 p. 2009.

ABNT NBR ISO 14044:2009: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações: ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas: 46 p. 2009.

BARTHEL, M. et al. Hotspot Analysis: Providing the focus for action. LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment. 149 p. 2015.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO), State of Food Insecurity in the World 2009 (FAO, Rome, 2009).

FOLEY, J.A., RAMANKUTTY, N., BRAUMAN, K.A., CASSIDY, E.S., GERBER, J.S., JOHNSTON, M., MUELLER, N.D., O'CONNELL, C., RAY, D.K., WEST, P.C., BALZER, C., BENNETT, E.M., CARPENTER, S.R., HILL, J., MONFREDA, C., POLASKY, S., ROCKSTRÖM, J., SHEEHAN, J., SIEBERT, S., TILMAN, G.D., ZAKS, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478, 337–342.

GODFRAY, H.C.J., BEDDINGTON, J.R., CRUTE, J.I., HADDAD, L., LAWRENCE, D., MUIR, J.F., PRETTY, J., ROBINSON, S., THOMAS, S., TOULMIN, C., 2010. Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *Science* 327, 812–818.

GUSTAVSSON, J., CEDERBERG, C., SONESSON, U., VAN OTTERDIJK, R., MEYBECK A., 2011. Global Food Losses and Food Waste: Extent, causes and Prevention. FAO, Rome, Italy.

GROSSE-SOMMER, A; GRÜNENWALD, T; PACZKOWSKI, N; VAN GELDER, R; SALING, P. BASF SE, Sustainability Strategy. “Applied Sustainability in Industry: The BASF Eco-Efficiency Toolbox for Decision-Making and Marketing Support”. Life Cycle Management Conference, Luxembourg, 2017.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA), Ecosystems and Human Well-Being (World Resources Institute, Washington, DC, 2005).

MARTINS, C.R. & FARIAS, R. DE M. 2002. Food of production x loss: types, causes and production agricultural how to reduce losses. *Revista da FZVA Uruguaiana* 9: 20-32.

NSF. BASF's Eco-Efficiency Analysis Methodology. Disponível em <http://www.nsf.org/newsroom/basfs-eco-efficiency-analysis-methodology-sept-2015>. Acesso em: 24/01/2018.

SALING, P. et al. Eco-efficiency analysis by BASF: The Method. *International Journal of Life Cycle Management*. [S.l.: s.n.], 2002. n. 7. v. 4.

ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DAS CHAPAS DE QUARTZO, MÁRMORE E GRANITO

José Oduque Nascimento de Jesus¹, Karla Patrícia Oliveira-Esquerre¹, Asher Kiperstok¹, Diego Lima Medeiros¹, Brenner Biasi Souza Silva¹, Júlia Carolina Braz de Freitas Bijos¹, Maria Fabiana Baldoino da Paixão¹

¹Universidade Federal da Bahia (UFBA), Growing with Applied Modeling and Multivariate Analysis (GAMMA), Rede de Tecnologias Limpas (TECLIM), Programa de Engenharia Industrial (PEI), Rua Professor Aristides Novis, 02, Federação, 40210-630, Salvador, Bahia, Brasil. Jose.oduque@hotmail.com

Resumo: A indústria da construção civil é uma das principais consumidoras de recursos naturais do planeta, sendo suas atividades responsáveis por diversos impactos ambientais associados aos processos de extração de matérias-primas e geração de resíduos. Deste modo, o objetivo desse estudo foi analisar e comparar os impactos ambientais e demanda energética da cadeia produtiva de peças de rocha ornamental (ex. mármore e granito) e compósito a base de quartzo para blocos de 1m³. O sistema de produto considerou desde o processo de extração mineral até a manufatura das placas, berço ao portão. Utilizou-se dados setoriais na cadeia principal e a base de dados de inventário ecoinvent versão 3.3 para representar os demais processos no software Simapro 8. Os métodos usados para avaliação de impacto foram o Demanda Energética Acumulada, Demanda Exergética Acumulada e Recipiente Endpoint no software SimaPro 8.0 seguindo as orientações da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) das normas da série ABNT NBR ISO 14040. Os resultados apresentaram na etapa de extração do mármore e granito uma maior demanda energética que o quartzo, para as categorias de Demanda Energética Acumulada e Demanda Exergética Acumulada, e para o método Endpoint, o quartzo apresentou melhor desempenho nas categorias de saúde humana, ecossistemas e recursos. Ambos produtos estudados apresentaram maior contribuição em todas as categorias no processo de beneficiamento.

Palavras-chave: Análise do Ciclo de Vida, Rochas Ornamentais, Mármore, Granito, Compósitos de Quartzo.

Introdução

O setor da construção civil é um dos principais consumidores de recursos naturais e proporciona desenvolvimento no setor econômico do país, porém suas atividades também são responsáveis por diversos impactos ambientais. Durante a etapa de execução da obra as construções demandam vários materiais, a exemplo de rochas ornamentais, que causam alteração de paisagem, esgotamento dos recursos naturais, consumo de água, emissões atmosféricas, geração de ruídos, geração de resíduos sólidos e efluentes líquidos. Este cenário demonstra a necessidade de mudanças no que tange os processos produtivos do setor de rochas ornamentais, os padrões construtivos e os padrões de consumo das habitações. As propostas de aumento da ecoeficiência se baseiam nas metodologias de produção mais limpa (SILVA *et al.*, 2013) e ecologia industrial (PAULIUK *et al.*, 2017) que propõem a minimização dos impactos ambientais provocados pelas atividades humanas.

A terminologia de rochas e solos da Associação Brasileira de Normas Técnicas NBR 6502 (1995) define rocha como “material sólido, consolidado e constituído por um ou mais minerais, com características físicas e mecânicas específicas para cada tipo”. Rochas sedimentares são agregados naturais sólidos, compostos de um ou mais minerais, e constituem parte essencial da crosta terrestre. Os mármore e granitos são alguns dos principais tipos de rochas para uso ornamental. Mármore e granitos são materiais rochosos naturais que quando extraídos e submetidos ao beneficiamento tornam-se produtos de elevado valor agregado no mercado.

Os mármore são rochas metamórficas derivadas de calcários ou outras rochas sedimentares constituídas por carbonato de cálcio ou de magnésio (NBR 6502, 1995). Os mármore possuem pouco ou nenhum teor de quartzo na sua composição, o que torna-os mais susceptíveis ao desgaste, pois a dureza (resistência ao risco) do mármore é menor que dos granitos. Os granitos são rochas magmáticas plutônicas de textura granular, formadas essencialmente por quartzo e feldspato, e acessoriamente por biotita e moscovita (NBR 6502, 1995). A rocha ornamental de revestimento é qualificada como material rochoso passível de beneficiamentos para diversos usos. A principal aplicação das rochas ornamentais consiste no setor da construção civil que utiliza o material em revestimentos de parede, pisos de áreas interna e externa, bancadas, cozinhas, banheiros, mobiliário, assim como em artes funerárias (SARMENTO FILHO, 2013).

Diante da diversidade de aplicações das rochas ornamentais na habitação, foram selecionados materiais alternativos que possuem uma representatividade no mercado a fim de possibilitar a análise detalhada de suas

características e desempenho, sobretudo quando comparados aos mármore e granitos. Dentre os materiais alternativos encontram-se as rochas sintéticas compostas majoritariamente por quartzo, a exemplo do Silestone® e Techhistone®. Ambos apresentam 94% de quartzo e 6% de resina acrílica em conjunto com outros aditivos como pó colorificante, pequenos cristais de vidro, partículas metálicas, granitos, espelhos triturados e areia). As rochas sintéticas Silestone® e Techhistone® são correspondentes em propriedades, funções e aplicações, porém são produzidos por diferentes fornecedores e ambos se sobressaem no mercado. Destaca-se como característica das rochas sintéticas a baixa absorção de água, baixa porosidade, resistência a manchas, e não necessidade do uso de impermeabilizantes. Ademais, as rochas sintéticas apresentam alta resistência à abrasão e impactos, alta variedade de cores e resistência à ataques químicos. Devido à alta dureza as rochas sintéticas apresentam maior facilidade de polimento, corte e acabamento nos cantos. As rochas sintéticas são aplicadas em bancadas, cubas, revestimentos de paredes em geral, especialmente de cozinhas e banheiros, sendo ideal para estas áreas por ser resistente à umidade e impactos em geral, além de apresentar fácil manutenção. Embora apresente alta resistência ao calor recomenda-se que faça um isolamento térmico para colocação de objetos quentes em sua superfície de modo a prolongar a vida útil da peça.

O objetivo do trabalho foi analisar a demanda energética e impactos ambientais ao longo do ciclo de vida da produção de peças de mármore e granito comparado aquelas de compósito a base de quartzo e propor oportunidades de redução dos impactos ambientais do setor de rochas ornamentais naturais a partir da simbiose industrial.

Metodologia

O método de Avaliação de Ciclo de Vida se baseou na norma ISO 14044 (2006). Foram coletados dados do Instituto Brasileiro de Rochas (IBRAM) e Associação Brasileira da Indústria de Rochas Ornamentais (ABIROCHAS) e Ponciano e Gadioli (2013). A função do sistema de produto foi o beneficiamento de rochas, considerando do berço ao portão da fábrica, e o produto foi a chapa polida. Uma chapa polida de mármore, granito e quartzo tem 5 m² de área, 2,5 cm de espessura, e 2.700 kg/m³ de densidade. Assim, a unidade funcional adotada foi o volume de chapas polidas em e o fluxo de referência foi 1 m³ de chapa a base de mármore, granito ou quartzo. Neste estudo, foi considerado o setor da construção civil do município de Salvador – Bahia, que conta com aproximadamente 130 marmorarias (ROSATO, 2013). A quantidade de insumos utilizados no processo de beneficiamento pode variar de acordo com a localização do setor. Os dados de coletados de primeiro plano foram tratados e inseridos no software Simapro 8 com uso da base de dados de inventário ecoinvent (WERNET *et al.*, 2016) versão 3.3 (MORENO-RUIZ *et al.*, 2016) para compor os dados de segundo plano. O inventário das etapas de extração da matéria-prima e beneficiamento do material rochoso são apresentados para o mármore e granito (Tabela 1) e quartzo (Tabela 2).

Tabela 1 – Inventário do ciclo de vida de portão a portão das etapas de extração e beneficiamento de 1 m³ de chapa polida de mármore ou granito

Etapa	Fluxos	Quantidade	Unidade	Comentários
Extração	Entrada			
	Rocha natural	1,18	m ³	ABIROCHAS (2013)
	Fio Diamantado	0,07	kg	ABIROCHAS (2013)
	Cordel Detonante	0,03	kg	ABIROCHAS (2013)
	Espoleta	0,01	kg	ABIROCHAS (2013)
	Bit de Perfuração	0,05	kg	ABIROCHAS (2013)
	Bit Fundo-Furo	0,01	kg	ABIROCHAS (2013)
	Diesel	322,92	MJ	ABIROCHAS (2013)
	Saída			
	Bloco rochoso	1	m ³	Dados coletados em campo
Resíduos	486	kg	Ponciano e Gadioli (2013)	
Beneficiamento	Entrada			
	Bloco rochoso	1,31	m ³	Dados coletados em campo
	Transporte do bloco rochoso	1126	km	Estimado

Papelão Polimento	0,015	kg	Dados coletados em campo
Água	1,44	m ³	Dados coletados em campo
Eletricidade	127,22	kWh	Dados coletados em campo
Diesel	266,47	MJ	Dados coletados em campo
Gasolina	188,235	MJ	Dados coletados em campo
Saída			
Chapas polidas	1	m ³	Dados coletados em campo
Água, ar	1,44	m ³	Estimado
Resíduos	837	kg	Dados coletados em campo

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 2 – Inventário do ciclo de vida de portão a portão das etapas de extração e beneficiamento de 1 m³ de chapa de compósito a base de quartzo

Etapa	Fluxos	Quantidade	Unidade	Comentários
Extração	Entrada			
	Areia	1,02	m ³	Grbeš (2015)
	Lubrificante de Motor	0,013	kg	Ponciano e Gadioli (2013)
	Graxa	0,002	kg	Ponciano e Gadioli (2013)
	Pneus	0,003	kg	Ponciano e Gadioli (2013)
	Água	0,008	m ³	Ponciano e Gadioli (2013)
	Eletricidade	7,43	kWh	Ponciano e Gadioli (2013)
	Diesel	8,6	MJ	Ponciano e Gadioli (2013)
	Saída			
	Areia	1	m ³	Dados coletados em campo
Resíduos	54	kg	Grbeš (2015)	
Beneficiamento	Entrada			
	Areia	1,13	m ³	Dados coletados em campo
	Transporte da areia	954	km	Estimado
	Papelão Polimento	0,01496	kg	Dados coletados em campo
	Água	0,0675	m ³	Dados coletados em campo
	Resina de poliéster	0,00415	kg	Dados coletados em campo
	Acelerador (cobalto)	0,0000311	kg	Dados coletados em campo
	Catalisador (perbenzoato de terbutilo)	0,00003	kg	Dados coletados em campo
	Eletricidade	59,24	kWh	Dados coletados em campo
	Diesel	98,82	MJ	Dados coletados em campo
	Saída			
	Chapas polidas	1	m ³	Dados coletados em campo
	Água, ar	0,0766	m ³	Estimado
Resíduos	378	kg	Dados coletados em campo	

Fonte: Elaboração própria.

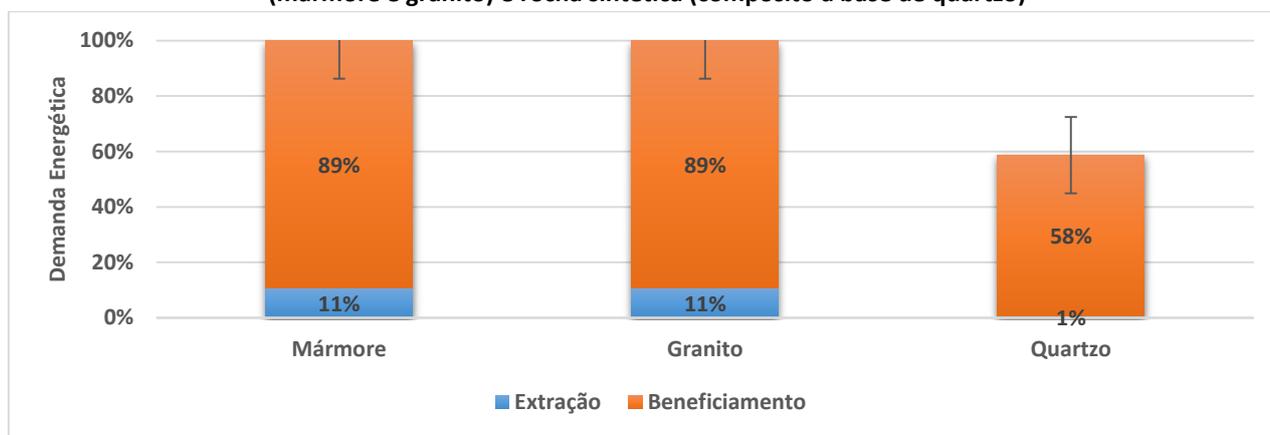
De acordo com Ponciano e Gadioli (2013) as perdas de material rochoso na extração de mármore e granito representam 18%. Grbeš (2015) relata perdas de 2% no processo de extração. Foi constatado perdas de 31% de material na etapa de beneficiamento em estudo de caso com chapas de mármore Granito São Gabriel.

Os métodos usados para avaliação de impacto foram o CED - Demanda Energética Acumulada (FRISCHKNECHT *et al.*, 2003), CEDx -Demanda Exergética Acumulada (BÖSCH *et al.*, 2007) e Recipe Endpoint (HUIJBREGTS *et al.*, 2017). O cálculo do incerteza dos resultados de demanda energética e impactos ambientais utilizaram o método de Monte Carlo com distribuição lognormal, considerando também as incertezas contidas nos processos da base de dados ecoinvent 3.3, para 10.000 ciclos e intervalo de confiança de 95%.

Resultados e discussão

A partir da análise das informações avaliadas foram obtidos resultados como o da demanda energética das chapas a base de mármore, granito e quartzo, como pode ser visualizado na Figura 1.

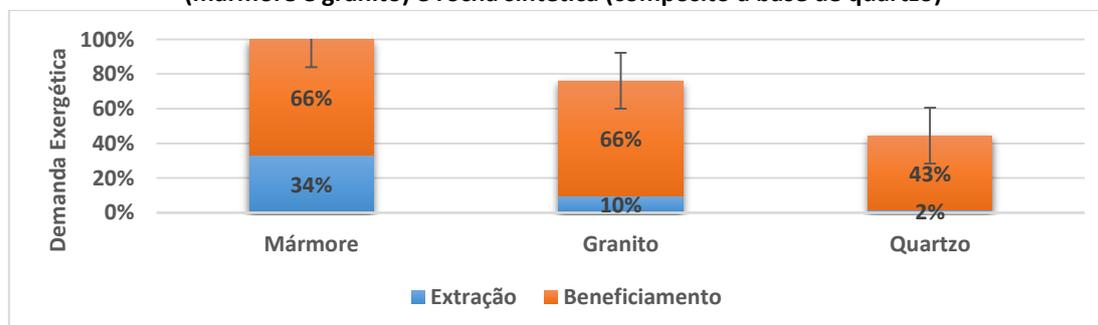
Figura 1. Demanda energética do ciclo de vida, berço ao portão, de 1 m³ de chapa polida de rochas naturais (mármore e granito) e rocha sintética (compósito a base de quartzo)



Fonte: Elaboração própria.

A Figura 1 apresenta o CED do berço ao portão de 1 m³ de chapa polida de rochas naturais (mármore e granito) e rocha sintética (compósito a base de quartzo). Observa-se que as peças de rochas ornamentais apresentam maior demanda energética quando comparadas as peças de compósito de quartzo. Se observarmos os inventários presentes nas (Tabela 1 e Tabela 2), nota-se que a utilização de energia proveniente de combustíveis fósseis para movimentação de maquinários e esteiras para o mármore e granito é bem mais alta em relação ao quartzo, contribuindo assim para um CED tão elevado. Já no processo de beneficiamento das placas, percebe-se que essa além de apresentar uma contribuição maior comparado ao processo de extração também apresenta uma contribuição elevado para o mármore e granito.

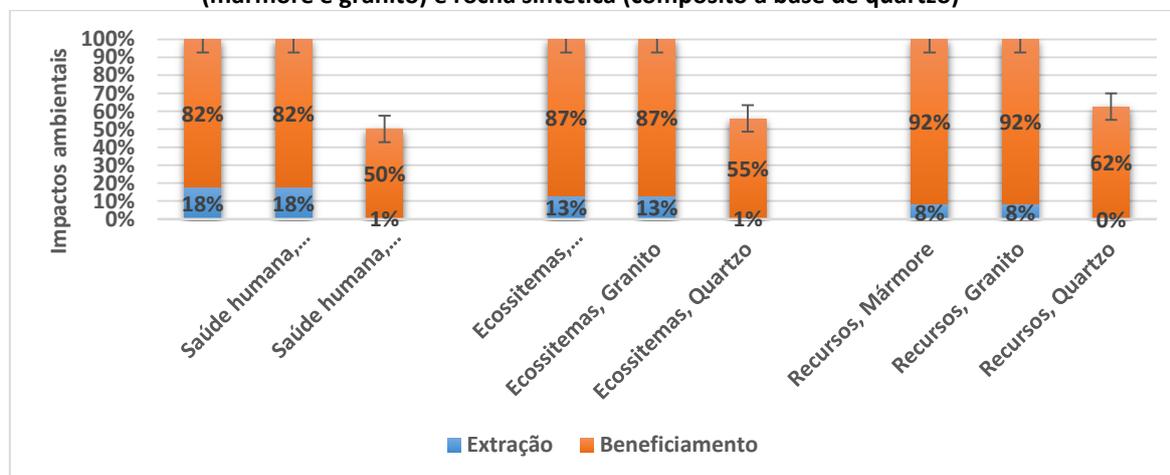
Figura 2 Demanda exergética do ciclo de vida, berço ao portão, de 1 m³ de chapa polida de rochas naturais (mármore e granito) e rocha sintética (compósito a base de quartzo)



Fonte: Elaboração própria.

Na Figura 2, a partir dos resultados da categoria de Demanda Exegética percebe-se que o mármore é o maior contribuinte dessa categoria. Isso porque o mesmo é um material escasso e requer atenção em sua utilização, potencializando assim os seus impactos. A etapa de beneficiamento apresentou maior contribuição, para todos os sistemas de produto. Se observamos os inventários presentes nas (Tabela 1 e Tabela 2), podemos ver que, a maior demanda por insumos e energia é bem mais representativa nessa etapa para o mármore, quartzo e granito.

Figura 3 Impactos ambientais do ciclo de vida, berço ao portão, de 1 m³ de chapa polida de rochas naturais (mármore e granito) e rocha sintética (compósito a base de quartzo)



Fonte: Elaboração própria.

Na Figura 3 constatou-se que nas categorias Saúde Humana, Ecosistemas e Recursos, a etapa de beneficiamento de mármore e granito tem um nível impacto muito maior que o processo de beneficiamento do quartzo. Se observarmos essa categoria, bem como o inventário na (Tabela 1) para o mármore e granito, podemos perceber que existe um índice de toxicidade humana tanto para efeitos cancerígenos quanto para efeitos não cancerígenos nos diversos níveis do processo de obtenção e beneficiamento de placas de mármore, granito e quartzo, desde a emissão de diversas cargas de material particulado, no momento do corte das peças, uso de explosivos na extração, que se inalado pelas pessoas causam intoxicação, ao uso da matéria prima a base de cobalto como mostra o inventário na (Tabela 1) de beneficiamento das peças, onde a substancia é usada para auxiliar o momento de secagem das mesmas. Nesse sentido, o beneficiamento de peças de quartzo seria menos impactante. Em paralelo, é possível notar que para as categorias de Ecosistemas e Recursos o quartzo apresentam menor impacto ambiental em relação ao mármore e granito, percebe-se que a etapa de beneficiamento de mármore e granito é a maior contribuinte desse impacto. O método Recipe Endpoint não apresentou diferença de impacto na categoria de recurso entre o mármore e granito enquanto o método CEDx apresentou diferenças entre esses produtos. Alvarenga *et al.* (2016) recomenda o método CEDx para categoria de recursos.

O mármore é suscetível ao surgimento de manchas e desgastes da superfície devido à porosidade, necessitando do uso de impermeabilizante, por esta razão não é indicado para bancada de cozinha e apresenta limitações para aplicação em locais de alto tráfego, devido à baixa dureza. O granito, de menor porosidade tem mais aplicações, pois não está tão sujeito à absorção de água e desgaste como o mármore. Ambos apresentam o ciclo de vida de cerca de 50 anos, e no final do ciclo há a opção de reaproveitamento dos resíduos em materiais compósitos. As rochas sintéticas à base de quartzo apresentam porosidade ainda menor que as rochas naturais e maior dureza, sendo aplicáveis nos mais diversos componentes habitacionais. Entretanto, apresentam baixa resistência UV e seu ciclo de vida é torno de 30 anos. É importante salientar que este material utiliza compostos mais abundantes que o mármore e granito em sua formulação. Ademais, por apresentar ciclo fechado em seu processo produtivo, onde as peças descontinuadas podem retornar ao início do ciclo de produção, de forma que haja um reaproveitamento de todas as peças já utilizadas nas habitações, afirma-se o potencial sustentável do seu uso. Entretanto, faz-se necessários mais estudos onde estas peças sejam devidamente coletadas, sem mais impactos ambientais, e retornadas ao processo.

Conclusão

Com intenção de avaliar os impactos ambientais dos processos de obtenção e beneficiamento mais essenciais no setor de rochas no Brasil e promover o conceito de sustentabilidade através da avaliação do ciclo de vida, este estudo analisou simplificadamente as etapas da cadeia de produção das rochas ornamentais mármore e granito, e compósito a base de quartzo. A partir do estudo foi possível evidenciar alguns pontos críticos, tais como o

consumo de energias não renováveis, bem como combustíveis fósseis, alta demanda energética e a toxicidade à saúde humana. A extração de recursos naturais e sua conseguinte escassez, apresentou uma influência expressiva comparado aos outros impactos considerados na categoria de Demanda Exergética. Neste sentido, os resultados apresentados contribuem na busca de melhorias ambientais pelo setor de rochas ornamentais do país e escolha de produtos mais ecológicos pelos consumidores de modo a indicar produtos a base de composto de quartzo como menos severo ao meio ambiente e ao homem.

Referências

ALVARENGA, R. A. F.; LINS, I de. O.; ALMEIDA NETO, J. A de. (2016) Evaluation of Abiotic Resource LCIA Methods. Resources. V. 5, pp. 13. doi:10.3390/resources5010013

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (1993) NBR 6502: Rochas e Solos.

BÖSCH, M. E.; HELLWEG, S.; HUIJBREGTS, M. A.; FRISCHKNECHT, R. (2007) Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to the ecoinvent database. The International Journal of Life Cycle Assessment. V. 12.

EUROPEAN COMMISSION – EC. (2012) Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods, first ed. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

FRISCHKNECHT, R.; WYSS, F.; KNÖPFEL, S. B.; LÜTZKENDORF, T.; BALOUKTSI, M. (2015) Cumulative energy demand in LCA:

The energy harvested approach. The International Journal of Life Cycle Assessment. V. 20, pp. 957–969.

GRBEŠ, A. (2016) A Life Cycle Assessment of Silica Sand: Comparing the Beneficiation Processes. Sustainability. V. 8. doi:10.3390/su8010011.

HUIJBREGTS M. A. J.; STEINMANN, Z. J. N.; ELSHOUT, P. M. F.; STAM, G.; VERONES, F.; VIEIRA, M.; ZIJP, M.; HOLLANDER, A.; VAN, Z. R. (2017) ReCiPe (2016): a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Int J Life Cycle Assess. V. 22, pp. 138–147.

ISO - International Organization for Standardization - 14044, (2006) Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines, ed. ISO, Geneve.

JUNGBLUTH, N.; FRISCHKNECHT, R. (2010) Part II: 2. Cumulative energy demand, in: HISCHIER, R.; WEIDEMA, B.; ALTHAUS, H.-J.; BAUER, C.; DOKA, G.; DONES, R.; FRISCHKNECHT, R.; HELLWEG, S.; HUMBERT, S.; JUNGBLUTH, N.; KÖLLNER, T.; LOERINCIK, Y.; MARGNI, M.; NEMECEK, T. (Eds.), Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. ecoinvent report no 3 v2.2, Dübendorf, pp. 33-40.

MORENO R. E.; LÉVOVÁ, T.; REINHARD, J.; VALSASINA, L.; BOURGAULT, G.; WERNET G. (2016) Documentation of changes implemented in ecoinvent database v3.3. Editora Ecoinvent, Zürich, Switzerland.

PAULIUK, S.; ARVESEN A.; STADLER, K.; HERTWICH E. G. (2017) Industrial ecology in integrated assessment models. Nature Climate Change. V. 7, pp. 13-20.

PONCIANO V. M.; GADIOLI, M. C. B. (2013) INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA DE ROCHAS ORNAMENTAIS – LEVANTAMENTO, TRATAMENTO E DESCRIÇÃO DOS DADOS DA EXTRAÇÃO. XXI – Jornada de Iniciação Científica-CETEM.



- ROSATO, C. S. O. (2013) Marmorarias de Salvador: um estudo quantitativo e estratégico sobre reaproveitamento e reciclagem de resíduos de rochas ornamentais. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-Graduação em Geologia – Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia.
- SARMENTO FILHO, J da. S. C. (2013) Estética e funcionalidade na aplicação do granito preto da Região do Pombal-PB. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mineral) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- SILESTONE. (2017) Disponível em:<<https://www.silestone.com/br/>>. Acesso em: 21 de ago. 2017.
- SILVA, D. A. L.; DELAI, I.; CASTRO, M. A. S de.; OMETTO, A. R. (2013) Quality tools applied to Cleaner Production programs: a first approach toward a new methodology. *Journal of Cleaner Production*. V. 47, pp. 174-187.
- TECHNISTONE. Manual Técnico Geral, revisão 10 de 1. (2017) Termos Comerciais Gerais para Technistone, a.s. – Parte III/1. 2012. Disponível em: <<http://www.technistone.com.br/pdf/m02-manual-tecnicogeral.pdf>>.
- WEIDEMA, B. P.; WESNÆS, M. S. (1996) Data quality management for life cycle inventories-an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production*. V. 4, pp. 167-174.
- WERNET, G.; BAUER, C.; STEUBING, B.; REINHARD, J.; MORENO-RUIZ, E.; WEIDEMA, B. (2016) The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. V. 21, pp. 1218-1230.

AVALIAÇÃO DE DUAS ALTERNATIVAS PARA A DESTINAÇÃO DO PET PÓS-CONSUMO NO BRASIL

Thiago S. Gomes¹, Leila L. Y. Visconte^{1,2}, Elen B. A. V. Pacheco^{1,2}

¹Instituto de Macromoléculas Professo Eloisa Mano, Universidade Federal do Rio de Janeiro, thiagosg@ima.ufrj.br

²Escola Politécnica/Programa de Engenharia Ambiental Universidade Federal do Rio de Janeiro

Resumo: O Brasil consumiu 530 mil t de PET em 2015, sendo 49% destinados a aterros, em discordância com a Lei Federal Brasileira 12.305. Dentre as alternativas para se adequar à lei e ter uma economia mais circular, a tecnologia de reciclagem do tipo *bottle-to-bottle* (B2B) apresenta excelente perspectiva. Porém, a atual capacidade instalada de reciclagem não conseguiria atender a quantidade gerada de garrafas carbonatadas pós-consumo, sendo necessário avaliar outras alternativas de destinação. Apesar de não haver nenhuma planta de reciclagem energética de resíduo urbano em funcionamento, atualmente existem 3 empreendimentos em fase de licenciamento no Brasil. Com base em dados da planta de reciclagem energética de resíduos urbanos que se pretende instalar no Rio de Janeiro (cenário 1) e comparando a com processo de B2B que já existem no país (cenário 2), modelou-se esses dois processos com o *software SimaPro 8.4* e avaliaram-se os seus impactos ambientais, utilizando o modelo *ReCiPe 1.12 endpoint (H)*, tendo como categorias a saúde humana, ecossistema e o consumo de recursos naturais. Nos resultados, destaca-se o cenário 2 que apresenta um impacto menor nas categorias analisadas. Nesse cenário, as emissões evitadas são da ordem de 28%, sendo o PET reciclado obtido a partir de material pós-consumo. No caso da eletricidade gerada a partir da queima do PET pós-consumo, tem-se a redução de impactos em 9 vezes, quando comparada a eletricidade obtida tradicionalmente. Vale salientar que o estudo mostra resultados de cunho ambiental, necessitando de um ACV-social e econômico, aspectos importantes num processo de tomada de decisão.

Palavras-chave: Reciclagem, Poli(tereftalato de etileno), PET, *Bottle-to-bottle*, Reciclagem energética.

Introdução

O poli(tereftalato de etileno) é um dos plásticos mais comum dentro os resíduos sólidos urbanos (PlasticsEurope, 2017). No ano de 2015, segundo a ABIPET (2016), foram consumidos aproximadamente 700 mil toneladas de PET virgem, sendo que apenas 52% desse material foi encaminhado à reciclagem, considerando todo o potencial de reciclagem desse material e o seu valor econômico (ABIPET, 2016). Sendo assim, novas alternativas para a destinação desse resíduo têm sido estudadas e avaliadas (Foolmaun and Ramjeeawon, 2012; Kang et al., 2017; Shen et al., 2010).

Das alternativas mais observadas, destacam-se a reciclagem mecânica para a produção de novas embalagens de bebidas carbonatadas (Chilton et al., 2010; Welle, 2011), bem como o aproveitamento energético através da incineração dessas embalagens pós-consumo e conversão do calor gerado na queima em energia (Chilton et al., 2010; Foolmaun and Ramjeeawon, 2008; Komly et al., 2012; Nakatani et al., 2010).

A Avaliação do Ciclo de Vida do PET tem sido extensivamente utilizada para conduzir estudos para avaliação de destinação, refletindo a regionalização dos dados e os processos produtivos locais. Alguns trabalhos desse tipo estão resumidos na Tabela 1. As principais alternativas observada foram a reciclagem energética (Chilton et al., 2010), a reciclagem mecânica (Shen et al., 2010) e sistema com opções de destinação combinadas, como reciclagem mecânica e incineração (Foolmaun and Ramjeeawon, 2012; Kang et al., 2017; Shen et al., 2010). Chilton et al. (2010) demonstraram que os resultados da reciclagem apresentam uma redução na emissão de poluentes e, conseqüentemente, uma redução global dos impactos. Embora Foolmaun and Ramjeeawon (2013) não tenham avaliado um cenário aonde 100% do PET seja encaminhado à reciclagem, eles observaram que aumentar o percentual de PET pós-consumo destinado à reciclagem reduz o impacto negativo global. Os autores (Foolmaun and Ramjeeawon, 2013) consideraram o processo de reciclagem somente até a etapa de produção do *flake* (*moagem, lavagem e secagem das garrafas pós-consumo*).

Esse artigo teve como objetivo estudar a alternativa de destinação para a reciclagem do tipo *bottle-to-bottle* (Welle, 2011) e para um processo de incineração com recuperação da energia (Chilton et al., 2010) que está em fase de licenciamento no Brasil. Ainda não há alguma planta de incineração para resíduos domésticos no país.

O principal *software* utilizado, em estudos acadêmicos, para auxiliar o processo de inventário e calcular os impactos associados foi o SimaPro, em diferentes versões (Chilton et al., 2010; Rajendra Kumar Foolmaun and Ramjeeawon, 2012b; Kang et al., 2017). O principal método de impacto utilizado foi o Eco-indicator (Chilton et al., 2010; Foolmaun and Ramjeeawon, 2013). Quanto a região de escopo do estudo, observa-se que há uma distribuição pelo diversos

continentes, desde os Estados Unidos (Kang et al., 2017) até Taiwan (Shen et al., 2010), tendo inclusive uma série de estudos em Maurícios (Foolmaun and Ramjeawon, 2013,2012, 2008).

Tabela 1 – Alguns estudos publicados em revistas acadêmicas sobre a destinação do PET pós-consumo

Referência	Objetivo Principal	Método de Impacto	Região de Escopo
Kang et al., 2017	Avaliar os impactos das embalagens PET de bebidas não alcoólicas	TRACI v.2.1	Estados Unidos
Foolmaun and Ramjeawon, 2013	Avaliar a disposição de garrafas PET pós-consumo em Maurícios	Eco-Indicator 99	Maurícios
Chilton et al., 2010	Quantificar os impactos associados ao processo de reciclagem e incineração de garrafas PET	Eco-Indicator 99	Reino Unido
Shen et al., 2010	Avaliar os impactos ambientais da produção de fibra de PET com material reciclado e virgem	CML 2 (2001)	Taiwan/ Europa

Metodologia

Essa seção descreve a metodologia de ACV aplicada, tendo como base a norma ISO 14.040 (2006) e ISO 14.044 (2006). Apesar da metodologia proposta pela norma dividir o estudo em quatro fases, (1) definição do escopo e objetivo, (2) inventário do ciclo de vida, (3) avaliação do impacto do ciclo de vida e (4) interpretação, esse artigo foi até a Terceira fase, sem considerar a etapa de interpretação. As três primeiras fases estão descritas nas seções a seguir, respectivamente.

Objetivo e escopo

O objetivo deste trabalho foi avaliar o impacto ambiental das alternativas tecnológicas de destinação de garrafas de PET pós-consumo, tendo como referência o contexto brasileiro. A unidade funcional escolhida foi de 1 quilo de garrafas de PET pós-consumo. Todas as entradas, saídas e impactos estão relacionados a esta unidade funcional. Os limites do sistema são baseados no sistema de reciclagem brasileiro (Conceição et al., 2016).

Inventário de Ciclo de Vida

A Associação Brasileira da Indústria de PET - ABIPET (2016) disponibiliza dados sobre as quantidades de PET recicladas e a que mercado esse material reciclado se destina. Os dados sobre os processos de reciclagem intermediários e de moldagem foram obtidos através de um levantamento realizado junto às empresas durante o levantamento de dados. De acordo com ABIPET, foram gerados 537×10^3 t de PET pós-consumo no ano de 2015. Deste total, 263×10^3 t foram destinados a aterros sanitários e 274×10^3 t para reciclagem. Desse valor, 26 % são destinados para a produção de fibras e 26% para a produção de embalagens, tanto de grau alimento como para não alimentos (ABIPET, 2016).

Neste inventário do ciclo de vida, os processos foram modelados usando a abordagem "cut-off", que distingue a primeira vida (produto virgem) e a segunda vida (produto reciclado) como sistemas separados. A regra do "cut-off" foi amplamente aplicada para produtos reciclados ou recuperados (EU Directive, 2009). Os impactos da primeira vida dessas embalagens não foram considerados.

Assim, dois cenários foram modelados. O primeiro cenário considerado foi o da reciclagem energética. Apesar de não haver alguma planta em funcionamento para a incineração com recuperação de energia de resíduos domésticos no Brasil, atualmente tramita junto ao órgão ambiental do Estado do Rio de Janeiro o processo de licenciamento de uma unidade próximo ao centro de transferência de resíduos sólidos urbanos do Caju, próximo ao porto do Rio de Janeiro (Lavoro Consulting, 2016). O segundo cenário considerou a reciclagem com o processo "bottle-to-bottle", que permite manter o PET em um ciclo fechado, sendo reinserido no mercado de produção de garrafas plásticas para bebidas carbonatadas.

Cenário Um

Existem várias maneiras para estimar a combustão do PET. Uma das alternativas consiste em assumir que as emissões são equivalentes aos limites especificados na Diretiva de Incineração de Resíduos (DIR) (Parlamento Europeu, 2000). No entanto, de acordo com Chilton et al. (2010) esta é uma suposição extremamente conservadora pois, o PET não contém cloro, enxofre e metais pesados e, sendo assim, essas emissões seriam muito inferiores aos limites do DIR. Uma abordagem alternativa seria basear as emissões desses poluentes nas proporções desses elementos presentes no PET, mas dados confiáveis sobre a incineração do PET pós-consumo na presença de outros resíduos não são confiáveis, podendo ocorrer a formação de outros elementos em altas temperaturas como óxidos de nitrogênio, monóxido de carbono, compostos orgânicos voláteis.

Sendo assim, esse estudo baseou-se nos dados de uma planta industrial em processo de licenciamento no órgão ambiental do estado do Rio de Janeiro, o INEA (Lavoro Consulting, 2016). Os impactos ambientais associados à construção do incinerador, bem como consumo de hidróxido de cálcio, carvão ativado e ureia pelos sistemas de limpeza de gases de combustão foram verificados a partir de dados dessa mesma planta industrial (Lavoro Consulting, 2016). Destaca-se que esta é uma suposição conservadora, pois, a ausência de cloro e enxofre no PET significa que, na realidade, seria necessária uma quantidade muito menor de hidróxido de cálcio (Chilton et al., 2010). O PET tem um conteúdo de cinzas muito baixo, <0,2% (Sanchez et al., 2007) e geraria quantidades extremamente pequenas de resíduos sólidos. O gerenciamento desses resíduos não foi incluído nesta análise.

Os benefícios ambientais da energia proveniente de resíduos dizem respeito às emissões deslocadas da conversão de energia de fontes convencionais para o que é convertido do processo de incineração do resíduo. O valor calorífico do PET de 23,04 MJ kg⁻¹ foi retirado de Sanchez et al. (2007). As emissões deslocadas foram calculadas com base na combinação de geração de energia elétrica no Brasil (EPE, 2017) e dados de emissões do SimaPro (Pré Consultants, 2014). Sendo assim, os dados utilizados na modelagem do processo de incineração com recuperação de energia estão apresentados na Tabela 2, e utilizados para calcular os seus impactos.

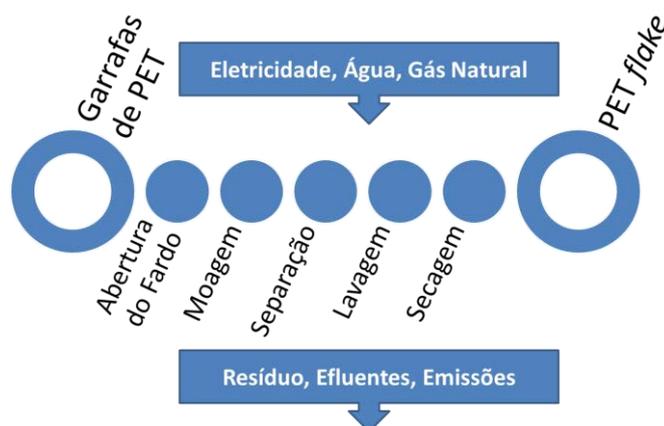
Tabela 2 – Informações sobre planta de incineração com recuperação de energia considerando a entrada de um kg de PET pós-consumo

Produto	Quantidade	Unidade			
PET pós-consumo	1	Kg	Dióxido de Enxofre	12,0386610	mg
Produtos Evitados	Quantidade	Unidade	Monóxido de carbono	24,0773230	mg
Eletricidade (Evitada)	2,93	MJ	Compostos orgânicos voláteis	4,8154645	mg
Recursos	Quantidade	Unidade	Thaliun	0,0024077	mg
Ocupação urbana	0,0000596	m ²	Níquel	0,0156500	mg
Transformação, área industrial	28262,62	m ²	Arsênico	0,0156500	mg
Materiais/ Combustíveis	Quantidade	Unidade	Chumbo	0,3009670	mg
Amônia Aquosa	0,00276900	Kg	Cromo	0,3009670	mg
Hidróxido de Cálcio	0,00823400	Kg	Cobre	0,3009670	mg
Carvão Ativado	0,00020900	Kg	Manganês	0,3009670	mg
Chorume	0,76943100	Kg	Vanádio	0,0698240	mg
Água de processo	0,00615381	Kg	Antimônio	0,0698240	mg
Emissões para o Ar	Quantidade	Unidade	Cobalto	0,0698240	mg
Particulados, não especificado	0,9630929	Mg	Resíduo para destinação final	Quantidade	Unidade
Composto clorado (HCl)	14,4463940	Mg	Água residual	0,0001540	kg
Composto fluorado (HF)	0,1203866	Mg	Cinzas leves	0,0499945	kg
Óxidos nitrogenados	36,1159840	Mg	Cinzas de fundo	0,2530000	kg
Dioxinas (não especificado)	0,0014446	Ng			
Emissões para o Ar	Quantidade	Unidade			
Cádmio	0,0361160	mg			
Mercúrio	0,0072232	mg			

Cenário Dois

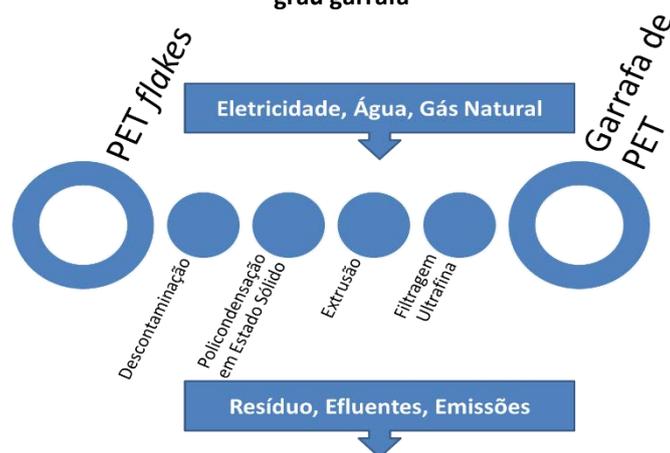
Este cenário foi modelado usando dados das indústrias brasileiras de reciclagem de garrafas PET para produção de garrafas PET recicladas. O sistema de reciclagem consiste em duas etapas. A primeira compreende a abertura dos fardos de PET, a remoção de rótulos e tampas de garrafas, moagem das garrafas em *flakes*, separando o PET de outros plásticos através de um sistema de flotação com diferença de densidade (rótulos e tampas de polipropileno), lavagem e finalmente secagem, conforme ilustrado na Figura 1.

Figura 1 – Etapas do processo de obtenção do *flake* de PET



A segunda etapa da reciclagem para a produção de embalagens de alimentos inclui os processos de superlavagem e de pós-condensação em estado sólido do PET. Os *flakes* de PET são transportados por caminhão para o reciclador-transformador (Conceição et al., 2016), onde são conduzidos a um reator de descontaminação altamente eficiente que opera em batelada com temperatura elevada e vácuo. Em seguida, os materiais são encaminhados para outro reator para aumentar a viscosidade intrínseca (IV) dos *flakes*, onde ocorre a policondensação em estado sólido (EREMA, 2016). O material é então fundido sob vácuo dentro do sistema de extrusão. Este passo evita as degradações hidrolítica e oxidativa na extrusora. O material é forçado a filtração ultrafina, resultando em *pellets* altamente limpos e com VI acima de 0,7dl/g (EREMA, 2016). O esquema do processo está na Figura 2.

Figura 2 – Etapas do processo de reciclagem *bottle-to bottle* de PET sob a forma de *flakes* para obtenção do PET grau garrafa



Avaliação do impacto do ciclo de vida

A Avaliação de Impacto Ambiental envolve uma grande quantidade de dados. Para auxiliar nesse processo, utilizou-se o software *SimaPro 8.4*. O método *Recipe 1.11* foi usado para determinar os impactos ambientais, que corresponde a uma evolução de CML e Eco-indicator, dois métodos amplamente estabelecidos (Goedkoop et al., 2009; Mendes, 2013).

Os impactos ambientais foram avaliados no nível final, *endpoint*, tendo como categorias o impacto na Saúde Humana, Ecossistemas e Custo. Os valores dos fatores de normalização foram adotados a partir do método ReCiPe Endpoint (H). A ponderação foi realizada de acordo com a relevância proposta pelo método.

Resultados e discussão

Os resultados do ACV dos dois cenários são apresentados na Tabela 3, que mostra os valores para o *endpoint* das categorias avaliadas. A Figura 3 apresenta o desempenho de cada cenário em relação a diferentes categorias de impacto. Os resultados de todos os cenários por meio de um gráfico de barras onde a escala de porcentagem foram usados para comparação. Neste contexto, 100% é o cenário de maior emissão para cada categoria. Assim, de forma "qualitativa", pode-se observar que o cenário 1 apresentou o pior desempenho ambiental, com os maiores valores de impacto em quase todas as categorias. Enquanto isso, o cenário 2 forneceu o melhor desempenho ambiental, apresentando o menor valor de impacto para todas as categorias.

Ao se analisar o cenário 1, o desempenho ambiental poderia ser ainda pior se não fosse considerado a geração de eletricidade através desse processo de incineração. Sendo assim, caso esse empreendimento siga até a fase de operação é fundamental, para diminuir a pegada ambiental dessa alternativa de destinação do PET, que o sistema de aproveitamento e geração elétrica esteja em seu pleno funcionamento. Quanto ao processo 2, ao verificar o fator que mais influenciava para os impactos desse processo, observou-se que o consumo de eletricidade é responsável por grande parte dos impactos observados. Além disso, salienta-se que as emissões de ar não foram medidas e que poderiam influenciar de uma maneira negativa os impactos observados.

Tabela 3 – Impactos ambientais calculados através do método *Recipe 1.12 (H)* no endpoint para a reciclagem do tipo *bottle-to-bottle* e reciclagem energética do PET pós-consumo

Categoria de Impacto	Cenário 1 (Incinerador)	Cenário 2 (B2B)	Unit
Mudanças Climáticas (Saúde Humana)	2,84565E-06	-2,34678E-06	DALY
Depleção de Ozônio	4,58763E-12	-1,08076E-10	DALY
Toxicidade Humana	1,79904E-07	-1,68656E-07	DALY
Formação de Oxidante Fotoquímico	2,47088E-11	-2,80918E-10	DALY
Formação de Material Particulado	3,68349E-08	-8,28549E-07	DALY
Radiação Ionizante	2,76365E-11	6,229E-09	DALY
Mudanças Climáticas (Ecossistema)	1,61185E-08	-1,32903E-08	species.yr
Acidificação terrestre	2,07195E-12	-5,049E-11	species.yr
Eutrofização de água fresca	1,24544E-13	1,13899E-11	species.yr
Ecotoxicidade terrestre	6,54167E-12	1,25214E-11	species.yr
Ecotoxicidade na água fresca	2,48972E-11	-1,73211E-11	species.yr
Ecotoxicidade marinha	4,68983E-12	-3,19747E-12	species.yr
Ocupação da terra com agricultura	1,37192E-12	-1,126E-09	species.yr
Ocupação da terra uso urbano	3,4436E-12	-3,56104E-10	species.yr
Transformação da terra virgem	2,50088E-12	-3,73074E-10	species.yr
Depleção de Metais	0,000104058	-0,01372044	\$
Depleção de fósseis	0,000766198	-0,205918234	\$

Conclusões

A reciclagem *bottle-to-bottle* apresentou resultados bastante interessantes, quando comparada a reciclagem energética de garrafas de PET pós-consumo. A reciclagem B2B, que é uma combinação de reciclagem mecânica e química pode ser mais incentivada no país. . Boa parte da redução do impacto está relacionada as emissões evitadas de não se produzir PET virgem, o que proporcionou uma pegada ambiental melhor que a do processo de reciclagem energética. Estudos quanto as emissões para o ar, geradas no processo de *bottle-to-bottle*, devem ser aprofundados para a obtenção de dados reais do processo, melhorando a qualidade da modelagem dos processos.

Referências

- ABIPET, Associação Brasileira da Indústria do PET. 2016. Censo da Reciclagem de PET no Brasil - 10^a Edição 1–12.
- Chilton, T., Burnley, S., Nesaratnam, S., 2010. A life cycle assessment of the closed-loop recycling and thermal recovery of post-consumer PET. *Resour. Conserv. Recycl.* 54, 1241–1249.
- Conceição, R.D.P. da, Pereira, C., Pessoa, G., Pacheco, E.B.A.V., 2016. A cadeia de reciclagem de pet pós-consumo e as definições de suas etapas: um estudo de caso no Rio de Janeiro. *Rev. Bras. Ciências Ambient.* 80–96.
- EPE, Empresa de Pesquisa Energética, 2014. Balanço Energético Nacional. Rio de Janeiro.
- Foolmaun, R.K., Ramjeawon, T., 2013. Comparative life cycle assessment and social life cycle assessment of used polyethylene terephthalate (PET) bottles in Mauritius. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 155–171.
- Foolmaun, R.K., Ramjeawon, T., 2012. Life cycle sustainability assessments (LCSA) of four disposal scenarios for used polyethylene terephthalate (PET) bottles in Mauritius. *Environ. Dev. Sustain.* 15, 783–806.
- Foolmaun, R.K., Ramjeawon, T., 2008. Life Cycle Assessment (LCA) of PET bottles and comparative LCA of three disposal options in Mauritius. *Int. J. Environ. Waste Manag.* 2, 125–138.
- Foolmaun, R.K., Ramjeawon, T., 2012a. Disposal of post-consumer polyethylene terephthalate (PET) bottles: comparison of five disposal alternatives in the small island state of Mauritius using a life cycle assessment tool. *Environ. Technol.* 33, 563–572.
- Foolmaun, R.K., Ramjeawon, T., 2012b. Comparative life cycle assessment and life cycle costing of four disposal scenarios for used polyethylene terephthalate bottles in Mauritius. *Environ. Technol.* 33, 2007–2018.
- International Organization for Standardization -ISO, 2006. ISO 14044 - Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines.
- International Organization for Standardization -ISO - TC 207/SC 5, 2006. ISO 14040:2006 Preview Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and framework.
- Kang, D.H., Auras, R., Singh, J., 2017. Life cycle assessment of non-alcoholic single-serve polyethylene terephthalate beverage bottles in the state of California. *Resour. Conserv. Recycl.* 116, 45–52.
- Komly, C.-E., Azzaro-Pantel, C., Hubert, A., Pibouleau, L., Archambault, V., 2012. Multiobjective waste management optimization strategy coupling life cycle assessment and genetic algorithms: Application to PET bottles. *Resour. Conserv. Recycl.* 69, 66–81.
- Lavoro Consulting, 2016. Estudo de Impacto Ambiental - EIA da Usina de Recuperação de Energia - URE Caju. Rio de Janeiro.
- Nakatani, J., Fujii, M., Moriguchi, Y., Hirao, M., 2010. Life-cycle assessment of domestic and transboundary recycling of post-consumer PET bottles. *Int. J. Life Cycle Assess.* 15, 590–597.
- Parlamento Europeu, Conselho da União Europeia, 2000. Directiva 2000/76/CE - Incineração de Resíduos.
- PlasticsEurope, 2017. Plastics – the Facts 2017.
- Pré Consultants, 2014. SimaPro 8 LCA software.
- Sanchez, M., Moran, A., Escapa, S., Calvo, L., Martinez, O., 2007. Simultaneous thermogravimetric and mass spectrometric analysis of the pyrolysis of municipal solid waste and polyethylene terephthalate. *J. Therm. Anal. Calorim.* 90, 209–215.
- Shen, L., Worrell, E., Patel, M.K., 2010. Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 34–52.
- Welle, F., 2011. Twenty years of PET bottle to bottle recycling—An overview. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 865–875

DESEMPENHO AMBIENTAL DA PÓS-CONDENSAÇÃO EM ESTADO SÓLIDO PARA A RECICLAGEM DE PET PÓS-CONSUMO

Camila T. M. Soares^{1a}, Thiago S. Gomes^{1b}, Elen B. A. V. Pacheco^{1a, b}

¹Universidade Federal do Rio de Janeiro:

^{1a}Escola Politécnica/Programa de Engenharia Ambiental, Av. Athos da Silveira Ramos 149, Centro de Tecnologia, Bloco A, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, CEP 21941-909;

^{1b}Instituto de Macromoléculas Professora Eloisa Mano/Programa em Ciência e Tecnologia de Polímeros, Avenida Horácio Macedo 2.030, Centro de Tecnologia, Bloco J, CEP 21941-598;

Resumo: A Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é um instrumento que, dentre outras aplicações, permite avaliar o desempenho ambiental da economia circular do poli(tereftalato de etileno) (PET) ao identificar impactos ambientais referentes a seus processos de reciclagem. Nesse contexto, foi avaliado o processo *bottle-to-bottle* que envolve dois tipos de reciclagem mecânica e química. Nessa última, tem-se a reação de pós-condensação. A matéria-prima e o produto final desse processo é PET grau garrafa com viscosidade intrínseca superior a 0,7dℓ/g. Dados de entradas e saídas referentes às tecnologias de reciclagem mecânica com pós-condensação em estado sólido (cenário 1) permitiram a modelagem desses processos no *software* GaBi 6, tendo como unidade funcional 1t de *pellets* de PET grau garrafa. A produção de PET virgem (cenário zero) também foi avaliada. A Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida foi realizada segundo o método de caracterização "*ReCiPe endpoint*" para um horizonte de 100 anos. Categorias de impacto *midpoint* como o esgotamento de recursos fósseis e as mudanças climáticas também foram analisadas. Os impactos desse processo estão diretamente relacionados ao consumo elétrico da matriz energética brasileira, que considera o cálculo das diversas fontes utilizadas no país, como hidroelétrica, termoelétrica, entre outras. Sendo assim, as emissões de gases causadores do efeito estufa (considerando CO₂eq) do processo são pequenas e estão correlacionadas à parcela de uso das termoelétricas, geralmente utilizadas no país em caso de necessidade. Na comparação entre as categorias de impacto que apresentavam maior influência, destacaram-se os impactos nas mudanças climáticas (saúde humana) e no consumo de recursos fósseis, sendo essas categorias as mais afetadas.

Palavras-chave: Reciclagem, Reciclagem mecânica, Poli(tereftalato de etileno), (PET), *Bottle-to-bottle*.

Introdução

Alternativas ao modelo econômico linear vêm recebendo atenção, como é o caso do conceito de desenvolvimento denominado Economia Circular (GHISELLINI *et al.*, 2016). Nesse modelo, maximiza-se o uso dos recursos e minimiza-se a geração de resíduos nas cadeias produtivas (RIBEIRO e KRUGLIANSKAS, 2015). A reciclagem é apontada como uma das principais alternativas para se atingir uma economia mais circular, abandonando o fluxo linear que resultaria no fim da vida útil de um produto e passando a fazer parte de um ciclo, no qual diversos benefícios ambientais seriam obtidos, como a redução da extração de recursos naturais e a diminuição da geração de resíduos (GODECKE *et al.*, 2012).

Com uma grande demanda mundial e um curto tempo de vida de embalagens plásticas, o crescente descarte do poli(tereftalato de etileno) (PET) faz com que a busca por novas soluções de gerenciamento desse resíduo mereçam atenção especial, principalmente em países que tem os aterros sanitários são utilizados como principal forma de destinação final de resíduos sólidos urbanos (RSU), como no Brasil (ABRELPE, 2015; GBI RESEARCH, 2012; SINHA, PATEL, PATEL, 2010). Essas embalagens ocupam um grande volume em relação à sua massa e, por consequência, um extenso espaço nos aterros sanitários, contribuindo para a redução da vida útil desses locais (COELHO *et al.*, 2011).

Em busca de alternativas para o gerenciamento desse resíduo, Chilton *et al.* (2010) conduziram uma ACV com o intuito de comparar a reciclagem do tipo *bottle-to-bottle* (B2B) com a reciclagem energética e incineração, avaliando esses processos em função das emissões para o ar. O processo B2B foi considerado a melhor escolha em função dos impactos avaliados. Komly *et al.* (2012) concluíram, através de uma estratégia de otimização utilizando um algoritmo genético e ACV, que para os casos em que há mais de um ciclo de reciclagem, o B2B apresenta menos impactos que outras formas de reprocessamento, como a reciclagem mecânica ou química para produção de fibra. Shen *et al.*, (2011) corroboram esse resultado e indicaram o limite ótimo de quatro ciclos fechados de reciclagem para que os benefícios ambientais atingissem o resultado mais significativo para a reciclagem de PET. Nesse trabalho, os autores simularam um cenário que combinava a reciclagem de ciclo aberto para a produção de fibra têxtil, com a reciclagem de ciclo fechado para a produção de garrafas através da reciclagem do tipo B2B, utilizando o processo de superlimpeza (*Superclean*). A única consideração técnica no processo de reciclagem foi que apenas 35% do PET

poderia ser de origem reciclada para a produção de garrafas. Porém não foram discutidas características técnicas relacionados ao PET reciclado, como viscosidade intrínseca (Shen et al., 2011).

Sob estes aspectos, o presente estudo aplicou técnicas de ACV para avaliar o desempenho ambiental do PET reciclado capaz de moldar uma nova garrafa. Para isso, é necessário utilizar tecnologia de reciclagem cujo resultado é PET grau garrafa, ou seja, PET com viscosidade intrínseca maior que 0,7 dL/g (Awaja and Pavel, 2005; Kuczynski and Geyer, 2010). A tecnologia de reciclagem analisada compreende a reciclagem mecânica com pós-condensação em estado sólido (SSP – do inglês, *Solid State Post-condensation*).

Metodologia

Neste capítulo, foram descritos os procedimentos utilizados para a elaboração do trabalho. Foram definidas as metodologias utilizadas para a pesquisa bibliográfica, coleta de dados, modelagem e para a avaliação do desempenho ambiental realizada. Para isso, foram detalhadas as etapas da ACV, as categorias de impacto avaliadas e os processos e fronteiras de cada cenário estudado.

Objetivo e Unidade Funcional

O estudo teve por objetivo avaliar o desempenho ambiental da produção de PET reciclado grau garrafa a partir de garrafas PET pós-consumo. Esta avaliação compreendeu a tecnologia de reciclagem mecânica com SSP. Também fez parte do escopo de trabalho, a identificação dos pontos críticos de geração de impactos ambientais em cada um dos processos. A unidade funcional definida foi uma tonelada (1t) de *pellets* de PET grau garrafa ao final do processo.

Modelagem e Fronteiras do Estudo

Assim, estabeleceu-se que as fronteiras desse estudo seriam delimitadas a partir da entrada de *flake* de PET pós-consumo na empresa recicladora até a produção de *pellet*, material PET granulado, produto da extrusão, com características de grau garrafa ($VI > 0,7$ dL/g). O presente trabalho seguiu o princípio do "corte" ou "*cut-off*" que distingue a primeira vida (produto virgem) e a segunda vida (produto reciclado) como sistemas separados. Dessa forma, o PET pós-consumo resultante da primeira vida não possui carga ambiental associada a ele quando é utilizado como matéria-prima na segunda vida. Esta regra tem sido aplicada para produtos reciclados (SHEN et al, 2010). No caso desse estudo, os impactos da produção de PET virgem foram atribuídos à sua primeira vida e avaliados em um cenário. Já o PET pós-consumo, ao fazer parte do cenário de reciclagem, não apresenta carga ambiental associada, sendo uma entrada livre de impactos.

Cenário Zero

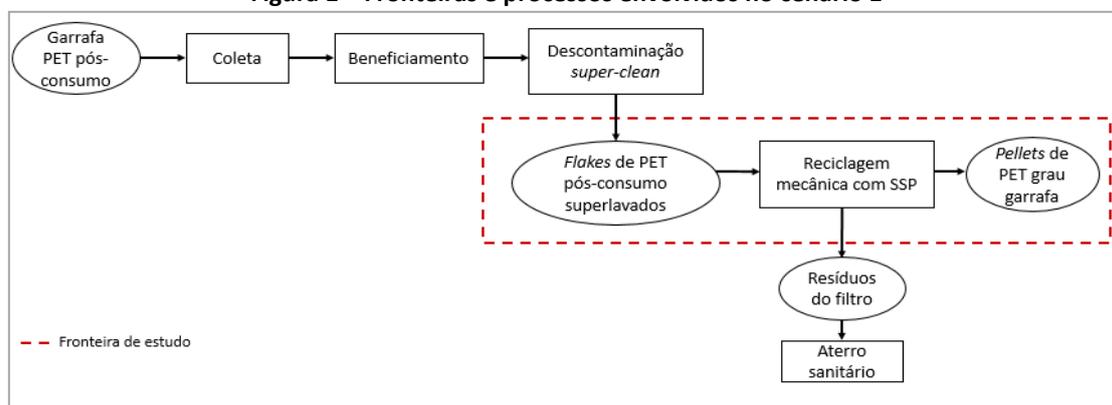
Neste cenário, o processo "PET virgem" engloba todas as etapas necessárias à produção do grânulo de resina virgem, referentes à extração e refino do petróleo, ao transporte de matérias-primas, consumo de combustíveis, entre outros processos. Sendo assim, todas as entradas e saídas estimadas para cada uma dessas etapas são contabilizadas neste único processo, incluindo as emissões e o consumo de recursos de todas as etapas. A fonte dessas informações foi a base de dados presente no programa GaBi, disponibilizada pela *PE International*. Neste cenário, a ACV foi realizada do "berço" até o "portão" (grânulos de PET prontos para fabricação de garrafa).

Cenário Um

Os dados associados ao processo de reciclagem mecânica com SSP (cenário 1) foram obtidos a partir de uma consulta (através da internet) com algumas das principais fabricantes dessa tecnologia (EREMA, OHL, Kronos). Os dados da fabricante EREMA foram utilizados, pois foram aqueles divulgados pela empresa. A fabricante EREMA divulga que sua tecnologia, denominada de Vacurema é uma das aprovadas e utilizadas para reciclagem *bottle-to-bottle* no Brasil em unidade produtiva, como exemplo da Empresa CPR Rio (fonte: encarte técnico CPR). A Figura 1 ilustra os processos envolvidos no cenário 2 até seu produto final, *pellets* de PET reciclado grau garrafa. As informações de entradas e saídas sobre o processo EREMA que foram utilizados neste trabalho estão apresentadas na Tabela 1.

A tecnologia denominada "VACUREMA" é um processo de reciclagem mecânica com pós-condensação em estado sólido (SSP) patenteado pela fabricante EREMA. Em ambos os processos, nota-se um percentual de aproximadamente 3% de perda de PET nos processos de extrusão. Este dado foi obtido através de dados da literatura (Shen et al., 2011). Esse valor considera as limpezas de filtro que devem ser realizadas periodicamente, quando este está saturado.

Figura 1 – Fronteiras e processos envolvidos no cenário 1



Nota-se que o consumo da energia elétrica é atribuído aos equipamentos utilizados essencialmente no reprocessamento por extrusão. Outros equipamentos possivelmente em uso como ar condicionado, ventiladores e computadores não foram contabilizados para ambos os cenários. Para o estudo, foram utilizados os dados secundários dos Inventários do Ciclo de Vida de energia elétrica do Brasil disponibilizados pela *PE International* no banco de dados do GaBi (GABI, 2012). Neste estudo, a funcionalidade dos produtos virgem e reciclado é considerada idêntica. Para cumprir os regulamentos em matéria de segurança alimentar, a resina de garrafa de PET reciclada é produzida através de processos de reciclagem que utilizam a superlimpeza (VAN DER VELDEN, 2010).

Tabela 3 – Dados sobre o processo de reciclagem mecânica com SSP partindo de flake para produção de 1t de pellets de PET grau garrafa

Reciclagem Mecânica com SSP – EREMA (VACUREMA [®])	
INPUTS	
Flake de PET pós-consumo (t)	1
Eletricidade (MJ/t PET)	1080
NaOH 30% (kg)	10
Água de lavagem (m ³)	2960
OUTPUTS	
Pellet de PET reciclado Grau Garrafa(t)	1

Fonte: EREMA Engineering Recycling and Maschinen und Anlagen (2016).

AICV - Método de Caracterização

A fim de auxiliar a interpretação da longa lista do ICV, empregou-se o método ReCiPe 2008 (H), um procedimento de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) disponível no GaBi e que apresenta aplicação de abrangência global para as categorias de impacto mudança climática, destruição da camada de ozônio e consumo de recursos (EC-JRC, 2010a; MENDES *et al*, 2015).

A categorização de impactos utilizou uma abordagem “*endpoint*”. Essa escolha baseou-se no fato do método de AICV ReCiPe “*endpoint*” oferecer resultados que harmonizam as abordagens “*midpoint*” e “*endpoint*” em uma estrutura combinada, onde as três categorias de danos e as contribuições dos diversos indicadores intermediários contribuem para uma pontuação única global. O resultado final do método é dado em uma pontuação única adimensional equivalente por pessoa.

A perspectiva “*hierárquica*” ou (H) é uma das opções de ponderação do método ReCiPe e foi selecionada, pois busca um consenso entre as perspectivas de longo e de curto prazo, onde o prazo de 100 anos é o utilizado. É uma

perspectiva comumente utilizada e referenciada em princípios políticos e normas como a ISO 14044 (Goedkoop et al., 2013).

Resultados e discussão

Como detalhado na metodologia, o cenário zero foi utilizado para avaliar qualitativamente e quantitativamente os impactos associados à produção de grânulos de PET a partir do petróleo e compará-los ao cenário em que o produto final provém de material pós-consumo. A partir dos resultados apresentados com auxílio do GaBi, utilizando-se a base de dados disponível e o método de caracterização referenciado, verificou-se que o processo de produção de PET virgem apresenta seu principal impacto no consumo de recursos fósseis (75%). Isto se dá, pois, os grânulos de PET são produzidos a partir da extração e refino do petróleo, um composto de origem fóssil, que leva milhões de anos para se formar sob temperatura e pressão (PRADO, 2007).

Cenário zero

Além disso, há consideráveis impactos associados à categoria mudanças climáticas, que irão contribuir para prejuízos à saúde humana (19%) e para os ecossistemas (2%). Esta categoria é avaliada em termos de emissão de CO₂ equivalente. Para isso, há a conversão dos diversos gases causadores do efeito estufa, como o CH₄ (metano) e o N₂O (óxido nitroso), em termos equivalentes de CO₂. No cenário em questão, a extração e refino do petróleo para obtenção de derivados que possibilitam a fabricação de resina PET incluem etapas que emitem gases causadores do efeito estufa, como o craqueamento. Assim, estas emissões de CO₂ equivalente ao longo das etapas de produção de do PET contribuem para a emissão de poluentes na atmosfera e para a categoria de mudanças climáticas.

As categorias toxicidade humana (avaliada em termos de 1,4 diclorobenzeno) e formação de material particulado (calculada em termos de PM₁₀) também foram as que apresentaram números significativos. Suas contribuições também são provenientes, principalmente, do processo de extração e refino do petróleo. Para as demais categorias de impacto não foram verificados valores de impactos significativos. O processo de produção de 1t de *pellets* de PET virgem totalizou um impacto de aproximadamente 496 unidades equivalentes por pessoa.

Cenário um

No cenário 1, em que foi realizada a reciclagem de *flakes* de PET pós-consumo através do processo de reciclagem mecânica com SSP, o sistema de reciclagem não necessita de aporte de PET virgem para que a viscosidade intrínseca dos grânulos de PET (gerados ao final do processo) adquira o valor necessário para a moldagem de garrafa, então os impactos provocados em cada categoria são consideravelmente inferiores. Isso se dá, pois, a produção de PET virgem ocorre a partir da extração e exploração do petróleo, atividade de significativo impacto ambiental.

Os grânulos de PET grau garrafa são produzidos apenas a partir de PET pós-consumo, uma vez que o processo de pós-condensação promove o aumento da VI dos *pellets* de PET ao grau garrafa sem que haja a necessidade de mistura com PET virgem. Percebe-se que a contribuição do sistema nesse cenário é maior para a categoria de impacto mudanças climáticas (saúde humana), com 42% dos impactos do cenário. Isto se dá, pois, as atividades citadas apresentam emissões de gases causadores do efeito estufa, que contribuem para o quantitativo de CO₂ equivalente da categoria.

Discussão referente aos dois cenários

A matriz de eletricidade utilizada foi a brasileira, de acordo com a base de dados. Esta considera um cálculo das diversas fontes utilizadas no país, que é predominantemente de origem hidroelétrica, mas também possui origens termoelétricas e nucleares. Portanto, a emissão de gases causadores do efeito estufa (em termos de CO₂eq) do processo são pequenas e estão atreladas à parcela de indústrias termoelétricas utilizadas no país em caso de necessidade, o que também provoca alguma contribuição para a categoria de consumo de recursos fósseis. Os resultados, de forma geral, podem ser observados na Tabela 2 junto às principais categorias impactadas em cada um dos cenários.

Os cenários apresentados para a produção de 1t de *pellets* de PET grau garrafa, os impactos foram mais significativos para as categorias: consumo de recursos fósseis; mudanças climáticas; toxicidade humana e formação de material

particulado. Essas categorias de impacto intermediário antes de apresentarem normalização *endpoint* dada pelo método são calculadas em termos de consumo de kg de óleo cru eq, emissão de kg de CO₂ eq, emissão de 1,4 – DCB eq e emissão de PM₁₀.

Tabela 2 – Impacto calculado para o cenário Zero e Um.

CENÁRIOS (Pontuação Única Equivalente Por Pessoa)	Zero	Um
Consumo de Recursos Fósseis	370	2,0
Mudanças Climáticas (Saúde Humana)	92	2,5
Toxicidade Humana	15	-
Mudanças Climáticas (Ecossistemas)	10	0,3
Formação de Material Particulado	8	0,6
Total ReCiPe 2008(H)	496	5,7

Conclusões

A crescente produção de garrafas PET demanda soluções sustentáveis para a gestão desse produto, quando resíduo. Nesse contexto, o presente trabalho realizou um estudo comparativo do desempenho ambiental de tecnologias de reciclagem de PET que tem como produto final o PET grau garrafa.

O cenário que apresentou impacto menos significativos para o presente trabalho, foi o cenário 1, no qual foi modelado o processo de reciclagem mecânica com pós-condensação em estado sólido. O resultado final do desempenho ambiental deste cenário é aproximadamente 87 vezes menor que o desempenho ambiental de se produzir resina PET virgem.

Referências

- ABRELPE, 2015. PANORAMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL 2015.
- Awaja, F., Pavel, D., 2005. Recycling of PET. Eur. Polym. J. 41, 1453–1477.
- Chilton, T., Burnley, S., Nesaratnam, S., 2010. A life cycle assessment of the closed-loop recycling and thermal recovery of post-consumer PET. Resour. Conserv. Recycl. 54, 1241–1249.
- Coelho, T.M., Castro, R., Gobbo, J.A., 2011. PET containers in Brazil: Opportunities and challenges of a logistics model for post-consumer waste recycling. Resour. Conserv. Recycl. 55, 291–299.
- EREMA Engineering Recycling, Maschinen und Anlagen, 2016. VACUREMA Bottle To Bottle | EREMA Plastic Recycling [WWW Document]. Ansfelden. URL https://www.erema.com/en/vacurema_bottle_to_bottle/ (acessado 3.3.18).
- Ghisellini, P., Cialani, C., Ulgiati, S., 2016. A review on circular economy: The expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. J. Clean. Prod. 114, 11–32.
- Godecke, M.V., Naime, R.H., Figueiredo, J.A.S., 2012. O consumismo e a geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil. Reget/Ufsm 8, 1700–1712.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., De Schryver, A., Struijs, J., van Zelm, R., 2013. ReCiPe 2008. A LCIA method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Characterisation., A life cycle impact. <http://www.lcia-recipe.net>



Komly, C.-E., Azzaro-Pantel, C., Hubert, A., Pibouleau, L., Archambault, V., 2012. Multiobjective waste management optimization strategy coupling life cycle assessment and genetic algorithms: Application to PET bottles. *Resour. Conserv. Recycl.* 69, 66–81.

Kuczenski, B., Geyer, R., 2010. Material flow analysis of polyethylene terephthalate in the US, 1996-2007. *Resour. Conserv. Recycl.* 54, 1161–1169.

Mendes, N.C., Bueno, C., Ometto, A.R., 2015. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. *Production* 26, 160–175.

Prado, M.R., 2007. Análise do inventário do ciclo de vida de embalagens de vidro, alumínio e PET utilizados em uma indústria de refrigerantes no Brasil. Univ. Fed. do Paraná.

Ribeiro, F. de M., Kruglianskas, I., 2015. A Economia Circular no contexto europeu : Conceito e potenciais de contribuição na modernização das políticas de resíduos sólidos de contribuição na modernização das políticas de resíduos sólidos. *Encontro Int. sobre Gestão Empres. e Meio Ambient.*

Shen, L., Nieuwlaar, E., Worrell, E., Patel, M.K., 2011. Life cycle energy and GHG emissions of PET recycling: Change-oriented effects. *Int. J. Life Cycle Assess.* 16, 522–536.

Shen, L., Worrell, E., Patel, M.K., 2010. Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 34–52.

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE BARBANTES PROVENIENTES DE RETALHOS TEXTEIS

Felipe Luiz Braghirolli¹, Diego Lima Medeiros², Jairo Dias³, Paulo Sensi Filho⁴.

¹Instituto SENAI de Tecnologia Ambiental, felipe.braghirolli@sc.senai.br

²Pró-S Consultoria

³Instituto SENAI de Tecnologia Textil, Moda e Design

⁴Eurofios

Resumo: O Estado de Santa Catarina destaca-se como o segundo maior polo têxtil e vestuário do país. Assim, é indispensável a análise dos impactos ambientais deste setor, especialmente a destinação das perdas de tecido dos processos de corte. Uma opção de tratamento dos retalhos é a transformação em novos produtos. O trabalho objetivou avaliar os impactos da produção de uma bobina de barbante para artesanato provenientes de retalhos têxteis. A metodologia foi baseada na norma ABNT ISO 14044, com abrangência do berço ao portão da empresa. Foram obtidos dados primários para as atividades internas da empresa, enquanto os demais dados de inventário oriundos da base de dados Ecoinvent. Foram avaliados os impactos ambientais (ILCD 2011) e energéticos (CED). A interpretação do estudo considerou cenários de sensibilidade para avaliar a influência das escolhas metodológicas da modelagem do sistema de produto e a extensão das fronteiras do sistema para etapas de uso e pós-uso. A inclusão da carga ambiental para produzir os retalhos de tecido demonstrou aumentos representativos nos impactos, assim as escolhas metodológicas da modelagem do inventário são decisivas no resultado comparativo com o barbante convencional. Esse resultado demonstra a necessidade de definição de regras de categorias de produto visando a comparabilidade entre estudos de ACV de produtos têxteis. A extensão da fronteira demonstrou a representatividade das contribuições dos impactos da etapa de uso, dependendo do tipo de lavagem e secagem. A definição do procedimento de alocação, extensão das fronteiras e cenários de uso exercem forte influência nos impactos ambientais do produto.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida; Inventário do Ciclo de Vida; Retalhos de tecido; Barbantes reciclados.

Introdução

A poluição ambiental das atividades humanas pressiona as organizações a melhorarem seus processos para atender o mercado consumidor mais consciente e exigente (BRINO et al., 2011). Os estudos de ACV auxiliam diversos setores da indústria, a exemplo do setor têxtil. De acordo com o relatório setorial elaborado pela FIESC (2014), em 2013 o setor possuía aproximadamente 10.223 indústrias, empregando 174 mil trabalhadores. O estado de Santa Catarina (SC) é o segundo maior polo empregador têxtil e do vestuário do país. Quando se trata de produtos com fibras recicladas, SC foi pioneira no Brasil no lançamento de roupas de cama e travesseiros com fibras recicladas de garrafas PET.

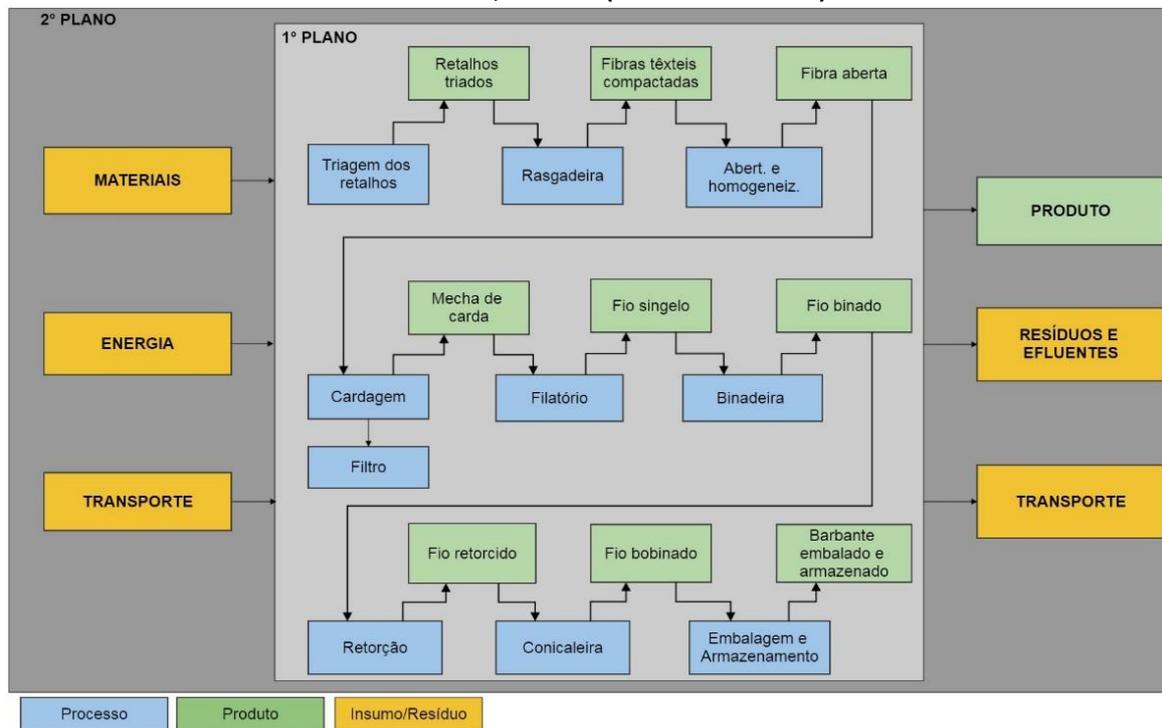
Os produtos têxteis possuem cadeias de produção que envolve desde a agricultura, produção das fibras (naturais ou sintéticas), produção e tingimento do tecido, indústrias de vestuário, varejo e gestão de resíduos (JRC, 2014). Dentre os principais aspectos ambientais da indústria têxtil estão a geração de efluentes líquidos, resíduos sólidos e emissões atmosféricas (FIEMG, 2014).

As características das perdas de tecido nos processos determinam seu potencial de aproveitamento, a exemplo dos resíduos de retalhos que são reciclados e transformados em novos produtos. Neste caso, esta é a atividade executada pela empresa Eurofios, que separa e recicla retalhos provenientes da indústria têxtil para produzir fios e barbantes de artesanato, sendo uma das líderes de mercado de barbantes reciclados. Assim, o trabalho objetivou identificar os processos e etapas do ciclo de vida de maiores contribuições nos impactos ambientais e demanda energética do ciclo de vida do barbante reciclado e a influência dos procedimentos de alocação nos resultados do estudo.

Metodologia

O estudo avaliou a produção de barbantes reciclados na empresa Eurofios (cenário base), localizada na cidade de Blumenau/SC (Brasil). A empresa não tingem os fios, assim a cartela de cores dos barbantes é definida de acordo com os retalhos adquiridos. Definiu-se a função do produto como barbante com 8 cabos e título de 3,9 *ne* para a fabricação de artesanato e a unidade funcional como bobina de barbante de fibra de algodão de 457 m de comprimento, embalada e expedida. O fluxo de referência é descrito como barbante reciclado (0,600 kg), papelão da embalagem final (0,107 kg), tubete de papelão (0,0425 kg), rótulo (0,004 kg), embalagem plástica master (0,045 kg) e embalagem plástica individual (0,032 kg) O cenário base do estudo possui a extensão do berço ao portão da Eurofios. A definição do sistema de produto e suas fronteiras estão apresentados na Figura 1.

Figura 8 - Estágios de produção da bobina de barbante, 1º Plano (dados primários), e cadeias de produção dos fornecedores, 2º Plano (dados secundários).



Fonte: Elaboração própria

Foi utilizada a base de dados ecoinvent (WERNET et al., 2016) versão 3.01 (MORENO-RUIZ et al., 2013) para os inventários de insumos, transporte e tratamento de resíduos que inclui a infraestrutura dos processos, enquanto que a cadeia de produção principal não considerou a infraestrutura. O pacote de métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida escolhido foi europeu, na ausência do pacote de métodos brasileiro, que contempla categorias de impacto ambiental de ponto médio (ILCD 2011 Midpoint) e atende os requisitos da norma ISO 14044 (ABNT, 2009). O ILCD 2011 foi indicado pela plataforma internacional de ACV (EC, 2012) e inclui 16 categorias de impacto ambiental: mudança climática (GW), depleção da camada de ozônio (OD), toxicidade humana de efeitos cancerígenos (HT-c) e efeitos não-cancerígenos (HT-n), material particulado (PM), radiação ionizante à saúde humana (IR-h) e ao ecossistema (IR-e), formação de ozônio fotoquímico (PO), acidificação (AC), eutrofização terrestre (EU-t), eutrofização de água doce (EU-f), eutrofização marinha (EU-m), ecotoxicidade (ET), uso da terra (LU), depleção dos recursos hídricos (WD) e depleção dos recursos minerais, fósseis e renováveis (RD). Também foi considerada a avaliação do energética foi pelo método de *Cumulative Energy Demand* (CED) para a demanda acumulada de energia não-renovável de origem fóssil (CED-f) e nuclear (CED-n). A interpretação do estudo considerou cenários de sensibilidade. Foi avaliada a influência das escolhas metodológicas da modelagem do sistema de produto (dois cenários adicionais). A extensão do sistema de produto foi berço ao portão da Eurofios (BaP) e os cenários são descritos a seguir:

- **Eurofios - Cenário Base (BaP1):** inventário base do estudo que considera o retalho de tecido isento de carga ambiental para sua produção a partir do procedimento de alocação de subdivisão de sistemas (critério de corte);
- **Cenário Particionamento (BaP2):** considera o cenário base e o retalho de tecido com carga ambiental para sua produção a partir do procedimento de alocação de particionamento de cargas com critério mássico;
- **Cenário Convencional (BaP3):** considera o cenário base sem uso de retalhos de tecido, assim o insumo da fibra de algodão é de origem primária da agricultura e inclui o processo de tingimento dos fios para a obtenção das cores desejadas. Este cenário simula uma empresa concorrente na produção de barbantes de artesanato. O inventário da produção da fibra de algodão foi proveniente da base de dados do ecoinvent e o processo de tingimento foi baseado em Esteve-Turrillas e Guardia (2017).

Também foi avaliada a extensão das fronteiras do sistema para incluir as etapas de uso e pós-uso (três cenários comparativos). A produção considerou o cenário base com uso de retalhos de tecido. A etapa de uso considerou a fabricação artesanal (manual) de 1 tapete de crochê de 0,6 kg, aterro das embalagens, lavagem e secagem do tapete. O pós-uso dos três cenários considerou a vida útil de 52 usos para o tapete e descarte em aterro. As informações sobre o uso de água, sabão, consumo energético e vida útil foram baseadas em EC (2017). A seguir são descritos os modos de lavagem e secagem da etapa de uso de cada cenário de ciclo de vida completo, berço ao túmulo (BaT):

- **BaT1:** lavagem manual e secagem ao ar livre;
- **BaT2:** lavagem na máquina e secagem ao ar livre;
- **BaT3:** lavagem na máquina e secagem na máquina.

Resultados e discussão

A análise de inventário das atividades de primeiro plano diagnosticou que a massa do fardo de retalhos entra com 240 kg e produz 202 kg de barbante como produto. Assim, a perda de material (fibras e retalhos têxteis) representa 15% ao longo dos estágios de produção. A massa de embalagens para a expedição do produto é 77 kg, representando 27% da massa expedida ao cliente. A massa de resíduos gerados nos estágios de produção foi 37 kg, desde o processo de desfibragem até o processo de embalagem do barbante para entrega. A contribuição dos impactos do cenário base são apresentadas por grupo de análise (Figura 2), conforme descrito:

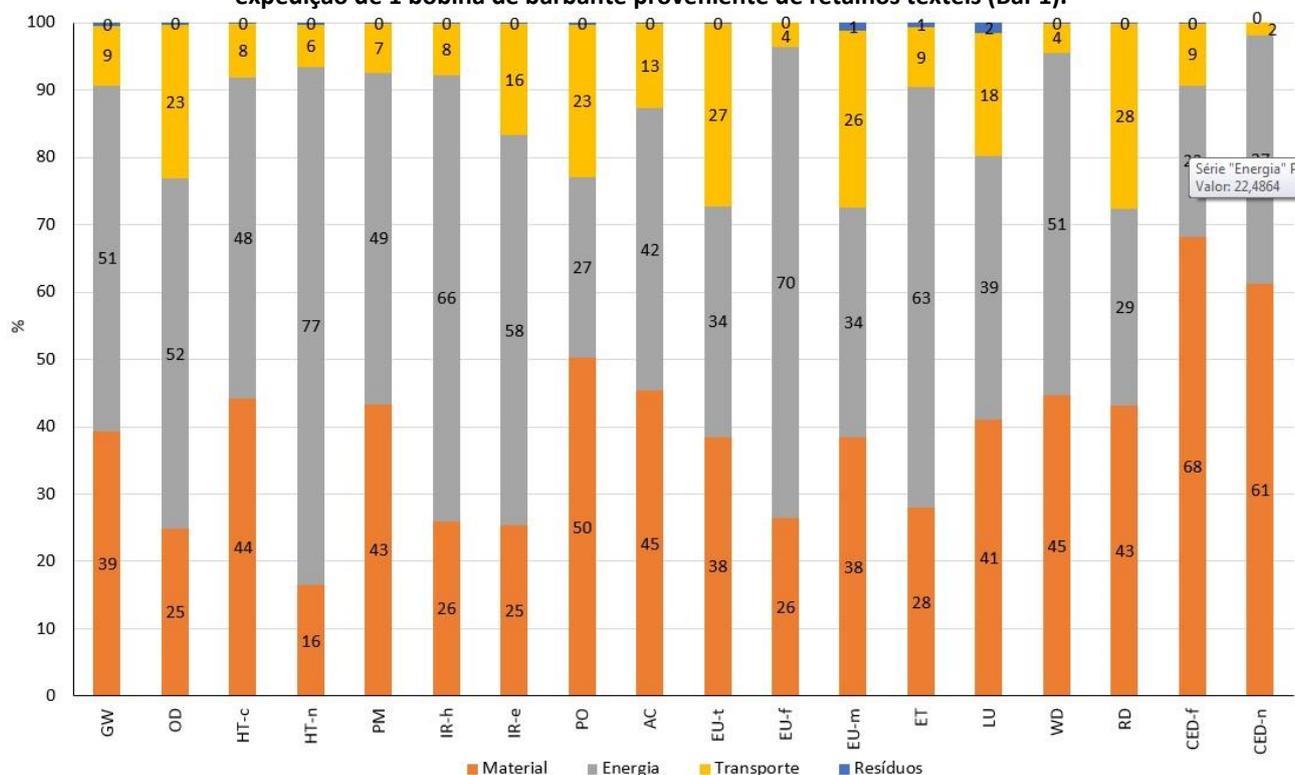
- **MATERIAL:** inclui insumos materiais utilizados nos estágios de produção como retalhos, caixas para transporte, embalagens e rótulos.
- **ENERGIA:** inclui a eletricidade utilizada nos estágios de produção.
- **TRANSPORTE:** inclui o transporte de insumos materiais para os estágios de produção e resíduos gerados nos estágios de produção para tratamento. O transporte para o cliente não foi incluído.
- **RESÍDUOS:** inclui os processos de tratamento dos resíduos gerados nos estágios de produção.

Ao avaliar a contribuição dos grupos para 16 categorias de impacto ambiental, 10 delas apresentaram as maiores contribuições do grupo Energia e 6 delas do grupo Material. Dentre as 2 categorias de demanda energética, ambas representam as maiores contribuições do grupo Material. O grupo Transporte apresentou contribuições significativas nas categorias OD, IR-e, PO, AC, EU-t, EU-m, LU e RD, enquanto o grupo Resíduos não apresentou contribuição significativa nas categorias avaliadas (Figura 2). O processo do cenário base de contribuição mais significativas foi o consumo de energia elétrica em todas as categorias ambientais analisadas, exceto PO e as categorias energéticas CED-f e CED-n que teve a produção do PET utilizado nas embalagens como maior contribuinte. Os impactos das categorias ambientais e energéticas de cada cenário de sensibilidade são apresentados na Tabela 1.

O impacto ambiental demonstrou que o barbante reciclado da Eurofios apresentou no cenário base os menores impactos em todas as categorias analisadas quando comparado com os cenários de produção convencional e particionamento mássico. Este resultado está relacionado aos impactos da produção do algodão primário e uso de corantes, calor, água e produtos químicos utilizados no processo de tingimento. O cenário de particionamento considerou a influência do procedimento de alocação com particionamento mássico das cargas ambientais da cadeia de produção dos produtos têxteis que geram as perdas de tecido na forma de retalhos, considerado o impacto da produção do tecido primário e seu tingimento. Neste caso, os impactos foram maiores em todas as categorias consideradas quando comparados ao cenário base (Eurofios) e cenário convencional (ex. concorrente). Arduin (2013) avaliou as implicações dos procedimentos de alocação na avaliação do ciclo de vida de produtos têxteis e destacou a necessidade de reportar explicitamente as escolhas metodológicas do estudo e realizar análise de sensibilidade devido à forte influência sobre os resultados obtidos. Portanto, os diferentes procedimentos de alocação acarretaram impactos distintos, tanto para subdivisão de sistemas com critério de corte quanto para particionamento mássico de coprodutos para os retalhos do tecido. Ademais, destaca-se a necessidade de dados primários para avaliar a produção de barbantes com processos convencionais (aquisição da fibra de algodão e tingimento), que podem apresentar

variações entre regiões e processos, para fazer comparações específicas entre o barbante reciclado da Eurofios e dos seus concorrentes.

Figura 9 - Contribuição dos grupos de análise nos impactos ambientais e demanda energética para a produção e expedição de 1 bobina de barbante proveniente de retalhos têxteis (BaP1).



Fonte: Elaboração própria.

O ciclo de vida completo demonstrou que a lavagem e secagem com máquina de lavar é mais impactante para as categorias de impacto consideradas, exceto HT-n, EU-m e RD. Assim, a forma de uso do material possui impacto significativo e o design do produto manufaturado com o barbante pode influenciar o impacto dessa etapa. Apesar disso, a lavagem manual e secagem natural apresentou impactos mais significativos em 12 (HT-c, HT-n, PM, PO, AC, EU-t, EU-f, EU-m, ET, LU, WD e RD) das 18 categorias avaliadas quando comparada somente com o método de lavagem em máquina e secagem natural. Os processos que apresentaram os impactos mais significativos nestas categorias estão relacionados ao uso do sabão (PM, PO, AC, EU-t, LU, WD e RD) como insumo do processo de lavagem e os efluentes gerados no processo de lavagem (HT-c, HT-n, EU-f, EU-m), ocasionado pelo maior consumo de água no processo de lavagem manual. O tratamento no destino final do produto estipulado para o cenário de fim de vida (tapete de 0,6 kg) contribuiu significativamente na categoria ET.

Tabela 4 - Impactos ambientais e energéticos do cenário base e cenários de sensibilidade.

Categoria de Impacto	Unidade	Cenário - Sensibilidade						
		Ciclo de vida até o portão (BaP)			Ciclo de vida completo (BaT)			
		BaP1	BaP2	BaP3	BaT1	BaT2	BaT3	
ILCD	GW	kg CO ₂ eq	0,634	32,83	20,41	4,76	5,03	7,76
	OD	kg CFC-11 eq	1,72E-08	1,57E-06	9,28E-07	1,34E-07	1,37E-07	2,08E-07
	HT-c	CTUh	2,48E-08	8,81E-07	0,00000599	2,45E-07	1,87E-07	2,54E-07
	HT-n	CTUh	1,49E-07	4,73E-06	2,86E-06	2,74E-06	1,81E-06	2,51E-06
	PM	kg PM2.5 eq	3,71E-04	0,018	0,011	0,0034	0,0034	0,0049
	IR-h	kBq U235 eq	0,0609	1,67	0,98	0,27	0,3	0,64
	IR-e	CTUe	1,40E-07	5,16E-06	3,13E-06	7,19E-07	7,66E-07	1,45E-06



	PO	kg NMVOC eq	2,07E-03	0,13	0,098	0,015	0,014	0,019
	AC	molc H+ eq	2,98E-03	0,21	0,15	0,024	0,022	0,032
	EU-t	molc N eq	6,11E-03	0,54	0,43	0,066	0,062	0,08
	EU-f	kg P eq	1,27E-04	0,0068	0,0046	0,0015	0,0012	0,0018
	EU-m	kg N eq	5,75E-04	0,055	0,043	0,028	0,021	0,023
	ET	CTUe	3,079	117,16	80,89	92,53	88,22	97,62
	LU	kg C deficit	0,651	67,9	57,21	51,25	50,58	52,7
	WD	m ³ water eq	0,303	10,56	7,62	2,26	2,03	3,31
	RD	kg Sb eq	8,58E-06	6,20E-04	5,00E-04	3,53E-04	3,40E-04	3,50E-04
CED	CED-f	MJ	9,64	396,54	245,53	30,67	31,24	49,36
	CED-n	MJ	1,24	16,45	9,88	3,27	3,69	7,52

Conclusões

O estudo coletou dados primários somente para o produto da empresa, mesmo assim a bobina de barbante produzida a partir de retalhos de tecido apresentou um potencial de redução dos impactos comparado a produção convencional. Com base na análise de inventário, identificou-se que o consumo de energia foi o principal contribuinte nos impactos ambientais observado nos estágios de produção da Eurofios. Desta forma, a fonte energética da empresa pode ser um importante ponto em busca da redução do consumo por meio de alternativas energéticas mais limpas para aliar a redução dos impactos ambientais com potenciais ganhos financeiros. De maneira geral, os resíduos gerados na produção dos barbantes não causaram contribuições significativas nos impactos ambientais. A Eurofios, além de utilizar retalhos têxteis oriundos de resíduos de outras empresas para a produção de fios, reutiliza grande parte dos resíduos em processos externos como enchimento ou reincorporação nos processos internos. Desta forma, a produção da bobina de barbante no cenário base (critério de corte sem considerar a carga ambiental dos retalhos de tecido) teve um impacto significativamente menor quando comparado aos cenários avaliados (convencional e alocação mássica). Uma análise de suma importância do estudo está associada a definição dos critérios de corte para os estudos de ACV, principalmente envolvendo materiais reciclados.

Este fato apresentou uma grande diferença nos resultados, ou seja, considerando que os impactos da produção dos retalhos sejam contabilizados para a Eurofios (alocação mássica), os impactos ambientais aumentaram significativamente. Outra questão importante a ser avaliada são as etapas de uso e pós-uso do produto fabricado com barbante. Quando considerou o cenário de ciclo de vida completo a etapa de uso teve destaque, assim o esforço de tornar o produto fabricado com barbante deve considerar as implicações nessa etapa. O inventário do estudo compõe a base de dados que vem sendo elaborada pela empresa, que abrange sua cadeia de produtos e poderão ser utilizados futuramente em processos de tomada de decisão comparativa de diferentes insumos, escala de produção, tipos de processo e tratamento de resíduos, buscando uma redução nos impactos ambientais dos seus produtos. O apelo sustentável deve ser contínuo nas empresas, principalmente pelo seu diferencial competitivo. As ações integradas entre os setores da empresa devem aliar ganhos econômicos dos negócios com e sustentabilidade ambiental ao longo do ciclo de vida.

Referências

- ARDUIN, R. H. (2013) Avaliação do ciclo de vida de produtos têxteis: implicações da alocação. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2009) NBR ISO 14044: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Brasil.
- BRINO, H. R. de H.; Francisco, A. C. de; Pierkarski, C. M.; Luz, L. M. da. (2011) Análise do Ciclo de Vida. I Congresso Brasileiro de Engenharia de Produção. Ponta Grossa, PR.
- EUROPEAN COMMISSION - EC. (2017) Product Environmental Footprint (PEF) - Category Rules (PEFCR) Pilot - T-shirts. Draft (v.7) of the final T-shirts PEFCR within the context of the EU Product Environmental Footprint Category Rules Pilot.

EUROPEAN COMMISSION – EC. (2012) Characterisation factors of the ILCD recommended life cycle impact assessment methods. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

International Reference Life Cycle Data System (ILCD). (2010) Handbook: European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. Traduzido por Luiz Marcos Vasconcelos 'Manual do Sistema ILCD: Sistema internacional de referência de dados do ciclo de produtos e processos: Guia geral para avaliações do ciclo de vida: orientações detalhadas. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia - Ibict: Brasília, 2014'. EUR24708EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union.

JRC. (2014) Environmental improvement potential of textiles (IMPRO Textiles) Joint Research Centre Scientific and policy reports. European Commission.

Federação das Indústrias do Estado de Santa Catarina. (2014) Santa Catarina em dados/Unidade de política econômica e industrial. – Florianópolis: FIESC: 2014. 192 p. (v.24): il.

Esteve-Turrillas, F. A. e GUARDIA, M. de la. (2017) Environmental impact of recover cotton in textile industry. Resources, conservation and recycling. 116. pag: 107 – 115.

Federação das Indústrias do Estados de Minas Gerais. (2014) Guia tecnico ambiental da industria têxtil: FIEMG. Disponível em: http://www.feam.br/images/stories/producao_sustentavel/GUIAS_TECNICOS_AMBIENTAIS/guia_textil.pdf. Acesso em: Janeiro de 2018.

MORENO-RUIZ, E.; WEIDEMA, B.P.; BAUER, C.; NEMECEK, T.; VADENBO, C.O.; TREYER, K.; WERNET G. (2013) Documentation of changes implemented in ecoinvent database v3.0. Editora Ecoinvent report n° 5, St. Gallen, Switzerland.

WERNET, G.; BAUER, C.; STEUBING, B.; REINHARD, J.; MORENO-RUIZ, E.; WEIDEMA, B. (2016) The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. The International Journal of Life Cycle Assessment. V. 21, pp. 1218-1230.

SENSITIVITY ANALYSIS OF ENVIRONMENTAL PERFORMANCE OF A REAL SCALE WASTEWATER TREATMENT PLANT

Thaís Andrade de Sampaio Lopes¹, Diego Medeiros², Luciano Matos Queiroz³, Ednildo Andrade Torres⁴, Asher Kiperstok³

¹Aluna do Doutorado em Energia e Ambiente, Universidade Federal da Bahia (UFBA), lopestas@gmail.com

²Aluno do Doutorado em Engenharia Industrial, UFBA

³Professor do Departamento de Engenharia Ambiental, UFBA

⁴Professor do Departamento de Engenharia Elétrica, UFBA

Abstract: Life Cycle Assessment (LCA) was applied to analyze the environmental impacts associated with a wastewater treatment plant (WWTP), composed by an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactor followed by Constructed Wetlands and a disinfection step with application of sodium hypochlorite solution. The functional unit was defined as the total of treated effluent during 20 years. The LCA was carried out using SimaPro[®] software and the CML method. The results of the Sensitivity Analysis indicate that the use of chemicals should be concern for decision-making in wastewater treatment systems. The evaluation of the operation phase shows that the use of a chemical as disinfectant had a greater impact on Abiotic Depletion and Acidification, and the treated effluent showed a greater impact on Global Warming and Eutrophication. Eutrophication, followed by Abiotic Depletion, was identified as the main impact categories. The comparison between scenarios identified changes in the impact categories with the removal of the main critical points. Removal of the use of disinfectant reduced considerably the impact on Abiotic Depletion and Acidification, minimizing the methane emission reduces the impact on Global Warming and decreasing the nitrogen concentrations in the final effluent lowered the impact on the Eutrophication. Finally, the study highlights the importance of the application of LCA to assist in decision-making with regard to the operation of WWTP.

Keywords: Life Cycle Assessment, UASB Reactor, Constructed Wetlands, Disinfection, Environmental Impacts.

Introduction

The Life Cycle Assessment (LCA) methodology has proven that it is valid to assess the environmental performance, and by addressing the environmental impacts of wastewater treatment systems. LCA allows for a better assessment of wastewater system that goes beyond the usual trade-off between treatment efficiency and effluent quality standards, on the one hand, and energy consumption and chemical use during the operation and maintenance phase on the other (RISCH et al., 2014).

Although, every WWTP have been designed to minimize the environmental impacts of discharging untreated wastewater into water sources, different processes have distinct performance and also generate environmental impacts. Some processes have a higher energy consumption, use chemicals and materials which have a high embodied energy (e.g. plastics), others occupy a greater expanse of land, produce and release greenhouse gases and generate significant amounts of sludge. Since the minimization of environmental impacts is one of the main functions of WWTP, they should be designed with an integrated vision that allows the reduction of total environmental impacts (DIXON et al., 2003).

However, in the face of the water scarcity, nitrogen cycle imbalance, phosphorus and potassium availability crisis and climate change, the experts have been looking for WWTP designed for sustainability and mitigation of environmental impacts. From the environmental point of view, WWTP must guarantee, minimally, the protection of the quality of the environment, the conservation of resources, the reuse of water, as well as the recycling of nutrients (MASSOUD et al., 2009).

LCA is able to measure and correlate the raw materials and emissions involved in the treatment process to one or more environmental impact indicators. Corominas et al. (2013) show the state of the art of LCA applied to wastewater treatment with 17 years of experience; however, the LCA studies in WWTP are very incipient in Brazil.

This article applied Life Cycle Assessment methodology for the operation phase of a real scale WWTP located in Brazil. Furthermore, the sensitive analysis to the different scenarios is discussed with a focus on the critical points identified.

Methodology

The object was a real scale WWTP that consists of an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor followed by a Constructed Wetland (CW) and a disinfection step with the application of sodium hypochlorite solution. This WWTP

has been operating since 2008 and is located in Lauro de Freitas city, Bahia, Brazil, at the geographical coordinates 12°53'41" S e 38°19'03" W. The WWTP is determined as a small treatment system designed to provide domestic wastewater treatment for approximately 1 000 inhabitants and can be considered a decentralized treatment system. It consists of a UASB reactor with a useful height of 5.1 m, useful volume of 73.6 m³ and hydraulic retention time of 8.5 hours. The CW consists of four parallel gravel-based cells, with horizontal subsurface flow through a depth of 0.8 m. Two cells were planted with *Typha sp.* and the other two were planted with *Cyperus alternifolius sp.* The design flow rate is equal to 96 m³ per day. The sodium hypochlorite solution is added by a low power electrical pump.

The Life Cycle Impact Assessment and Sensitivity Analysis were carried out using SimaPro® 8.0.1 PhD version. Data were collected from operation bulletins of the WWTP and laboratory analyses. Inventory data were connected with processes available in Ecoinvent® databases. We used the CML 2 baseline 2000 Life Cycle Impact Assessment method, which is considering the best practice method for midpoint impact categories (CAVALETT *et al.*, 2013). Four impact categories have been chosen: Abiotic Depletion, Global Warming, Acidification, and Eutrophication. This choice of impact categories was based on data availability and significance. It is well documented in the scientific literature that these impact categories are related to the performance of the WWTP (HOSPIDO *et al.*, 2007; FUCHS *et al.*, 2011; PADILLA *et al.*, 2013).

The system boundary is limited to untreated wastewater arriving at the WWTP until discharged into water sources. The LCA has focused on the operation phase. Dismantling has been excluded, because the impact would be tiny compared to the construction and operation phases and this has been therefore omitted in several LCA studies of wastewater treatment (DIXON *et al.*, 2003; HOSPIDO *et al.*, 2007; FOLEY *et al.*, 2010; LOPSIK, 2013).

The study has been carried out by including the following aspects: energy use, chemical consumption, treated effluent discharge, atmospheric emissions and the WWTP's expected lifetime of 20 years. There is a need to replace the support material (gravel) of each CW unit every 5 years due to clogging. Therefore, three substitutions were considered during the life of the WWTP and have been taken into account in the LCI of the operation phase.

The current LCA has not included sewage collection and transport, land use, pre-treatment (e.g. pump station, grease and sand traps), sludge treatment and final disposal and energy consumption because of the lack of data. Construction waste has not been included since quantitative analysis of the total construction materials is irrelevant. Allocation has not been used since wastewater treatment does not have any co-functions.

The analysis of wastewater treatment goals suggests as a functional unit the total volume of treated wastewater, considering the lifetime of the WWTP. It is in agreement with research conducted by Renou *et al.* (2008) and Foley *et al.* (2010). Considering the design flow rate (4 m³ per hour) and the 20-year lifetime of the facility, the total volume of wastewater treated in the WWTP was 700 800 m³.

For the Life Cycle Inventory of operation phase, the input data corresponds to the untreated wastewater, sodium hypochlorite solution (NaClO), energy consumed by the sodium hypochlorite solution pump and the gravel used to change the support materials of the CW. The output data are the treated effluent, atmospheric emissions and gravel contaminated with biofilm from CW beds. The inventory input data were collected from the operation of the WWTP (Table 1).

Table 1 - Life Cycle Inventory of operation phase.

Inputs (materials)	Total in 20 years	
Gravel, round gravel	648 042.8	kg
Sodium hypochlorite solution	586 607.1	kg
Input (electricity)	Total in 20 years	
Electricity, low voltage (BR)	126 144.0	kWh
Emissions to air	Total in 20 years	
Methane (CH ₄)	137 545.1	kg
Dinitrogen monoxide (N ₂ O)	401.5	kg
Emissions to water (final treated effluent)	Total in 20 years	
Biological Oxygen Demand (BOD)	14 962.1	kg
Chemical Oxygen Demand (COD)	66 947.4	kg
Suspended solids, unspecified	12 614.4	kg

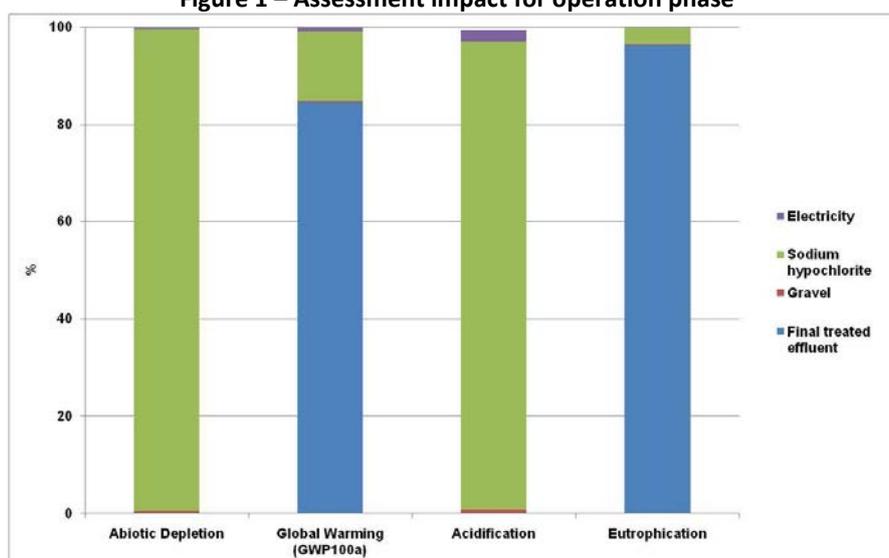
Ammonia Nitrogen, (N-NH ₃)	27 664.1	kg
Total Kjeldahl Nitrogen (TKN)	32 061.6	kg
Nitrate (N-NO ₃)	1 226.4	kg
Total Phosphorus	5 536.3	kg
Chlorine	546.6	kg
Solid waste	Total in 20 years	
Gravel, contaminated	648 042.8	kg

Source: Own elaboration

Results and Discussion

The LCA results of the operation phase shows that, for the Abiotic Depletion and Acidification categories, the most relevant impact is caused by the use of the sodium hypochlorite solution in the effluent disinfection step (Figure 1). The Ecoinvent® database accounts for high energy consumption in all steps of this chemical's production. Considering the Global Warming category, the final treated effluent has the greatest potential impact (80%), mainly due to methane emissions to the air resulting from the anaerobic digestion. However, the benefits of biogas generation during anaerobic digestion could be achieved with energy recovery from the combustion of this biogas.

Figure 1 – Assessment impact for operation phase



Source: Own elaboration

Air emissions (e.g. CH₄ and N₂O) have a significant impact on the Global Warming category, indicating that decision makers and engineers should pay more attention to the role of greenhouse gases in the assessment of the impacts associated with wastewater treatment, especially those who choose anaerobic digestion. The effluent has the larger potential impact (more than 90%) in the Eutrophication category due to the concentration of nitrogen and phosphorus, because anaerobic reactors and horizontal subsurface flow constructed wetlands have no significant removal efficiency of nitrogen and phosphorus.

In all impact categories the sodium hypochlorite solution shows a potential impact, mainly for Abiotic Depletion and Acidification. The results show that the use of chemicals to improve the levels of wastewater treatment caused a decrease in the environmental performance of the WWTP. The use of sodium hypochlorite solution has a greater influence on the lifecycle, which stands out in all the impact categories, though to a lesser extent for Eutrophication.

The results of the Normalization indicate that the most significant impacts were Eutrophication and to a lesser extent Abiotic Depletion. The Eutrophication is the most important category in WWTP LCA studies, because of the release of nutrients and organic matter into the environment (GALLEGO *et al.*, 2008; LOPSIK, 2013). However, Foley *et al.* (2010) point out that the increase in final effluent quality proportionally increased the emissions and natural resource consumption. The results suggest that a trade-off between energy consumption and nutrient removal is necessary to minimize the environmental impact of eutrophication and natural resource consumption.

Sensitivity analysis

A Sensitivity Analysis was carried out in order to find out which steps of the wastewater treatment process have significant potential impacts on the results, for the operation phase of the WWTP lifecycle. After identifying the critical points of the operation phase, we created four different alternative scenarios, in addition to the real scenario, removing the flows of the critical points and keeping the remainder of the same LCI (Figure 2).

Description of scenarios:

Scenario 0 – real scenario from the studied WWTP.

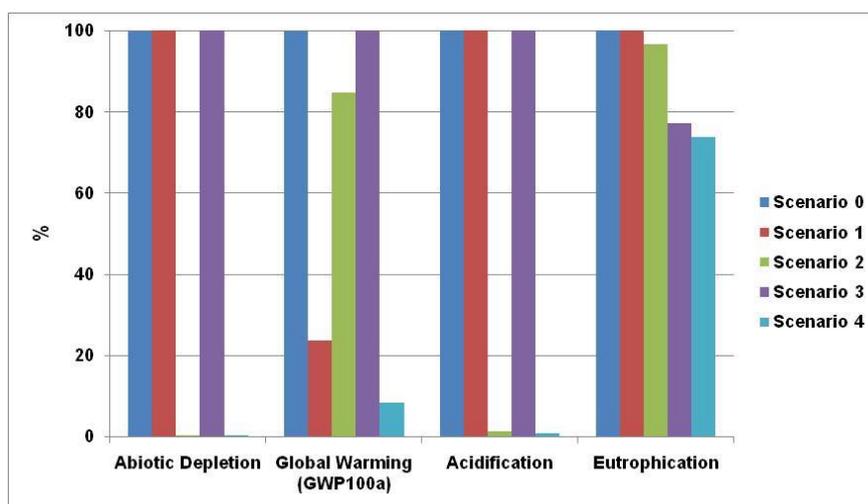
Scenario 1 – methane from the UASB reactor is burned and turned into biogenic CO₂.

Scenario 2 – sodium hypochlorite solution is not used as a disinfecting agent. Thus, we remove from the inventory sodium hypochlorite solution, the electricity consumed by the dosing pump and the emission of residual chlorine.

Scenario 3 – the nitrogen concentration in the effluent is equal to 20 mg L⁻¹ in order to satisfy the Brazilian regulations.

Scenario 4 – brings together the amendments put forward in Scenarios 1, 2 and 3, eliminating the main critical points in order to improve the environmental performance of the WWTP.

Figure 2 – Sensitivity Analysis of alternative scenarios



Source: Own elaboration

Scenario 1 shows a significant reduction (76%) of the impacts associated with the Global Warming category, but, for the other categories, shows no change. This reduction was expected, since methane is a greenhouse gas with a known impact on the greenhouse effect, highlighting that for UASB reactors with no biogas reclamation, minimally total burning is recommended.

Scenario 2 shows the high potential impact of disinfection with sodium hypochlorite solution, showing a significant reduction of the impact in all categories, call attention to the Abiotic Depletion and Acidification that reduce 99% of potential impact. However, the need for disinfection to meet the Brazilian legislation standards (MPN of bacteria of the Coliforms group < 10³) is one of the vulnerable points of the wastewater treatment. This chemical disinfection step increases the complexity and process operating environmental, social and financial costs since the disinfectant is corrosive and carries risks to human health and the environment. Thus, the use of chlorination for disinfection of the effluent needs to be revised. The quality of the effluents obtained by modern technology such as membrane filters, slow sand filters or ultraviolet radiation that do not require chlorine represents a lower risk to the environment. Thus, the use of chemicals to improve the final effluent quality decreases the environmental performance of the WWTP.

Scenario 3 presents a reduction by more than 20% of the potential impact of the WWTP just for Eutrophication. Taking into account the importance of Eutrophication for wastewater treatment systems, this can be significant; however, compared to the results of Scenario 2, it seems that the concentration of nutrients is not the major point for

this type of WWTP (UASB + CW). It is worth highlighting the importance of the need for research development and improvement of the CW project in Brazil, in order to provide the removal of nutrients.

Scenario 4 combines the three previous scenarios to show what would be the best environmental performance for the WWTP analyzed, but we have not added alternative systems to replace the removed parameters. The comparison of scenarios helps to understand the potential impact of the critical points, indicating the influence of each parameter in reducing the impact in each category.

Improving the quality of the effluent results in a greater demand for resources for construction, high energy consumption, chemical and operational complexity, in addition to the increased emissions of greenhouse gases. Noting that the main critical point of the WWTP under study is the use of sodium hypochlorite. We propose the replacement of disinfection by an alternative system, from the analysis of different configurations for disinfection.

Therefore, a careful analysis in the planning of wastewater treatment plant that address the economic, operational and environmental aspects is necessary. The incorporation of LCA is valuable and can serve as a further decision support tool that encourages the choice of technologies that do not only address the economic and quality aspects of the final effluent, but also prioritize the reduction of the impacts involved in the treatment process.

Conclusion

The results of an LCA about the WWTP shows that the use of sodium hypochlorite solution has a major potential environmental impacts, which stands out in all the impact categories, suggesting that the use of chemicals to improve the final effluent quality decreases the environmental performance of the WWTP.

The critical points of the operation phase were identified, highlighted CH₄ emission, the nitrogen concentration in the effluent and the use of sodium hypochlorite solution, as the main critical point of the WWTP under study. The results indicate that the use of chemicals should be concern for decision-making in wastewater treatment systems.

Finally, it is important to incorporate LCA to support in decision-making with regard to the implementation and operation of wastewater treatment processes.

Acknowledgements

The authors would like to thank the Research Support Foundation of the State of Bahia, (Fapesb) and Innovation and Research for financial and material support (FINEP).

References

- CAVALETT, O, CHAGAS, M.F., SEABRA, J.E.A. & BONOMI, A. (2013) International Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *Journal of Life Cycle Assessment*. V. 18, pp. 647–658.
- COROMINAS, L., FOLEY, J., GUEST, J.S., HOSPIDO, A., LARSEN, H.F., MORERA, S. & SHAW, A. (2013) Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. *Water Research*. V. 47, pp. 5480–5492.
- DIXON, A., SIMON, M. & BURKITT, T. (2003) Assessing the environmental impact of two options for smallscale wastewater treatment: comparing a reedbed and an aerated biological filter using a life cycle approach. *Ecological Engineering*. V. 20, pp. 297–308.
- FOLEY, J., HAAS, D., HARTLEY, K. & LANT, P. (2010) Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. *Water Research*. V. 44, pp. 1654–1666.
- FUCHS, V.J.; MIHELICIC, J.R.; GIERKE, J.S. (2011) Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions. *Water Research*. V. 45, pp. 2073–2081.
- GALLEGO, A., HOSPIDO, I., MOREIRA, M.T. & FEIJOO, G. (2008) Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. *Resources, Conservation and Recycling*. V. 52, pp. 931–940.
- HOSPIDO, A., MOREIRA, M.A. & FEIJOO, G. (2007) A Comparison of Municipal Wastewater Treatment Plants for Big Centres of Population in Galicia (Spain). *International Journal of Life Cycle Assessment*. V. 13 (1), pp. 57–64.



LOPSIK, K. (2013) Life cycle assessment of small-scale constructed wetland and extended aeration activated sludge wastewater treatment system. *International Journal of Environmental Science Technology*. V. 10, pp. 1295–1308.

MASSOUD, M.A., TARHINI, A.; NASR, J.A. (2009) Decentralized approaches to wastewater treatment and management: applicability in developing countries. *Journal of Environmental Management*, v. 90, pp. 652-659.

PADILLA, F. H., GÜERECA, P., NOYOLA, A. (2013) LCA as a tool of Decision making process for the Environmental Improvement of wastewater treatment in Latin American and the Caribbean: the case of activated sludge technology. In: *Proceedings of the 5th International Conference on Life Cycle Assessment - CILCA*. Argentina.

PRÉ CONSULTANTS (2011) SimaPro 8.0.4, PhD. Pré Product Ecology Consultants, Holland.

RENOU, S., THOMAS, J.S., Aoustin, E. & PONS, M.N. (2008) Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. *Journal of Cleaner Production*. V. 16, pp. 1098–1105.

RISCH, E., LOUBET, P., NÚÑEZ, M. & ROUX, P. (2014) How environmentally significant is water consumption during wastewater treatment: Application of recent developments in LCA to WWT technologies used at 3 contrasted geographical locations. *Water Research*. V. 57, pp. 20–30.

COMPARATIVO DE DESEMPENHO AMBIENTAL ENTRE ARGAMASSA INDUSTRIALIZADA E ARGAMASSA VIRADA EM OBRA

Fabio Cirilo¹, André T. S. Melo¹

¹*Votorantim Cimentos, fabio.cirilo@vcimentos.com*

A construção civil é um setor fundamental para o desenvolvimento da sociedade humana, principalmente com o crescente fenômeno da urbanização. Em contrapartida, esse setor é um dos que mais demanda recursos naturais, contribuindo com cerca de 30% das emissões de carbono e com 50% do resíduo sólido gerado no mundo. Deste modo, existe uma grande necessidade de tecnologias construtivas que reduzam o impacto ambiental das construções. Para argamassas destinadas a revestimento de paredes, cerca de 90% do mercado utiliza a tradicional prática de virar a argamassa em obra, enquanto o uso da argamassa industrializada possui lenta penetração, apesar dos ganhos ambientais e de produtividade oferecidos. Nesse sentido, esse estudo busca comparar essas duas tecnologias para a produção do mesmo 1 m³ de argamassa, levando em consideração todo o ciclo de vida dos produtos. Nesta análise foram utilizados o software OpenLCA e o banco de dados Ecoinvent. Os resultados comparativos demonstram que o uso da argamassa industrializada reduz significativamente os impactos ambientais como: consumo de água, energia e emissões de gases de efeito estufa. As emissões de gases de efeito estufa são 68% menores para o mesmo m³ aplicado, em consequência do maior rendimento atingido, até 30% superior. Entende-se dessa forma que essa é uma tecnologia extremamente promissora para a redução de impactos na indústria da construção civil e ganhará espaço em um cenário de aumento da demanda por sustentabilidade, certificações de edifícios e pressão pela redução de gases de efeito estufa.

Palavras-chave: Argamassa Industrializada, Argamassa Virada em Obra, Construção Civil.

Introdução

A construção civil é um setor fundamental para o desenvolvimento econômico e social da sociedade humana, principalmente com o crescente fenômeno da urbanização. No entanto, o setor enfrenta grandes desafios para reduzir seu impacto ambiental, quer seja pelo consumo de recursos naturais, pela modificação da paisagem ou pela geração de resíduos (Marques, 2014) (Coutinho, Pretti, & Tristão, 2013).

No Brasil, o setor de construção civil é um dos setores que mais consomem matérias-primas. Estima-se que o setor utiliza entre 20% e 50% do total de recursos naturais que são consumidos pela sociedade. E hoje já é conhecido que os resíduos de construção e demolição são responsáveis pelo esgotamento de áreas de aterros, uma vez que representam mais de 50% em massa dos resíduos sólidos urbanos (Mesquita, 2012) (Cabral & Moreira, 2011) (Angulo, Kahn, John, & Ulsen, 2003).

Além disso, a indústria da construção civil é responsável pela emissão de expressivas quantidades de gases causadores do efeito estufa. Em cidades europeias, por exemplo, as emissões de CO₂ da indústria da construção correspondem aproximadamente a 30% do total das emissões. Deste modo, existe uma grande necessidade de tecnologias construtivas que reduzam o impacto ambiental das construções e do setor de construção civil (Junior, 2008).

Sob este cenário a argamassa industrializada é uma alternativa para aumentar a eficiência da indústria de construção civil com a adoção de uma tecnologia que além de ser mais sustentável, também melhora a produtividade da obra. Entretanto, para argamassas destinadas a revestimento de paredes, cerca de 90% do mercado utiliza a tradicional prática de virar a argamassa em obra, enquanto o uso da argamassa industrializada possui lenta penetração, apesar dos ganhos ambientais e de produtividade oferecidos (Hermann & Rocha, 2013).

O tradicional uso da argamassa virada em obra consiste na prática de comprar os insumos separadamente, a saber, cimento, areia, cal e fazer a mistura com água na própria obra. Na argamassa industrializada a mistura já vem pronta e conta com elevado controle de processo e homogeneidade. A obra compra o produto já misturado e apenas realiza a adição da água para a aplicação.

A argamassa industrializada oferece um ganho de 30% de rentabilidade quando comparada à argamassa virada em obra, efeito que se traduz em aumento de produtividade, menor consumo de recursos e menor geração de emissões atmosféricas. (Votorantim Cimentos, 2017).

Visando comparar a eficiência e sustentabilidade entre a argamassa virada em obra e a industrializada, esse estudo busca avaliar essas duas tecnologias para a produção do mesmo 1 m³ de argamassa, levando em consideração todo o

ciclo de vida dos produtos e destacando-se que os produtos comparados são equivalentes, ou seja, não apresentam diferenças de durabilidade e de desempenho ao longo da vida útil.

Metodologia

Para a análise de traços, produtividade e volume de água consumido, esse estudo toma como base dados medidos empiricamente. Os dados para comparação da argamassa industrializada são apresentados na próxima seção.

Para o comparativo foi utilizado o cimento CP IV – Rio Branco do Sul.

A areia natural foi extraída de cava da região de Curitiba – Pr. A cal utilizada é proveniente da região de Porto Alegre – RS, classificada como uma cal hidratada CH III.

A quantidade de água de amassamento para cada traço foi medida empiricamente. A determinação de densidade de massa no estado a fresco foi determinada de acordo com a NBR 13278/2005.

De acordo com a pesquisa em campo realizada em parceria com a equipe de Desenvolvimento Técnico de Mercado (DTM) da Votorantim Cimentos, atualmente são utilizados quatro traços padrões, sendo dois para emboço interno e dois para emboço externo. A Tabela 1 apresenta os traços utilizados em volume e em percentual.

Tabela 1 - Traços de argamassas virada em obra (em volume e em percentual).

TRAÇO		CIMENTO	CAL	AREIA
I	Emboço externo	1 (13%)	1 (6%)	6 (81%)
II		1 (13%)	2 (11%)	6 (76%)
III	Emboço interno	1 (9%)	1 (4%)	9 (87%)
IV		1 (9%)	2 (8%)	9 (83%)

Fonte: Elaboração própria, Votorantim Cimentos, 2016

Para a análise do ciclo de vida utilizou-se o Software openLCA e o banco de dados Ecoinvent, sendo que os dados e impactos de produção do cimento e argamassa industrializada são dados primários do processo produtivo da empresa.

Resultados e discussão

A Tabela 2 contém os resultados de densidade a fresco da argamassa virada em obra e o percentual de água de amassamento utilizado para cada traço.

Tabela 2 - Teor de água e densidade à fresco.

TRAÇO		TEOR DE ÁGUA (%)	DENSIDADE À FRESCO (KG/M ³)
I	Emboço externo	20%	2080 kg/m ³
II		19%	2080 kg/m ³
III	Emboço interno	20,6%	2060 kg/m ³
IV		19,6%	2060 kg/m ³

Fonte: Elaboração própria, Votorantim Cimentos, 2016

Com base nos resultados encontrados verifica-se que as argamassas analisadas com os respectivos cimentos apresentam uma média aproximada de 20% de consumo de água e uma média de densidade de massa no estado a fresco de 2070 kg/m³. Os resultados apresentados na Tabela 2 indicam que, para cada um metro cúbico de argamassa virada em obra, há um consumo aproximado de 414 litros de água.

A tecnologia empregada nas argamassas Matrix possibilita um maior rendimento e um menor consumo de água quando comparados às argamassas viradas em obra. A Tabela 3 apresenta os teores de água para cada argamassa da linha Matrix para emboço interno e externo.

Tabela 3 - Teor de água e densidade à fresco das argamassas da Votorantim Cimentos.

ARGAMASSA (*)		TEOR DE ÁGUA	DENSIDADE A FRESCO
MATRIX 2201	Revestimento Interno	16%	1800 kg/m ³
MATRIX 2202	Revestimento Externo	15,5%	1800 kg/m ³
MATRIX 2203	Massa de Projeção	17,2%	1800 kg/m ³
MATRIX 5201	Múltiplo Uso	15%	1800 kg/m ³

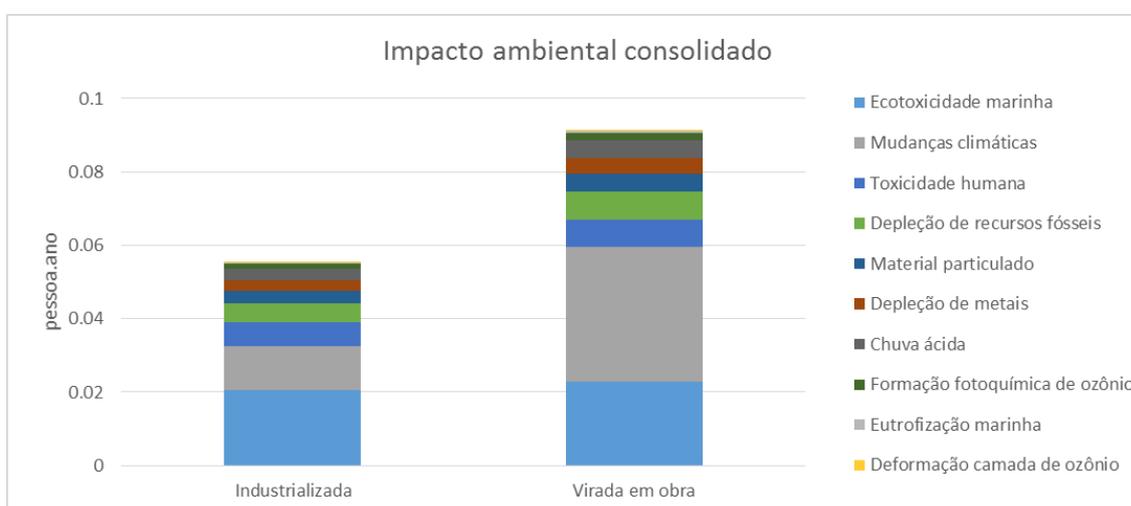
Fonte: Elaboração própria, Votorantim Cimentos, 2016

(*) Argamassas da Unidade de Cajamar – SP.

Analisando os valores mostrados na Tabela 3, pode-se afirmar que, em média, as argamassas Matrix apresentam um consumo de, aproximadamente, 16% de água e uma densidade de 1800 kg/m³. Assim, para cada metro cúbico de argamassa Matrix há um consumo médio de 288 litros de água.

Com base na avaliação do ciclo de vida, a Figura 1 apresenta o impacto ambiental consolidado das duas alternativas em comparação, argamassa industrializada e a argamassa virada em obra.

Figura 1 - Impacto ambiental argamassa industrializada e a virada em obra.

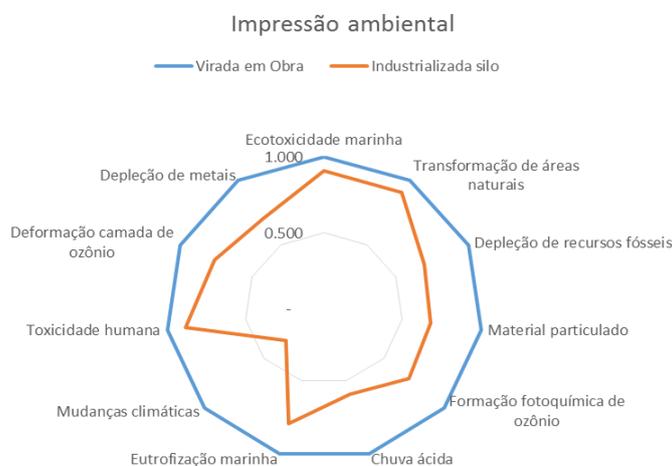


Fonte: Elaboração própria, Votorantim Cimentos, 2016

Através da Figura 1, pode-se observar que a argamassa industrializada oferece menor impacto ambiental quando comparada a alternativa virada em obra.

Analisando por categoria de impacto ambiental é possível verificar que a argamassa industrializada oferece menor impacto ambiental em todas as categorias de impacto avaliadas. A Figura 2 apresenta o impacto ambiental por categoria de impacto ambiental.

Figura 2 - Impacto ambiental por categoria de impacto entre a argamassa industrializada e a virada em obra.

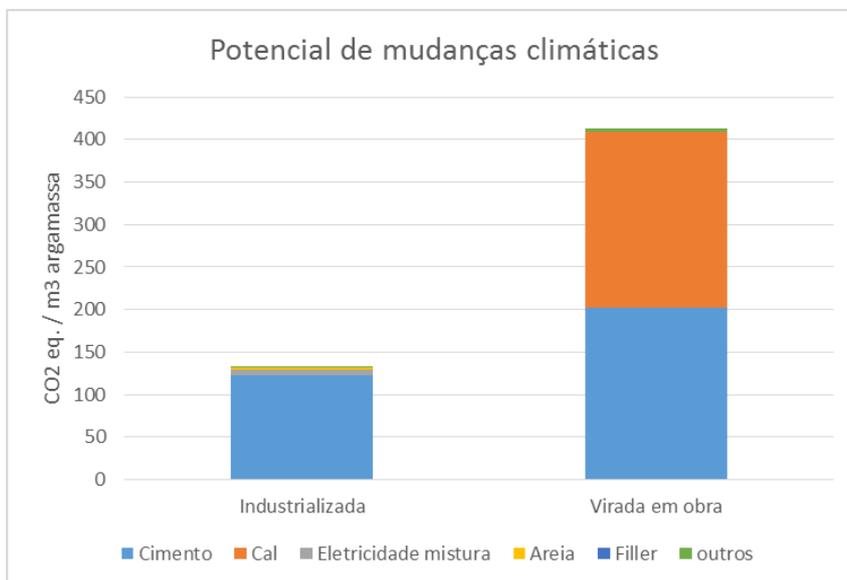


Fonte: Elaboração própria, Votorantim Cimentos, 2016

A Figura 3 traz um comparativo entre a argamassa industrializada e a argamassa virada em obra referente ao potencial de mudanças climáticas.

Verifica-se, portanto, que a emissões de CO₂eq. para a argamassa industrializada representam um potencial de mudanças climáticas bem menor que a argamassa virada em obra. Em termos absolutos, essa diferença representa 280 kg CO₂ eq./m³ a menos que seriam emitidos à atmosfera, ou seja, 68% a menos de CO₂eq. para o mesmo m³ aplicado de argamassa.

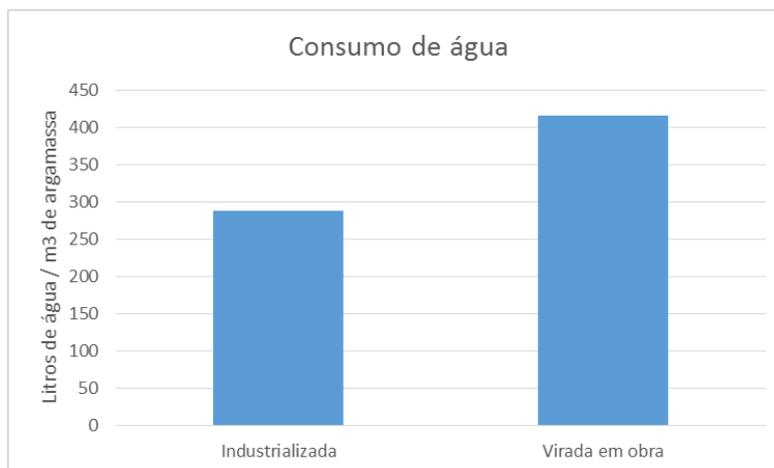
Figura 3 – Potencial de mudanças climáticas entre a argamassa industrializada e a virada em obra.



Fonte: Elaboração própria, Votorantim Cimentos, 2017

Além da redução do potencial de redução às mudanças climáticas, um menor consumo de água é observado na aplicação da argamassa industrializada, conforme apresentado pela Figura 4.

Figura 4 – Redução de consumo de água entre a argamassa industrializada e a virada em obra.



Fonte: Elaboração própria, Votorantim Cimentos, 2017

Para a argamassa industrializada, o consumo de água é 30% menor se comparado ao consumo de água da argamassa virada em obra, considerando o mesmo m³ aplicado. Essa diferença representa, em termos absolutos, 128 litros por m³.

Estima-se que apenas o Estado de São Paulo consome 16 milhões de m³ de argamassa virada em obra em um ano, tomando como base a conversão de 50% desse volume para argamassa industrializada teríamos um impacto evitado de:

- Emissões evitadas: 2,2 milhões de tCO₂-eq, equivalente as emissões de 1 caminhão ao rodar 18 mil vezes em torno da Terra.
- Economia de 1,024 milhão de m³ de água. Levando em consideração o consumo diário médio dos usuários do sistema de abastecimento Cantareira de 161 litros/dia, a quantidade de água evitada no uso da argamassa industrializada seria suficiente para o abastecimento anual de aproximadamente 17.400 pessoas (SABESP, 2017).

Conclusões

Com base nas informações apresentadas neste trabalho, é verificado que o uso da argamassa industrializada se mostra mais ecoeficiente em relação ao uso da argamassa virada em obra. A adoção desta tecnologia contribui com a redução de diversos impactos ambientais, entre os quais, consumo de água, energia e emissões de gases de efeito estufa.

Os principais ganhos vistos em termos de impactos ambientais devem-se a tecnologia de produção da argamassa industrializada, refletida em sua maior produtividade 1800 kg/m³ contra 2080kg/m³ da argamassa virada em obra. O uso da cal na argamassa virada em obra também é um fator de impacto ambiental mitigado quando se considera a produção da argamassa industrializada, que utiliza tecnologia de aditivos em sua formulação, eliminando o uso de cal.

As emissões de gases de efeito estufa para a argamassa industrializada são 68% menores para o mesmo m³ aplicado, diferença que em termos absolutos representa 280 kg CO₂ eq. / m³.

Em média uma argamassa virada em obra, apresenta um consumo de 414 litros de água para um metro cúbico de argamassa, enquanto que as argamassas industrializadas apresentam, em média, um consumo de 288 litros de água por metro cúbico de argamassa. A diferença do consumo de água entre as argamassas viradas em obra e a industrializada é de 128 litros por m³. Isto indica que a substituição da argamassa virada em obra pela argamassa industrializada traz, em média, uma redução de consumo de água de 30%.

Dessa forma pode-se afirmar que a industrialização das argamassas de revestimento, tanto externo quanto internos é uma forma de levar eficiência e produtividade a construção civil e traz uma importante contribuição para a redução de impactos ambientais desse setor econômico.



Referências

- Angulo, S. C., Kahn, H., John, V. M., & Ulsen, C. (27 e 28 de Outubro de 2003). METODOLOGIA DE CARACTERIZAÇÃO DE RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO. VI Seminário Desenvolvimento IBRACON VI Seminário Desenvolvimento Construção Civil - Materiais Reciclados e suas Aplicações, p. 15.
- Cabral, A. E., & Moreira, K. M. (2011). Manual sobre os Resíduos Sólidos da Construção Civil. Fortaleza: Sindicato da Indústria da Construção Civil do Ceará - Programa Qualidade de Vida na Construção.
- Coutinho, S. M., Pretti, S. M., & Tristão, F. A. (2013). Argamassa preparada em obra x argamassa industrializada para assentamento de blocos de vedação: Análise do uso em Vitória-ES. Teoria e Prática na Engenharia Civil, n.21, 41-48.
- Hermann, A., & Rocha, J. P. (2013). PESQUISA DE VIABILIDADE DA UTILIZAÇÃO DA ARGAMASSA ESTABILIZADA MODIFICADA PARA REVESTIMENTO SEM A NECESSIDADE DE APLICAÇÃO DO CHAPISCO. Pato Branco: Trabalho de Conclusão de Curso à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Civil, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Pato Branco.
- Junior, T. S. (13 a 16 de Outubro de 2008). Avaliação de Emissões de CO2 na Construção Civil: um Estudo de Caso da Habitação de Interesse Social no Paraná. XXVIII ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO - A integração de cadeias produtivas com a abordagem da manufatura sustentável, p. 13.
- Marques, G. S. (2014). PARÂMETROS DE SUSTENTABILIDADE EM MEIO A EDIFICAÇÕES DA CONSTRUÇÃO CIVIL: ESTUDO DE CASO DE CONSTRUTORAS DA CIDADE DE LONDRINA. Londrina: Trabalho de Conclusão de Curso para obtenção do Título de Bacharel em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina.
- Mesquita, A. S. (2012). ANÁLISE DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL EM TERESINA, PIAUÍ. Piauí: Instituto Federal do Piauí.
- SABESP. (14 de 12 de 2017). SABESP. Fonte: SABESP - Notícias: <http://site.sabesp.com.br/site/imprensa/noticias-detalle.aspx?secaold=66&id=6110>
- Votorantim Cimentos. (2016). COMPARATIVO DE CONSUMO DE ÁGUA ENTRE ARGAMASSA INDUSTRIALIZADA E ARGAMASSA VIRADA EM OBRA. Curitiba: Relatório Técnico – 11. Diretoria Técnica – P&D e Qualidade (acesso limitado).
- Votorantim Cimentos. (2017). Argamassa Industrializada - Sustentabilidade e produtividade em sua obra - Estudo ACV. São Paulo: Votorantim Cimentos (acesso limitado).



PRÊMIO FAZENDA SUSTENTÁVEL

Renato Bianchini Arcas¹, Marcela Porto Costa¹

¹Fundação Espaço Eco, renato.arcas@basf.com; marcela.costa@basf.com

Resumo: O Prêmio Fazenda Sustentável visa encorajar a adoção de práticas sustentáveis em todos os níveis da produção nacional e é realizado em parceria entre Fundação Espaço Eco (FEE), Globo Rural e Rabobank. O prêmio avalia aspectos de adequação legal da fazenda, análise socioambiental, boas práticas agrícolas e desempenho financeiro. São aceitas inscrições de fazendas em qualquer localidade do território brasileiro e com diferentes culturas como: arroz, flores, abacate, pimentão, coco, silvicultura assim como avicultura e bovinocultura.

Palavras-chave: Fazenda sustentável, ACV, boas práticas, indicadores sociais.

Introdução

O Brasil é um dos principais produtores de alimentos, desempenhando um papel cada vez mais importante no fornecimento de produtos agrícolas em todo o mundo. A sustentabilidade é um conceito intrínseco de produção de alimentos e deve ser garantida em todos os níveis da cadeia de valor. O desafio é manter a competitividade do mercado aumentando a produtividade com a sustentabilidade e promovendo um ambiente acolhedor de necessidades sociais.

O país tem um vasto território com perfis socioeconômicos distintos, bem como várias condições de solo e clima distribuídos em seis biomas diferentes. Diversificados cenários de produção podem ser identificados no país, apresentando diferentes níveis de desenvolvimento tecnológico e diferentes condições de trabalho, por exemplo, intensificação das práticas de integração entre culturas e pecuária, uso intenso de insumos e falta de treinamento para funcionários.

A fim de encorajar a adoção de práticas sustentáveis visando o desenvolvimento em todos os níveis da produção nacional, as partes interessadas na cadeia de valor do agronegócio promovem o Prêmio da Fazenda Sustentável. O prêmio avalia as fazendas brasileiras inscritas independentemente da localização e cultura produzida. Está na quarta edição e tem cobertura nacional. O projeto reconhece produtores rurais que adotam práticas exemplares em suas fazendas. Foi criada pela Globo Rural, empresa de comunicação para atividades agrícolas no Brasil, que coordena e comunica os resultados da avaliação realizada em sua revista, veículo com ampla cobertura nacional.

Todos os anos, o projeto conta com parceiros e patrocinadores, que tem sustentabilidade como valor da empresa. Em 2016, Rabobank, WWF-Brasil e FORD patrocinaram o prêmio, assim como a BASF SA, que realizou um projeto de compensação de emissões plantando mudas nativas para reflorestamento em uma área pertencente a uma cooperativa agrícola. O objetivo deste artigo é apresentar como este caso de sucesso unifica os grandes atores do agronegócio anualmente para incentivar práticas de sustentabilidade, realizadas em pequenos, médios e grandes produtores rurais. Ele também pretende mostrar como é possível comparar diferentes fazendas de diferentes tamanhos, com culturas diferentes, localizadas em diferentes regiões pela Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) combinada com os critérios socioeconômicos. Os resultados são comunicados, a fim de divulgar continuamente o conceito de sustentabilidade na agricultura.

Metodologia

O prêmio é realizado em parceria o qual cada parte fica responsável por uma etapa da avaliação (Figura 1). A cada fase inscritos são eliminados dados critérios de corte. A coordenação do prêmio assim como a etapa inicial é executada pela Globo Rural, que abre as inscrições virtuais e divulga o início do programa. Os inscritos que preenchem os dados corretamente seguem para a próxima fase a qual o Rabobank analisa as questões relacionadas à adequação legal e seleciona os aprovados.

Figura 1 - Fases do Prêmio



Fonte: Elaboração própria

Em uma segunda etapa, os aprovados são direcionados a Fundação Espaço ECO, que avalia o resultado sócio ambiental (Figura 2). Nesta etapa é considerado a metodologia Avaliação do Ciclo de Vida, descrita de maneira detalhada posteriormente neste artigo. Esta avaliação ranqueia as dez melhores propriedades para continuar no processo.

Após a FEE eleger os 10 finalistas, o parceiro Rabobank realiza a análise de saúde financeira, calcula a pontuação do risco sócio ambiental (Corporate and Social Responsibility - CSR) e faz vistorias técnicas presenciais nestas propriedades. Os resultados calculados pela FEE e Rabobank são apresentados para um comitê julgador de especialista que elege o primeiro, segundo e terceiro colocado. No ano de 2016, esse comitê foi composto por:

- João Roberto Rodrigues: Ex-Ministro da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, atual Coordenador do Centro de Agronegócio da FGV-EESP e Embaixador Especial da FAO para o Cooperativismo (CNPQ, 2018)
- Sílvia Maria Fonseca Silveira Massruha: Doutora em Computação Aplicada pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e atual Chefe Geral da Embrapa Informática Agropecuária (CNPQ, 2018)
- Isabela Pascoal: da Fazenda Daterra vencedora do prêmio no ano de 2015 (GLOBO RURAL, 2015)

No ano de 2017, o comitê foi composto por:

- João Roberto Rodrigues: referenciado acima
- Carlos Eduardo Cerri: doutor em Ciência Ambiental pela Universidade de São Paulo USP e atual Professor Associado do Departamento de Ciência do Solo da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo (CNPQ, 2018)
- Eduardo Assad: pesquisador da Embrapa, membro do comitê científico do Painel Brasileiro de Mudanças climáticas e Professor do curso de mestrado em agronegócio da FGV (CNPQ, 2018)

Após a definição dos vencedores por este comitê, a Globo Rural visita os três primeiros classificados, e realiza reportagens, entrevistas e filmagens das propriedades e produtores. O material é publicado na revista, que compartilha as melhores práticas e recomendações das fazendas vencedoras, e na internet, compartilhando vídeos e matérias. Os vencedores também são reconhecidos em um evento de premiação.

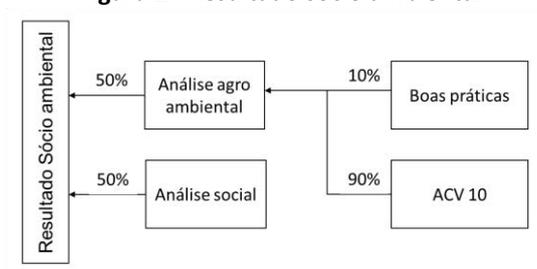
Análise Sócio ambiental que contempla a ACV (Fundação ESPAÇO ECO):

A Análise sócio ambiental é composto pelo desempenho agro ambiental e desempenho social. O primeiro baseia-se nas metodologias AgBalance™ (SCHOENEBOOM, et. al, 2012) e Análise de Ecoeficiência – AEE (NSF, 2015), ambas desenvolvidas pela BASF SE. Esses métodos são fundados no cálculo de impactos ambientais pelo conceito de avaliação do ciclo de vida descritos pela norma ABNT NBR 14040,14044 e 14045 (ABNT, 2009) e na adoção de boas práticas agrícolas.

Os impactos ambientais dos cultivos são analisados e calculados via Avaliação de Ciclo de Vida com 10 categorias de impacto (NSF, 2015) com auxílio do software GaBi e o banco de dados do próprio software e bancos de dados desenvolvidos pela BASF SA e BASF SE, e comparados com as médias nacionais, obtidas através de dados disponíveis

no Agriannual (INFORMA ECONOMICS FNP, 2016), portais da EMBRAPA e outras literaturas. Essa análise tem participação de 90% do desempenho agro ambiental e é combinada com os indicadores de boas práticas que representa os 10% restantes.

Figura 2 - Resultado sócio ambiental



Fonte: Elaboração própria

O indicador de impacto ambiental consolidado é representado na unidade *pessoas.ano* (person.years) (NSF, 2015), que refere-se ao impacto médio das necessidades básicas de pessoas em 1 ano. Para o cálculo desse impacto é levado em conta as seguintes categorias: Toxicidade Humana, Mudanças Climáticas, Formação Fotoquímica de Ozônio, Eutrofização Marinha, Eutrofização de Água Doce, Depleção de Recurso Minerais e Fósseis, Chuva Ácida, Uso da Terra, Depleção de Água e Depleção da Camada de Ozônio. Os modelos de referência utilizados para os impactos são baseados na metodologia BASF-SE (NSF, 2015) que consideram EU PEF (EUROPEAN COMMISSION, 2014) e Pfister (PFISTER, 2009).

A diversidade brasileira gera diferentes perfis e necessidades dentro do mesmo território, isso ressalta a importância de dados primários. Para a coleta de dados, os inscritos informam os dados de produção através de um formulário aplicado online. As informações solicitadas foram divididas em três temas:

- Dados primários para indicadores ambientais: área destinada a plantação, tipos de cultura, manejo da cultura, insumos utilizados (água e energia para irrigação; defensivos, fertilizantes, diesel), produtividade.
- Dados primários para indicadores práticas agrícolas: se há práticas de agricultura de precisão, se há práticas rotação de cultura ou consórcio, se há práticas com fogo, se há práticas como integração lavoura-pecuária e integração lavoura-pecuária-floresta.
- Dados primários para Indicadores sociais: total de funcionários, gênero dos funcionários, número de acidentes com afastamento, funcionários com nível técnico e/ ou superior.

A fronteira do estudo é definida como do berço a porteira, ou seja, é levado em conta: a produção de cada uma das matérias primas que estão no processo, o processo de beneficiamento, a utilização em campo desses insumos, assim como as emissões e resíduos. O índice ambiental da fazenda é ponderado pela área do cultivo e a performance.

A composição do indicador final de ACV de cada fazenda leva em consideração a avaliação de quanto cada cultivo é superior ou inferior à média nacional (em resultados de *pessoas.ano*). Esse resultado é ponderado pela área de cada cultivo na propriedade.

A análise agro ambiental é composta por indicadores de boas práticas que avaliam a propriedade no geral. A pontuação varia de 0.6 a 1.5, de acordo com o método AgBalanceTM (SCHOENEBOOM, et. al, 2012), onde 0.6 é um resultado abaixo da prática de mercado, 1.0 atribui prática de acordo com o mercado e 1.5 prática melhor que o mercado. Esses indicadores são obtidos através da combinação dos três seguintes itens:

- Número de rotação de culturas (pontuados de 0.6 a 1.5, maior pontuação – melhor desempenho)
- É analisado se há ou não prática de agricultura de precisão (pontuado de 1.0 a 1.5, maior pontuação – melhor desempenho)
- Integração Lavoura Pecuária (ILP) ou Integração Lavoura Pecuária Floresta (ILPF) (pontuado de 1.0 a 1.5, maior pontuação – melhor desempenho)

Os três indicadores são normalizados entre 0 e 1 e ponderados igualmente consolidando em um único indicador de Boas Práticas Agrícolas.

O desempenho social também é avaliado no nível de propriedade, e não por cultivo. O cálculo considera as condições dos trabalhadores, do trabalho e tem metade do peso (50%) do resultado sócio ambiental. A análise considera diferentes fatores:

- Percentual de funcionários qualificados (com graduação superior ou técnica) (pontuação de 0 a 100%, maior pontuação – melhor desempenho)
- Número de acidentes nos últimos 3 anos (pontuação de 0 ao máximo dos inscritos, maior pontuação – pior desempenho)
- Percentual igualdade de gênero (pontuação de 0 a 100%, pontuação mais próxima ao índice de 50%– melhor desempenho)

Os três indicadores são normalizados entre 0 e 1 e ponderados igualmente consolidando em um único indicador desempenho social.

Resultados e discussão

Resultados gerais do Prêmio:

O prêmio está na 4ª edição e, desde então, diferentes culturas foram inscritas: algodão, milho, soja, trigo, tomate, abacate, abobrinha, café, cana, laranja, eucalipto, arroz, feijão, pecuária, leite, coco anão, aveia, trigo, cevada, abobrinha italiana, manga, cedro australiano, guanandi, limão, banana, tomate, batata, pimentão, mogno africano, avicultura, cacau, bovinocultura de leite e de corte. No início a inscrição de commodities e criação de gado era mais comum. Ao passar das premiações, os organizadores do prêmio e os inscritos incentivaram e diversificaram as culturas inscritas.

Os resultados das análises da Fundação Espaço ECO e do Rabobank foram coerentes entre si, ou seja, as fazendas que apresentaram melhor resultados nas análises da FEE também foram as melhores elencadas pelo Rabobank. Notou-se com as auditorias em campo que as fazendas melhores avaliadas foram as que apresentaram maior organização, estrutura e controle dos processos. A história se mostra essencial, uma vez que já houve inconsistência dos dados reportados com a realidade do inscrito.

A metodologia evolui continuamente, o indicador sócio ambiental é constantemente aprimorado principalmente nos quesitos social e de boas práticas. Houve um crescimento na variedade de cultivos inscritos, na participação de pequenas e médias propriedades, nos cultivos hortifrúti e pecuária, assim como um aumento do número de propriedades que fazem rotação, consórcio, ILP ou ILPF. Nas duas últimas edições pequenos produtores foram premiados.

A comunicação antes, durante e após o prêmio também é aprimorada, no sentido de orientar tanto o preenchimento dos dados através de transmissões ao vivo no canal da Globo Rural como na divulgação dos ganhadores e de exemplos de boas práticas que podem ser adotados.

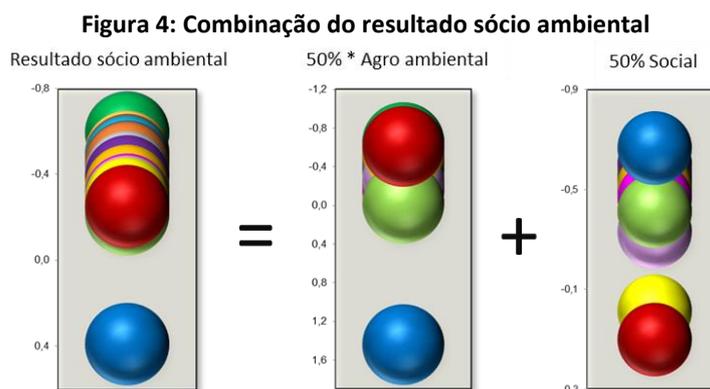
Figura 3: Revista Globo Rural dos prêmios



Fonte: Globo Rural

Resultados específicos da Análise Sócio ambiental que contempla a ACV (Fundação ESPAÇO ECO):

O resultado sócio ambiental consolidado está representado na (Figura 4) como a combinação dos indicadores agro ambiental e social. É essencial desempenhar bem as duas funções pois, mesmo que tenha performance excepcional em um dos quesitos, o outro pode rebaixar a nota final. A fazenda representada pela esfera azul demonstra essa condição pois apresentou o melhor desempenho social e desempenho ambiental tão abaixo das outras que resultou na pior colocação sócio ambiental. O mesmo acontece para a esfera vermelha, que possuiu bom desempenho agro ambiental e baixo desempenho social.

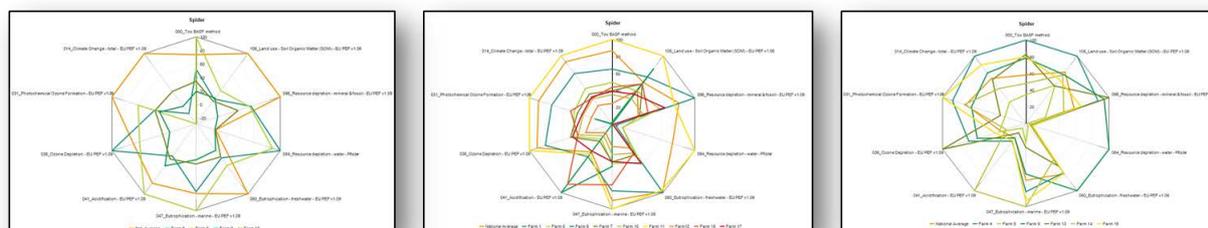


Fonte: Elaboração Própria

* Agro ambiental = 90% ACV 10 + 10% boas práticas

As análises dos impactos ambientais são representadas na forma de gráfico de teia de aranha para cada um dos cultivos (Figura 5).

Figura 5: Análise do ciclo de vida gado de corte, café e soja respectivamente



Fonte: Imagem obtida via elaboração própria do estudo no software GaBi.

A avaliação para gado de corte apresenta resultados diversos quando comparados à média nacional, pois os tipos de manejo e ração diferem muito. Os inscritos utilizam rações compostas o que pode associar em maiores impactos ambientais, uma vez que é considerado na análise o ciclo de vida dos ingredientes utilizados. Entretanto, foi observado nessas fazendas que o complemento alimentar vem acompanhado de incremento na produtividade e redução no tempo de abate do animal, resultando para todos os avaliados um desempenho superior à média nacional.

A média nacional para a cultura do café considera irrigação assim como boa parte dos inscritos. Os valores mais distantes da média ocorreram para plantios orgânicos, diferenciando o comportamento de impacto ambiental do convencional. Semelhante acontece para o cultivo da soja, onde os valores que mais destoaram são de cultivo irrigado enquanto a média e o restante das fazendas não consideram este aspecto.

Para os indicadores de boas práticas, aproximadamente metade das fazendas finalistas apresentam práticas de rotação de mais de uma cultura ou consórcio como ILP e ILPF, sendo que 30% realizam rotação com ao menos 3 culturas. A agricultura de precisão está presente em mais de 75% das propriedades finalistas.

A área das fazendas varia muito, sendo notável um crescente número de inscritos de pequenas propriedades ao longo das edições. O segundo premiado da edição de 2017, foi uma propriedade com área de 36 hectares. As características sociais variam tanto quanto o tamanho das propriedades. A fazenda com o maior número de funcionários emprega 201 pessoas e a menor apenas uma. A soma do número de trabalhadores das 5 maiores fazendas ultrapassa 740 funcionários e, aproximadamente 60% das propriedades tem ao menos 10% do corpo de funcionários qualificados. O máximo de profissionais qualificados para um inscrito foi de 30%. A menor propriedade avaliada (8 funcionários) foi a única que não tinha qualificação no corpo de funcionários.

Em relação a igualdade de gênero, a participação de mulheres varia de 11% a 36% nas propriedades. Apenas dois inscritos apresentaram participação feminina maior do que a média nacional de 30% (IBGE, 2009), sendo 35% e 36%. Em relação aos acidentes com afastamento nos últimos 3 anos, mais da metade dos avaliados nessa etapa apresentaram ocorrências de acidentes, sendo que a maioria apresentou índice de 1 acidente por propriedade.

Notou-se que a etapa de coleta de dados é a que mais elimina candidatos. Houve dificuldade de preenchimento das informações necessárias, principalmente nos temas: consumo de energia, diesel e água, alocados para cada cultivo. Na maior parte das vezes havia apenas o valor total consumido. Isso reflete em incerteza no custo real da produção por parte dos produtores, gerando contato constante dos organizadores com todos os inscritos para solucionar inconsistências em dados reportado. Uma solução adotada foi utilizar o volume total e ponderar o impacto de acordo a relação proporcional de uso desses insumos de cada cultivo (adotados pela média nacional) considerando a área total desses cultivos.

Para o indicador sócio ambiental, a diversificação de produção ameniza os efeitos da variação negativa do desempenho concentrada em um cultivo apenas, uma vez que o resultado do desempenho de impacto ambiental da fazenda pondera o resultado de impacto dos cultivos pela área utilizada. Em outras palavras, uma fazenda pode ter apresentado um desempenho abaixo da média nacional em seu cultivo de soja, mas se esta cultiva além da soja, milho, pecuária, eucalipto e girassol, o seu resultado será ponderado também pela performance desses cultivos e suas respectivas áreas. Assim, dependendo da área, a soja neste caso pode representar apenas 10% do desempenho calculado da ACV.

Conclusões

A iniciativa reúne em sua organização interessados em fomentar o tema sustentabilidade no agronegócio. As parcerias para a realização da premiação já contaram com a participação de diferentes setores: fundação empresarial, canal de comunicação, setor bancário e organização não governamental. Além do patrocínio de indústrias químicas e automobilística. A iniciativa incentiva as práticas de sustentabilidade realizadas em pequenos, médios e grandes produtores rurais em relação a qualquer cultura, por meio da metodologia aplicável a todos e por meio da comunicação contínua com o meio rural. O prêmio se destaca na medida que compara diferentes fazendas e culturas de diversas regiões e tamanhos pela ACV combinada à critérios socioeconômicos, ferramentas de auditoria (visitação em campo) e comitê julgador imparcial. Os resultados são comunicados a fim de disseminar continuamente o conceito de sustentabilidade na agricultura.

Na etapa de avaliação de ciclo de vida, é essencial a rigorosidade do preenchimento dos formulários. Os dados fornecidos servem como base para as avaliações, e quando incertos geram esforços para conferência e solução de inconsistências. É necessário sensibilizar e engajar os inscritos para melhor entendimento da ACV e consequentemente melhor desempenho nessa fase. A abordagem de comparar a performance de cada cultura com a média nacional e ponderar pela área é uma abordagem que consegue possibilitar uma comparação mais robusta utilizando ACV, não excluindo produtores com diferentes produtos e disseminando que a sustentabilidade é algo que pode permear todos os cultivos.

A comunicação em um veículo que atinge produtores de todos os tamanhos é interessante pois incentiva a introduzir as boas práticas, ter contato com essa metodologia e se inscrever na próxima edição. Os finalistas do prêmio sentem-se reconhecidos por estar em meios de comunicação e sendo evidenciados. A percepção após a participação, obtida no evento de entrega da premiação é que muitos se sentem na obrigação de manter e ampliar continuamente as práticas sustentáveis assim como ajudar os seus conhecidos.

Referências

ABNT NBR ISO 14040:2009: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura: ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas: 46 p. 2009.

ABNT NBR ISO 14044:2009: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações: ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas: 46 p. 2009.

CNPQ: Sistema Currículo Lattes. Carlos Eduardo Cerri, página gerada em 01/03/2018 <http://lattes.cnpq.br/1117896124904968>. Março, 2018.

CNPQ: Sistema Currículo Lattes. Eduardo Delgado Assad, página gerada em 01/03/2018 <http://lattes.cnpq.br/2634785138594199>. Março, 2018.

CNPQ: Sistema Currículo Lattes. João Roberto Rodrigues, página gerada em 01/03/2018 <http://lattes.cnpq.br/9313529255111902>. Março, 2018.

CNPQ: Sistema Currículo Lattes. Silvia Maria Fonseca Silveira Massruha, página gerada em 01/03/2018 <http://lattes.cnpq.br/0950718064055473>. Março, 2018.

EUROPEAN COMMISSION: Environmental Footprint Pilot Guidance document. – Guidance for the implementation of the EU Product Environmental Footprint (PEF) during the Environmental Footprint (EF) pilot phase, v. 4.0. Maio 2014.

GLOBO RURAL: Daterra é a fazenda mais sustentável do Brasil. Acesso em 01/03/2018 Disponível em: <https://revistagloborural.globo.com/Colunas/fazenda-sustentavel/noticia/2015/08/daterra-e-fazenda-mais-sustentavel-do-brasil.html>. Agosto, 2015.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo agropecuário 2006: Brasil, Grandes Regiões e Unidades da Federação. Rio de Janeiro, p. 1-777, 2009.

INFORMA ECONOMICS FNP: Agriannual 2017, Anuário da Agricultura Brasileira. São Paulo, outubro de 2016.

NSF: BASF's AgBalance Methodology, 2012. Disponível em: https://www.nsf.org/newsroom_pdf/BASF_AgBalance_Methodology_aug2012.pdf. Acesso em: 15/02/2018.

NSF: BASF's Eco-Efficiency Analysis Methodology, September 2015. Disponível em: https://www.nsf.org/newsroom_pdf/BASF_EEA_Methodology_Validation_Submission_Sept_2015.pdf. Acesso em: 28/02/2018.

PFISTER, S. et al, Environmental Science & Technology, 4098-4104. 2009.

SALING, P. et al. Eco-efficiency analysis by BASF: The Method. International Journal of Life Cycle Management. [S.l.: s.n.], 2002. n. 7. v. 4.

SCHOENEBOOM, J.; SALING, P.; GIPMANS, M. AgBalance™: Technical Background Paper. Limburgerhof: BASF SE - Agricultural Center, 2012.

REDUÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS NA OPERAÇÃO DO MUSEU DA LÍNGUA PORTUGUESA APÓS CERTIFICAÇÃO LEED

Marcelo Martins Meira¹, Raquel Ferreira², André Alvarenga³, Adriana Hansen⁴, Luis Leal⁵

¹Fundação Espaço ECO[®], marcelo.meira@basf.com

²Fundação Roberto Marinho

³Fundação Roberto Marinho

⁴Centro de Tecnologia de Edificações

⁵Centro de Tecnologia de Edificações

Resumo: O Museu da Língua Portuguesa foi atingido por um incêndio no final de 2015 e está em reconstrução desde dezembro de 2016. Para esta reconstrução, o Museu conta com a consultoria do CTE para a obtenção da Certificação LEED BD+C v4 para novas construções. A certificação traz diretrizes de projeto e obra que impactam desde a seleção dos materiais até a eficiência energética e de consumo de água, o que influencia diretamente na operação do edifício. Com isto, em parceria com o CTE e a Fundação Roberto Marinho, a Fundação Espaço ECO[®] (FEE) realizará uma Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) para mensurar a redução de impactos ambientais associados desde a etapa de reforma do edifício até a operação do Museu, em consonância com as premissas do LEED. No Congresso, o foco será a fase de operação do Museu, com inauguração prevista para o segundo semestre 2019. A ACV permitirá comparar o funcionamento do museu anterior ao sinistro e o pós-certificação, para diversas categorias de impactos. Isso possibilitará a comunicação assertiva frente aos públicos do museu, informando ao visitante os benefícios ambientais diretos das modificações que foram realizadas no novo projeto, como por exemplo, o uso de dispositivos sanitários de vazão reduzida e utilização de sistema de ar condicionado e iluminação mais eficientes. Os resultados, preferencialmente apresentados em forma de infográfico, contemplarão os impactos ambientais da operação do museu ao longo de 2015, ano do incêndio, frente a um cenário de operação que esteja condizente com o que preconizado em projeto pela Certificação.

Palavras-chave: Museu da Língua Portuguesa, Avaliação de Ciclo de Vida, Certificação LEED

Introdução

A etapa de operação e manutenção de um edifício corresponde a aproximadamente 75% do seu impacto ambiental quando se considera todo o ciclo de vida de uma edificação: desde a extração de matérias primas para composição dos materiais de obra, passando pela construção em si, fase de operação e manutenção e, por fim, pela demolição do edifício e destinação final de seus componentes (CTE, 2013).

Desse modo, avaliar o funcionamento de uma edificação e identificar os pontos críticos da operação trazem benefícios ambientais importantes. As certificações sustentáveis têm papel relevante nesse sentido, já que trazem diretrizes de projeto que influenciam diretamente a operação, seja por um desempenho energético aprimorado ou pela redução no consumo de água. No caso do Brasil em particular, uma das certificações ambientais mais relevantes é a certificação norte-americana *Leadership in Energy and Environmental Design - LEED*. Aderida por 165 países, o LEED é um dos principais referenciais utilizados para *certificações ambientais*, com mais de 92 mil projetos certificados, segundo o *Green Building Council Brasil*, organização não governamental que visa a fomentar a indústria de edifícios sustentáveis no país (Green Building Council Brasil, 2017).

Posto o contexto, o presente trabalho se propõe a identificar o benefício ambiental da adoção de soluções sustentáveis no Museu da Língua Portuguesa, localizado na cidade de São Paulo, comparando a performance operacional pré-incêndio com a expectativa de desempenho projetada a partir da certificação LEED BD+C v4. Tal análise será feita com uso da ferramenta de avaliação de ciclo de vida.

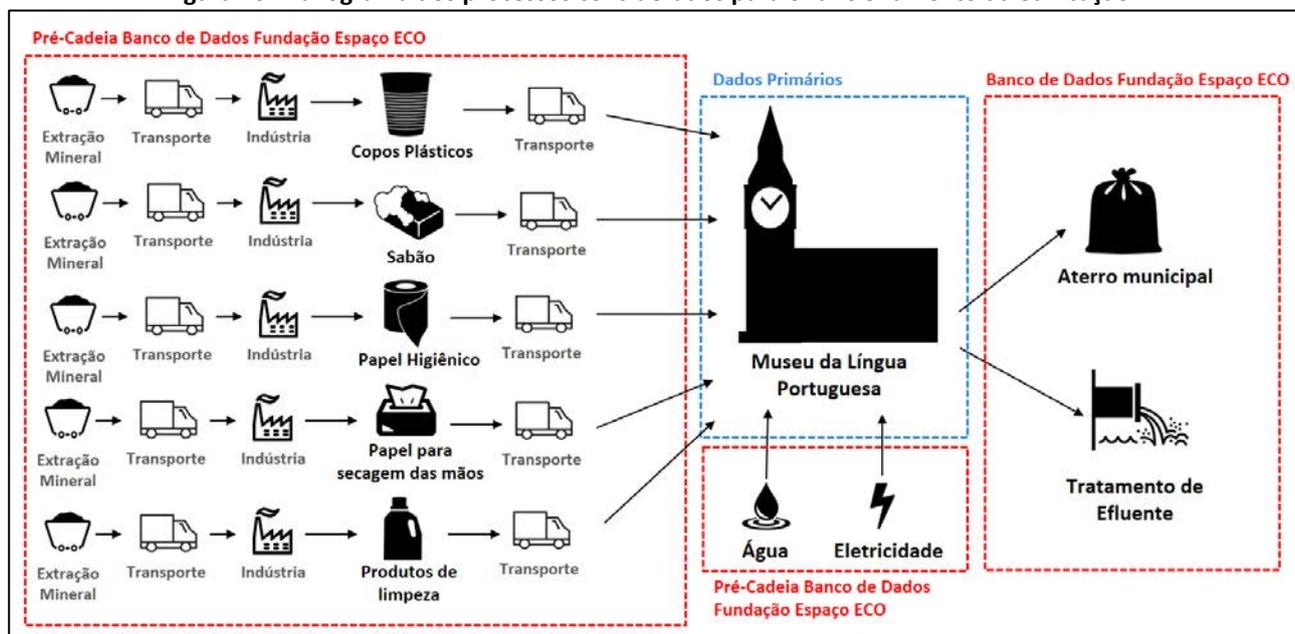
Metodologia

Este estudo seguiu as bases conceituais descritas pela norma ABNT NBR 14040 e 14044 (ABNT, 2009). Como unidade funcional, foi considerado o funcionamento do museu durante um ano, promovendo, assim, a visita de mais de 300.000 (trezentas mil) pessoas. Para o funcionamento do edifício, foram considerados os copos plásticos utilizados pelos visitantes e pela equipe administrativa do museu beberem água, papel higiênico e papel toalha utilizados nos

banheiros, os sacos plásticos destinados à disposição de absorventes nos banheiros femininos, sabão para a lavagem das mãos dos visitantes, materiais de limpeza como água sanitária, álcool gel, sabão em pedra, álcool líquido, desinfetante, limpador multiuso e sapólio. Ainda, considerou-se o consumo total de água da edificação durante um ano, além do consumo de energia elétrica e diesel utilizado pelos geradores na ausência de fornecimento de energia pela concessionária.

A fronteira do estudo é do berço ao túmulo, ou seja, foram levados em conta os processos de extração de matérias primas e produção de cada um dos insumos necessários à operação do museu. Ainda, adotou-se que os insumos percorrem 50 km até a chegada ao edifício. Para o fim de vida da operação, como premissa, considerou-se que 5 % do total de água consumida pelo museu fosse utilizada para bebida das pessoas, não retornando à bacia de origem. Ainda, o restante foi encaminhado para a estação de tratamento de efluentes municipal, com 20% de perdas na linha de esgoto. Também, toda a quantidade de lixo gerada pela visitação, estimada em 4 (quatro) sacos com capacidade de 200l por dia, foi destinada a aterros municipais. A figura 1 apresenta as fronteiras do estudo por meio de fluxograma.

Figura 10: Fluxograma dos processos considerados para o funcionamento da edificação.



Fonte: Elaboração própria.

A modelagem considerou dados primários para o cenário pré-certificação, com informações coletadas pela empresa operadora do museu para o ano de 2015, justamente anterior ao incêndio. As pré-cadeias de cada um dos insumos utilizados foram obtidas por meio de base de dados (composição do Ecoinvent, GaBi e inventários desenvolvidos pela BASF) com adaptações às condições brasileiras de matriz elétrica. Variações de ordem geográfica ou temporal se devem aos escopos dos inventários utilizados do banco de dados. Para o cenário pós-certificação LEED, foram feitas premissas com relação a dois dos fluxos que adentram o sistema de produto: o consumo de energia elétrica e consumo de água. Todos os outros fluxos do sistema de produtos foram considerados constantes de um cenário para o outro.

Com relação à energia elétrica pós-certificação, foram realizadas simulações com o software EnergyPlus para avaliação do desempenho energético do edifício. Foi considerado um sistema de ar condicionado do tipo VRF a ar, com coeficiente de performance (COP) de valor médio de 4,37. Ainda, o novo projeto de luminotécnica apresenta uma redução de 30% de densidade de potência luminosa instalada em relação aos valores especificados pela ASHRAE 90.1-2010 (ASHRAE, 2010), que estabelece padrões internacionais de consumo de energia para cada tipo de ambiente construído. Tanto o sistema de ar condicionado quanto a alteração no projeto de luminotécnica, trazem redução de consumo e, portanto, de impacto ambiental significativas.



Com relação ao consumo de água pós-reforma, foram analisadas as vazões dos novos dispositivos hidráulicos do edifício especificados para atendimento da certificação LEED frente às vazões dos dispositivos metálicos do ano de 2015. Considerou-se que 50% dos visitantes utilizem os banheiros uma vez por visita e que o corpo administrativo do museu, composto de 120 (cento e vinte) pessoas, faça uso das instalações sanitárias 3 (três) vezes ao dia. Assim, assumiu-se um padrão de uso dos dispositivos hidráulicos como sendo o mesmo para os dois cenários. Os valores de vazão dos dispositivos para os dois casos se encontram na tabela 1.

Tabela 5: Vazão dos dispositivos sanitários pré e pós certificação LEED.

	Dispositivos Pré-Certificação LEED	Dispositivos após Certificação LEED
Bacia Sanitária	6,0 l/ciclo	3,0 l/ciclo
Mictórios	1,5 l/ciclo	0,8 l/ciclo
Torneiras dos Sanitários	8,0 l/min	1,8 l/min
Torneiras da Copa	8,0 l/min	5,0 l/min
Chuveiros	10 l/min	6,3 l/min

Fonte: Elaboração própria.

Por fim, a tabela 2 explicita os valores de fluxos de energia elétrica e de água anterior à reforma e pós-certificação.

Tabela 6: Consumos de energia elétrica e água pré e pós certificação LEED.

	Pré-Certificação LEED	Após Certificação LEED
Consumo de Energia Elétrica [kWh]	924.446	846.514
Consumo de Água [l]	2.923.185	1.462.503

Fonte: Elaboração própria.

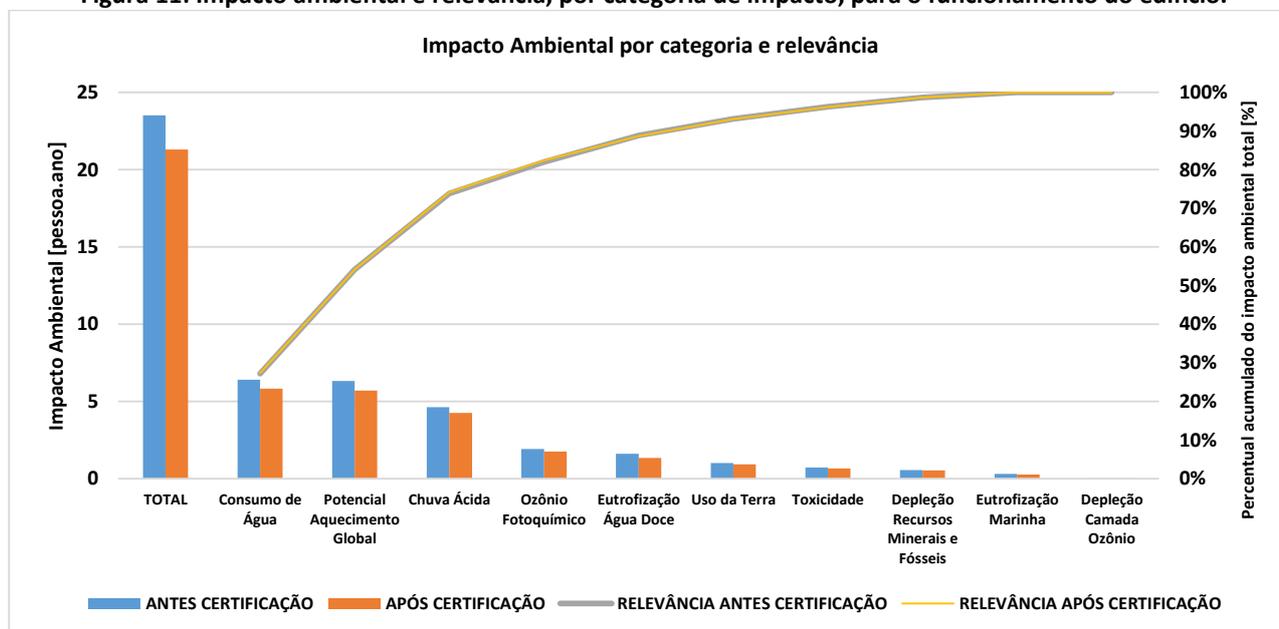
O método utilizado para a realização do estudo foi a Análise de Ecoeficiência, criada em 2002 (SALING, 2002), atualizada posteriormente em 2015 (GROSSE-SOMER, 2017) e verificada por terceira parte (NSF, 2015). Este método considera 10 (dez) categorias de impacto (AEE10): Toxicidade Humana, Mudanças Climáticas, Formação Fotoquímica de Ozônio Eutrofização Marinha, Eutrofização de Água Doce, Depleção de Recurso Minerais e Fósseis, Chuva Ácida, Uso da Terra, Depleção de Água e Depleção da Camada de Ozônio, conforme modelos de referência, como o EU PEF.

Resultados e discussão

O gráfico da figura 2 apresenta, no eixo da esquerda, em que se leem as barras, o impacto ambiental total, em *pessoa.ano*, repartido por categoria de impacto, da esquerda para a direita, da mais relevante para a de menor relevância, para o caso do funcionamento do museu para os dois cenários. Em termos de impacto ambiental total, a certificação LEED apresenta uma redução de aproximadamente 10% com relação à operação do edifício referente ao ano de 2015.

O eixo à direita, por outro lado, em que se faz a leitura das linhas, é o percentual acumulado do impacto ambiental das categorias avaliadas. Ele permite identificar, para esse sistema de produto em análise, quais as categorias de impacto são mais relevantes. No caso, o Consumo de Água, o Potencial de Aquecimento Global, Chuva Ácida e Ozônio Fotoquímico correspondem a mais de 80 % do impacto ambiental total. Focaremos, então, nessas 4 (quatro) categorias de impacto para realizar a análise da contribuição de cada elo da cadeia.

Figura 11: Impacto ambiental e relevância, por categoria de impacto, para o funcionamento do edifício.



Fonte: Elaboração própria.

A figura 3 avalia como o impacto ambiental total do sistema de produto se distribui ao longo da cadeia de valor estudada, onde as barras em verde indicam a repartição percentual da pegada ambiental total para as quatro categorias de impacto mais relevantes. Ao analisar o impacto total, verifica-se que o consumo de eletricidade do edifício corresponde a 83% da carga ambiental, seguido do tratamento de resíduos sólidos em aterros municipais, responsável por 7,5% do impacto total.

Com relação à categoria de consumo de água, 98% do impacto é proveniente do consumo de energia elétrica pois, na matriz energética brasileira, aproximadamente 70% dela corresponde a hidrelétricas e, como há alteração de nível de bacia hidrográfica em que a hidrelétrica atua, o impacto ambiental nessa categoria é expressivo. Em seguida, o consumo direto de água do edifício via dispositivos hidráulicos corresponde a 7% do impacto ambiental. Vale ressaltar que a estação de tratamento de esgoto tem impacto positivo de 6%, pois retorna parte da água consumida ao meio.

Figura 12: Distribuição dos impactos ambientais do funcionamento do museu.

	 Cadeia	 Produtos de higiene e limpeza	 Consumo de Água	 Consumo Eletricidade	 Tratamento Resíduo Sólido	 Tratamento Efluente
Impacto Total	100,0%	4,0%	2,5%	83,0%	7,5%	3,0%
 Consumo de Água	27,0%	1,0%	7,0%	98,0%	0,0%	-6,0%
 Potencial Aquecimento Global	27,0%	1,5%	0,5%	77,0%	15,0%	6,0%
 Chuva Ácida	20,0%	3,0%	0,2%	95,0%	0,8%	1,0%
 Ozônio Fotoquímico	8,0%	5,3%	0,3%	87,0%	4,4%	3,0%

Fonte: Elaboração própria.

Para as outras categorias explicitadas na figura 3, percebe-se, novamente, que o grande responsável pelo impacto é o consumo de energia do edifício, sendo responsável por mais de 75% para cada uma dessas categorias. Isso também ocorre, em partes, devido às hidrelétricas. A decomposição de matéria orgânica da área inundada contribui fortemente para o potencial de aquecimento global. Ainda, a presença de termelétricas na matriz brasileira contribuem para a emissão de gases que afetam as categorias Chuva Ácida e Formação de Ozônio Fotoquímico. No caso dos produtos de higiene e de limpeza, além dos copos plásticos utilizados na operação do Museu, vale ressaltar que a representatividade de apenas 4% frente ao impacto total da operação do edifício se deve sobretudo à pouca quantidade de matéria e energia desprendidas em seus processos de fabricação quando comparadas à energia elétrica e à água da própria operação do edifício.

Conclusão

O presente estudo se propõe a realizar a Avaliação de Ciclo de Vida para dois cenários distintos de operação do Museu da Língua Portuguesa: anterior à reforma devido ao incêndio que atingiu o edifício e após reconstrução seguindo o que é preconizado pela Certificação LEED, no que tange à eficiência energética e uso racional de água. A fronteira do estudo é do berço ao túmulo, ou seja, considerou-se desde extração de matérias primas de cada um dos insumos necessários à operação do museu, até o tratamento de efluentes e destinação de resíduos sólidos para aterro municipal. De um cenário para o outro, todos os fluxos que adentram o sistema de produtos foram considerados constantes, com exceção do consumo de energia elétrica e de água da operação. Foi considerado, pós reforma, um sistema de ar condicionado mais eficiente, assim como um projeto de luminotécnica com baixo consumo energético. Com relação ao consumo de água pós-certificação, foram utilizados dispositivos hidráulicos mais eficientes.

De acordo com as análises deste estudo, conclui-se que as soluções adotadas em virtude da certificação para otimização do consumo de energia e água refletem em uma redução de aproximadamente 10% do impacto total causado pela operação do museu. Para o sistema de produto em análise, as categorias de impacto mais relevantes são o Consumo de Água, Potencial de Aquecimento Global, Chuva Ácida e Ozônio fotoquímico. A distribuição dos impactos ao longo da cadeia se concentra, sobretudo, no consumo energético do edifício, sendo responsável por mais de 80% do impacto total.

Por fim, este estudo exemplifica um caso de sucesso para uma certificação sustentável de edifícios, com sua redução de impacto ambiental de fato evidenciada por meio de uma análise que tem como abordagem o ciclo de vida do funcionamento do edifício. Vale ressaltar, ainda, que para o cenário pós-certificação, os dados utilizados representam uma estimativa do comportamento do edifício, tanto do ponto de vista do consumo de energia proveniente de simulações, como dos dados de consumo de água. É importante, então, uma vez o museu reinaugurado e operante,



registrarmos os consumos para verificar que as hipóteses para o cenário certificado sejam correspondentes com a realidade.

O Museu da Língua Portuguesa é uma iniciativa do Governo do Estado de São Paulo, por meio da Secretaria de Estado da Cultura, concebido e realizado em parceria com a Fundação Roberto Marinho. Tem como patrocinador máster a EDP, patrocinadores Grupo Globo, Grupo Itaú e Sabesp e apoio do Governo Federal, por meio da lei federal de incentivo à cultura. O IDBrasil é a organização social responsável pela gestão do Museu.

Referências

ABNT NBR ISO 14040:2009: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura: ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas: 46 p. 2009.

ABNT NBR ISO 14044:2009: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações: ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas: 46 p. 2009.

ASHRAE 90.1:2010: Energy Standard for Buildings Except Low-Rise Residential Buildings. ASHRAE – American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers.

CTE. Operação e Manutenção de Edifícios. Disponível em: <http://www.cte.com.br/operacao/>. Acesso em 25/01/2018.

GREEN BUILDING COUNCIL BRASIL. Green Building Council Brasil. Disponível em: <http://gbcbrasil.org.br/sobre-certificado.php>. Acesso em 20/11/2017

GROSSE-SOMER, A. et al. Applied Sustainability in Industry : The BASF Eco-Efficiency toolbox for decision-making and marketing support. Life Cycle Management 2017.

NSF. BASF's Eco-Efficiency Analysis Methodology. Disponível em <http://www.nsf.org/newsroom/basfs-eco-efficiency-analysis-methodology-sept-2015>. Acesso em: 24/01/2018.

SALING, P. et al. Eco-efficiency analysis by BASF: The Method. International Journal of Life Cycle Management. [S.l.: s.n.], 2002. n. 7. v. 4.

AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DA PRODUÇÃO DE EUCALIPTO PARA ENERGIA NO ESTADO DE GOIÁS

Nilza P. Ramos¹, Marília I. S. F. Matsuura¹, Letícia De S. Barrantes², José Mauro M. A. P. Moreira³, Cristiane F. Reis³

¹Embrapa Meio Ambiente, marilia.folegatti@embrapa.br

²Consultora

³Embrapa Florestas

Resumo: O uso do eucalipto como fonte energética no processo de secagem de grãos se expandiu na região Centro-Oeste brasileira, incluindo o estado de Goiás. Entretanto, ainda é desconhecido qual o impacto desta expansão na cadeia de grãos, em função da baixa disponibilidade de estudos que avaliem, de forma regionalizada, o desempenho ambiental de biomassas energéticas. Neste contexto, a presente pesquisa teve como objetivo avaliar o desempenho ambiental da produção típica de eucalipto energético, para o estado de Goiás, usando a Avaliação do Ciclo de Vida. A unidade funcional adotada foi uma tonelada de madeira para energia. O escopo limitou-se a um sistema de produção representativo do eucalipto para energia produzido no estado de Goiás. O inventário foi construído a partir de dados primários de um ciclo completo de 14 anos de produção, com duas colheitas (uma a cada sete anos). Foram estimadas as emissões para os compartimentos ambientais e calculados seus impactos pelo método ReCiPe Midpoint H, com o uso do software SimaPro. O processo de produção da madeira (manejo florestal) foi o que mais contribuiu para a maioria das categorias de impacto, devido, em grande parte, ao uso de fertilizantes. Por outro lado, o fato de se produzir floresta levou ao impacto positivo na categoria “transformação da terra natural”. A produção dos fertilizantes e corretivos, seguida pelo uso de diesel, para divisão de talhões e transporte interno, foram as outras etapas mais expressivas em impactos. Conclui-se que no sistema de produção de eucalipto para energia, típico do estado de Goiás (com uso de motosserra na colheita), a etapa de produção da madeira em campo é a que mais impacta o desempenho ambiental, com efeitos negativos promovidos pelo uso de fertilizantes e corretivos e positivos devido à ocupação de áreas marginais ou substituição de produção de grãos.

Palavras-chave: biomassa energética, *Eucalyptus* sp., impactos ambientais

Introdução

O eucalipto é uma cultura com elevado potencial de produção de biomassa, ao mesmo tempo em que se adapta em áreas onde cultivos agrícolas são inviáveis, como encostas e solos marginais (VALVERDE, 2003). Assim, seu cultivo no Brasil vem se expandindo para áreas antes não exploradas, como Goiás (JOAQUIM et al., 2008); para atender ao consumo expressivo em processos de secagem de grãos (sendo o Brasil o quarto maior produtor mundial) e na produção de cerâmica, que há até pouco tempo usava lenha oriunda de florestas nativas e resíduos agroindustriais.

Atualmente, a produção de eucalipto atende a várias normas ambientais, envolvendo cuidados no uso do solo e da água, além de preservação de matas nativas e corredores para a fauna (BAENA, 2005), o que por si demonstra a preocupação ambiental do setor. Entretanto, estas ações não são suficientes para assegurar o seu bom desempenho ambiental. Neste sentido, informações baseadas em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) podem contribuir significativamente para estes esclarecimentos, pois quantificam de forma objetiva os impactos ambientais desde a extração de recursos naturais até a geração do produto ou o seu uso e destinação final, identificando pontos críticos e contribuindo para a melhoria de processos (SONNEMAN & VIGON, 2011).

A confiabilidade e a representatividade dos resultados depende fundamentalmente da qualidade dos Inventários de Ciclo de Vida (ICV) gerados, que são conjuntos de dados que contabilizam todas as entradas e saídas de material e energia representativas de um sistema de produto, considerando as particularidades da região de produção (SEO E KULAY, 2006). Assim, mesmo existindo inventários de eucalipto para produção de celulose e papel no Brasil, estes não representam a produção de eucalipto para energia, tanto pelas diferenças na tecnologia de produção da madeira, como pelas particularidades de clima e solo regionais.

Considerando o crescimento da cultura do eucalipto para energia no estado de Goiás e a disponibilidade de informações advindas de produtores representativos, levantadas em painéis realizados durante o projeto Campo Futuro desenvolvido pelo Sistema CNA-SENAR em 2016, selecionou-se um manejo florestal típico da região, que serviu de base para a presente pesquisa. Assim, foi possível avaliar o desempenho ambiental da produção típica de eucalipto energético no estado de Goiás, usando a técnica da Avaliação do Ciclo de Vida.

Material e Métodos

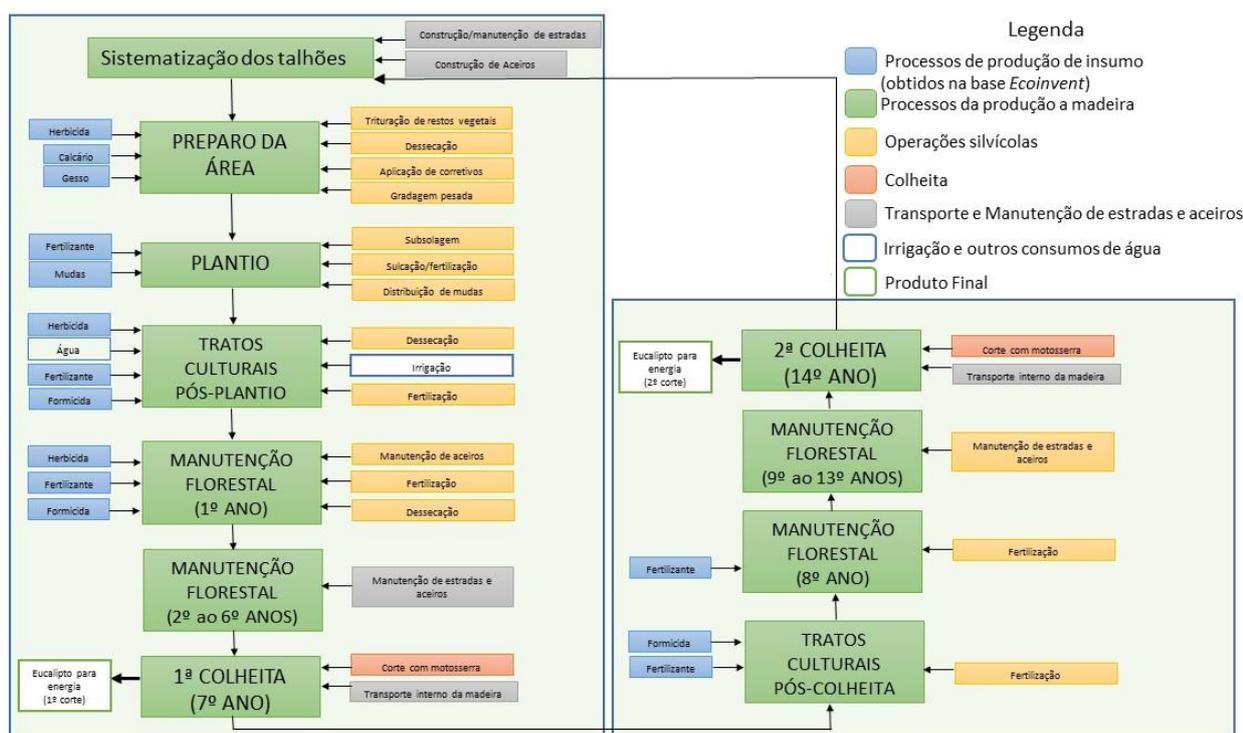
O estudo baseou-se nos requisitos técnicos das normas ABNT NBR ISO 14040:2009 e ABNT NBR ISO 14044:2009 (ABNT, 2009 a, b), que orientam estudos de Avaliação do Ciclo de Vida.

A unidade de referência adotada foi uma tonelada de madeira para energia produzida e seca naturalmente (na beira do talhão), com cerca de 30% de umidade final. O escopo limitou-se a um sistema de produção de eucalipto para energia representativo no Estado de Goiás, considerando um ciclo completo de 14 anos de produção, com duas rotações de sete anos, com produtividade média de $40,14 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e densidade de 1666 plantas por hectare, sendo a espécie predominante *Eucalyptus urophylla*.

Fronteiras do sistema

Os processos incluídos nos sistemas de produto foram: (1) produção de insumos (fertilizantes, corretivos e mudas); (2) operações silvícolas, (3) produção da madeira, (4) colheita, (5) transporte e manutenção de estradas e aceiros e (6) irrigação e outros consumos de água (Figura 1). No transporte considerou-se o deslocamento dos insumos dentro da propriedade.

Figura 1: Fronteiras do sistema considerado para o inventário da produção de eucalipto para energia.



Fonte de dados

Para o inventário da produção da madeira do sistema típico do estado de Goiás foram levantados dados primários de entrada, obtidos a partir de informações de painéis com produtores, cobrindo quatro municípios, conduzidos para atender ao "Projeto Campo Futuro", idealizado pela CNA (SISTEMA CNA-SENAR, 2016). Após análise detalhada, verificou-se que o sistema produtivo descrito no painel do município de Cristalina era o mais representativo para a produção de eucalipto energético para o Estado. Assim, foram utilizados os dados primários deste painel, em conjunto com informações técnicas de especialistas em eucalipto que atuam na região.

Os inventários de produção dos insumos são da base de dados ecoinvent v 3.1 e tiveram predominantemente a cobertura geográfica global. Também foi adotado o inventário de produção de mudas de eucalipto no Brasil recentemente elaborado pelos autores deste artigo para incorporação na base de dados ecoinvent (SILVA, 2013; BARRANTES, 2016).

Já os dados de emissões foram estimados com base em modelos da literatura científica (CANALS, 2003; GREET, 2010; NEMECEK E SCHNETZER, 2011; WFLDB, 2015), adequados para as condições brasileiras. As perdas de fósforo por escoamento superficial e lixiviação não foram contabilizadas nos inventários devido à baixa solubilidade deste elemento nos solos brasileiros (NOVAIS E SMYTH, 1999).

Para contabilização das operações mecanizadas, *datasets* de operação foram aproveitados da base de dados *ecoinvent* v. 3.1. Para tanto, baseou-se na semelhança entre as descrições das operações bem como no consumo médio de combustível. Os inventários da produção de insumos agrícolas (calcário, gesso e pesticidas) corresponderam aos disponíveis na base de dados *ecoinvent* v. 3.1.

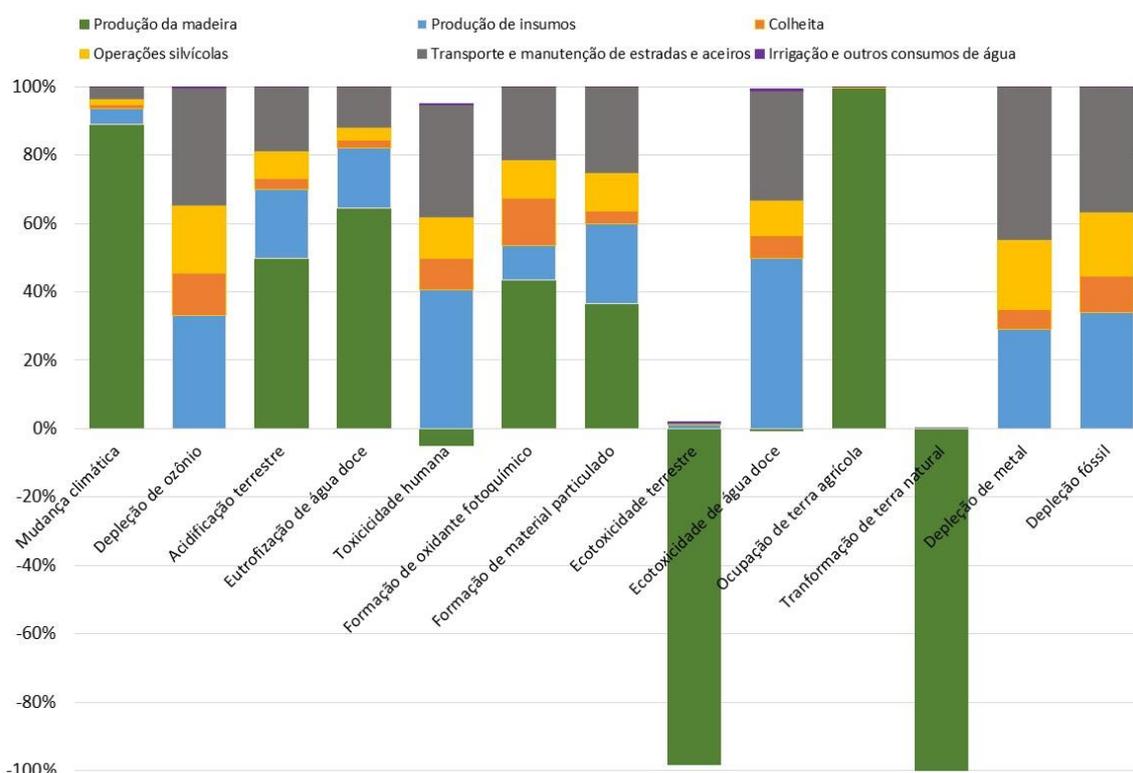
Avaliação de impactos ambientais

Os impactos foram avaliados por meio do método ReCiPe Midpoint (H) V1.12 / World ReCiPe H (GOEDKOOP et al., 2012), para as categorias: mudança climática, depleção da camada de ozônio, acidificação terrestre, eutrofização de água doce, toxicidade humana, formação de oxidante fotoquímico, formação de material particulado, ecotoxicidade terrestre e de água doce, ocupação de terra agrícola, transformação de terra natural, depleção de metal e depleção fóssil. Foi usado como software de apoio o SimaPro®, versão 8.1.1.16 e a base de dados *ecoinvent* v 3.1.

Resultados e discussão

O perfil ambiental da produção do eucalipto para energia em Goiás encontra-se na Figura 2. Observou-se que o processo de produção da madeira em campo é o que contribui mais expressivamente em oito, de 13 categorias avaliadas, sendo o impacto negativo em seis destas categorias: “mudança climática”, “acidificação terrestre”, “eutrofização de água doce”, “formação de oxidante fotoquímico”, “formação de material particulado” e “ocupação de terra agrícola”) e positivo em três (“toxicidade humana”, “ecotoxicidade terrestre” e “transformação de terra natural”). As outras maiores contribuições envolveram, nesta ordem, os processos de produção de insumos (fertilizantes, calcário, pesticidas e mudas) e o transporte e manutenção de estradas e aceiros.

Figura 2 – Impactos ambientais da produção de eucalipto energético em Goiás.



Fonte: Elaboração própria

A contribuição de cada processo no desempenho ambiental varia, a depender da cultura florestal estudada e do uso da madeira (BARRANTES, 2016), porém, vários estudos apontam a etapa de colheita como a mais crítica (DIAS & ARROJA, 2012; ENGLAND et al, 2013, SILVA et al., 2013). Isto porque, atualmente, a produção em larga escala da madeira utiliza colheita mecanizada com elevado consumo de combustível fóssil e maquinário pesado, como *forwarder*, *skidder* e *feller buncher* (MACHADO, 2008). Considerando que no presente estudo a colheita foi feita com motosserra, este processo acabou impactando menos o desempenho em relação aos demais estudos, aumentando a importância relativa do processo de produção da madeira, propriamente.

O uso de fertilizantes nitrogenados (devido principalmente à emissão de óxido nitroso) e de corretivos (devido principalmente à emissão de gás carbônico) foi preponderante para a “mudança climática”, fazendo com que a produção da madeira respondesse por 88% deste impacto. Outras categorias que também tiveram seus maiores impactos associados ao uso destes insumos foram a “acidificação terrestre” (pela emissão de amônia e óxidos de nitrogênio) e “eutrofização de água doce” (pela emissão dos gases já citados, mas também pela emissão de nitrato). Com isto, visualiza-se uma grande oportunidade de melhoria do desempenho ambiental desta atividade produtiva, pelo uso de fertilizantes com menor potencial emissor, ou mesmo os de liberação lenta, que são mais bem aproveitados pela cultura e podem, em parte, compensar os prejuízos das emissões com maiores produtividades.

Para as categorias “formação de oxidante fotoquímico” e “formação de material particulado”, a contribuição da produção florestal também é a mais importante, embora não seja muito superior à participação dos processos de “transporte e manutenção de estradas e aceiros” e “produção de insumos”. Aqui se destacam as emissões derivadas da combustão do óleo diesel.

“Ecotoxicidade terrestre”, em grande medida, e “toxicidade humana” foram categorias positivamente impactadas pela produção florestal. Isto se deve à incorporação de metais pesados na biomassa florestal, removidos do solo.

Já a categoria “ocupação de terra agrícola”, como era de se esperar, foi mais impactada pela produção da madeira. Por outro lado, o fato de se produzir árvores levou ao impacto positivo na categoria “transformação da terra natural”.

Os processos de produção de insumos (fertilizantes, pesticidas e mudas), além da “manutenção de estradas e aceiros” foram os que mais impactaram as categorias “depleção da camada de ozônio”, “toxicidade humana”, “ecotoxicidade de água doce”, “depleção de metal” e “depleção fóssil”. Isto porque nestes processos estão envolvidos consumos de compostos químicos, combustível fóssil e materiais de fabricação de maquinários que, por um lado, geram emissões potencialmente poluentes ao meio ambiente ou, por outro, representam o consumo de recursos naturais não renováveis. As ações necessárias para a redução destes impactos envolvem a redução do consumo de diesel, por melhoria no desempenho das operações silvícolas, e a redução do consumo de materiais estruturais do maquinário.

A estimativa das emissões em algumas categorias de impacto pode ser visualizada na Tabela 1. Observou-se a emissão total de 86,18 kg CO₂eq m³ ha⁻¹ de madeira (com 30% de umidade) na categoria mudança climática, que é uma das mais importantes em avaliações ambientais. Este valor não se mostra muito elevado, em relação a outros estudos envolvendo eucalipto para outras finalidades, mas mesmo assim ainda pode ser reduzido, com melhorias de produtividade e alterações de manejo, principalmente no uso de fertilizantes.

Tabela 1. Impactos ambientais da atividade de produção de floresta para energia, por categoria.

Categoria	Emissão
Mudança climática	86,37 kg CO ₂ eq
Acidificação terrestre	0,10 kg SO ₂ eq
Eutrofização de água doce	0,01 kg P eq
Toxicidade humana	2,37 kg 1,4-DB eq
Ecotoxicidade terrestre	-0,19 kg 1,4-DB eq
Ecotoxicidade de água doce	0,09 kg 1,4-DB eq

As emissões nas categorias de “acidificação terrestre” e “eutrofização de água doce” também estavam em níveis inferiores aos observados por Silva et al. (2013), que avaliaram eucalipto para produção de MDP, incluindo a fase

industrial em seu estudo. A categoria “ecotoxicidade terrestre” foi negativa em função do elevado consumo do elemento zinco pela madeira extraída, que foi superior ao valor aplicado via fertilizantes, indicando um potencial empobrecimento do solo ao longo do tempo.

Em linhas gerais, os valores de emissões encontram-se em níveis inferiores aos observados para a produção de madeira para as mais amplas finalidades. Ainda assim, podem ser tomadas medidas de melhoria de manejo que reduzam ainda mais os valores observados, principalmente na escolha e na forma de uso dos fertilizantes e corretivos.

Conclusões

No sistema de produção de eucalipto para energia típico do estado de Goiás, com uso de motosserra na colheita, a etapa de produção da madeira em campo (implantação e manutenção silvícola) é a que mais impacta o desempenho ambiental, com efeitos negativos promovidos pelo uso de fertilizantes e corretivos e positivos devido à ocupação de áreas marginais e produção de floresta.

Agradecimentos

À Comissão Nacional de Silvicultura e Agrossilvicultura, representada pela assessora técnica Camila Soares Braga, da Comissão Nacional de Silvicultura e Agrossilvicultura da CNA, e ao produtor Adalberto Caldas Oliveira, pela análise crítica e contribuições técnicas.

Referências

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040 (2009a): *Gestão ambiental - avaliação do ciclo de vida – princípios e estrutura*. Rio de Janeiro.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14044 (2009b): *Gestão ambiental - avaliação do ciclo de vida – requisitos e orientações*. Rio de Janeiro.
- BAENA, E.de S. 1994 *Análise da viabilidade econômica da resinagem em Pinus elliottii Elgelm. var elliottii nas regiões Sul do Estado do Paraná e Sul e Sudoeste do Estado de São Paulo*. 94 p. Curitiba. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) Universidade Federal do Paraná.
- BARRANTES, L.S. **Avaliação do desempenho ambiental da produção de biomassa florestal com finalidades energéticas no Brasil: caso de Itapeva**. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 182p. 2016.
- BSI. PAS 2050:2011: *Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services*. British Standards Institution, London, UK. 2011.
- CANALS, L. M. (2003) *Contributions to LCA methodology for agricultural systems*. Tesis (Doutorat en Ciències Ambientals) – Unitat de Química Física del Departament de Química de la Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona. 250 p
- DIAS, A. C.; ARROJA, L. Environmental impacts of eucalypt and maritime pine wood production in Portugal. **Journal of Cleaner Production**, v. 37, p. 368-376, 2012.
- ENGLAND, J.R.; MAY, B.; RAISON, R. J.; PAUL, K.I. Cradle-to-gate inventory of wood production from Australian softwood plantations and native hardwood forests: Carbon sequestration and greenhouse gas emissions. **Forest Ecology and Management**, v. 302, p. 295-307, 2013.
- GOEDKOOP, M.; OELE, M.; SCHRUYVER, A.; VIEIRA, M. **SimaPro Database Manual: Methods Library**. Holanda:
- PRé Consultants, 2008. Disponível em: <www.pre.nl>. Acesso em: Fevereiro 2012.
- GREET. *Greenhouse Gases, Regulated Emissions, and Energy Use in Transportation*, version 1.8d. Argonne National Laboratory. Argonne, Illinois, USA, 2010.

- JOAQUIM, M.S.; SOUZA, A.N.; QUENÓ, L.; SANCHES, K.L. Análise econômica visando estimular a eucaliptocultura no município de Mineiros, estado de Goiás. Anais do 5º Simpósio de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Brasília, 2008. p. 538-552.
- MACHADO, Carlos Cardoso **Colheita florestal**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2008.
- NEMECEK, T.; SCHNETZER, J. *Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems*. Zurich, Data v3.0, 2012. Disponível em: <http://www.ecoinvent.org/fileadmin/talkpages/pages/01-01-crop-production/01_crop_production_-_direct_field_emissions___natural_resources_v1.1.pdf> Acesso em: 28 jan. 2015.
- NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. *Fósforo em solo e planta em condições tropicais*. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399 p.
- SEO, E.S.M e KULAY, L.A. *Avaliação do ciclo de vida: ferramenta gerencial para tomada de decisão*. Interfacehs, 2006.
- SILVA, D.A.L. **Avaliação do ciclo de vida da produção do painel de madeira MDP no Brasil**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia de Materiais) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012
- SILVA, D.A.L.; LAHR, F.A.R.; GARCIA, R.P.; FREIRE, F.M.C.S.; OMETTO, A.R. Life cycle assessment of medium density particleboard (MDP) produced in Brazil. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 7, p. 1404-1411, 2013.
- SISTEMA CNA-SENAR. Campo futuro: resultados 2016 / Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil. – Brasília: CNA, 2016.
- SONNEMAN, G.; VIGON. **Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases**. A basis for greener processes and products: “Shonan Guidance Principles”. United Nations Environment Programme, 2011.
- VALVERDE, S.R.; REZENDE, J.L.P.; SILVA, M.L.; JACOVINE, L.A.G.; CARVALHO, R.M.M.A. Efeitos Multiplicadores da Economia Florestal Brasileira. Sociedade de Investigações Florestais SIF. **Revista Árvore** Viçosa, MG, v. 27, n. 3, p.285-293, 2003.
- NEMECEK, T. et al. Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products, Version 3.0. Switzerland: WFLDB, 2015. 84 p.



COMITÊ TÉCNICO
Ecodesign



HOW BRANDS ARE EMBEDDING ECO-DESIGN AT SCALE

Simon Gmünder¹, Jean-Baptiste Bayart²

¹Quantis Bogotá, simon.gmuender@quantis-intl.com

²Quantis Lausanne

Abstract: Eco-design is now synonymous with new product development (NPD). Sustainable businesses and brands have understood that to remain resilient and competitive, product eco-design must be at the heart of their corporate strategies. There are three key factors of success to sustainable product innovation in the era of eco-design – it must be strategic, operational and organizational. Only by making eco-design part of the company DNA is what will make the transition truly sustainable. Further, for an eco-design strategy to be successful, it really needs to be integrated into the NPD process from the very first step and it must be grounded with strong, science-based metrics. Last, the establishment of policies, procedures and tools are building blocks upon which solid eco-design strategies must be based, but generating buy-in across the board is critical to eco-design success.

Keywords: Eco-design, LCA tools, case studies

Introduction

Several sustainable businesses and brands are integrating product eco-design at the heart of their corporate strategies and set it as a requirement for new product development (NPD). Developing innovative and sustainable products relies largely on three key success factors. Eco-design must be:

- **Strategic:** Integration of product environmental and social performance into the core business strategy to deliver value.
- **Operational:** Embedding innovation and eco-design into NPD processes.
- **Organizational:** Create a culture of sustainability transformation.

These three key factors are further elaborated in this discussion paper.

Eco-Design Must Be Strategic

For a company to truly embrace eco-design, there need to be clear linkages between its value proposition and the products and services being offered. Eco-design should be positioned to address the main business goals, including risk management, increased sales and cost reduction amongst others. The deployment requires full commitment and engagement at C-level and only if eco-design is part of the company DNA a truly sustainable transition is possible.

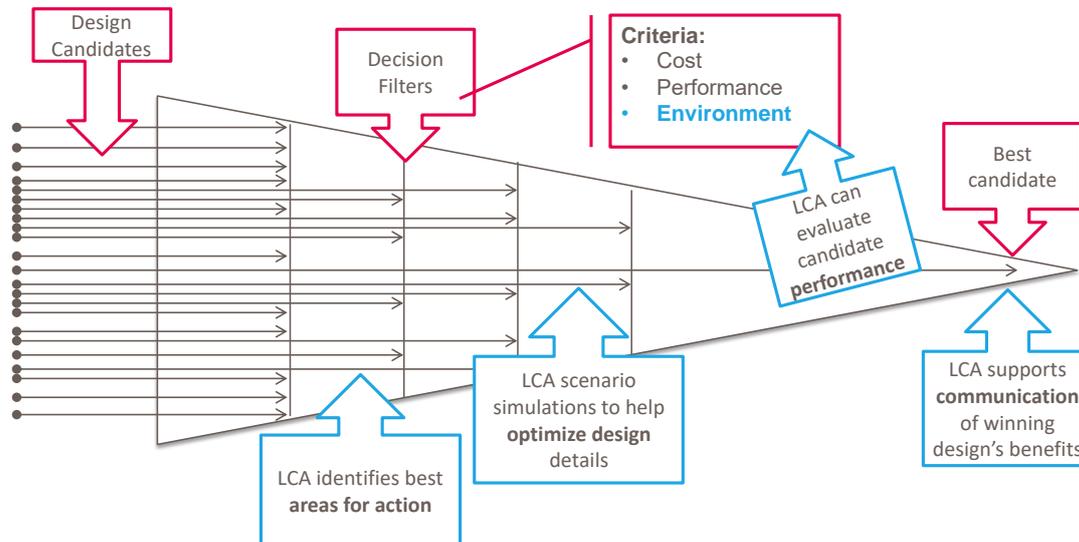
Eco-Design Must Be Operational

A successful eco-design strategy must be integrated into the NPD process from the very first step grounded with strong, science-based metrics. In order to engage designers on this sustainability journey, one should provide them with the tools enabling the inclusion of eco-design in their daily job. Providing an efficient eco-design tool is one of the key steps of this process.

Such a tool should be metrics based in order to allow comparing several packaging options and to guide designers through sustainable design choices. Life cycle assessment (LCA) permits the fact-based decision process, providing companies with valuable data that can be used to identify hotspots, optimize design and prioritize the most pressing sustainability issues relevant to their product lines. Once the product innovation leaves the design stage, the LCA based results can support the communication of the environmental benefits in a credible way.

Quantis developed different customized tools for different product eco-design. The tools range from simple excel based calculators to customized web-based collaborative platforms. The successful adoption of the tool requires well-defined specifications at the beginning of the development, to meet the needs of the company. During the eco-design tool development, a mockup can be a good basis for discussion and further refinement of the requirements at an early project stage.

Figure 1: Life Cycle Assessment as a tool to inform eco-design decisions.



A web-based packaging tool which was developed lately with the main to optimize packaging performance at lower weights and to help drive design to value. The tool allows packaging engineers and designers to evaluate the environmental performance of packaging solutions and model the full pack system through all phases of their lifecycle, from sourcing to packaging production and transport, all the way through to end of life. The eco-design tool is based on life cycle data (ecoinvent) and provides robust metrics including carbon footprint, water footprints and recyclability. Depending on the needs, also social, technical and economic criteria can be integrated.

The customized web-based solution was used because several hundred designers all around the world are collaborating. For smaller groups and in another setup, simpler tools might be more appropriate.

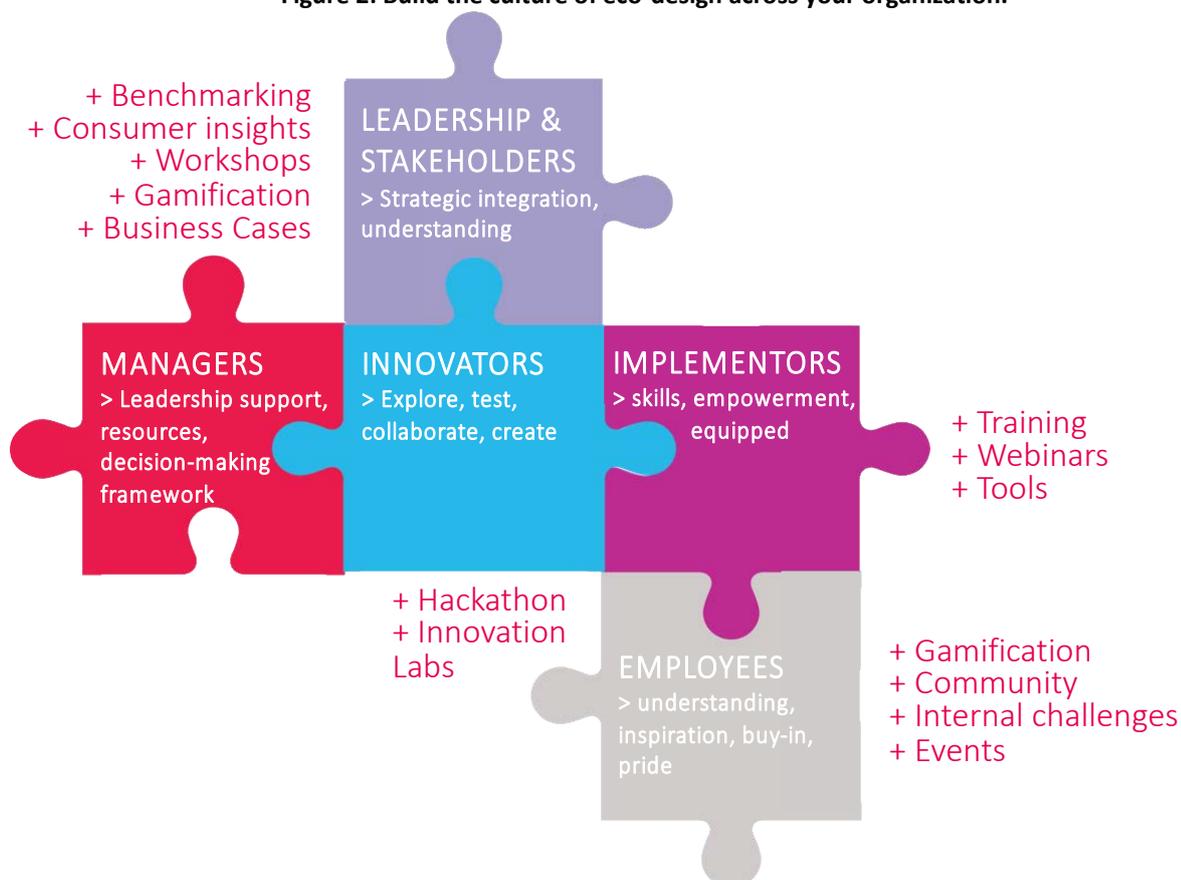
Besides the specifications, it is important that the eco-design tool comes with a user-friendly interface and uses packaging specific language. This allows packaging designers, who are not necessarily sustainability or LCA experts, to model, analyze, compare and improve the different options.

To be a success the tool must be used over time, which only works if it is well integrated into the culture of the organization.

Eco-Design Must Be Organizational

Policies, procedures and tools are building blocks upon which solid eco-design strategies are built, but generating buy-in is critical to build the culture of eco-design across your organization. The sustainability champions are the ambassadors. Raising awareness of sustainability issues helps set up the company's ambitions and ensure 100 per cent commitment. The implementers need to be trained on the main sustainability hotspots of their product and equipped with the right tools to address them. The ultimate goal is that for each employee sustainability is a crucial element of their work and integrating it into their everyday tasks and activities.

Figure 2: Build the culture of eco-design across your organization.



Conclusions

Making eco-design part of the company DNA by making it strategic, operational and organizational is what will make the transition truly sustainable. A prerequisite for a successfully integrate eco-design into the business strategy is that the top level is a commitment towards sustainability. On an operational level eco-design needs to be integrated into the NPD process from the very first step. The tools and metrics should be made available for product designers which fully meet their needs and communicate in their design language. One challenge using different sustainability metrics is how to deal and interpret possible trade-off when comparing different design options. There should be clear procedures guiding the designers in decision making. Last, building a culture of eco-design across the organization and integrate it into their everyday tasks and activities is key.

References

Quantis (2018). Case study of PETER Danone. https://quantis-intl.com/wp-content/uploads/2017/06/casestudy_quantis_peter_danone.pdf



COMITÊ TÉCNICO
Economia circular

RUMO À ECONOMIA CIRCULAR: QUAL O PAPEL DA ACV?

Wladimir H. Motta, Liz-Rejane Issberner

IBICT, lifecycle.brazil@gmail.com

Resumo: Desde o advento da revolução industrial o uso de recursos naturais e a geração de resíduos cresceu de forma acelerada e descontrolada, num processo que levou a chamada crise ecológica. Realidade esta, derivada diretamente dos padrões econômicos vigentes de produção e consumo exacerbado, caracterizado pela lógica "extraia-produza-consuma-descarte", que assume que os recursos são abundantes, disponíveis e baratos. A ideia de economia circular surge como alternativa a essa abordagem linear, propondo um modelo baseado em "reutilizar-reparar-renovar-reciclar" os materiais e produtos existentes, visando contrapor esta grave crise ecológica. Segundo esta proposta, os insumos precisam ser gerenciados de forma mais ecoeficiente ao longo de todo o seu ciclo de vida. Devido a suas características, a avaliação do ciclo de vida (ACV) tem potencial para exercer um importante papel nessa mudança de paradigma. Reconhecida por propiciar a avaliação dos impactos ambientais associados a todas as etapas do ciclo de vida de um produto, abrangendo: extração de recursos naturais, transporte, processo de produção, consumo e disposição final dos resíduos. Assim, é capaz de gerar as informações detalhadas e necessárias para que os tomadores de decisão possam avaliar alternativas quanto às questões ecológicas. O presente trabalho visa, por meio de uma revisão da literatura recente, analisar os caminhos para uma aproximação conceitual das abordagens de economia circular e ACV. Esta revisão e uma análise lógica das duas abordagens, destacam pontos específicos onde a aproximação é reconhecida não apenas como viável, mas também vantajosa, levando à conclusão de que o caminho de integração das abordagens é promissor.

Palavras-chave: economia circular, avaliação do ciclo de vida (ACV), crise ecológica,ecoinovação, ecoeficiência.

Introdução

Desde o advento da revolução industrial o uso de recursos naturais decorrente e a geração de resíduos cresceu de forma acelerada e descontrolada, num processo que levou a chamada crise ecológica. Essa crise se traduz em graves desafios, como os referentes às mudanças climáticas, crescente esgotamento dos recursos naturais, escassez hídrica, acidificação dos oceanos, elevada geração de resíduos, entre outros. Sem ter levado em conta os limites planetários, o modelo econômico atual gerou graves consequências que põem em risco as condições de vida para a população mundial e demais seres vivos, sem falar nas desigualdades na forma de apropriação dos recursos naturais. A degradação ambiental decorrente das atividades humanas na Terra, se agravaram no período chamado de "a grande aceleração", que tem início no começo dos anos 1950, com a reconstrução no pós-guerra dos países arrasados com o conflito. Os dados mostram fortes evidências que os países industrializados desenvolvidos e em desenvolvimento estão deteriorando criticamente, mesmo que de forma diferenciada, o sistema ecológico que sustenta toda a vida na Terra (WWF, 2016; UNEP, 2010; MOTTA et al., 2017). O crescimento da população humana torna as circunstâncias cada vez mais críticas e desafiadoras; o "World Population Prospects: The 2017 Revision", publicado em junho de 2017 pelo Departamento de Assuntos Econômicos e Sociais da ONU, estimou que a população mundial será de 8,6 bilhões em 2030 e de 9,8 bilhões em 2050.

Juntamente com o crescimento da população mundial, estima-se que mais três bilhões de consumidores da classe média entrem no mercado global até 2030 (Fórum Econômico Mundial, 2014). Esse aumento gerará uma demanda sem precedentes de bens e serviços frente a oferta, o que, considerando por um lado a finitude dos recursos naturais e por outro o padrão de consumo nos moldes atuais, levaria a sociedade a um colapso. Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU antecipam que o equivalente a quase três planetas será necessário para sustentar os estilos de vida atuais da economia linear "extraia-produza-descarte" (MOTTA et al., 2017).

O conceito de economia circular surge desta busca de soluções para o enfrentamento da realidade ecológica atual e suas perspectivas futuras, particularmente no que se refere à necessidade de alternativas para a produção industrial e o consumo. O objetivo principal da economia circular é maximizar o uso ambientalmente sustentável de recursos naturais, buscando reduzir o desperdício e organizar as atividades econômicas, num processo contínuo de retroalimentação.

A transição bem-sucedida para a economia circular necessita de ferramentas e metodologias que colaborem com o enfrentamento dos *trade-off*, tanto para fornecer a base de informação para as decisões a serem tomadas, quanto para a validação dos eventuais benefícios ambientais conquistados. Nesse contexto, a avaliação do ciclo de vida (ACV), que é uma metodologia reconhecida entre as principais “ferramentas ecológicas” tem um grande potencial para atender plenamente a esta necessidade. A ACV vem sendo cada vez mais aceita como forma de avaliar os impactos ambientais associados a todas as etapas do ciclo de vida de um produto pelo seu potencial de gerar informações para a tomada de decisões e opções sobre os *trade-off* que podem levar a uma redução considerável dos impactos gerados por um produto, seus processos de produção, sua utilização, descarte e reciclagem. Além desta característica já vastamente discutida, há outra de importância crítica, referente ao seu papel como geradora deecoinovações. Essa categoria de inovações se caracteriza por também trazer benefícios ambientais, uma vez que indica os pontos exatos onde os impactos ambientais são altos ou mais elevados do que o esperado / planejado, tornando possível a busca de alternativas inovadoras, no caso, ecoinovações. Com base em uma revisão da literatura recente, o presente trabalho busca identificar e analisar eventuais pontos de interseção e integração das abordagens da economia circular e ACV, que podem representar novas perspectivas para a redução dos impactos negativos gerados pela produção industrial e pelo consumo. Dessa forma, em linhas gerais, o trabalho está alinhado com a tão necessária busca de novos meios para o enfrentamento da crise ecológica vigente.

Economia Circular

A disseminação de estudos e propostas contemplando a economia circular, particularmente na Europa, ganhou proeminência nos últimos anos. Tal abordagem não deve ser considerada como uma novidade absoluta, já que seus princípios norteadores incorporam múltiplos conceitos teóricos e aplicações práticas advindas da ecologia industrial, do “*creadle to creadle*”, da economia azul, da biomimética, entre outros. Alguns autores apontam ainda que a economia circular combina os pensamentos de 3R (reduzir, reutilizar, reciclar), 6R (reduzir, reutilizar, reciclar, redesenhar, remanufurar, recuperar), zero emissão, ACV e conceitos ecoeficiência, ou seja, de eficiência de recursos (Winans et al., 2017; Motta et al., 2017). Apesar de não ser uma “novidade absoluta”, esta combinação de conceitos proposta pela economia circular têm chamado a atenção de pesquisadores, governos e indústrias mundo a fora, fazendo com que os movimentos de transição para a economia circular sejam iniciados, ou ao menos, discutidos.

Mas o que é a economia circular? A economia circular pode ser vista como uma alternativa à abordagem convencional de economia linear, na qual os recursos são usados para um propósito específico na cadeia produtiva para serem descartados ao logo do processo industrial ou de consumo. O sistema de produção circular é um conceito que inspira inovação, onde a ideia de “desperdício” passa a ser relativizada, já que em sua proposta o que hoje se descarta, e na maioria das vezes é desperdiçado na forma de resíduo, passa a ser reinserido em um novo ciclo de produção. Tais princípios são inspirados em ciclos biológicos, enfatizando a importância de otimizar o uso de recursos naturais em um sistema ao longo do tempo (Di Maio e Rem, 2015; ELLEN MACARTHUR FOUNDATION 2013, 2013b; WORLD ECONOMIC FORUM, 2014; MOTTA et al., 2017). Em termos sintéticos, a economia circular visa equilibrar o desenvolvimento econômico com a preservação dos recursos naturais e a redução da geração de impactos nocivos ao meio ambiente.

Sendo assim, a economia circular envolve principalmente: 1) um uso ecoeficiente de recursos, promovendo um menor uso de recursos primários e maior uso de recursos secundários (reciclados); 2) utilização de fontes de energia renováveis; 3) manutenção de uma maior extensão da vida útil dos materiais e produtos, utilizando-se ainda da remodelação, remanufatura e reutilização; 4) mudança de padrões de utilização dos produtos, tornando-os serviço, trabalhando também com o conceito de compartilhamento, ou seja, uma proposta de mudança nos padrões de consumo (RIZOS et al., 2017; MOTTA et al., 2017; ELLEN MACARTHUR FOUNDATION 2013, 2013b; WORLD ECONOMIC FORUM, 2014). Cabe aqui acrescentar que o *design*, especificamente neste caso o *ecodesign*, tem na economia circular uma relevância particular por seu papel em dar forma e funcionalidade ecológicas aos produtos e serviços, bem como propor alternativas inovadoras ao que antes era orientado pela ideia de obsolescência programada.

Para uma efetiva e eficiente transição para a economia circular o uso da ACV tem um papel substancial, pois se presta a oferecer informações decisivas para a tomada de decisões comprometidas com a sustentabilidade ambiental, além de possibilitar ações ecoinovadoras. Em termos gerais, as ecoinovações são inovações que contribuem para criar

soluções que proporcionem maior valor agregado aos consumidores e às organizações, reduzindo significativamente seu impacto no meio ambiente, característica básica que as distingue de outros tipos de inovação (MAKARA et al., 2016). Mesmo considerando que a ecoinovação por si só não seja capaz de atender a todas as propostas relacionadas à economia circular, ela é uma condição necessária para o enfrentamento da crise ecológica e transição do paradigma da economia linear para o da economia circular (MOTTA et al., 2017). Por serem inovações que visam não apenas a competitividade econômica, mas também contribuir para a redução dos impactos negativos provocados pelos processos produtivos, bem como para o uso de recursos naturais de maneira ecoeficiente, as ecoinovações apresentam perspectivas promissoras para o fortalecimento da economia circular.

Avaliação do ciclo de vida - ACV

Para Roy e al. (2009), a ACV é uma ferramenta que avalia a “carga ambiental” (capacidade de o meio e os ecossistemas de suportar uma alteração ou contaminação) de um produto, processo ou atividade ao longo do seu ciclo de vida. Um processo produtivo geralmente engloba as seguintes fases: aquisição e/ou extração dos recursos naturais; manufatura; uso; reciclagem e/ou disposição final dos resíduos / rejeitos. Na ACV, cada uma destas etapas é analisada e quantificada, de forma a estimar o impacto que este processo, produto ou serviço trará ao meio ambiente. Uma abordagem alternativa propõe que a ACV estuda a complexa interação entre um produto e o ambiente, considerando toda a cadeia de suprimentos deste produto. Nessa perspectiva, a ACV teria surgido da necessidade de se criar uma metodologia para análise dos impactos ambientais decorrentes dos processos e produtos nas organizações (VALT, 2004; HINZ et al., 2006).

A UNEP propôs uma das primeiras definições em 1996, onde, de forma simples, a ACV é o processo de avaliar os efeitos que um produto tem sobre o meio ambiente durante todo o período do seu ciclo de vida. A metodologia difere de forma significativa de outras “ferramentas ambientais”, pois tem como principais características o fato de (i) ser aplicada para o estudo do impacto ambiental de um produto ou da função para a qual o produto é projetado; (ii) fornecer dados objetivos que não são dependentes de qualquer ideologia; (iii) ser muito mais complexa do que outras “ferramentas ambientais”. (UNEP, 1996).

A ACV é conduzida basicamente em três estágios: (a) identificação e quantificação das cargas ambientais envolvidas, ou seja, materiais e energia usados e também as emissões e resíduos emitidos; (b) análise e avaliação dos potenciais impactos ambientais e (c) análise das oportunidades disponíveis para promover a melhoria do ambiente (UNEP, 1996; RODRIGUES, 2017).

Deve-se considerar ainda que, além do papel amplamente conhecido e discutido da ACV como metodologia de suporte a tomada de decisão, há outra de importância crítica, seu papel como gerador de ecoinovações (MOTTA, 2016). A ACV pode favorecer mudanças tecnológicas básicas e gerar inovações que devem transformar organizações e seus mercados, criando oportunidades de geração de valor (GUINÉE et al., 2011; MOTTA et al., 2015; PIEKARSKI et al., 2013). Neste sentido, conforme apontado por Motta (2016), o uso da metodologia ACV propicia um contexto organizacional favorável à ecoinovação, viabilizando ainda a construção de *interfaces* (abordagem do ciclo de vida muitas das vezes se expande por toda a cadeia de suprimentos) que dão suporte também aos processos ecoinovativos. Ademais, abrange características ecoinovativas, como a busca por um prolongamento do ciclo de vida dos produtos e pela redução dos impactos ambientais de forma geral, ecoeficiência no uso de energia e água, além de redução no consumo de outros recursos naturais.

Integração da economia circular com a ACV

Uma breve análise da literatura recente sobre economia circular e ACV mostra que a aproximação dessas duas abordagens tem um potencial de enriquecer substancialmente as metodologias voltadas para a diminuição dos impactos negativos dos processos industriais e do consumo sobre o meio ambiente. Sendo a ACV uma metodologia com um caráter bastante prático e específico, ela pode ser um fator chave na transição para a economia circular, que tem um caráter mais abrangente. Como já apontado nesse trabalho, a ACV pode fornecer informações relevantes para a tomada de decisões o que, transposto para a economia circular, significa a possibilidade de validar ou rejeitar as soluções circulares propostas.

O conceito de economia circular pressupõe entre outras coisas, a minimização da geração de resíduos, a reutilização de matéria-prima, a ecoeficiência energética, em todas as etapas do ciclo de vida de um produto, desde o *design* do produto até a fase de reutilização do produto ou, eventualmente, a sua reciclagem. Essa perspectiva é coerente com a proposição para o uso de ACV, no sentido de validar e conduzir a transição para a economia circular (ZARĘBSKA et al., 2016)

A trajetória rumo a economia circular pode se beneficiar sobremaneira da ACV, considerando-se, de forma sucinta, três etapas: a primeira etapa corresponde às análises dos impactos de determinado produto, processo ou serviço, relacionados às propostas da economia circular, por meio de estudos de ACV; a segunda etapa diz respeito ao reconhecimento do conjunto de vantagens ou desvantagens derivadas das eventuais alternativas de desenvolvimento ao longo do ciclo de vida; e por fim, a terceira etapa refere-se ao estabelecimento de objetivos ao longo da estratégia de negócios considerando-se eventuais *trade-offs*.

Convém acrescentar ainda outra forma de contribuição da ACV para a transição para a economia circular, qual seja, o de indicar os pontos de fragilidade ambiental presentes no ciclo de vida avaliado, pontos estes que indicarão a possibilidade de ações ecoinovadoras, visando aperfeiçoar ou substituir etapas problemáticas. Esta geração de ecoinovações é apontada por Smol et al. (2017) e Frone et al. (2015) como fator necessário para a transição para a economia circular, visto que tais ecoinovações são relevantes na busca de respostas para os desafios comuns relativos as questões ecológicas, além de terem participação crucial na promoção de novos processos, tecnologias e serviços visando tornar as atividades econômicas mais ecologicamente responsáveis. Cabe assinalar que a ecoinovação é uma área de estudos recente, estando ainda submetida a um processo contínuo de desenvolvimento e revisão (BUTTOL et al., 2012).

Conclusão

A literatura recente mostra que a ACV é uma ferramenta robusta, com base científica, que pode medir e avaliar produtos e modelos de negócios no âmbito da economia circular. Como a introdução da sustentabilidade ambiental nos negócios continua a chamar cada vez mais a atenção da sociedade, governos e organizações, as estratégias voltadas para viabilizar a transição para uma economia circular se tornam cada vez mais examinadas e testadas. A transição de paradigma da economia linear para a economia circular exige o aporte de conhecimentos e metodologias inovadores, compatíveis com os novos requerimentos ecológicos, onde a economia de recursos naturais e a diminuição dos impactos negativos dos processos produtivos são determinantes nas escolhas.

O presente trabalho mostrou em que medida a ACV, pautada em suas bases científicas, pode colaborar para a transição de paradigma rumo à economia circular. Destaca-se o fato de tal metodologia avaliar os impactos ambientais envolvidos nos processos produtivos, disponibilizando informações relevantes quanto aos *trade off* envolvidos às partes interessadas e, além disso, possibilitando a interpretação dos resultados decorrentes do estudo. Dessa forma, a ACV diminui consideravelmente os riscos na tomada de decisão, relacionados aos “efeitos ambientais” envolvidos.

Outro ponto mencionado no presente trabalho refere-se ao papel da ACV em propiciar a geração de ecoinovações, que em seus princípios básicos combina crescimento econômico, geração de empregos e desenvolvimento sustentável de forma integrada, assim como o faz a proposta de economia circular. A ecoinovação pode ser considerada, de fato, um dos pilares da economia circular, tendo uma dupla valência: diminuir os impactos negativos sobre o meio ambiente e promover o crescimento da ecoeficiência no uso de recursos (contribuindo aqui também com o aumento da competitividade econômica). A ecoeficiência no uso de recursos, é também a pedra de toque da economia circular, que busca a otimização dos fluxos de bens e serviços, promovendo o aprimoramento no uso dos recursos naturais e a redução na geração de resíduos ao patamar mínimo.

Espera-se que o presente trabalho tenha fornecido elementos suficientes para a compreensão das inter-relações entre a ACV e a economia circular, incluindo aqui ainda as inter-relações referentes a ecoinovação. A expectativa é que esse trabalho possa ser um ponto de partida para estudos mais aprofundados e detalhados envolvendo os conhecimentos no campo da economia circular, bem como para o desenvolvimento de aplicações práticas de ACV em modelos de economia circular. Em tempos de crise ecológica, todas as contribuições nessa direção são bem-vindas.

Referências

- BUTTOL, P.; BUONAMICI, R.; NALDESI, L.; RINALDI, C.; ZAMAGNI, A., MASONI, P. (2012) Integrating services and tools in an ICT platform to support eco-innovation in SMEs. *Clean Technol Environ Policy* 14(2):211–221.
- DI MAIO, F.; REM, P.C. (2015). A Robust Indicator for Promoting Circular Economy through Recycling. *Journal of Environmental Protection*, 6, 1095-1104.
- ELLEN MACARTHUR FOUNDATION (2013a) Towards the Circular Economy: Economic and business rationale for an accelerated transition. Acesso em: <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/publications/Elle-MacArthur-Foundation-Towards-the-Circular-Economy-vol.1.pdf>
- ELLEN MACARTHUR FOUNDATION (2013b) Towards the Circular Economy: Opportunities for the consumer goods sector. Acesso em: https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/publications/TCE_Report-2013.pdf
- FRONE, D.F.; FRONE, S. (2015) Resource efficiency objectives and issues for a green economy. In Scientific papers series. Management, economic engineering in agriculture and rural development, vol.5, issue 3, 133-138.
- GUINÉE, J. B.; HEIJUNGS R.; HUPPES, G. Life Cycle Assessment: Past, Present and Future. *Environmental Science & Technology*, v. 45, n. 1, pp. 90-96, 2011.
- HINZ, R.T.P.; VALENTINA, L.V.D.; FRANCO, A.C. (2006) Sustentabilidade ambiental das organizações através da produção mais limpa ou pela avaliação do ciclo de vida. *Estudos tecnológicos*, vol.2.
- MAKARA, A; SMOL, M; KULCZYCKA, J., KOWALSKI, Z. (2016) Technological, environmental and economic assessment of sodium tripolyphosphate production—a case study. *J Clean Prod* 133:243–251
- MOTTA, W.H. (2016) Ciclo de vida do produto e a geração deecoinovações: desafios para o Brasil. Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciência da Informação – PPGCI IBICT/UF RJ
- MOTTA, W. H.; Prado, P.; Issberner, L-R. (2015) Life cycle assessment and the generation of eco– innovation. *Product Lifetimes And The Environment Conference Proceedings 17-19 June - Nottingham, UK. Nottingham Trent University: CADBE.*
- MOTTA, W.H.; ISSBERNER, L-R; PRADO, P. (2017) Eco-Innovations: Kick-Starting the Circular Economy. *ECSEE 2017, The European Conference on Sustainability, Energy & the Environment.*
- PIEKARSKI, C.M.; LUZ, L.M.; ZOCHE, L.; FRANCISCO, A.C. (2013) Life Cycle Assessment as Entrepreneurial Tool for Business Management and Green Innovations. *J. Technol. Manag. Innov.* 2013, Volume 8, Issue 1.
- RIZOS, V., TUOKKO, K. & BEHRENS, A. (2017). The Circular Economy: a review of definitions, processes and impacts. Retrieved from http://ecologic.eu/sites/files/publication/2017/2809-circulareconomy_review-of-definitions-processes-and-impacts_final.pdf
- RODRIGUES, E.R. (2017) Aplicação integrada de ACV e MCDA para a tomada de decisão do sistema de tratamento do resíduo sólido orgânico dos restaurantes Universitários da UNICAMP. Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas.
- ROY, P.; NEI, D.; ORIKASA, T.; XU, Q.; OKADOME, H.; NAKAMURA, N.; SHIINA, T. (2009) A Review of life cycle assessment (LCA) on some food products, *Journal of Food Engineering*, v.90, n. 1-10.
- SMOL, M.; KULCZYCKA, J.; AVDIUSHCHENKO, A. (2017) Circular economy indicators in relation to eco-innovation in European regions. *Clean Techn Environ Policy* (2017) 19:669–678.



UNEP – UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (1996) Life cycle assessment: what it is and how to do it. 1. ed. Paris: UNEP, Industry and Environment.

UNEP (2010). United Nations Environment Programme Annual Report 2010. Acessado em <http://staging.unep.org/annualreport/2010/pdfs/UNEP-AR-2010-FULL-REPORT.pdf>

VALT, R.B.G. (2004) Análise do ciclo de vida de embalagens de pet, de alumínio e de vidro para refrigerantes no Brasil variando a taxa de reciclagem dos materiais, (Dissertação) Pós-graduação em Engenharia de Processos Térmicos e Químicos da UFPR, Curitiba.

Winans K., Kendall A., Deng H.: 2017. The history and current applications of the circular economy concept. Renewable and Sustainable Energy Reviews, Vol. 68 (Part 1), pp. 825-833.

WORLD ECONOMIC FORUM (2014). *Towards the Circular Economy: accelerating the scale-up across global supply chains*. Acesso em : http://www3.weforum.org/docs/WEF_ENV_TowardsCircularEconomy_Report_2014.pdf

WWF (2016). Living Planet Report 2016. Risk and resilience in a new era. Acessado em http://www.footprintnetwork.org/content/documents/2016_Living_Planet_Report_Lo.pdf

ZARĘBSKA, J.; JOACHIMIAK-LECHMAN, K. (2016) Circular economy – the role of the Environmental Life Cycle Assessment, opportunities, barriers and challenges. Journal of Reverse Logistics, 1/2016 (2) p. 5-9.

HOW WILL LIFE CYCLE INFORMATION BE USED IN A DIGITAL CIRCULAR ECONOMY?

Martina Prox^{1,2}

¹ Ifu Hamburg, Max-Brauer-Allee 50, 22765 Hamburg, Germany, m.prox@ifu.com

² iPoint-systems GmbH, Reutlingen, Germany

Abstract: Finding the way from the throughput economy to a circular economy with the aim to improve resource efficiency and reduce up to eliminate negative environmental impacts is one of the great challenges of today's decision makers in industry and politics. Digitalization, Industry 4.0 and Internet of Things (IoT) are generating more and more data, within companies, along supply chains, and also during the use phase. Whenever a new machine is purchased in a company it comes fully equipped with sensors and metering abilities and generates data while operating. This data can be turned into useful information, that can be used for identifying improvement potentials. Products and components are linked to related compliance information, which is transferred throughout the supply chain. Further supply chain challenges like conflict minerals, modern human slavery are subject to mandatory and voluntary reporting schemes, which require also the transfer of specific and trusted information from the original source to the industrial user of the respective material or component up to the marketed product. Consumers are not only in the role of demanding information about the products on social and environmental aspects, but also share more and more use phase information over fully connected devices. This contribution will provide insights how this great variety of paths for information flows along a life cycle that is being established can be used to realize the vision of the digital twin for products and components which provides access to compliance, environmental and social information. This is one precondition for a digital circular economy which enables to close the loops and eliminate wastage from production systems.

Key words: Digitalization, Circular Economy, Life Cycle Information, Innovation, Digital Twin

Introduction

The basic idea behind the „Circular Economy“ is to throw out the approach known as the „linear economy“ characterized by the ‚take, make, use, dispose‘ model, in which the raw materials used in products are thrown away at the end of their use phase and buried as waste in landfills. Instead, the Circular Economy is based on continuous, positive development cycles. It is founded on the principle of re-using and recycling the raw materials used in products and returning them to a technical and biological cycle that extends beyond what would otherwise be their linear lifespan. The optimization and digitalization of products, services and business models based on this principle opens up a host of opportunities for supporting both legal compliance and the sustainability of products.

As the significance of the concept of sustainability has grown over the past years, so too has the pressure exerted on companies to respect the increasing demands of society in this regard. Enlightened consumers and company employees place great demands on manufacturers, production processes and the finished goods. The Circular Economy has long since ceased to be an abstract vision. The Circular Economy Package adopted by the European Union in 2015 has laid down a legal framework and parameters for its implementation.

Product Life Cycle Management

A precondition of a digital circular economy is a holistic approach with the objective of enabling a closed product life cycle. The expression „Product Life Cycle“ is understood in both meanings used by the business community, considering the product design and development as the initial stage as well as rethinking the life cycle stage named „raw material“. Prerequisite for this is a fundamental change of thinking at an early stage of the product design phase, in which all resources used, their procurement and processing, and the lifespan of materials and components need to be taken into consideration. The subsequent steps of the process chain are conducted in compliance with social and ecological aspects, product usage, and what is known as the „reverse channel“, that is, the logistics of returning, recycling, up-cycling, and re-use processes. Due to national and international rules and regulations, it becomes essential that the individual process steps are documented to guarantee traceability. The data recorded for the development, production, and usage processes can in turn be used to optimize the products and processes. Sustainable products offer substantial benefits to manufacturers:

- Risk minimization by considering and complying with legal and ecological requirements

- Improved image by taking social demands into account
- Future viability and sustainability resulting from efficient handling of resources in the form of recycling and re-use

In this context, the term “product” is not limited solely to manufactured goods, but also refers to services. As such, the Circular Economy gives rise to new business models thanks to the fusion of tangible and intangible items. For instance, Dutch electronics giant Philips’s no longer to sells Amsterdam’s Schiphol Airport operator lamps and luminaires, but instead hires out illumination in the form of a service. With its “light as a service” model, Philips remains the owner of the tangible goods and is responsible for selecting suitable lamps, their functionality, and their longevity. The decision as to whether the goods are re-used or recycled at the end of their lifetime is also taken by the electronics corporation.

The following content of this article is based on several presentations that were given during an expert meeting on Conflict Minerals & Sustainable Supply Chains organized and invited by iPoint-systems gmbh, Germany.

Sustainable Sourcing and Environmental Product Compliance: Background and Legal Aspects

Sustainable sourcing covers a whole raft of issues: respect for human rights, compliance with working conditions, environmental protection, and the support of suppliers in the areas of production and raw material extraction. Sustainable sourcing often occurs on a voluntary basis, but it is also of relevance in the context of product compliance – that is, compliance with specific legal requirements.

The legal standards of the European Union cover both ecological and social topics. Among the key focuses are product composition and product safety, a reporting obligation, and compliance with specific Directives and Regulations on the procurement and manufacturing of raw materials and products.

Examples for such EU regulations are:

- the REACH Regulation: A new interpretation of Article 33 of REACH, the European Chemicals Regulation, by the European Court of Justice (ECJ) obliges the notification of all components of a product listed in the Regulation as Substances of Very High Concern (SVHCs). This requires the importers to know each component of the product in detail.
- RoHS Directive: The Directive restricting the use of certain substances in electrical and electronic equipment also stipulates extensive documentation and evidence in respect of CE-certified products.
- Ecodesign Directive: The European Union’s Ecodesign Directive (2009/125/EC) sets out the criteria for assessing whether or not a product is ecological and energy-efficient. These include environmental aspects such as the selection and use of raw materials as well as packaging, transport, distribution, and the end-of-life of a product. And then there are energy-related factors such as material consumption, emissions, and the possibility to re-use. On the basis of this Directive, Germany’s former Federal Minister for the Environment, Barbara Hendricks, has been demanding greater emphasis be put on promoting the durability, reparability and recyclability of products. The Circular Economy Package of the European Commission is the first step in this direction.

Compared to the US, Europe has a multitude of laws governing these issues. However, while compliance with laws passed in the US is monitored very strictly, the many laws passed in Europe are not monitored consistently measured against the total number. The complexity of global supply chains has therefore created the need for handling product compliance information in a consistent, reliable and fully documented manner to address the risk of non-compliance. Only a digital business process can support companies to fulfil all requirement in an efficient and cost effective manner.

Challenges for CSR-related data collection

A Directive on the reporting obligation of large listed companies was passed in 2014 and became mandatory in 2017 in most EU member states. Directive 2014/95/EU, Article 29a (1) stipulates that a “non-financial statement” must be issued that contains information relating to “environmental, social and employee matters, respect for human rights, anti-corruption and bribery matters”. Furthermore, a binding regulatory system controlling the procurement of raw

materials from conflict-affected and high-risk areas is to be introduced, without any restriction to specific regions and excluding the downstream industry.

This links into the CSR activities many companies already have started earlier and also require collecting data from the supply chain. A main challenge, which is observed by practitioners is the lack of knowledge, which often leads to companies failing to understand the importance of corporate social responsibility and non-financial reporting. As a result, very low priority is given to CSR data collection as it is considered a no-value adding business process to provide CSR data. Small and medium-sized enterprises in particular suffer from the challenge to have adequate specialist expertise and understanding among their staff, which frequently results in them providing answers not appropriate for the questions that have been asked. Businesses are often not fully aware of the legal framework and there is a lack of a standardized procedures for dealing with requests and inquiries: sometimes they are asked to enter data in a web portal, sometimes in Excel sheets, and on other occasions on printed forms.

Establishing a digital business process for collection of both compliance, non-financial and CSR data in a supply chain requires to get all responsibilities crystal clear in order to establish a consistent, documented and reliable process.

Sustainable Product Management in a Circular Economy

The goal of the Circular Economy Package adopted by the EU in 2015 is to push Europe's member states and its economy to transition to a Circular Economy. The purpose is to strengthen the EU's global competitiveness, promote sustainable economic growth, and create jobs. The European Union is very dependent on imported fossil fuels and non-renewable resources, from which it increasingly wants to free itself. By increasing recycling rates and by more re-use, the bloc should make a bigger contribution toward closing the cycle of materials. One of the points to be considered here is that the Circular Economy is more than just an enhanced system of waste management.

An action plan along the entire product lifecycle in order to also identify and define important objectives in conception, design, production, consumption, waste management and the secondary commodities market can help companies to position themselves as active co-designers of the transition.

The challenges relate not only to the products, but also to the willingness, preparedness, and the attitude of the entire company. More complex tasks that go beyond classic customer-supplier management require new collaborations and the integration of external value chains into a company's strategy. Optimization of the product lifecycle involves redesigning products, rethinking business models, including digital aspects. The product design phase has a special role in this: information about the environmental and social impacts can be used in early concept development to improve the product – with the aid of digital twins, for example. The digital twin is therefore co-developed from the very beginning.

Circular Economy as a success factor

Changes already triggered to the economic and political system and propagation by means of strong forces are clearing the way for the Circular Economy. All current sustainability megatrends are associated with opportunities and risks, but for pro-active companies, the Circular Economy offers enormous potential. Systems are viewed as being sustainable as long as they prove themselves to be functional in the long run, they do not exceed the ecological viability on both the input and the output side, and they satisfy the needs of society. This holistic approach, in combination with operationalization on the national, regional, and corporate levels, avoids reductionism.

The demand for sustainability and sustainable products will increase in complexity and number in the coming years. Progressive companies can turn this development to their own advantage and gain strategic advantages by complying with the conditions.

Industry 4.0 and the Use of Life Cycle Information

Industry 4.0 generates more and more product and process specific digital data, the data generated is data on material use, energy consumption, defective parts, so typically data also required for an environmental impact assessment. The vision is the digital twin for each product and process to allow first a better understanding of a complex production systems and as a 2nd step the holistic improvement including a full life cycle perspective.



Conclusions

It's certainly the case that not all sectors, regions and even production lines with one company are at the same advancement on their journey to reach a full digital life cycle management process and eliminate waste and inefficiencies from their system to become fully circular. We will observe hybrid situations linking fully digital live systems with averaged data from life cycle databases to fill in remaining data gaps, before the digital twin with all relevant social, environmental, technical and compliance information becomes reality. To enable traceability of substances, materials, components, ingredients, material properties is a pre-condition for reaching a circular economy.

Reference

iPoint-systems: Circular Economy & Sustainable Supply Chains. 2016, Reutlingen, Germany



COMITÊ TÉCNICO

Gestão do ciclo de vida nas organizações





ANÁLISE DE ECOEFICIÊNCIA DO CICLO DE VIDA DO EXTRATO DE TOMATE ELEFANTE

Rafael S. Viñas¹, Juliana M. Silva¹, Márcio Barella²

¹Fundação Espaço ECO, Estrada Ribeirão do Soldado, 530 – São Bernardo do Campo, SP - rafael.vinas@basf.com

²Cargill, Av. Dr. Chucri Zaidan, 1240 - Vila Cordeiro, São Paulo - SP

Resumo: Este estudo apresenta uma comparação do desempenho de ecoeficiência de 3 (três) alternativas em anos de referência (2014, 2015 e 2016) de produção e distribuição de extrato de tomate Elefante a fim de determinar as melhores condições de operação desta cadeia de fornecimento. O sistema de produto avaliado é definido desde a extração de recursos para o cultivo de tomate, percorre as atividades de colheita e transporte até a unidade industrial, na qual há redução do teor de água da polpa de tomate por meio do vapor gerado pela queima de biomassa, e se estende até a distribuição do produto. A Cargill é responsável por toda esta operação para os mais diversos produtos de produtos à base de tomate. A unidade de Goiânia (GO) é responsável pelo envase e distribuição de atomatados na forma de 3 embalagens: Lata de aço, Tetrapak e Pouch de plástico. Houve em 2014 o planejamento de uma série de ações, as quais visavam melhorias em termos de água, solo, ar e energia. Neste contexto, este trabalho busca compreender diferentes como estas ações na cadeia de valor contribuem para os impactos do ciclo de vida deste produto em termos de seu desempenho ambiental, além do econômico, ao atender a função de fornecimento de extrato de tomate envasado. A embalagem (lata de aço) e a fase agrícola são os principais contribuintes para a maioria dos impactos avaliados e, na fase de indústria, o desempenho é dependente do consumo de água e de biomassa para geração de vapor.

Palavras-chave: Análise de Ecoeficiência; Extrato de Tomate; Embalagens de extrato; Gestão de Ciclo de Vida.

Introdução

O cultivo de tomates para processamento é uma atividade importante para o contexto agrícola brasileiro. Os tomates no Brasil são transformados em uma grande variedade de produtos, incluindo pasta, polpa e outros molhos mais especializados. Esta produção está concentrada em três regiões geográficas diferentes: Nordeste, Sudeste e Centro-Oeste. Desde 2011, a Cargill é responsável pela operação da fábrica de atomatados localizada em Goiás, onde há para a produção de extrato de tomate Elefante. Desde 2014, os processos no campo e na indústria experimentou mudanças importantes, a exemplo do manejo de insumos agrícolas (diferentes aplicações de fertilizantes, defensivos e água de irrigação) ou de industriais (geração de vapor desde diferentes composições de biomassa).

O cultivo enfrenta, intrinsecamente, desafios a exemplo de diversas pragas, doenças e problemas relacionados ao clima e sazonalidade. Por estes motivos, uma safra que apresente resultados econômicos ruins, seja por problemas climáticos ou econômicos, terá possibilidade de recuperação apenas na colheita do ano seguinte. Entretanto, a operação da unidade de processamento ocorre em regime contínuo o ano todo e demanda boas práticas de gerenciamento e consumo de recursos como matéria-prima (tomate), água, energia e materiais para embalagem do produto. Mediante estas restrições, desde o berço até antes do consumo do extrato de tomate, destaca-se também a distância dos grandes centros urbanos consumidores, logo, a distribuição do extrato de tomate embalado possui dependência ao modal rodoviário.

Diante desta complexidade, a Cargill optou pela condução de análises baseadas nos princípios de Gestão do Ciclo de Vida (Life Cycle Management ou LCM em UNEP, 2010). Por meio da incorporação da variável ambiental no processo de tomada de decisão, é possível identificar a alternativa de menor impacto ambiental associado, além da verificação das fases do ciclo de vida em que esses efeitos sejam mais significantes (SILVA e KULAY, 2006). Isso ocorre devido às possibilidades que a metodologia de avaliação de ciclo de vida (ACV) proporciona de comparação entre alternativas de processamento para a fabricação de um produto (variantes tecnológicas e de matérias-primas; utilidades; e de logísticas de distribuição de insumos ou do produto acabado).

Portanto, este artigo busca compreender como as diferentes ações na cadeia do extrato de tomate contribuem para os impactos do ciclo de vida deste produto em termos de seu desempenho ambiental, além dos custos econômicos, desde a unidade de Goiânia de responsabilidade da Cargill.

Metodologia

Para tanto, seguindo a abordagem de 'berço à gondola' descrita acima, princípios de LCM, e a técnica de Análise de Ecoeficiência (SALING, 2002), as seguintes etapas foram realizadas para o sistema de produto descrito na Figura 1:

- I. Elaboração de estudo de Análise de Ecoeficiência (AEE) a fim de diagnosticar os desempenhos ambiental e econômico dos processos quando sob responsabilidade da Cargill (anos de referência de 2014, 2015 e 2016);
- II. Levantamento e análise de arranjos produtivos e tecnológicos capazes de atender às demandas da unidade de atomatados;
- III. A partir do modelo desenvolvido, definição de cenários de forma a compreender as consequências econômico-ambientais para seleção de soluções de melhoria.

Figura 13: Sistema de Produto para o fornecimento de 1,0 t de extrato de tomate envasado pela Cargill desde Goiás.



No desenvolvimento da Fase I, o estudo inicial teve por Fluxo de Referência (FR) 'fornecer 1,0 t de extrato de tomate envasado'. O estudo segue os conceitos e aspectos operativos estabelecidos pela norma ABNT NBR ISO 14044 (ABNT, 2009) e 14045 (ABNT, 2015). Tal diagnóstico inicial busca também elaborar um modelo em software de ACV (GaBi) o qual permita identificar pontos desta cadeia para os quais cabe propor ações de mitigação de impactos.

Depois de identificados os principais contribuintes aos impactos ambientais da cadeia do produto, foram mapeados arranjos (Fase II) capazes de melhorar esse desempenho ambiental, em termos de impactos sobre água, solo e ar, sem prejudicar a produtividade agrícola e industrial. Cada novo arranjo passa a constituir um cenário potencial de melhoria de processo, cuja efetividade ambiental e econômica deve ser verificada a partir da aplicação da técnica de AEE nas mesmas condições do diagnóstico inicial para o cenário base.

Frente aos resultados da análise econômico-ambiental são possíveis tomadas de decisão quanto às escolhas de práticas nesta cadeia produtiva e, quiçá até, desenvolvimento de embalagens de produtos alimentícios. Portanto, na Fase III, os cenários antes identificados são avaliados a partir de critérios econômicos e ambientais para, então, selecionar-se as soluções de melhoria mais adequadas para sua especificação e incorporação ao modelo de processo original sob a forma de variantes tecnológicas.

Modelagem do Sistema de Produto do Extrato de Tomate Elefante

A produção agrícola de tomate segue a tecnologia de cultivo convencional, no qual o plantio direto recebe a aplicação mecanizada de fertilizantes (NPK), defensivos químicos (pesticidas e reguladores de crescimento), além de água para irrigação. A produtividade ao longo dos anos avaliados é 80.9 (2014), 74.9 (2015) e 81.9 t/há (2016). Na fase industrial, ocorre a lavagem dos tomates, extração da polpa e aplicação de vapor industrial para a produção de extrato e demais atomatados. A geração de energia na forma deste vapor (cerca de 7,0 MJ/FR) é realizada em caldeira à 21bar, a partir

da queima de biomassa (lenha, cavaco de madeira, bagaço de cana-de-açúcar, palha e sabugo de milho). A destinação de resíduos sólidos é predominantemente compostagem, porém há também envio de materiais de embalagens (Ferro estanhado, Laminado TetraPak e Pouch, Filme plástico, papel e madeira de pallet) para reciclagem e aterro em função da contaminação dos mesmos. Os transportes ocorrem por modal rodoviário.

Os dados utilizados para a modelagem das fases de produção acima sob responsabilidade da Cargill foram essencialmente de origem primária, com complementação por dados secundários. As fases de produção de insumos tiveram dados de fonte secundária, a base de dados da Fundação Espaço ECO® (composição doecoinvent, GaBi e inventários desenvolvidos pela BASF) com adaptações às condições brasileiras de matriz elétrica. A cobertura geográfica considera o estado de Goiás, Brasil. Variações de ordem geográfica ou temporal se devem aos escopos dos ICVs utilizados do banco de dados. A cobertura tecnológica considera as especificações descritas no item anterior. Não foram considerados aspectos ambientais associados à construção de bens de capital. Por critério de exclusão, não foram consideradas entradas com participação mássica menores que 1% do total de entradas. Exceção a esta regra se fez para o caso dos defensivos aplicados na fase agrícola, que foram incluídos na análise considerando o critério de significância ambiental. Os métodos de avaliação de impacto de ciclo de vida selecionados estão de acordo com a Análise de Ecoeficiência (NSF, 2015) que considera 10 (dez) categorias de impacto (AEE10): Toxicidade humana (HT), Mudanças Climáticas (CC), Formação Fotoquímica de Ozônio (FFO), Depleção da Camada de Ozônio (ODP), Acidificação (AP), Eutrofização marinha (EUM), Eutrofização em água doce (EUF), Depleção de Recursos hídricos (WDP), Depleção de Recursos minerais, fósseis (ADP) e Uso do Solo (LU).

Resultados e discussão

Após etapa I, a fim de analisar a representatividade do modelo, verificou-se que os resultados obtidos na avaliação de impactos ambientais são da mesma ordem de grandeza em comparação a outros estudos na literatura (Del Borgi et al, 2014 e Manfredi & Vignali, 2014). Obteve-se então a relevância de cada categoria de impacto avaliada. A Tabela 1 apresenta estes valores de relevância para todos os anos de referência avaliados. Assim como recomendado pela Regra de Categoria de Produto (RCP) UN CPC 2139 (Environdec, 2014), é possível verificar que GWP, AP, NP, WDP e ADP representam mais de três quartos dos constrangimentos ao meio ambiente em todas as condições de operação avaliadas.

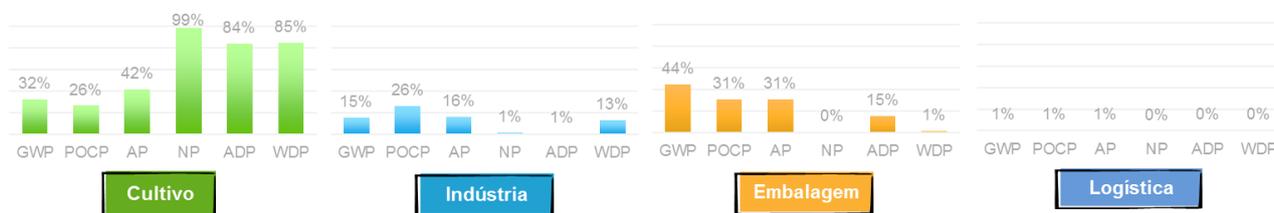
Tabela 1: Categorias de Impacto Ambiental (AEE10) avaliadas e relevâncias ambientais para o fornecimento de 1,0 t de extrato de tomate envasado pela Cargill desde Goiás em 2014, 2015 e 2016.

Categoria de Impacto (AEE10)	Sigla	2014	2015	2016
Toxicidade humana	HT	04%	04%	04%
Mudanças Climáticas	GWP	16%	16%	15%
Formação Fotoquímica de Ozônio	POCP	07%	08%	08%
Depleção da Camada de Ozônio	ODP	00%	00%	00%
Acidificação	AP	11%	12%	12%
Eutrofização marinha	MP	02%	02%	02%
Eutrofização em água doce	NP	33%	32%	34%
Depleção de Recursos hídricos	WDP	11%	10%	09%
Depleção de Recursos minerais, fósseis	ADP	12%	12%	12%
Uso do Solo	LU	03%	03%	03%
TOTAL (Relevâncias)		100%	100%	100%

A Figura 2 revela as contribuições destas categorias de impactos em cada fase do sistema de produto. São então identificadas as principais causas para estes impactos: insumos agrícolas (*fertilizantes nitrogenados e fosfatados*),

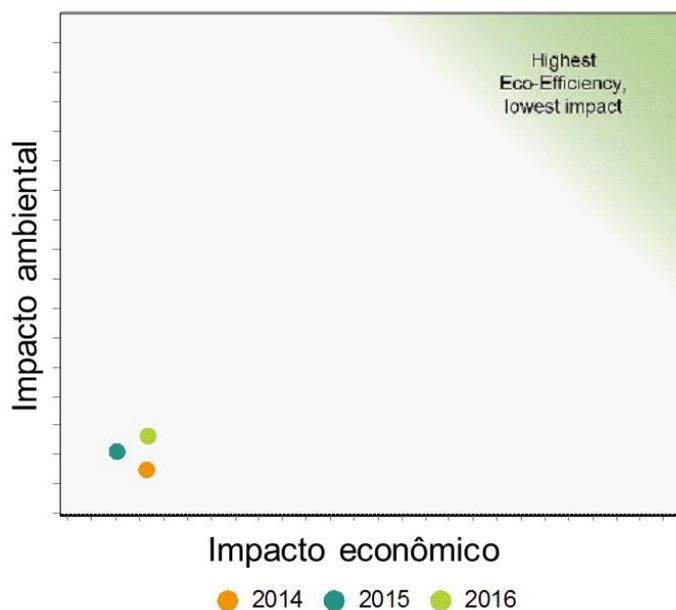
água para irrigação, produção das biomassas para geração de vapor industrial e a produção de materiais para embalagem primária (destaque para o aço utilizado nas latas de extrato).

Figura 14: Contribuições das fases do sistema de produto de fornecimento de 1,0 t de extrato de tomate envasado pela Cargill desde Goiás.



A Figura 3 apresenta a matriz de ecoeficiência proveniente das condições de operação de 2014 (em laranja), 2015 (em verde escuro) e 2016 (em verde claro), apresentando em seu eixo vertical o desempenho ambiental e, em seu eixo horizontal, o desempenho econômico. A interpretação deste gráfico considera menores constrangimentos ao meio ambiente e menores custos no quadrante superior direito, onde há equilíbrio do uso de recursos sob a ótica econômico-ambiental.

Figura 15: Matriz de Ecoeficiência para fornecimento de 1,0 t de extrato de tomate envasado pela Cargill desde Goiás em 2014, 2015 e 2016.



De maneira ampla, houve uma discreta melhora no desempenho de ecoeficiência entre os anos de 2014 e 2016. Ainda é possível destacar que, a cada ano de referência avaliado, ocorreram de ações mudança na figura de outros arranjos produtivos e tecnológicos do processo produtivo. Tais ações podem, portanto, ser também descritas como os seguintes cenários potenciais de melhoria:

- (1) Redução da aplicação de insumos agrícolas como fertilizantes e defensivos;
- (2) Redução do teor de água total da biomassa utilizada para geração de vapor industrial; e
- (3) Utilização de diferentes materiais para embalagem primária que não a lata.

Estes cenários de processo são evidenciados pelo aumento de produtividade em 2016 (1), pelo incremento do uso de bagaço de cana-de-açúcar e de cavaco de madeira na composição de biomassa para caldeira a partir de 2015 (2), além da redução de consumo de latas a partir de 2016 para o uso de Tetrapak e Pouch de plástico (3).

Conclusões

Este estudo se propôs a compreender como as diferentes ações na cadeia do extrato de tomate contribuem para os impactos do ciclo de vida deste produto em termos de seu desempenho ambiental, além dos custos econômicos, desde a unidade de Goiânia de responsabilidade da Cargill. Este pode ser interpretado como um estudo pioneiro no Brasil, o qual avalia o ciclo de vida da produção de extrato de tomate, considerando os impactos relacionados às fases de cultivo, indústria, embalagem e logística. Os resultados desde o método AEE10 sugerem maior atenção às mesmas categorias de impacto das referências em RCP. As principais oportunidades de melhoria ao desempenho ambiental estão relacionadas à fase agrícola e ao uso de embalagem de lata de aço. De maneira ampla, houve uma discreta melhora no desempenho de ecoeficiência entre os anos de 2014 e 2016. Cabe a partir os responsáveis de cada fase do processo avaliado conectar os resultados obtidos e cenários identificados neste estudo com a comunicação e planejamento estratégico de sustentabilidade do Extrato Elefante.

Em contexto de atipicidades climáticas cada vez mais recorrentes a cada safra, a busca por outras soluções de manejo e fontes de insumos se torna estrategicamente importante, reduzindo a dependência da sazonalidade a uma só janela de cultivo. O impacto da fase de indústria é importante, principalmente devido ao consumo de água e de biomassas para geração de vapor, porém é determinado em função da produção agrícola. Nesta fase de indústria, o desempenho é dependente do consumo de água e da seleção das biomassas para geração de vapor. A embalagem Tetra Pak é potencialmente a opção mais ecoeficiente, entretanto recomenda-se utilizar os resultados como suporte para a definição de ações de P&D em novas embalagens a fim evidenciar as melhorias realizadas a cada ano-safra.

A modelagem adotada para a determinação dos aspectos ambientais e econômicos associados aos estágios do ciclo de vida de cada alternativa buscou a maior completeza para todas as alternativas analisadas, além da utilização de premissas de uma abordagem conservadora na qual não há benefícios para nenhuma das alternativas. As informações utilizadas são provenientes de diversas fontes, conforme descrito anteriormente, e oferecem a avaliação de um RECORTE da realidade da operação Cargill. Assim, há a recomendação de explorar a possibilidade de ampliação do escopo da iniciativa para a fábrica como um todo, pois estes resultados são preâmbulos para análises mais amplas, nas quais deverão ser considerados a integração dos processos de atomatados, outros aspectos ambientais e econômicos.

Referências

ABNT NBR ISO 14044:2009: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações: ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas: 46 p. 2009.

ABNT NBR ISO 14045:2014: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Avaliação da ecoeficiência de sistemas de produto — Princípios, requisitos e orientações ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas: 41 p. 2014.

DEL BORGHI, A.; GALLO, M.; STRAZZA, C.; DEL BORGHI, M. (2014) An evaluation of environmental sustainability in the food industry through Life Cycle Assessment: The case study of tomato products supply chain. *Journal of Cleaner Production*.

ENVIRONDEC, (2014) UN CPC 2139, PCR 2014:09 Vegetable juice, Plant milk, plant milk based products, and Other prepared and preserved vegetables, pulses and potatoes (Version 2.0), Disponível em <http://www.environdec.com/en/PCR/Detail/pcr2014-09>

MANFREDI, M.; VIGNALI, G. (2014) Life cycle assessment of a packaged tomato puree: a comparison of environmental impacts produced by different life cycle phases. *Journal of Cleaner Production*.

NSF - "BASF's Eco-Efficiency Analysis Methodology - Sept 2015", disponível em <http://www.nsf.org/newsroom/basfs-eco-efficiency-analysis-methodology-sept-2015>

SALING, P. et al. Eco-efficiency analysis by BASF: The Method. *International Journal of Life Cycle Management*. [S.l.: s.n.], 2002. n. 7. v. 4.



SILVA, G.A.; KULAY, L. (2006) Avaliação do ciclo de vida. In: VILELA JUNIO, A. e DEMAJOROVIC, J. (Ed.). Modelos de ferramentas de gestão ambiental: desafios e perspectivas para organizações. Editora SENAC.

UNEP-UNIDO (2010) United Nations Environment Program & United Nations Industrial Organization. Taking Stock and Moving Forward. The UNIDO–UNEP National Cleaner Production Centres. Sustainable Production in Practice in Developing and Transition Countries. Disponível em: <<http://www.unep.org/resourceefficiency/Business/CleanerSaferProduction/ResourceEfficientCleanerProduction> >. Acesso em: 25 out 2015.

FATORES DETERMINANTES AO USO DA ACV NO BRASIL

Wladimir.H. Motta¹, Liz-Rejane Issberner¹, Patricia R. Prado²

¹IBICT, lifecycle.brazil@gmail.com

²University of York

Resumo: Apesar de largamente utilizada no mundo e de ser reconhecida como a mais completa “ferramenta ambiental”, a metodologia da avaliação do ciclo de vida - ACV, a despeito de recentes avanços, ainda é pouco difundida no Brasil. Este fato inquietante motivou a elaboração da tese que deu origem a este artigo, no presente artigo o foco será dado aos fatores determinantes, considerando as organizações, para a implementação de uma metodologia complexa como a ACV no Brasil. A pesquisa realizada foi exploratória, composta por uma revisão bibliográfica somada a uma pesquisa de campo com finalidade aplicada, que contou com a participação de 106 respondentes internacionais e 29 respondentes nacionais, sendo esta divulgada pela *Life Cycle Initiative* (internacional) e entre os grupos de pesquisa sobre o tema no Brasil (nacional). Os fatores determinantes pesquisados puderam ser divididos em motivadores ao uso da ACV, complexidades da metodologia e impactos ambientais mais relevantes. Desta forma o estudo apontou os seguintes determinantes: i) motivadores - imagem percebida da organização, suporte a decisão e leis de incentivo; ii) complexidades - ICV, Modelagem e AICV; iii) impactos ambientais - pegada de carbono, consumo de energia e consumo de água. Os resultados aqui apresentados poderão servir como base para novos estudos, consistindo também em informações relevantes para a elaboração de programas direcionados as organizações para melhor prepará-las para a efetiva implementação da ACV no Brasil.

Palavras-chave: avaliação do ciclo de vida (ACV), fatores determinantes, sustentabilidade ambiental.

Introdução

A geração de bens e serviços é altamente dependente da utilização dos recursos naturais e tem como reflexo direto a geração de resíduos e rejeitos, ao longo do processo de extração dos recursos naturais, no processo produtivo e após o consumo. Este modo atual de produção e consumo está causando danos severos à biosfera e às sociedades, tais como o aquecimento global, o crescente esgotamento dos recursos naturais e a perda de biodiversidade (LÉNA, 2012; ISSBERNER e LÉNA, 2016; UNEP, 2012; VEIGA e ISSBERNER, 2012). A deterioração contínua das condições de vida no planeta aumenta a crise social e ambiental e emerge a necessidade de mudanças nos padrões de produção e consumo.

A busca pela sustentabilidade, que passa a ser abordada neste estudo com sustentabilidade ambiental requer que as empresas adotem maneiras inovadoras de produzir, considerando as atuais demandas sociais e ambientais. Nessa perspectiva, os bens e serviços precisam ser desenvolvidos, fabricados e fornecidos considerando tais preceitos. Neste sentido, uma metodologia que vem sendo amplamente aceita e reconhecida como uma das mais completas “ferramentas ambientais”, ao apontar as etapas críticas, do ponto de vista do uso de recursos naturais e de geração de impactos em todo o ciclo de vida do produto, sendo assim ideal para o atendimento desta necessidade contemporânea da busca pela sustentabilidade ambiental.

O uso da ACV tem avançado mais rapidamente em alguns países, em especial os da União Europeia. O Brasil pode ser considerado como integrante do grupo de países que ainda não se comprometeu de forma efetiva com o seu uso, considerando esta realidade, onde a ACV ainda não está estabelecida como uma metodologia de auxílio à tomada de decisão no setor industrial brasileiro, cabe indagar, dentre outras questões, quais os determinantes para sua efetiva implementação. Este questionamento fez parte da pesquisa de tese do autor principal deste artigo (MOTTA, 2016) e se torna informação relevante ao passo que tal entendimento pode colaborar como base para novos estudos, consistindo ainda em informação relevante para a elaboração de programas direcionados as organizações para melhor prepará-las para a efetiva implementação da ACV no Brasil.

Metodologia

Pesquisa, segundo definição de Boaventura (2004), é a busca sistemática da solução de um problema que ainda não foi resolvido e para tal deve-se considerar opções diversas. Em relação ao planejamento de pesquisa, pode haver uma grande variedade de tipos de pesquisa que irão depender de fatores como o problema a ser investigado, a sua natureza, nível de conhecimento do pesquisador sobre o assunto, dentre outros. A presente pesquisa tem uma

finalidade aplicada, já que pretende colaborar com a efetiva implementação da Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil. Quanto à tipologia, a pesquisa é exploratória e irá apresentar com especificidade os fatores determinantes para a implementação da ACV, auxiliando a compreensão de possíveis formas de promover seu uso e disseminação.

A pesquisa de campo teve escopos distintos pautados no questionário internacional e nacional, onde no internacional buscou-se fazer um levantamento das informações nos países onde a aplicação e disseminação da ACV encontra-se mais desenvolvida com o intuito de compreender o porquê deste avanço, buscando assim subsídios para implementação de propostas semelhantes a serem implementadas no Brasil. Já no questionário nacional, o objetivo foi o de buscar entender as limitações e oportunidades para a sua efetiva disseminação e uso. No caso do presente artigo, teve-se como ponto focal os fatores determinantes para o efetivo uso da metodologia no país.

Os questionários foram aplicados a especialistas na área de avaliação do ciclo de vida, no contexto nacional e internacional, por meio do uso da ferramenta *Survey Monkey*, o questionário para especialistas internacionais foi divulgado e enviado pela *newsletter do Life Cycle Initiative, LC net November-December 2015*.

A seleção dos participantes da pesquisa nacional foi feita primeiramente no portal do CNPQ. Foram identificados os 27 grupos de pesquisa que realizam estudos sobre ACV, cadastrados no portal. Outro *locus* para seleção dos participantes foi o IBICT, que desempenha um papel central na disseminação dos conhecimentos da ACV no Brasil, além de ser responsável pelos programas SICV-IBICT e PBACV. O IBICT indicou uma relação com 19 pesquisadores envolvidos nestes programas; além destes indicados, foram convidados também 17 pesquisadores cadastrados no portal do IBICT para a ACV. Por fim foram convidados mais 24 participantes do I Fórum Brasileiro de ACV realizado pelo IBICT e pela Coppe UFRJ no Rio de Janeiro, nos dias 26 e 27 de outubro de 2015, chegando-se a 87 convidados para a pesquisa nacional.

Durante o mês de novembro de 2015, período estabelecido para a coleta de dados, foram recebidos 106 questionários respondidos na pesquisa internacional (conseguindo-se a participação de 30 países) e 29 questionários respondidos na pesquisa nacional.

Resultados

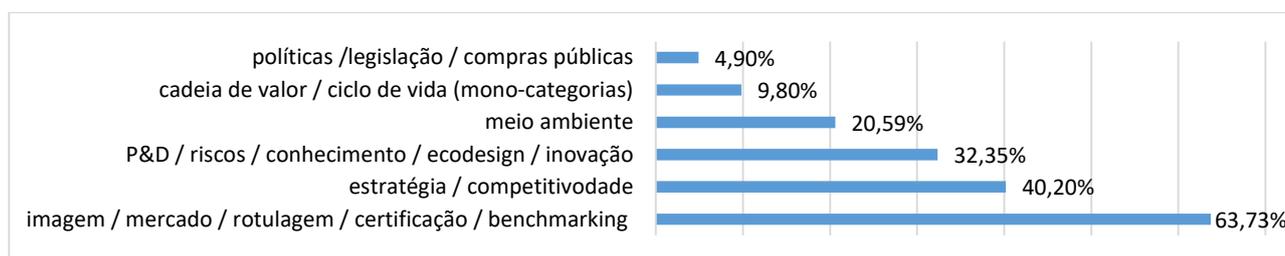
Conforme já mencionado, a pesquisa de campo aqui apresentada fez parte da tese do autor principal do presente artigo e dentre as 15 questões presentes no questionário, três destas tinham o intuito de identificar os determinantes para o uso da ACV pelas organizações.

Em ambos os contextos de aplicação (nacional e internacional), houve casos em que algumas perguntas dos questionários não foram respondidas. Acredita-se que isto se deva ao fato de o questionário abranger assuntos diversos e a ACV ser um assunto bastante amplo – relacionado a diferentes áreas e que proporciona diversos desdobramentos, do qual nem todos têm domínio abrangente. Mas como a falta de uma ou mais repostas não afetava as outras, estes questionários incompletos também foram mantidos para a análise dos dados.

As questões selecionadas para análise no presente artigo serão apresentada a seguir juntamente com os resultados coletados.

- i. Interesse das organizações pela ACV- Nesta questão, a pergunta foi aberta onde diversos fatores foram mencionados, do questionário internacional forma recebidas 104 respostas e do nacional 27 respostas. Foi feita uma estratificação das respostas internacionais em seis grupos e das respostas nacionais em cinco grupos, reunindo-se nestes grupos os principais temas abordados. As respostas encontram-se apresentadas nos gráficos 1 e 2.

Gráfico 1: Motivação para a implementação da ACV nas empresas internacionais



Fonte: Elaboração própria

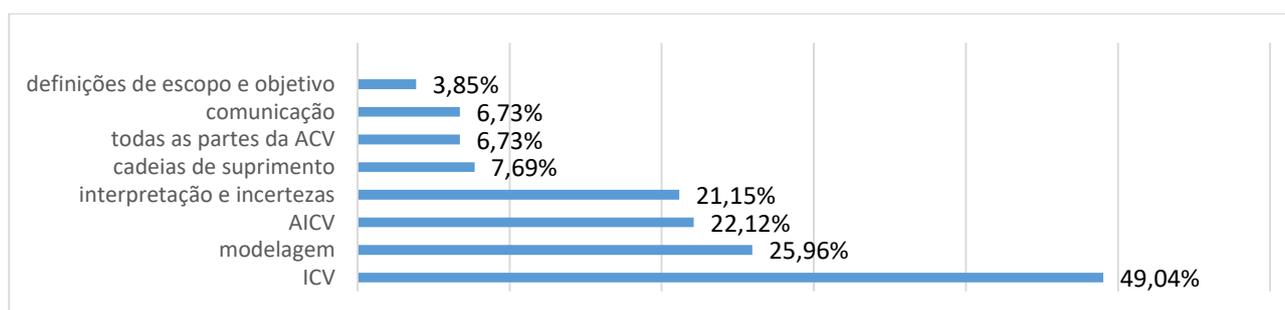
Gráfico 2: Motivação para a implementação da ACV nas empresas nacionais



Fonte: Elaboração própria

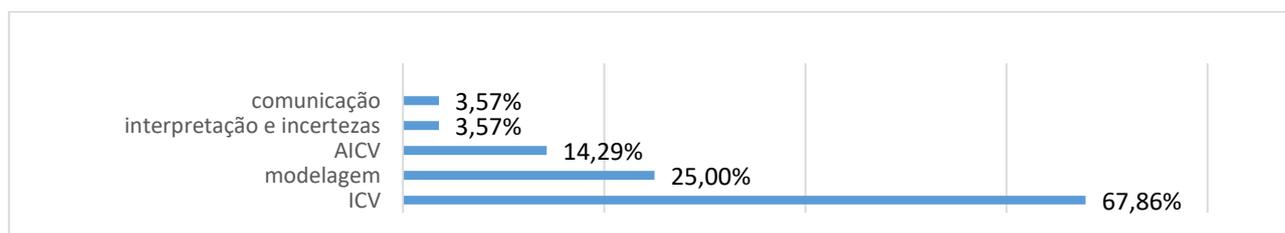
- ii. Complexidade de um estudo de ACV- Nesta questão, a pergunta também foi aberta onde diversos fatores foram mencionados, do questionário internacional foram recebidas 105 respostas, dentre as quais 104 afirmaram haver complexidades e as relataram e apenas um afirmou não haverem complexidades em um estudo de ACV, desta forma, as 104 respostas positivas foram consideradas juntamente com as 28 respondidas na pesquisa nacional. Foi feita uma estratificação das respostas internacionais em oito grupos e das respostas nacionais em cinco grupos, reunindo-se nestes grupos os principais temas abordados. As respostas encontram-se apresentadas nos gráficos 3 e 4.

Gráfico 3: Distribuição dos estratos com as principais complexidades apontadas no contexto internacional



Fonte: Elaboração própria

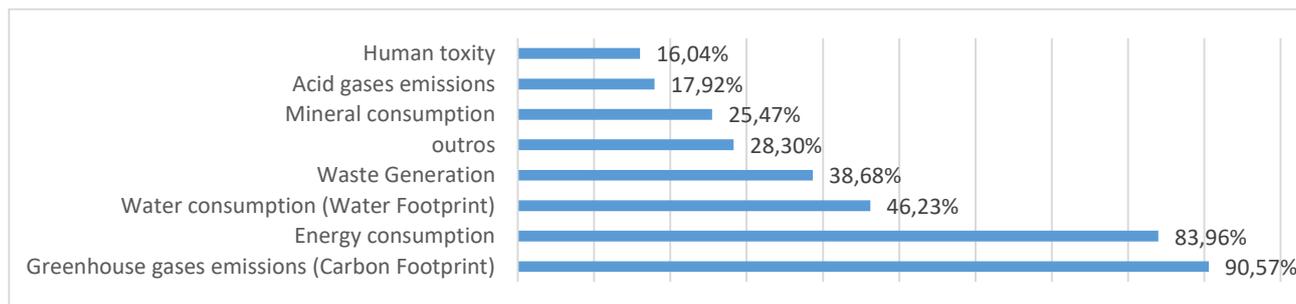
Gráfico 4: Distribuição dos estratos com as principais complexidades apontadas no contexto nacional



Fonte: Elaboração própria

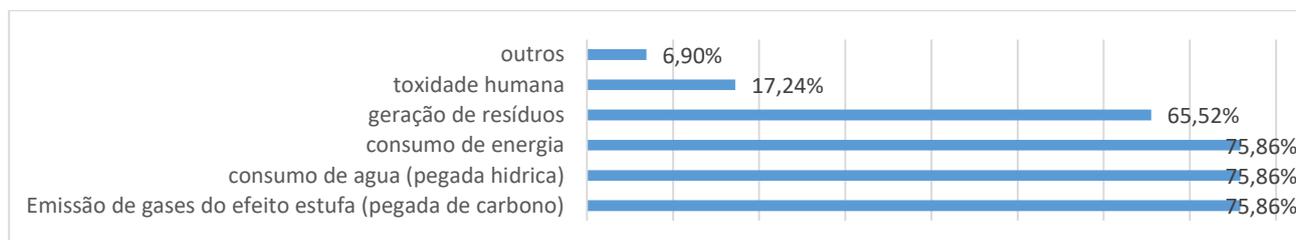
- iii. Principais impactos ambientais considerados nos estudos de ACV- Nesta questão, a pergunta foi fechada, com sete opções de respostas, não sendo restritiva a uma única resposta, havendo ainda a opção outros para que se informassem outras categorias, caso necessário. No questionário internacional foram recebidas 106 respostas e no nacional 29 respostas. As respostas encontram-se apresentadas nos gráficos 5 e 6.

Gráfico 5: Distribuição das categorias de impacto mais contempladas nos estudos de ACV internacionais



Fonte: Elaboração própria

Gráfico 6: Distribuição das categorias de impacto mais contempladas nos estudos de ACV nacionais



Fonte: Elaboração própria

Quanto a opção outros, no questionário internacional, a resposta com a frequência mais representativa, com 9 respondentes, apontou que todos os impactos ambientais mencionados tinham importância e no questionário nacional apenas uma resposta na opção outros foi relevante ao foco do presente artigo onde foi apontado o consumo de recursos naturais.

Discussões

Ao buscar entender os fatores determinantes para que as organizações utilizem a ACV, o estudo teve o intuito de investigar se os fatores já apontados na literatura sobre o tema ACV, se confirmavam e encontrar eventuais novas motivações contemporâneas.

O principal motivo apontado pela pesquisa de campo para a utilização da ACV por parte das organizações foi o relacionado às questões de imagem do produto e da empresa, da disseminação das informações dos produtos (principalmente através da rotulagem ambiental e EPDs) e atendimento dos anseios da sociedade, questões que são citadas também na literatura sobre ACV. Aqui fica enfatizado o papel que a ACV tem de atender ao que o mercado pede (considerando neste caso um mercado consciente no que se refere às questões ambientais, “mercado verde”). Desta forma, a empresa passa a ter a possibilidade de fazer comparações com os produtos concorrentes, podendo assim divulgar as vantagens ambientais de seus produtos sobre os disponíveis no mercado.

Outro motivo apontado foi o de que o uso da ACV pode promover a busca de hotspots e processos ineficientes em um esforço pela melhoria contínua dos produtos e serviços oferecidos pelas organizações podendo assim proporcionar uma vantagem competitiva à organização que a utiliza, o que reforça também o papel da ACV como uma ferramenta de apoio à decisão. Junto a estes dois principais motivos, a pesquisa de campo evidenciou outras motivações, inclusive houve a busca do entendimento se a ferramenta cumpria o que deveria ser seu principal papel, o de atuar frente à crise ecológica (junto ao meio ambiente). Esta questão ambiental foi apontada entre os principais motivadores (20,19% no questionário internacional e 29,62% no questionário nacional), com preocupações com a identificação, quantificação e efetiva redução dos impactos ambientais dos processos produtivos e dos produtos tendo sido expressas, assim como a busca por redução no consumo de recursos naturais.

Uma importante diferença de visões entre os respondentes internacionais e nacionais, que pode ter relação com o estágio em que se encontram as preocupações quanto ao meio ambiente nas diferentes nações observadas neste estudo, diz respeito ao atendimento das leis e políticas como fator de motivação para o uso da ACV. Este fator foi pontuado mais fortemente na pesquisa nacional, sendo o quarto fator motivador (18,51%) apontado. Na pesquisa internacional ficou por último com 4,81% das indicações. Percebe-se que no caso do Brasil, este fator é mais relevante que em outros locais e deve ser um fator considerado como crítico para uma efetiva implementação da ACV no país.

Outra visão que, apesar de comum, teve dimensões distintas, foi referente ao uso da ACV como subsídio para P&D e também inovação. Para o público internacional, esta relação e uso da ACV é mais evidente com 31,73% de indicações frente a uma última colocação para os respondentes nacionais (14,82%). Neste caso, questões como usar os estudos de ACV para construção de conhecimento interno, aprimorar a chamada “performance ambiental” do produto, desenvolver materiais e produtos inovativos e promover o ecodesign, também são apontadas. Esta disparidade de opiniões pode ser relacionada a questões culturais e ao nível de percepção das nações envolvidas, mas reforça o papel que a ACV tem com relação a estas duas importantes atividades, tanto de P&D quanto à geração de inovações.

Outro fator relevante mencionado foi a preocupação dos respondentes internacionais sobre as questões relativas à abrangência da ACV dentro da cadeia de valor ao qual a empresa faz parte e também quanto a avaliações ambientais utilizando ferramentas monocategorias como, por exemplo, pegada de carbono e pegada hídrica.

Dentro ainda desta perspectiva de quais as razões para o uso da ACV e quais os benefícios trazidos, a pesquisa de campo investigou as complexidades existentes nos estudos de ACV apontadas na pesquisa como limitadores e desafios para seu uso e implementação. Ao se buscar entender os principais pontos que geram esta complexidade ao estudo, quatro principais aspectos foram apontados: ICV; Modelagem; AICV; trade offs / interpretação / incertezas.

Os respondentes informaram as dificuldades frente às complexidades do estudo de ACV, consideradas informações valiosas para um melhor entendimento dos desafios para seu uso e implementação. A partir destas informações, destacam-se algumas questões identificadas como geradoras de complexidade e oportunidades para aperfeiçoamento da metodologia ACV, como os apontamentos da dificuldade de uma alocação cientificamente correta contra os interesses em resultados tendenciosos nos estudos de ACV, a falta de fatores de caracterização em alguns estágios do ciclo de vida pesquisados, as dificuldades em se trabalhar com diversas categorias o que cria a necessidade de uma decisão multicritério e conseqüente dificuldade na avaliação dos *trade-offs*; dificuldades ainda na fase inicial da ACV quanto a escolha da unidade funcional; grande variedade e muitas das vezes incompatibilidade dos métodos de AICV a serem escolhidos para cada estudo de ACV, barreiras na comunicação dos resultados dos estudos aos “clientes”, temores quanto as possíveis incertezas inerentes ao estudo realizado, limitações na coleta dos dados primários, complexidades quanto a modelagem e alocação.

Fora estas questões, em referência especificamente ao caso brasileiro, outra questão reforçada na pesquisa foi a falta de um banco de dados nacional. No entanto, possivelmente esta condição está prestes a mudar, já que o lançamento do banco de dados brasileiro pelo IBICT tende a reverter este quadro.

Pode-se ainda aqui se incorporar os principais impactos ambientais avaliados nos estudos de ACV, onde a pegada de carbono, o consumo de energia e consumo de água são os impactos mais abordados e apurados nos estudos de ACV. Aqui, mais uma vez houve uma equidade quanto aos impactos, mas uma desigualdade quanto ao grau de importância dada a estes impactos. Na pesquisa internacional, as emissões de gases GEE (pegada de carbono), impactos

diretamente relacionados com a mudança climática, teve 90,57% das indicações, seguido do consumo energético (83,96%) e do consumo de água (46,23%). Já na pesquisa nacional, todos estes três impactos obtiveram o mesmo grau de importância e receberam 75,86% das indicações.

Tais resultados podem ter alguns motivos distintos, com por exemplo, os altos custos que a eletricidade e a água representam para a indústria nacional, o que pode se misturar à importância ambiental nesta busca por seus impactos no estudo de ACV. Assim como no caso dos respondentes nacionais, a cobrança por reduções de impactos referentes aos GEE e possíveis leis atuantes podem ter feito esta categoria de impacto ser a que mais aflige os respondentes internacionais.

As percepções contempladas nesta seção, apontaram o uso da ACV como forma de que as empresas reforcem suas marcas e seu papel ambiental no mercado no qual estão inseridas, apontando ainda como principais impactos ambientais estudados as emissões de GEE, o consumo de energia e de água. O entendimento de que a metodologia é complexa, foi praticamente unânime e os fatores aprestados na literatura sobre a ACV foram reforçados aqui pela pesquisa de campo, sendo eles a ICV, modelagem, AICV, trade offs / interpretação / incertezas.

Conclusões

Este artigo teve como objetivo investigar por que a ACV, metodologia reconhecida como a mais completa “ferramenta ambiental”, ainda é pouco difundida e utilizada no Brasil e a partir desta inquietação se buscou o entendimento do que motivou sua implementação nos países onde esta metodologia já é amplamente utilizada na busca das condicionantes e limitadores para seu uso no Brasil.

Conforme apontado pela pesquisa de campo, os seguintes determinantes foram elencados: i) motivadores - imagem percebida da organização, suporte a decisão e leis de incentivo; ii) complexidades - ICV, Modelagem e AICV; iii) impactos ambientais - pegada de carbono, consumo de energia e consumo de água.

Estes determinantes se tornam fatores cruciais na busca por uma maior aproximação das organizações ao uso da metodologia, pois trazem um melhor entendimento dos motivos pelos quais as empresas buscam o uso da ACV e da forma pela qual podem ser motivadas para seu uso. O conhecimento aqui gerado se torna relevante ainda como subsídio para a elaboração de programas direcionados às organizações para melhor prepará-las e motivá-las para a efetiva implementação da ACV no Brasil. Espera-se também que os resultados aqui apresentados possam servir como base para novos estudos.

Referências

- BOAVENTURA, E. M. (2004) Metodologia da pesquisa: monografia, dissertação, tese. São Paulo: Atlas.
- ISSBERNER, L.-R. & LÉNA, P. (2016) *The Brazil in the Anthropocene: Conflicts between predatory development and environmental policies*. London: Routledge.
- LÉNA, P. (2012) *Os Limites do crescimento econômico e a busca pela sustentabilidade: uma introdução ao debate*. In *Enfrentando Os Limites Do Crescimento: Sustentabilidade, Decrescimento e Prosperidade*. (1a ed.). Rio de Janeiro: Garamond.
- MOTTA, W.H. (2016) Ciclo de vida do produto e a geração deecoinovações: desafios para o Brasil. Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciência da Informação – PPGCI IBICT/UFRJ
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – UNEP/SETAC. (2012) **Greening the economy through life cycle thinking: ten years of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative**, Paris.
- VEIGA, J.E.; ISSBERNER, L.R. (2012) Decrescer crescendo. In : LÉNA, P.; NASCIMENTO, E.P. **Enfrentando os limites do crescimento: sustentabilidade, decrescimento e prosperidade**. Rio de Janeiro: Garamond.

METODOLOGIA SEMI QUALITATIVA DE AVALIAÇÃO DE COMUNICAÇÃO DE ESTUDOS DE ACV NO MEIO EMPRESARIAL

Natalia Muller¹, Yuki Kabe¹

¹Sustentabilidade na cadeia de clientes, Braskem, natalia.muller@braskem.com

Resumo: A comunicação de estudos de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é fundamental para a captura de valor do estudo realizado. É através dela que informações chave atingem públicos de interesse, baseados nos objetivos primordiais que motivam a condução do estudo. Baseado nisso, é importante fundamentar investimentos e estratégias internas em métricas que reflitam a efetividade da comunicação do material gerado, correlacionada ao posicionamento estratégico do setor em questão. Com esse objetivo, estudou-se a criação de uma metodologia semi-qualitativa, baseada em principais objetivos e seus respectivos indicadores, para avaliar a efetividade da comunicação em estudos de ACV no ambiente empresarial.

Palavras-chave: Comunicação, Métricas, Gestão, Valor Intangível.

Introdução

O desafio da comunicação de estudos de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) tem sido abordado e discutido em diversas iniciativas na comunidade de ACV, devido ao seu teor técnico, multiplicidade de utilização de seus resultados, bem como a variedade de públicos alvo que pode atingir. No que diz respeito à comunicação de estudos de ACV, a decisão de comunicar depende de um balanço delicado entre a simplificação que a comunicação exige de conteúdos complexos e a necessidade de manter um rigor científico para apoiar possíveis afirmações feitas sobre determinado produto analisado (CIVIA, 2015).

Dentro do contexto empresarial, a realização de uma ACV de um produto ou serviço pode cumprir diversos objetivos, a depender da área solicitante, contexto de mercado ou segmento do objeto analisado pelo estudo.

Baseado no objetivo específico do estudo e dada sua comunicação ao devido público alvo, há uma grande dificuldade na gestão interna em capturar o valor gerado por essa comunicação. Enquanto existem métodos, modelos, ferramentas e bancos de dados amplamente difundidos para a elaboração e quantificação do estudo, ainda faltam diretrizes para orientar o processo de comunicação dos resultados de estudos de avaliação de ciclo de vida (KISS 2016).

Essa dificuldade impacta diretamente na geração de métricas internas de acompanhamento consistentes e robustas, dificultando a análise de pontos positivos e pontos de melhoria do processo de comunicação dentro das áreas responsáveis.

Frente a essa dificuldade, o presente estudo objetiva propor uma metodologia de avaliação de comunicação de resultados de ACV dentro da Braskem, aplicando-a em uma análise piloto à cinco estudos distintos realizados dentro da empresa nos últimos anos. O intuito principal é aplicar a metodologia para guiar práticas futuras das áreas de ACV e Desenvolvimento Sustentável, bem como nortear investimento de recursos em ações de comunicação externa, identificando segmentos de mercado que sejam críticos ou estratégico à empresa.

Metodologia

Essa seção descreve a metodologia utilizada para o estudo de uma métrica capaz de captar o valor gerado às áreas solicitantes através do estudo de Avaliação de Ciclo de Vida.

Inicialmente, utilizou-se como material de consulta a pesquisa interna de satisfação da área de ACV da Braskem, enviada a todos os principais envolvidos no estudo após o término do mesmo. A pesquisa de satisfação da área visa captar feedback das áreas internas solicitantes de estudos, guiando o aprimoramento de nossa atuação. Nela, o respondente elenca dentre diversas possibilidades, os objetivos pretendidos com a realização do estudo. Com base nas respostas coletadas entre 2016 e 2017, determinou-se os objetivos mais recorrentes, segundo **tabela 1**.

Tabela 1 – Principais objetivos do estudo elencados pelas áreas solicitantes da Braskem na pesquisa interna de satisfação.

Objetivos	Frequência
Entrega de informações para a realização de novas parcerias estratégicas	16,67%
Auxílio à compreensão dos stakeholders da questão ambiental relacionada ao produto	15,28%
Aumento da penetração do produto no mercado	13,89%
Melhoria da imagem do produto no setor	12,50%
Auxílio à minha compreensão da questão ambiental relacionada ao produto	12,50%
Aumento de vendas	11,11%
Embasamento do discurso de utilização do meu produto em feiras e eventos	9,72%
Defesa de mercado	8,33%

Os objetivos acima, para efeito de agrupamento, foram categorizados em três grandes grupos de acordo com a temática principal do objetivo: tomada de decisão, promoção de mercado e imagem e reputação.

Um ponto crítico nesse estudo foi compreender que a eficácia e qualidade de uma comunicação depende do objetivo da comunicação e do público que se pretende atingir. Sendo assim, dificulta-se a utilização de dados quantitativos como métrica geral para todos os agrupamentos de objetivos, como por exemplo, número de visualizações de uma publicação, público de um evento, quantidade de interações em rede social, entre outros. Dado que um estudo pode visar uma agenda positiva com cliente ou uma abertura maior de mercado com os principais players, métricas como as acima descritas não são representações fiéis da qualidade da comunicação realizada.

Sendo assim, optou-se por uma metodologia semi-qualitativa, na qual elencou-se os principais indicadores de ações com potencial de promover uma comunicação efetiva dentro de cada um dos três tipos gerais de objetivos de comunicação, conforme **tabela 2**.

Tabela 2 – Objetivos principais e seus indicadores.

Objetivo	Indicadores
Imagem e Reputação	Houve produção de material visual?
	Houve publicação em veículos especializados?
	Houve divulgação em mídias de massa?
Promoção de Mercado	Houve apresentação para clientes e parceiros?
	Houve apresentação para associações setoriais?
	Houve apresentação em fórum/congresso/feira?
	Houve publicação em veículos especializados?
Tomada de Decisão	Houve apresentação dos resultados para a liderança?
	Foi utilizado como critério de decisão?

Esses indicadores devem ser pontuados de 1 a 3, segundo a régua abaixo descrita na **tabela 3**.

Tabela 3 – Pontuação.

Nota	Descritivo
1	Ação não foi realizada
2	Ação foi realizada pontualmente
3	Ação foi realizada diversas vezes

Sendo assim, para cada critério, fez-se uma média das notas obtidas em cada critério, gerando uma nota final do cumprimento daquele objetivo na comunicação. Entretanto, frequentemente, um estudo engloba mais de um dos três objetivos, fazendo-se necessária uma ponderação entre os mesmos. Esta foi realizada através de uma consulta aos principais encarregados do estudo na área solicitante, visando ser fiel às expectativas reais da ACV, ranqueando cada objetivo dentro de um peso variando de 1 a 10. De posse das notas gerais de cada objetivo e seu respectivo peso, dada pela área solicitante, obtêm-se um indicador único de efetividade da comunicação.

Para testar a metodologia, elencou-se quatro estudos realizados nos últimos anos com diferentes objetivos, que foram comunicados de maneiras distintas no ambiente externo e interno à Braskem, conforme descrito na **tabela 4**, para aplicar versão piloto da métrica.

Tabela 4 – Estudos desenvolvidos pela área de ACV na Braskem, seu contexto, seus canais de comunicação e materiais criados.

Estudo	Contexto	Materiais de Comunicação	Canais Comunicados
Copos Descartáveis de 200 mL	Comparar solução descartável em PP com copo reutilizável de vidro em ambientes de público flutuante.	Vídeo, Textos, Cartilhas, Folders	Facebook, Youtube, LinkedIn, PICPlast, Site Braskem
Externalidades em Embalagens de Alimentos	Valorar as externalidades positivas e negativas das embalagens plásticas alimentícias na conservação dos alimentos.	Infográficos, Folders, Apresentações, Vídeo, Textos.	Let's Talk Packaging, Facebook, Youtube, Associações Setoriais, Eventos.
Pallets	Comparar solução plástica à solução tradicional no segmento logístico que utiliza pallets para transporte e armazenamento.	Folder, Apresentações.	Associações Setoriais, B2B, PICPlast.
Baldes de Tinta Imobiliária	Comparar solução tradicional em lata com nova aplicação plástica para embalagens de tinta imobiliária.	Vídeo, Cartilha, Folder.	Facebook, Youtube, LinkedIn, PICPlast, Site Braskem, Associações Setoriais, Feiras.

As **tabelas 5, 6, 7 e 8** abaixo resume as notas e ponderações dadas aos indicadores e objetivos, respectivamente, para cada estudo analisado no teste de metodologia.

Tabela 5 – Avaliação da comunicação e cálculo do indicador único de comunicação para o estudo de copos descartáveis 200 mL.

Copos Descartáveis			
Principais Objetivos	Pesos (1 a 10)	Indicadores	Nota
Imagem e Reputação	10	Houve produção de material visual?	3,0
		Houve publicação em veículos especializados?	1,0
		Houve divulgação em mídias de massa?	3,0
		Nota final	2,3
Promoção de Mercado	3	Houve apresentação para clientes e parceiros?	2,0
		Houve apresentação para associações setoriais?	1,0
		Houve apresentação em fórum/congresso/feira?	2,0
		Houve publicação em veículos especializados?	1,0
		Nota final	1,5
Tomada de Decisão	0	Houve apresentação dos resultados para a liderança?	N/A
		Foi utilizado como critério de decisão?	N/A
		Nota final	N/A
Indicador Único de Comunicação			2,1

Tabela 6 – Avaliação da comunicação e cálculo do indicador único de comunicação para o estudo de externalidades em embalagens alimentícias

Externalidades em Embalagens Alimentícias			
Principais Objetivos	Pesos (1 a 10)	Indicadores	Nota
Imagem e Reputação	9	Houve produção de material visual?	3,0
		Houve publicação em veículos especializados?	2,0
		Houve divulgação em mídias de massa?	3,0
		Nota final	2,7
Promoção de Mercado	5	Houve apresentação para clientes e parceiros?	2,0
		Houve apresentação para associações setoriais?	1,0
		Houve apresentação em fórum/congresso/feira?	2,0
		Houve publicação em veículos especializados?	1,0
		Nota final	1,5
Tomada de Decisão	0	Houve apresentação dos resultados para a liderança?	N/A
		Foi utilizado como critério de decisão?	N/A
		Nota final	N/A
Indicador Único de Comunicação			2,3

Tabela 7 – Avaliação da comunicação e cálculo do indicador único de comunicação para o estudo de pallets

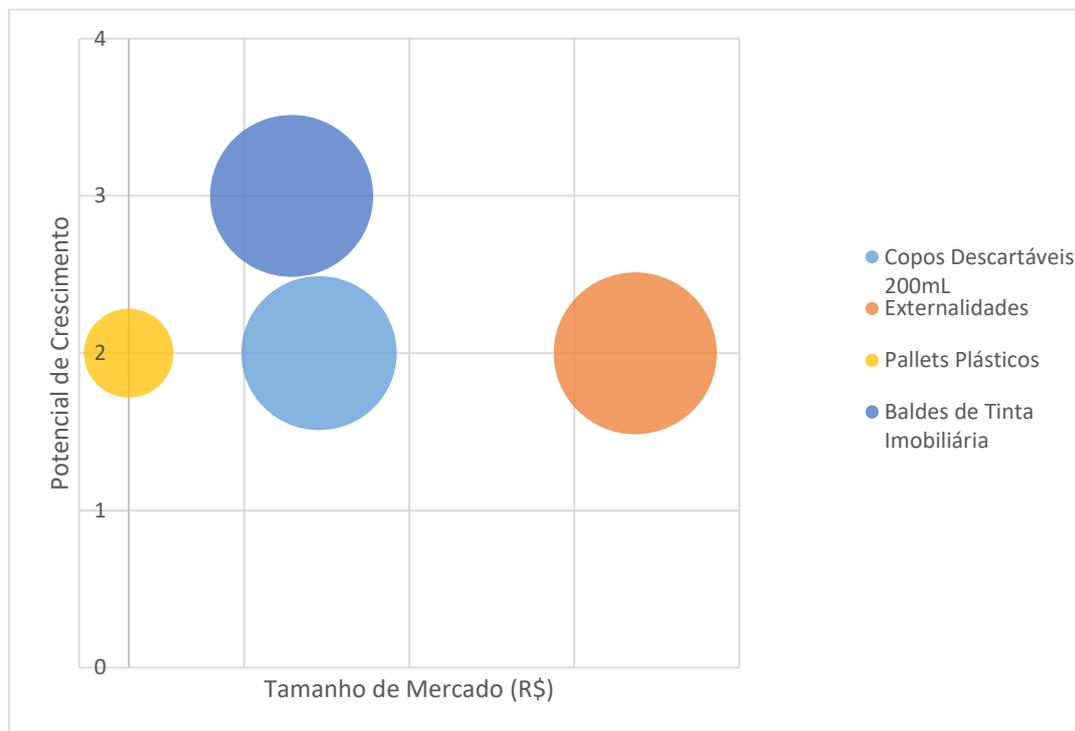
Pallets			
Principais Objetivos	Pesos (1 a 10)	Indicadores	Nota
Imagem e Reputação	0	Houve produção de material visual?	N/A
		Houve publicação em veículos especializados?	N/A
		Houve divulgação em mídias de massa?	N/A
		Nota final	N/A
Promoção de Mercado	7	Houve apresentação para clientes e parceiros?	2,0
		Houve apresentação para associações setoriais?	1,0
		Houve apresentação em fórum/congresso/feira?	2,0
		Houve publicação em veículos especializados?	1,0
		Nota final	1,5
Tomada de Decisão	8	Houve apresentação dos resultados para a liderança?	1
		Foi utilizado como critério de decisão?	1
		Nota final	1
Indicador Único de Comunicação			1,2

Tabela 8 – Avaliação da comunicação e cálculo do indicador único de comunicação para o estudo de baldes de tinta imobiliária.

Baldes de Tinta Imobiliária			
Principais Objetivos	Pesos (1 a 10)	Indicadores	Nota
Imagem e Reputação	0	Houve produção de material visual?	N/A
		Houve publicação em veículos especializados?	N/A
		Houve divulgação em mídias de massa?	N/A
		Nota final	N/A
Promoção de Mercado	10	Houve apresentação para clientes e parceiros?	2,0
		Houve apresentação para associações setoriais?	3,0
		Houve apresentação em fórum/congresso/feira?	2,0
		Houve publicação em veículos especializados?	2,0
		Nota final	2,3
Tomada de Decisão	0	Houve apresentação dos resultados para a liderança?	N/A
		Foi utilizado como critério de decisão?	N/A
		Nota final	N/A
Indicador Único de Comunicação			2,3

No **gráfico 1** abaixo, analisou-se o potencial de crescimento dos segmentos estudados (avaliado pelas áreas solicitantes, tais como área comercial, engenharia de aplicação, desenvolvimento de mercado, entre outros) e seu respectivo tamanho de mercado em reais (ocultado no gráfico abaixo por motivos de confidencialidade dos dados). O tamanho do raio da bola é proporcional ao indicador único de comunicação calculado para cada um.

Gráfico 1 – Tamanho de Mercado, Potencial de Crescimento e Intensidade de Comunicação dos estudos avaliados para teste metodológico.



Conclusões

A análise de um gráfico como o acima permite classificar os estudos em quadrantes de relevância. Na idealidade, estudos com maior tamanho de mercado e maior potencial de crescimento devem possuir raio maximizado, ou seja, apresentar uma comunicação mais efetiva possível, por se tratarem de segmentos estratégicos à empresa. Por outro lado, analisando o estudo de pallets como exemplo, vê-se que sua comunicação foi a menos efetiva dentre os estudos analisados. Entretanto, trata-se de um mercado em que o plástico ainda não possui forte presença, com moderado potencial de crescimento.

Assim, a utilização de uma metodologia como a acima descrita pode apoiar no acompanhamento da evolução dos estudos e segmentos, traçando ao longo do tempo, a melhora ou piora na comunicação, bem como a evolução da relevância dos segmentos, norteados aplicação de recursos financeiros voltados à comunicação.

Referências

CiViA, Ciclo de Vida Aplicado, 2015. *Desafio da comunicação de resultados de ACV são destaque em oficina da CiViA*. Disponível em: <http://www.civia.com.br/desafios-da-comunicacao-de-resultados-de-acv-sao-destaque-em-oficina-da-civia/?locale=pt-br>. Acesso em 11abril2018.

Domeneghetti, D., Meir, R., 2009. *Ativos Intangíveis: o real valor das empresas*. 3ª edição.

Kiss, B., Betiol, L., Ramos, L., 2016. *Comunicação e ACV: os desafios das empresas ao comunicar resultados ambientais no atual cenário brasileiro*.

UNEP, United Nations Environmental Programme, 1995. *Life Cycle Assessment: What it is and how to use it*. 1ª edição.

AValiação DO CICLO DE VIDA E DAS EMISSões DE GASES DE EFEITO ESTUFA DE UMA ESTaÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Isaura Macedo Alves¹, Saulo de Tarso Marques Bezerra², Lucas Caitano da Silva³, José Vitor Silva Aragão⁴, José Adson Andrade de Carvalho Filho⁵

Grupo de Gestão Ambiental Avançada (GAMA) – Análise de Ciclo de Vida

¹*Discente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE, isauramalves@gmail.com*

²*Docente do curso de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE, s.bezerra@hotmail.com*

³*Discente de Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE, lucas.caitano1@gmail.com*

⁴*Discente de Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE, vitor.csc.13@gmail.com*

⁵*Discente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE, adson.carvalhojr@gmail.com*

Resumo: Água e energia elétrica estão diretamente ligadas e o uso racional e eficiente desses recursos também é uma frente que certamente contribuirá muito para o contínuo atendimento à demanda. Sabendo que a água tratada constitui um serviço público básico, o impacto de suas emissões no meio ambiente tem sido considerado de grande interesse. Assim, a presente pesquisa aplicou a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), uma ferramenta para dar apoio às decisões voltadas à gestão ambiental com base na ISO 14000 e ISO 14040/2009. A ACV foi utilizada para quantificar as emissões de gases de efeito estufa das estações de tratamento de água da cidade de Caruaru – PE. Para a aplicação da ACV foi utilizado o *software* SimaPro[®] que dispõe de um grande número de banco de dados e métodos de avaliação de impacto. Foram inventariados consumo de energia elétrica e produtos químicos. O fator principal deste trabalho foi levar em conta os impactos causados pelo consumo de água doce e quantificá-los utilizando a metodologia de ACV e tomando por base os artigos internacionais.

Palavras-chave: ACV; gases de efeito estufa; estação de tratamento de água.

Introdução

Os países em desenvolvimento enfrentam um desafio difícil para atender às crescentes demandas da população por água, energia e o problema ainda é agravado pelas mudanças climáticas. É fundamental projetar uma adaptação efetiva de políticas e estratégias, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) vem como um dos mais abrangentes métodos para avaliar o desempenho ambiental dos bens e serviços, para os sistemas de água e se concentram em diferentes fases da cadeia de abastecimento de água, incluindo a produção de água (captação, tratamento e dessalinização), distribuição, consumo, e em alguns casos, coleta, tratamento e recuperação de águas residuais (MERON *et al.*, 2016).

A ACV é uma metodologia utilizada para o estudo das cargas ambientais associadas aos diversos estágios de um sistema ou produto, pelo levantamento e quantificação da energia e dos materiais necessários (entradas) e dos resíduos e emissões liberados ao meio ambiente (saídas). Como instrumento de gestão, a ACV permite ao responsável pela decisão escolher uma alternativa considerando seus aspectos técnicos e seu desempenho ambiental, além de auxiliar na identificação de oportunidades de melhoria no ciclo de vida em estudo (GUTIERREZ, 2014).

O objetivo desse trabalho é avaliar os impactos na produção de água de uma estação de tratamento de água e as emissões de gases de efeito estufa por meio da metodologia Avaliação do Ciclo de Vida – ACV.

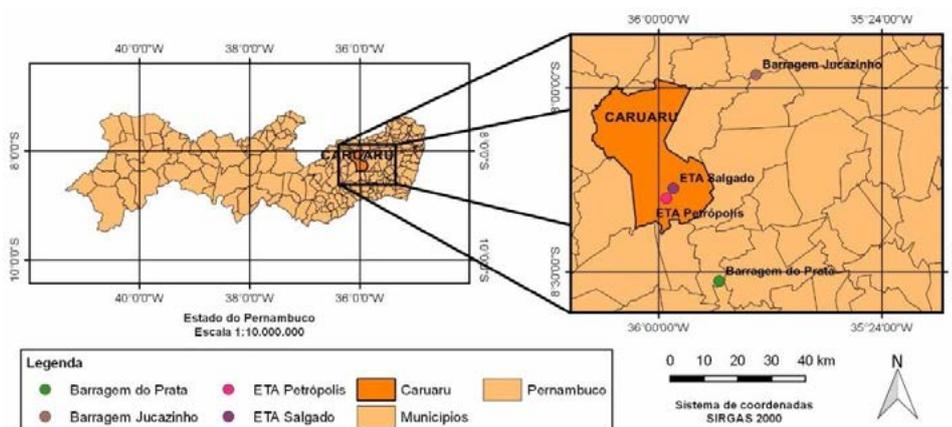
Dado o fato de que a aplicação da ACV no Brasil é um campo bastante novo, uma significativa escassez de estudos disponíveis na literatura é perceptível. Logo, não há muitos trabalhos técnico-científicos publicados com aplicação rigorosa nessa área. No entanto, o estado da arte concentra trabalhos internacionais desenvolvidos para a avaliação de desempenho de estações de tratamento de água e esgoto com aplicação da metodologia de ACV. Os estudos

aplicados aos processos de estações de tratamento de água potável em países desenvolvidos e em desenvolvimento se destacam.

Metodologia

As Estações de Tratamento de Água em estudo estão localizadas na Cidade de Caruaru - PE entre as barragens do Jucazinho e do Prata, conforme Figura 1. O abastecimento da cidade de Caruaru está sob responsabilidade da Companhia Pernambucana de Saneamento – COMPESA.

Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo



Fonte: Elaboração própria

A pesquisa será realizada com base na metodologia ACV, baseada na NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b). No presente trabalho será utilizado o software de ACV desenvolvido pela empresa holandesa Pré Consultant, SimaPro® (versão Facuty), que segue as fases descritas pela ISO 14040/2009. A avaliação será caracterizada como sendo “Do portão-ao-portão” (gate-to-gate).

A coleta dos dados operacionais da estação de abastecimento de água em estudo foi realizada diretamente com a empresa de distribuição de água COMPESA. Foram inventariados consumo de energia elétrica e produtos químicos. Para a aplicação do Inventário do Ciclo de Vida - ICV os dados coletados foram processados e calculados para quantificar as entradas e saídas para todos os processos dentro dos contornos do sistema do produto, através do *software*.

O ICV do consumo de energia elétrica: a quantidade de dióxido de carbono equivalente (CO_2eq) do consumo de energia elétrica foram das Unidades Setoriais da ETA Petrópolis e ETA Salgado consumo total de energia no período de 01 (um) ano.

O ICV dos produtos químicos: foram inventariados os produtos químicos utilizados no processo físico – químico das ETAs. Através do tipo e da quantidade de produto químico utilizado em quilograma por metro cúbico (Kg/m^3) de água tratada foi possível obter diretamente do banco de dados no *Ecoinvent*® a quantidade de dióxido de carbono equivalente (CO_2eq).

Resultados e discussão

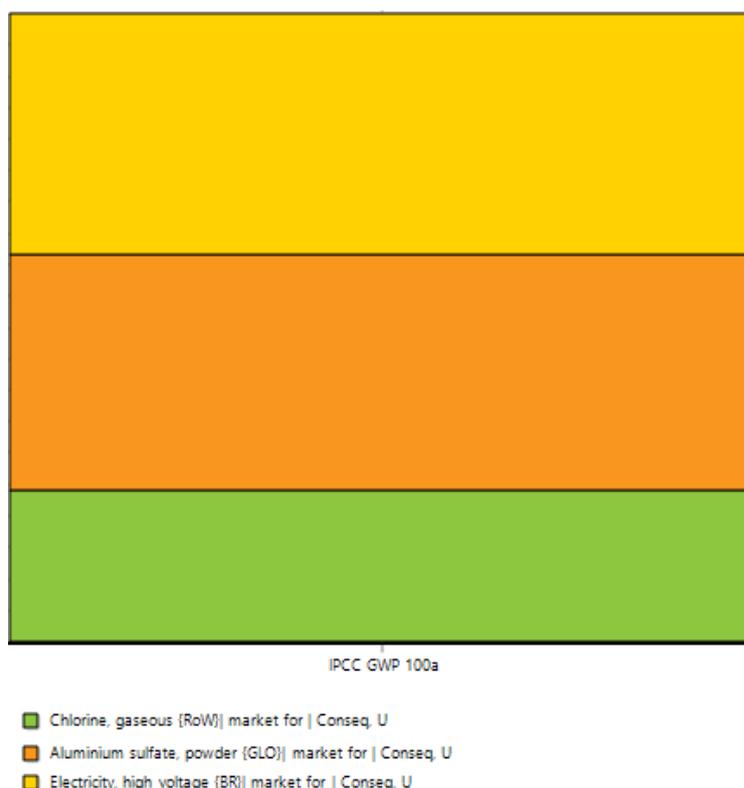
A categoria de impacto escolhida foi o método IPCC (2007) 100 anos. O IPCC relaciona os fatores de mudança climática com um prazo de 20, 100 e 500 anos. O período de 100 anos é a base utilizada pelo Protocolo de Kyoto, por isso tem uma ampla aceitação e é mais recomendado. O IPCC (2007) é um método desenvolvido pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas. É um dos métodos mais utilizados na Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para caracterizar as emissões gasosas com base em seu potencial de aquecimento global (GWP), bem como a

agregação de diferentes emissões para a categoria de potencial impacto e as alterações climáticas (FRISCHKNECHT & STEINER, 2007).

Para o Brasil, o IPCC destaca que o aquecimento global pode ser de 1,7°C, no melhor Cenário de redução de emissões até 6,7°C, no pior Cenário. Destaca-se também a questão dos recursos hídricos, no Nordeste brasileiro, por exemplo, pode-se enfrentar uma redução de 22% na precipitação até 2100 (GUANAIS, 2015).

As emissões de GEE das ETAs foram de 0,124 KgCO₂eq/m³ de água efetivamente consumida. Ou seja, o sistema emite mais de 2 milhões de KgCO₂eq/ano. Os resultados da análise de 1m³ de água produzida, utilizando o método IPCC 2013 GWP 100 anos está inserida na Figura 2:

Figura 2 – Análise de 1m³ de água produzida, utilizando o método IPCC 2013 GWP 100 anos



Fonte: *Software SimaPro*

Na etapa de tratamento, o cloro utilizado teve uma contribuição de emissão de 0,0297 KgCO₂eq/m³ e o sulfato de alumínio 0,0464 KgCO₂eq/m³. A eletricidade representou 0,0474 KgCO₂eq/m³. Esse resultado pode ser justificado pelo fato do banco de dados utilizado para quantificar as emissões de GEE desses insumos foram a partir dos dados globais, com uma matriz energética diferente da matriz estudada. Os impactos ambientais resultantes do consumo de eletricidade não dependem apenas da quantidade de eletricidade consumida, mas também da matriz de eletricidade utilizada no banco de dados para os insumos inventariados.

No Reino Unido, a emissão anual de GEE em 2006/07 do consumo de energia no setor de água é de 5,03 milhões de toneladas de CO₂ eq. Nesse contexto é desejável olhar a intensidade energética e a emissão de GEE dos sistemas de água urbana (NAIR *et al.*, 2014).

Segundo estudos de Jeong *et al.* (2015), o consumo de eletricidade causou 54% do Potencial Aquecimento Global em Atlanta. Para análise da categoria aquecimento global foi emitido 1,97 KgCO₂ eq/m³, o autor afirma que o impacto ambiental aumentaria rapidamente com o crescimento populacional devido ao aumento do consumo de água.

Conclusões

O crescimento populacional e as mudanças climáticas são fatores externos que impulsionam a demanda de água e seu uso de energia associado. As mudanças climáticas podem afetar o abastecimento de água, devido ao aumento da temperatura e redução da precipitação. O fator principal deste trabalho foi levar em conta os impactos causados pelo consumo de água doce e quantificá-los utilizando a metodologia de ACV e tomando por base os artigos internacionais.

Além do mais, visto a importância da água para a sobrevivência humana, faz-se necessário a utilização sustentável deste recurso, principalmente em regiões na qual sofrem com a escassez hídrica. O setor de saneamento requer atenção, porque, além de garantir a qualidade de vida da população, também atende às questões de saúde pública. E como mostrado neste estudo, se não gerido de forma adequada, a ETA também irá contribuir de forma significativa para as emissões de GEE.

Agradecimentos

Ao Centro Acadêmico do Agreste da Universidade Federal de Pernambuco – CAA/UFPE. A Companhia Pernambucana de Saneamento – COMPESA por apoiar o desenvolvimento da pesquisa. E ao Grupo de Gestão Ambiental Avançada (GAMA) apoiou e ofereceu estrutura para realização da pesquisa.

Referências

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 2009a. NBR ISO 14040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 2009b. NBR ISO 14044: Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro.
- FRISCHKNECHT, Rolf; STEINER, Roland. 2007. Metals Processing And Compressed Air Supply Data v2.0. Ecoinvent Report nº.23, ESU Services Ltd., p.91.
- GUANAIS, Ana Luiza da Silva Rezende. 2015. Avaliação energética e das emissões de gases de efeito estufa do Sistema Integrado de Abastecimento de Água de Feira de Santana. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Feira de Santana. Feira de Santana – BA.
- GUTIERREZ, Katia Gonçalves. 2014. Análise e gerenciamento de impactos ambientais no tratamento de esgoto doméstico mediante avaliação de ciclo de vida. Belo Horizonte.
- JEONG, Hyunju; MINNE, Elizabeth; CRITTENDEN, John C. 2015. Life cycle assessment of the City of Atlanta, Georgia's centralized water system. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 20, n. 6, p. 880-891.
- MERON, Noa; BLASS, Vered; GARB, Yaakov; KAHANE, Yehud; THOMA, Greg. 2016. Why going beyond standard LCI databases is important: lessons from a meta-analysis of potable water supply system LCAs. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 21, n. 8, p. 1134-1147.
- NAIR, Sudeep; GEORGE, Biju; MALANO, M. Hector; ARORA, Meenakshi; NAWARATHNA, Bandara. 2014. Water–energy–greenhouse gas nexus of urban water systems: Review of concepts, state-of-art and methods. Resources, Conservation and Recycling, v. 89, p. 1-10.

GESTÃO DO CICLO DE VIDA APLICADO NO DESIGN DO PROCESSO DE COMPRAS CORPORATIVAS

Yuki Kabe¹, Natália Muller¹

¹ *Sustentabilidade na cadeia de clientes, Braskem, yuki.kabe@braskem.com*

Resumo: As empresas têm buscado ativamente a incorporação da sustentabilidade em seus processos internos. A norma ISO 20400 fornece as diretrizes para integrar a sustentabilidade na estratégia e no processo de uma política de compras da organização, definindo os princípios de compras sustentáveis, como responsabilidade, transparência, respeito pelos direitos humanos e comportamento ético. Em geral os processos de compras sustentáveis buscam garantir a compra do produto ou serviço que apresente o melhor balanço entre aspectos econômicos, ambientais e sociais, mas raramente inclui a definição do item a ser comprado em termos de função, ou seja, o processo de compra é focado no produto/serviço e não da satisfação de uma necessidade da corporação, seja ela pública ou privada. Nas unidades fabris da Braskem são utilizadas 80.000 toalhas por mês. Este estudo detalha o uso de Gestão de Ciclo de Vida para o processo de tomada de decisão de como fornecer este serviço de higiene para os colaboradores Braskem: usando toalhas reutilizáveis (com a necessidade de lavagens) ou usando toalhas descartáveis de uso único. O processo de decisão levou em conta três critérios: desempenho técnico, custo da solução e desempenho ambiental. Este último item foi avaliado utilizando-se um estudo de Avaliação de Ciclo de Vida. Serão apresentados os resultados do estudo de ACV e sua influência no processo de tomada de decisão.

Palavras-chave: Gestão do ciclo de vida, compras sustentáveis.

Introdução

A gestão do ciclo de vida (GCV) pode ser definida como uma abordagem de gestão de negócios que se diferencia pelo foco não só no viés econômico e local, mas também na performance ambiental e social da cadeia de valor. A GCV se materializa como uma forma de operacionalizar o pensamento em ciclo de vida no campo dos negócios e potencialmente traz benefícios como a racionalização e redução consistente do perfil de impacto ambiental de um produto ou serviço ao mesmo tempo que maximiza valores econômicos e sociais (United Nations Environmental Programme, 2009). Entre outros benefícios, empresas latino americanas já reportaram que a GCV foi uma ferramenta importante para: desagregar a correlação direta entre crescimento econômico e impacto ambiental; identificar, quantificar e reduzir riscos na cadeia de valor e promover a eficiência no uso de recursos (United Nations Environmental Programme, 2014).

Por esses benefícios, empresas mundialmente reportam que a utilização da GCV se traduz em vantagem competitiva e melhorias no *bottom-line* da empresa. Segundo a UNEP a abordagem sistêmica do pensamento em ciclo de vida pode tomar forma em três tipos de iniciativa dentro de uma empresa: a inovação, quando se repensa um produto ou serviço para que considere a GCV desde seu design seja ele físico ou de negócios; a influenciadora, quando se utiliza campanhas e marketing para que o público alvo (seja consumidores em geral ou clientes) tome decisões mais informadas; e por último a edição de escolhas, em que se remove a opção notadamente com pior desempenho ambiental das opções possíveis.

No presente caso, além das ações de GCV já consolidadas e focadas nos produtos principais da empresa (resinas termoplásticas e químicos básicos), surgiu a oportunidade da GCV influenciar na aquisição de serviços de higiene e limpeza para os integrantes da empresa. As atividades de GCV consolidadas incluem: desenvolvimento de inventários de ciclo de vida tanto de processos operacionais internos quanto de fornecedores e clientes; participação ativa no desenvolvimento de mercado e design de novos produtos; desenvolvimento de estudos de avaliação do ciclo de vida com clientes e ainda a comunicação sistêmica dos resultados. A novidade apresentada por esse artigo se configura no fato de que a GCV permeou áreas que não estavam inicialmente no foco estratégico de implementação. Por isso, configura-se como um claro indicador de transversalidade do tema na empresa. Este artigo também não tem a intenção de comunicar um estudo de Avaliação de Ciclo de Vida em especial, mas sim seu processo de comunicação e a forma pela qual a gestão focada no ciclo de vida pode influenciar nas tomadas de decisões internas.

O cenário do presente estudo se constrói nas unidades fabris da Braskem. Com cerca de oito mil integrantes, a Braskem opera 41 unidades industriais. Muitas delas são equipadas com vestiários e possibilidade de que o funcionário tome banho. Isso resultou no ano de 2017 no uso, em média, de 80 mil toalhas de algodão por mês. Com vistas ao potencial de impacto ambiental dessa operação a área responsável pela gestão dos contratos de

fornecimento de toalhas e lavanderia sugeriu uma abordagem sistêmica de ciclo de vida para avaliar opções ao modelo atual.

Metodologia

A função do estudo foi definida com o objetivo de ser imparcial e de forma a isolar o problema que a Braskem tinha interesse em resolver. Além disso, cuidados foram tomados para que a função permitisse que novas opções inovadoras não fossem excluídas. A função e unidade funcional foram então definidas.

Função: Propiciar solução para secagem de colaborador, em unidades da Braskem, no ano de 2016.

Unidade Funcional: Propiciar solução, com o uso de toalhas, para secagem de 120 colaboradores, em unidades da Braskem, no ano de 2016

Para o presente estudo, foram envolvidos cinco fornecedores que forneceram dados de suas operações, produtos e serviços para que uma ACV fosse desenvolvida a partir deles. A Braskem também passou por uma coleta de dados principalmente sobre os padrões de uso das toalhas.

Os fornecedores foram inicialmente separados por tipo de solução que ofereciam. Dois propunham soluções com toalhas reutilizáveis e três com toalhas descartáveis. A coleta de dados se procedeu à distância por meio de reuniões via teleconferência e envio de planilhas de coleta de dados.

Tabela 7. Aspectos diversos sobre os sistemas de produto das toalhas

	Toalhas descartáveis	Toalhas laváveis e reutilizáveis
Subsistemas ¹	3	2
Massa unitária média	61,33 g	425,5 g
Composição média	80% de viscose/20% de poliéster	85% de algodão/15% de poliéster
Gramatura média	55,23 g/m ²	442 g/m ²
Tamanho médio	125 cm por 85 cm	137,5 cm por 70 cm
Ciclos de lavagens	-	120
Perdas médias	7% na transformação	7% na transformação, 6% de evasão e 1,86% por lavagem
Origem dos materiais	China	
Destinação Final ²	Cenários de resíduos sólidos do Brasil (aterros e lixões)	

A partir dos dados, procedeu-se com o desenvolvimento dos modelos no software Simapro que culminou na avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV). Apesar do estudo ter sido desenvolvido seguindo as normas da ISO 14040-44, ele não passou pelo processo de revisão crítica por dois motivos: indisponibilidade de tempo (o projeto teve duração de 6 meses) e pela natureza interna do estudo e comunicação do objeto do estudo.

¹ Foram utilizadas informações de três fornecedores de toalhas descartáveis para a composição do modelo de ciclo de vida. Já para aquelas reutilizáveis, de dois.

² Com base no Panorama de Resíduos Sólidos da ABRELPE, 2011.

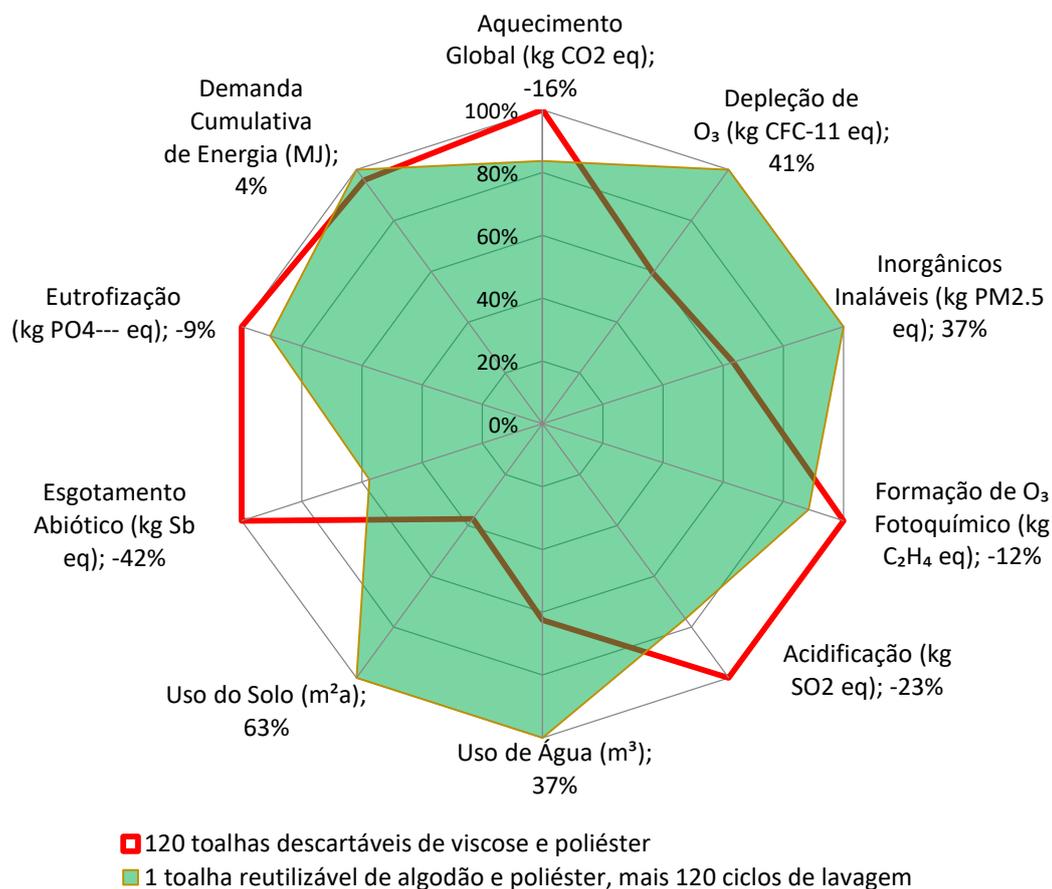
A análise de *hotspots* foi desenvolvida em conjunto por diferentes áreas internas e consultorias envolvidas para que se chegasse às conclusões e recomendações para a concorrência.

Resultados e discussão

A comparação do impacto ambiental dos dois sistemas para secagem de colaboradores deixa evidente alguns *trade-offs* entre categorias de impacto ambiental. A opção por toalhas descartáveis é mais vantajosa em Uso da Água, Uso do Solo, Depleção de O₃ e Inorgânicos Inaláveis, enquanto que aquelas reutilizáveis acompanhadas de ciclos de lavagem prevalecem como melhor escolha em Esgotamento Abiótico, Acidificação, Aquecimento Global e Formação de O₃ Fotoquímico. Não é seguro concluir qual seria o sistema preferível em Eutrofização e Demanda Cumulativa de Energia.

De acordo com a Análise de Contribuição, são as etapas de produção da Viscose e de lavagem as responsáveis primárias pelos resultados na opção de descartáveis e de reutilizáveis, respectivamente. No caso do sistema de toalhas com Viscose, o destino final, como esperado, também é muito representativo, tendo em vista o volume de resíduos sólidos disposto em aterros e lixões para o cumprimento da unidade funcional.

Figura 1. Resultados comparativos da Avaliação do Ciclo de Vida de toalhas



Por mais que a lavagem apresente-se como determinante para o perfil ambiental das toalhas reutilizáveis, a água não é o principal aspecto deste estágio de ciclo de vida, e sim a geração de energia (vapor para secagem) a partir da madeira e o consumo de produtos químicos, como detergentes. A produção de algodão e o beneficiamento assumem papel relevante para a maior parte das categorias.

Apesar de enriquecer e ampliar o campo de visão das análises, o perfil ambiental considerando diversas categorias de impacto ambiental pode se tornar contra produtivo na hora de se tomar uma decisão, principalmente quando o resultado envolve *trade-offs* entre categorias. Como diversos estudos já reportaram e continuam reportando, esse

desafio é comum na comunidade de ACV e requer ao mesmo tempo criatividade e rigor técnico para que seja superado. Dentre diversas alternativas a Braskem escolheu desenvolver um indicador de ponto único baseado na matriz de materialidade reportada nos relatórios de sustentabilidade em conformidade com o *Global Reporting Initiative*. A ponderação da materialidade para a Braskem foi traduzida para os pesos de cada categoria de impacto - após passar pelo processo de normalização - e aplicados ubiquamente a todos os estudos da Braskem.

A pontuação única indicou um impacto no caso base significativamente menor para as toalhas descartáveis. O indicador foi dominado pelos impactos nas categorias de mudanças climáticas, uso de água, respiratório inorgânico e uso de solo. Com o resultado da análise de contribuição e de *hotspot* foi iniciado um processo de desenvolvimento de novos cenários com o objetivo de testar limites do modelo e também variar hipóteses fundamentais como as que se seguem:

- Distância entre lavanderia e unidade Braskem
 - Caso base: 130 km
 - Sensibilidade: 50 a 800 km
- Origem do algodão
 - Caso base: China
 - Sensibilidade: Brasil
- Periodicidade de lavagem
 - Caso base: Lavagem das toalhas a cada uso
 - Sensibilidade 1: Uma vez por semana e secagem em varal
 - Sensibilidade 2: Uma vez por semana e secagem em máquina de secar comum
- Método de secagem nas lavanderias
 - Caso base: Caldeiras a vapor (biomassa de combustível)
 - Sensibilidade 1: Secagem em varal na lavanderia
 - Sensibilidade 2: Caldeira com gás natural como combustível

As análises de sensibilidade e cenários alternativos contribuíram de forma plural para a compreensão do sistema de produto como um todo. Indicaram que as distâncias avaliadas podem influenciar em até 20% do impacto ambiental total das alternativas reutilizáveis. Além disso, se a fonte de algodão for brasileira o impacto tende a ser ligeiramente menor (4%).

Cenários mais disruptivos também foram avaliados e demonstraram-se promissores. No caso do integrante possuir uma toalha cativa e a empresa apenas lavar uma vez por semana faria com que o resultado do estudo se invertesse. Nesse caso o impacto ambiental das toalhas reutilizáveis seriam consideravelmente menores do que o impacto das toalhas descartáveis. Mesmo considerando que essas toalhas cativas fossem encaminhadas – após cada uso – para uma secadora, o impacto ambiental total ainda permaneceria menor.

Por último, no caso de a lavanderia usar a secagem no varal e que se mantivesse a prática da lavagem a cada uso, o impacto ambiental total também se inverteria, indicando maior performance ambiental da opção reutilizável.

Conclusões

É importante notar que no caso apresentado o estudo de ACV apesar de ter ocorrido - no *stricto sensu* - comparativamente, ele não foi usado apenas para fazer afirmações comparativas. O estudo de ACV foi usado de forma mais abrangente no sentido de conhecer riscos e oportunidades de melhoria no desempenho ambiental de cada alternativa estudada com vistas a enriquecer o conhecimento sobre o cumprimento de determinada função.



O processo de compras foi influenciado de forma objetiva pela inclusão de um fator ambiental (que reflete o indicador único da ACV) nos critérios de priorização de fornecedores. Esse critério ficou com 40% do peso na ponderação final de fornecedores, sendo que aspectos técnicos e comerciais dividiram os 60% restantes.

Referências

United Nations Environmental Programme. (2009). *Life Cycle Management: How business uses it to decrease footprint, create opportunities and make value chains more sustainable.*

United Nations Environmental Programme. (2014). *Life Cycle Thinking in Latin America: 12 case studies of LCA and LCM approaches of companies in.*

GESTÃO DO CICLO DE VIDA EM MÉDIAS E PEQUENAS EMPRESAS: ANÁLISES INICIAIS E PANORAMAS FUTUROS DA INDÚSTRIA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

Graciele O. Diniz¹, Cristiane M. S. Sampaio², Ricardo K. S. Fermam³

¹ Mestrado Profissional em Metrologia e Qualidade do Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (Inmetro)/Instituto SENAI de Tecnologia Ambiental, gdiniz@firjan.com.br

² Instituto Nacional de Metrologia e Qualidade e Tecnologia - Inmetro

³ Instituto Nacional de Metrologia e Qualidade e Tecnologia - Inmetro

Resumo: Nos últimos anos, tem-se aumentado as discussões relacionadas ao Ciclo de Vida de um produto ou serviço. Porém, ainda existem incertezas conceituais e práticas o que contribui para que o tema não esteja totalmente incorporado na Gestão Ambiental estratégica das indústrias. Aliado a essa questão, existem poucos exemplos práticos nessa área, e os existentes demonstram que o custo, aceitável em grandes organizações, se torna uma barreira efetiva em negócios de pequeno e médio porte, desta forma, os potenciais benefícios da implantação de técnicas de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) não configuram-se em um argumento forte o suficiente. À luz destas informações, as seguintes questões tornam-se significativas: Que condições devem ser cumpridas para as técnicas de ACV serem significativamente mais difundidas? As pequenas e médias empresas (PMEs) estão prontas para realizar a gestão de ciclo de vida de seus produtos? A pesquisa se baseou na análise de literatura existente e nas informações obtidas do banco de dados Certifiqu que mantém informações a cerca das certificações ISO 14001:2015, versão da norma que já incorporou o “pensamento do ciclo de vida” como um dos requisitos que deve ser considerado pelas empresas certificadas. O presente artigo pretende abordar as principais oportunidades para essas organizações do ponto de vista ambiental e avaliar os principais pontos de dificuldade, bem como o potencial uso e benefício da implementação da ACV, com foco especial nas PMEs localizadas no estado do Rio de Janeiro. Como resultado, pretende-se estimular o uso das técnicas de ACV para crescimento destas empresas.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida, ACV, Pequenas e Médias Empresas, PME.

Introdução

Nos últimos anos, tem-se aumentado as discussões relacionadas ao Ciclo de Vida de um produto ou serviço. A expressão “do berço ao túmulo” tem sido cada vez mais dita e discutida entre os profissionais da área ambiental e principalmente no meio acadêmico. Entretanto, na prática, o tema ainda é pouco aplicado. As indústrias ainda encontram incertezas conceituais e práticas o que contribui para que o tema ainda não esteja totalmente difundido e incorporado na Gestão Ambiental estratégica das organizações. Lima (2007) cita que as poucas ferramentas de ACV que são desenvolvidas no Brasil estão concentradas, em sua maioria, dentro de empresas pertencentes a grupos multinacionais que já têm a prática de utilizar essa ferramenta como estratégia de negócio, nas unidades de seus países de origem.

A compreensão dos conceitos e a consequente utilização da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) em Pequenas e Médias Empresas (PMEs) é algo desafiador. A dificuldade de se encontrar profissionais com um bom conhecimento do tema dentro destas empresas, a ausência de um banco de dados brasileiro estruturado e consolidado, a falta de intimidade com os softwares para a criação de Inventários do Ciclo de Vida e o desconhecimento dos custos e ganhos da Avaliação do Ciclo de Vida contribuem para que o tema esteja mais em discussão do que efetivamente sendo aplicado. Segundo Hauschild, Jeswiet e Alting (2005), as PME devem ser convencidas que a aplicação da ACV redundará em benefícios econômicos também no curto prazo, uma vez que muitas PME operam com um horizonte de tempo muito curto.

Cherubini e Ribeiro (2015) sugerem que uma maneira de diminuir os custos da ACV é desenvolvendo parcerias com grupos de pesquisa em instituições públicas na forma de dissertações e teses, no entanto, a empresa fica refém dos tempos de execução das atividades acadêmicas que geralmente não acompanham a velocidade na qual a indústria necessita da informação. Esta alternativa também é limitada quando é preciso manter a confidencialidade de dados. Uma outra forma seria a contratação de consultores especializados, o que demanda investimento. Para Cordano, Marshall e Silverman (2010) as Pequenas e Médias empresas não possuem todos os recursos e competências necessários à implantação das atividades de gestão ambiental.

Uma maneira de estimular a incorporação da gestão do ciclo de vida na gestão ambiental das empresas é a adoção do Pensamento Baseado no Ciclo de Vida, citado e trazido à discussão pela mais recente versão da norma ABNT NBR ISO

14001:2015 (Sistemas de gestão ambiental — Requisitos com orientações para uso), que estabeleceu a necessidade das empresas certificadas considerarem este tema, antes visto apenas como uma “filosofia” presente na academia. Apesar disso, não se existe uma clareza entre consultores, auditores e auditados do que realmente significa pensar sob esta “perspectiva” e, como “pensar” pode introduzir, na gestão estratégica de uma média e pequena empresa, as ferramentas de Avaliação do Ciclo de vida de seus produtos ou serviços e como este “pensamento” pode atender ao requisito especificado.

A grande questão, na realidade é o que realmente significa pensar sob uma perspectiva do ciclo de vida? E, como, efetivamente, este “pensamento” contribuirá com o desenvolvimento, em termos ambientais, de uma média e pequena empresa? Para responder tais questões, é imprescindível considerar o maior objetivo de uma empresa: gerar lucro! Sendo assim, objetivamente, como o pensamento do ciclo de vida pode ser inserido na gestão de uma média e pequena empresa e contribuir para a geração de lucros? Haveria uma técnica mais indicada ou eficaz para a introdução desse “pensamento”?

Com base nas questões acima, é importante avaliar especialmente as PME e a forma como inserem a gestão ambiental em sua atuação diária. Analisando a literatura, observa-se que desde o surgimento dos movimentos ambientais e a criação das principais legislações, as PME possuem um desempenho ambiental baixo, quando estes existem, e não consideram questões ambientais como sendo estratégicas (RAO et al., 2006; STUDER; WELFORD; HILLS, 2006).

Uma boa alternativa é a ampla discussão das técnicas de ACV atualmente conhecidas e a divulgação das experiências positivas obtidas por empresas, no país e no exterior, que já as implementam em seus processos produtivos. Outra possibilidade, seria o incentivo e financiamento de projetos que auxiliem as PME a capacitarem seus profissionais ou, ainda, projetos que customizem uma ferramenta mais simples que possa ser implementada para atender, inicialmente, ao “requisito do pensamento baseado no ciclo de vida”.

Referências da literatura geralmente sugerem grandes diferenças no uso de técnicas de ACV para PME e existem grandes razões para essas diferenças. Elas incluem (KURCZEWSKI e LEWANDOWSKA, 2008):

- Custo da Análise do Ciclo de Vida;
- Custo da mudança das práticas de rotina, incluindo investimentos em tecnologias;
- Ferramentas metodológicas complicadas;
- Corpo funcional qualificados para conduzir a ACV.

Estudos conduzidos no final de 1990 por Frankl e Rubik (2000), que analisaram o uso de técnicas de ACV em quatro países europeus, revelaram duas conclusões relevantes: em primeiro lugar, o principal uso dessa ferramenta nas áreas tradicionais de aplicação, como eco design e rotulagem ambiental e em segundo lugar, que este uso era feito por grandes empresas e multinacionais, sob grande aporte financeiro, humano e intelectual.

As publicações nessa área indicam que o custo, aceitável em grandes organizações, se torna uma barreira efetiva em negócios de pequeno e médio porte, reduzindo a percepção dos potenciais benefícios da implantação de técnicas de ACV em suas práticas operacionais. Por outro lado, embora os usos de técnicas de ciclo de vida ainda sejam pouco vistos, as empresas tem sido cada vez mais comum seu uso ao redor do mundo (BAUMANN et al. 2012; SCHISCHKE et al. 2012; TNO 2005).

Segundo Cherubini e Ribeiro (2015), dentre as motivações para o uso, a principal razão ainda está na exigência por parte do mercado externo ou políticas internacionais, embora existam empresas que tenham utilizado a ACV como estratégia para o melhoramento do desempenho ambiental de seus produtos ou para construir uma melhor imagem do setor ante o consumidor. Outra motivação demonstrada é a utilização da ACV como indicador da melhoria contínua, em processos de recertificação de SGA baseado na ISO 14001:2015.

Vale a pena frisar que existem muitos benefícios associados à Gestão do Ciclo de Vida na Gestão Ambiental da indústria. A Gestão do Ciclo de Vida pode proporcionar às empresas (KURCZEWSKI, 2014):

- O entendimento das forças e fraquezas dos seus produtos e serviços em termos ambientais;
- O entendimento de possíveis mudanças para aprimorar a imagem ambiental da organização
- A geração de soluções inovadoras para o desenvolvimento dos seus produtos e serviços.
- Rotas para reduzir o custo dos negócios;
- Soluções inovadoras para prospectar uma melhor posição de mercado.
- A capacidade de atender aos requisitos legais e éticos, principalmente na área de impacto ambiental.

À luz das informações acima, este trabalho busca responder as seguintes questões: Que condições devem ser cumpridas para fazer as técnicas de ACV serem significativamente mais difundidas? As PME estão prontas para utilizar a gestão de ciclo de vida de seus produtos e/ou serviços? É realmente possível implementar técnicas de ACV na tomada de decisões das PME? (KURCZEWSKI, 2014).

As médias e pequenas empresas, muitas vezes com falta de recursos financeiros ou com o constante desafio da sobrevivência no mercado, estão prontas para inserir em suas tomadas de decisões o pensamento baseado no ciclo de vida, levando em consideração questões além de suas próprias organizações? O que poderia mobilizar estas organizações em direção a este pensamento? (WITCZAK, J., 2014).

Médias e pequenas indústrias no estado do rio de janeiro

A classificação do porte de uma empresa pode ser feita em cima da receita bruta anual e/ou da quantidade de funcionários que elas possuem. A Lei Complementar Federal 123/2006, chamada de Lei Geral ou de Estatuto Nacional da Microempresa e da Empresa de Pequeno Porte, foi criada para regulamentar tratamento favorecido, simplificado e diferenciado a esse setor. Já as médias empresas são classificadas pelo IBGE, de acordo com a quantidade de funcionários que possui.

A Lei Geral adota a seguinte classificação: *microempresa, empresas cuja receita bruta anual é igual ou inferior a R\$ 360.000,00 (trezentos e sessenta mil reais); empresa de pequeno porte, aquela cuja receita bruta anual é superior a R\$ 360.000,00 (trezentos e sessenta mil reais) e igual ou inferior a R\$ 4.800.000,00 (quatro milhões e oitocentos mil reais)*. No caso das médias empresas, se for do segmento industrial, é considerada como média empresa aquela que tiver entre 100 e 499 empregados. Se for do segmento comercial ou de serviços, é classificada como média as que possuírem de 50 a 99 empregados.

A Confederação Nacional, por meio do Sistema Indústria e o SEBRAE têm atuado de forma diferenciada com as PME pois estas são consideradas importantes na geração e manutenção de empregos e distribuição de renda do país, principalmente em tempos de recessão. Além disso, são verdadeiros instrumentos de desenvolvimento econômico, já que geram mais empregos diretos e compram seus insumos no mercado nacional e são fontes de inovação e empreendedorismo de negócios do futuro (Lopes, J.R. 2010).

Segundo dados oficiais divulgados pela Confederação Nacional da Indústria, o RJ possui PIB industrial de R\$ 131,3 bilhões, equivalente a 11,3% da indústria nacional, empregando 617.979 trabalhadores. É o segundo maior PIB do Brasil, com R\$ 556,4 bilhões.(CNI, 2018).

Ainda de acordo com a CNI, os principais setores produtivos do estado são Construção, que responde por uma participação de 23,9% no PIB industrial; Extração de petróleo e gás natural que responde por 20,7%; Derivados de petróleo e biocombustíveis por 10,9%; Serviços industriais de utilidade pública por 9,7% e Atividades de apoio à extração de minerais que responde por 5,6%. Juntos, esses setores representam 70,8% da indústria do estado (CNI, 2018).

Segundo o panorama lançado pelo SEBRAE em 2016 são sete os setores considerados estratégicos das micro e pequenas empresas no Rio: Alimentos, construção civil, petróleo e gás, turismo, moda, economia criativa e base tecnológica. Os dados apresentam que em 2014 as micro e pequenas empresas respondiam por 37,2% dos empregos e 22,3% da renda do trabalho só no estado do Rio de Janeiro. Ainda de acordo com o SEBRAE, as micro e pequenas empresas atuantes no conjunto destes sete setores representa 60,4% do total na economia fluminense.

Diante destes números expressivos, optou-se pela análise do impacto, desafios e oportunidades da implantação de técnicas de Avaliação do Ciclo de Vida na Gestão ambiental das médias e pequenas empresas do estado do Rio de Janeiro. O presidente do Conselho Temático de Meio Ambiente e Sustentabilidade da Confederação Nacional da Indústria (CNI), durante cerimônia de abertura da 6ª edição do evento CNI Sustentabilidade, afirmou que *“as iniciativas de sustentabilidade devem ser incorporadas à estratégia do negócio de uma indústria e não caracterizadas por ações de compensação,”* porém o mesmo frisou que *“as práticas sustentáveis precisam ser viáveis economicamente e gerar resultados para atrair empreendedores e investidores.”* (Portal da Indústria, 2017).

Avaliação do ciclo de vida na gestão ambiental

A difusão da utilização de ferramentas de Avaliação do Ciclo de Vida nas empresas passa a ser maior com a criação, em 2010 do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (PBACV), coordenado pelo IBICT e INMETRO, que possui

como objetivo principal, estabelecer diretrizes para ações de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) no Brasil, de forma a apoiar o desenvolvimento sustentável e a competitividade ambiental da produção industrial brasileira e promover o acesso aos mercados interno e externo (INMETRO, 2010).

Esse movimento passa a ser mais efetivo em 2015 com a revisão da norma ABNT NBR ISO 14001:2015 que possui requisitos para a introdução da “Perspectiva do Ciclo de Vida” nas empresas que possuem implementado ou desejam implementar um Sistema de Gestão Ambiental certificável. Esta certificação é bastante comum entre empresas que desejam se destacar e serem reconhecidas por sua atuação responsável, o que contribui ainda mais para a busca por conhecimento e aplicação das ferramentas de Avaliação do Ciclo de Vida pela indústria.

Segundo um estudo polonês, em um grupo de 1.000 empresas de porte pequeno e médio, os gestores costumam reconhecer a importância de se conhecer os impactos ambientais de suas atividades e a associam com a oportunidade de minimizar custos. Os principais tipos de impactos ambientais identificados nas organizações polonesas foram: (ANUSZEWSKA et al., 2011)

- Consumo significativo de energia (38,5% das respostas)
- Geração de resíduos que requerem disposição final (21,8% das respostas)

Os Resultados desta pesquisa mostram a escala de diferentes tipos de medidas ambientais implementadas pelas PME polonesas (ANUSZEWSKA et al., 2011). Eles indicam que as medidas comumente implementadas não requerem conhecimento especializado ou incorrer em grandes gastos pelas empresas. Exemplos incluem a introdução de energia eficiente ou práticas de segregação de resíduos. Os projetos mais complexos foram realizados por um número muito pequeno de empresas, mais frequentemente empresas de médio porte com maior capital financeiro e humano, como por exemplo Eco design e ACV. (KURCZEWSKI, 2014).

Segundo Aragón-Correa et al. (2008), o histórico de dados obtidos em anos de estudos, discussão e implementação de Sistemas de Gestão ambiental em PME, mostram que é possível adotar práticas de melhorias ambientais e que essas práticas podem levar a um desempenho econômico superior ao de empresas que não se preocupam com estas questões. Esta afirmação ganha mais consistência com a publicação de Lee (2009) que reitera que as PME podem se tornar mais verdes por meio de mudanças organizacionais e estratégicas. Todas essas afirmações consistem nas motivações necessárias para que se estimule a adoção das técnicas de ACV nas PME.

Objetivo

O principal objetivo do trabalho é difundir a temática de Ciclo de Vida e dar suporte a médias e pequenas empresas do estado do Rio de Janeiro no seu desenvolvimento empresarial através da expansão dos horizontes ambiental, além da esfera de sua operação e identificar novas áreas para aprimorar e promover os produtos e serviços que oferecem, avaliando e diminuindo o impacto que possuem sobre o meio ambiente.

Metodologia

Esta pesquisa baseou-se na análise de literatura para identificar o status econômico e ambiental das indústrias, visando focar nas médias e pequenas empresas do estado do Rio de Janeiro.

Tecnicamente, adotou-se como procedimento para este estudo, a pesquisa bibliográfica visando as principais abordagens existentes nas PME, do ponto de vista ambiental e avaliar os principais pontos de dificuldade bem como potencial uso e benefício da implementação da Gestão do Ciclo de Vida nessas organizações.

Para que fossem atingidos os objetivos deste trabalho foi realizada uma pesquisa exploratória ao sistema de banco de dados Certifiq do Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia – INMETRO, assim, foram identificadas as empresas que já possuem certificação conforme os requisitos da norma ABNT NBR ISO 14001:2015 no estado do Rio de Janeiro, o que supõe que as mesmas estejam familiarizadas com a Gestão do Ciclo de Vida e já adotem o conceito do “Pensamento sob uma perspectiva do Ciclo de Vida” ou até mesmo as ferramentas de ACV.

O Certifiq - Sistema de Gerenciamento de Certificados foi desenvolvido por iniciativa do Inmetro em parceria com os Comitês da Qualidade ABNT/CB-25 e ABNT/CB-38 e visa disponibilizar à sociedade em geral, de modo eficiente, transparente e centralizado, informações dos certificados emitidos no Brasil por organismos de certificação

acreditados pelo Inmetro nos sistemas de gestão da qualidade (ISO 9001) e gestão ambiental (ISO 14001). (INMETRO, 2018).

Inicialmente buscou-se efetuar a pesquisa por empresas do estado do Rio de Janeiro que possuam certificados válidos e concedidos dentro e fora do SBAC - Sistema Brasileiro de Acreditação para empresas nacionais e estrangeiras. Estes dados foram agrupados pelo ramo de atividade, neste caso especificamente Indústrias Extrativas e Transformadoras cujo escopo de acreditação é o Sistema de Gestão Ambiental baseado na norma ABNT NBR ISO 14001. Considerando que a abordagem do Ciclo de Vida é citada na revisão de 2015, a versão do padrão normativo selecionada foi a referida.

Inevitavelmente são feitas comparações com os resultados das consultas feitas as demais unidades federativas do estado, de modo a enriquecer o estudo. Da mesma forma foi feito com a versão anterior do padrão normativo escolhido, a NBR 14001:2004.

Resultados e discussão

Os resultados obtidos pela pesquisa feita ao portal Certifiq demonstram que apenas 2 empresas, no RJ obtiveram a certificação ou recertificação dentro e fora do SBAC, na norma ABNT NBR ISO 14001, versão 2015. Sendo que uma destas empresas atua na exploração da infraestrutura e da prestação de serviço em rodovia federal e a outra na gestão de serviços de apoio ao setor onshore e offshore e não são caracterizadas como PME.

Nacionalmente, verificou-se que existem 134 certificados válidos, conforme a versão atual da norma. Vale frisar que essas duas empresas obtiveram a certificação em 2017, dois anos após a publicação da norma.

De 2004 a 2015 os números eram expressivos, havia 149 empresas certificadas no RJ, de um total de 1714 empresas no país. Entretanto este número ainda é baixo, quando comparado ao quantitativo de empresas registradas no estado. Os dados obtidos em Fevereiro de 2018 demonstram que além das empresas existentes no estado que não possuem um SGA implementado ou certificado, ainda existem 147 empresas que, se interessadas na recertificação, precisam introduzir o pensamento do Ciclo de Vida em sua gestão

Conclusões

As organizações ainda optam pela minimização do impacto ambiental, introduzindo soluções relativamente simples as quais não requeiram conhecimento especializado e alto investimento, como por exemplo, ações de substituições de lâmpadas com menor gasto energético e separação de resíduos para reciclagem. Somente uma pequena porcentagem das organizações implementam atividades mais complexas, e mais comumente, essas organizações possuem uma quantidade maior de capital humano e financeiros disponíveis (KURCZEWSKI, 2014).

A percepção obtida é de que são necessárias mudanças na metodologia das técnicas de ACV, ou a simplificação de uma parte delas, de modo que as PME utilizem mais frequentemente tais técnicas. Seria ainda válido o incentivo ao uso de LCT nas médias e pequenas empresas, como prêmios de reconhecimento, selos ambientais específicos ou ainda a possibilidade de simplificação de processos como o de obtenção da licença ambiental, ao se demonstrar a adoção destas ferramentas.

A impressão geral obtida é que as médias e pequenas empresas analisadas têm um problema de aceitação e compreensão da perspectiva do ciclo de vida e mostram interesse limitado em assumir responsabilidade pelos aspectos ambientais além dos padrões legais obrigatórios e limites de suas operações comerciais (WITCZAK, J., 2014). Sendo assim, parcerias com agências de fomento que financiassem o custo de profissionais qualificados para a execução de estudos de ACV em PME, poderia estimular a difusão das ferramentas.

Referências

CHERUBINI, E.; RIBEIRO, P. T. (2015). Diálogos Setoriais Brasil e União Europeia: desafios e soluções para o fortalecimento da ACV no Brasil. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia, Brasília: 2015. ISBN: 9788570131058

CNI. Confederação Nacional da Indústria. Disponível em <<http://perfildados.portaldaindustria.com.br/estado/rj>>. Acesso em: 20 Jan. 2018.

CORDANO, M.; MARSHALL, R.S.; SILVERMAN, M. (2010) How do small and medium enterprises go "green"? A study of environmental management programs in the U. S wine industry. *Journal of Business Ethics*, v. 92, n. 3, p. 463-478.

FRANKL, P., & RUBIK, F. (2000). Life cycle assesment in industry and business: Adoption patterns, applications and implications. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(3), 133-133.

HAUSCHILD, M.; JESWIET, Jack; ALTING, Leo. From life cycle assessment to sustainable production: status and perspectives. *CIRP Annals-Manufacturing Technology*, v. 54, n. 2, p. 1-21, 2005.

INMETRO. Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia. Disponível em <<http://certifiq.inmetro.gov.br/Consulta/ConsultaEmpresas>>. Acesso em: 05/03/2018.

KURCZEWSKI, P. (2014). Life cycle thinking in small and medium enterprises: the results of research on the implementation of life cycle tools in Polish SMEs—part 1: background and framework. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(3), 593-600.

LEWANDOWSKA, A., & KURCZEWSKI, P. (2010). ISO 14062 in theory and practice—ecodesign procedure. Part 1: structure and theory. *The international journal of life cycle assessment*, 15(8), 769-776.

LIMA, A. M. F. (2007). Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil: inserção e perspectivas. Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica. Salvador, 116.

LOPES, JOSÉ RAFAEL NASCIMENTO. (2010). Desafios e alternativas para a gestão ambiental em pequenas empresas: uma análise do programa de qualificação de fornecedores da FIEB / José Rafael Nascimento Lopes. – Salvador, 2010.

MARTINS, P. S., ESCRIVÃO FILHO, E., & NAGANO, M. S. (2015). Gestão ambiental e estratégia empresarial em pequenas e médias empresas: um estudo comparativo de casos. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 20(2), 225-234.

RAO, P.; CASTILLO, O.O.; INTAL JR, P.S.; SAJID, A. (2006). Environmental indicators for small and medium enterprises in the Philippines: an empirical research. *Journal of Cleaner Production*, v. 14, n. 5, p. 505-515.

SEBRAE. (2016). Um panorama dos sete setores estratégicos das PME no Rio. SÍNTESE NOTA CONJUNTURAL Nº43. Observatório SEBRAE/RJ.

STUDER, S., WELFORD, R., & HILLS, P. (2006). Engaging Hong Kong businesses in environmental change: drivers and barriers. *Business Strategy and the Environment*, 15(6), 416-431.

WITCZAK, J., KASPRZAK, J., KLOS, Z., KURCZEWSKI, P., LEWANDOWSKA, A., & LEWICKI, R. (2014). Life cycle thinking in small and medium enterprises: the results of research on the implementation of life cycle tools in Polish SMEs—part 2: LCA related aspects. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(4), 891-900



PEGADA HÍDRICA: USO DO MÉTODO AWARE NA GESTÃO EMPRESARIAL DE RECURSOS HÍDRICOS

Beatriz C. Koszka Kiss¹, Ricardo Dinato², Matheus Fernandes²

¹ Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getúlio Vargas – GVces (FGV-EAESP), beatriz.kiss@fgv.br

² Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getúlio Vargas – GVces (FGV-EAESP)

Resumo: Os recursos hídricos têm ganhado importância e passaram a ser uma das prioridades na gestão empresarial, especialmente em decorrência da recente crise hídrica enfrentada no Brasil. A gestão é geralmente feita a partir de análises quantitativas de água (consumida, captada, tratada ou devolvida), resultando em soluções que visam apenas a eficiência no uso deste recurso, como fazendo seu reuso. Porém, a partir da aplicação dos conceitos da pegada hídrica e da ACV, esta gestão pode ser muito mais efetiva, conforme discute este estudo. Aplicou-se o método de avaliação de impacto AWaRe em conjunto com a ISO de pegada hídrica (14046) para avaliar os impactos locais decorrentes do consumo empresarial de água, considerando o impacto hídrico ($m^3 eq$) nas bacias onde a captação ocorreu. Foram analisadas a localização e o uso consuntivo de água (m^3) de 26 plantas industriais de diferentes empresas no Brasil. Os resultados demonstram que 12% das plantas com alto impacto hídrico não faziam parte do grupo com alto uso consuntivo de água; e 8% das plantas identificadas com alto consumo de água não apresentaram impacto hídrico significativo. Evidencia-se, então, que a gestão empresarial de recursos hídricos feita apenas a partir do consumo de água não é efetiva, sendo necessário aprimorar os dados e relacioná-los com a capacidade de reposição da bacia para resultados mais consistentes. Neste contexto, o AWaRe se apresenta como alternativa de simples aplicação e fácil compreensão. Este estudo também reforça a importância do uso de técnicas de ACV para a gestão empresarial, permitindo discussões rumo à Gestão do Ciclo de Vida no Brasil.

Palavras-chave: pegada hídrica; gestão; empresas; gestão do ciclo de vida; impacto hídrico

Introdução

Os impactos e desdobramentos negativos da crise hídrica iniciada em 2014 no Brasil ainda hoje podem ser sentidos pelo setor empresarial, que tiveram, têm ou poderão ter suas operações impactadas. A gravidade da crise hídrica provocou nas empresas, uma maior urgência na necessidade de conhecer e gerir sua relação com a água e os potenciais riscos, seja em suas próprias atividades, ao longo de sua cadeia de valor ou na região onde se localiza a bacia fornecedora. Também gerou uma demanda por conhecimentos e capacidades técnicas mais específicos e profissionais especializados no tema.

“Os riscos específicos para as empresas englobam o grau de dependência por água, volume de uso, potencial de poluição dos processos, riscos na cadeia de suprimentos, mudanças previstas na regulação setorial ou licenças específicas e o envolvimento da empresa no engajamento de parceiros locais” (WWF, 2017).

Mesmo as empresas representando boa parte da demanda por água no Brasil, estes atores não deveriam ser os únicos preocupados com a gestão deste recurso, já que os efeitos da crise afetam também os demais usuários: a sociedade e o próprio ecossistema. A disputa pelos recursos hídricos em atividades como irrigação, abastecimento urbano, geração de energia e navegação tem se intensificado (BRASIL, 2016). É evidente, portanto, que é necessário aplicar uma abordagem abrangente e integrada para solucionar esses problemas e minimizar os riscos.

Neste contexto, a técnica da pegada hídrica (PH) que permite quantificar os impactos ambientais relacionados à demanda e ao consumo de água ao longo do ciclo de vida de um produto (bem ou serviço) surge como uma das ferramentas de diagnóstico e gestão. A norma ISO 14046 é atualmente o principal método para este fim e está alinhada com os princípios da norma ISO 14040 de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). Os impactos ambientais associados ao produto e quantificados em estudos de pegada hídrica podem ser representados por diversos parâmetros ou categorias de impacto ambiental. Assim, potenciais impactos ambientais ocorrem quando há mudanças tanto na qualidade (poluição) quanto na quantidade de água. Alguns exemplos podem ser encontrados na tabela 1.

Tabela 8 – Categorias de impacto ambiental relacionadas à água

	Categoria de impacto	Métodos
Qualidade da água	Eutrofização	Diversos métodos consolidados
	Acidificação	
	Ecotoxicidade	
	Toxicidade humana	
Quantidade de água	Escassez hídrica	Um método padronizado
	Disponibilidade hídrica	Diversos métodos não consolidados

Fonte: Elaboração própria

Neste artigo daremos destaque aos parâmetros de quantidade de água, sendo que estes são definidos pela norma ISO 14046 (ISO, 2014) como:

Escassez hídrica: demanda por água (quantidade), comparada com a taxa de reposição de água em uma área (sem considerar a qualidade da água).

Disponibilidade hídrica: quantidade de água suficiente para atender às necessidades humanas e de ecossistemas, considerando a qualidade.

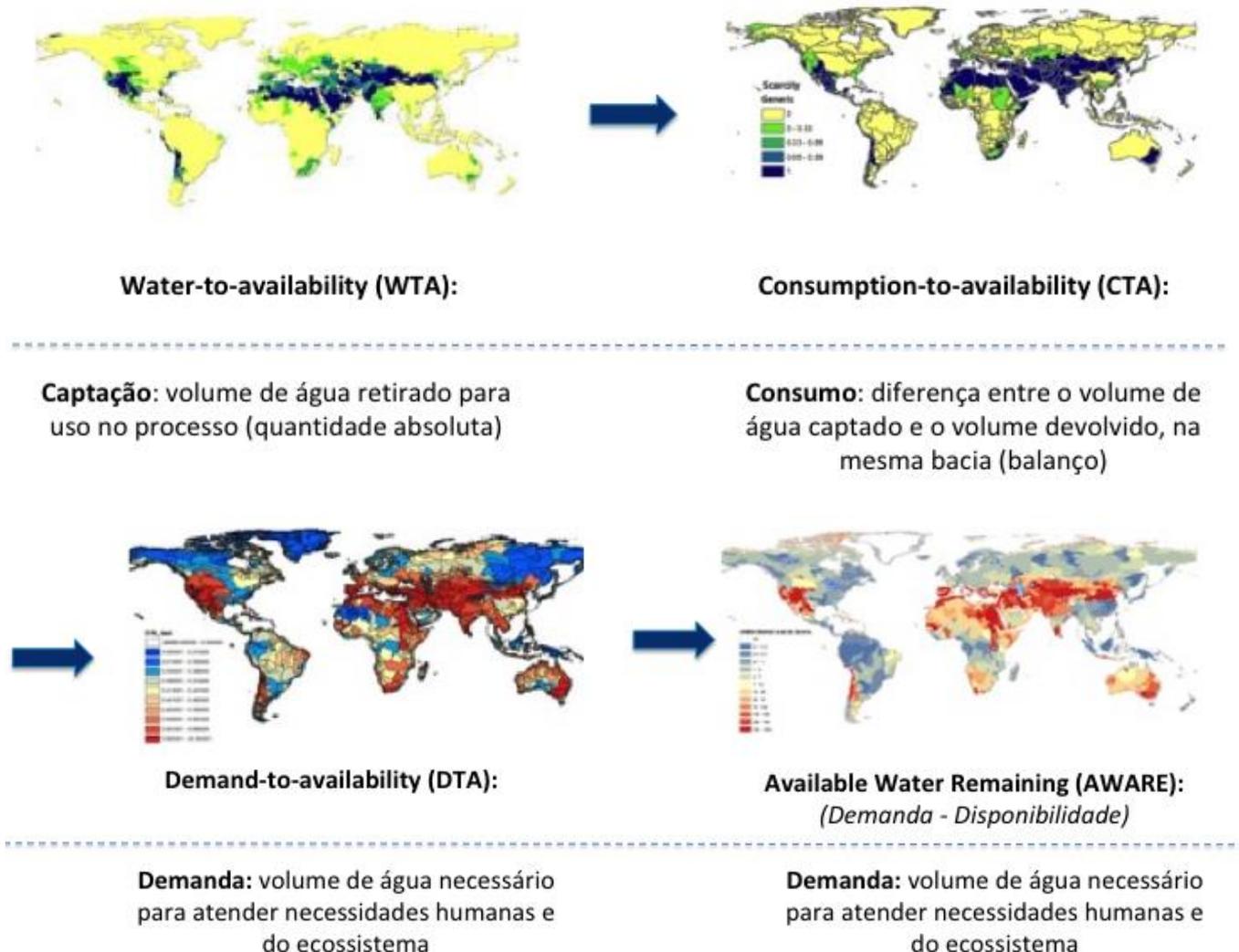
Apesar dos impactos relacionados à qualidade serem relevantes, a gestão empresarial comumente tem focado seus esforços nas atividades relacionadas à quantidade de água, especialmente para garantir o fornecimento deste recurso fundamental às operações. Neste contexto, não somente os impactos diretos (financeiros e operacionais) resultantes da escassez e/ou da disponibilidade hídrica emergem, como também questões regulatória e éticas relacionadas ao acesso e ao uso da água. Assim, surge a questão: *Ao consumir água doce em uma região, qual é o potencial de privar outro usuário (humano ou ecossistema) deste recurso hídrico?*

O método AWARE (Available WATER REmaning), publicado em junho de 2017³ (BOULAY et al., 2018), busca responder a esta questão a partir de dados quantitativos e qualitativos. Ele é resultado de um consenso do grupo de trabalho internacional WULCA (*Water Use in LCA*) sobre diversos métodos de avaliação de impacto da pegada hídrica. Sua principal premissa é que quanto menos água remanescente houver por área, maior a chance de um usuário ser privado do acesso à água. O conceito de água remanescente é definida como “água que resta após a água necessária para os consumos humano e do ecossistema terem sido subtraídas da água originalmente disponível na bacia hidrográfica” (UNEP, SETAC, 2017). Assim, o AWARE pode ser utilizado para avaliar o potencial de privação à água, tanto para os seres humanos quanto para o ecossistema.

Até que fosse criado o método AWARE, outros métodos para a quantificação da escassez hídrica foram evoluindo ao longo do tempo, conforme ilustrado na figura 1. O que se observa é que o conceito de “uso de água”, ora traduzido como captação, ora como consumo, ora como demanda, foi sendo modificado até chegar ao conceito de privação de água do AWARE, que traduz a quantidade total de água disponível em determinada região.

³ A versão online do artigo foi disponibilizada em junho de 2017; a versão impressa em fevereiro de 2018.

Figura 16 – Evolução dos métodos de quantificação da pegada hídrica



Fonte: Elaboração própria a partir de <http://www.wulca-waterlca.org/aware.html>.

De maneira simplificada, o AWARE permite quantificar a escassez absoluta de uma região em determinado período: quanto menor for a quantidade total de água disponível na região, mais suscetível os usuários (humanos e ecossistêmicos) estarão à privação da água, conforme detalhado nas equações 1, 2 e 3:

$$(1) \text{ Pegada da escassez hídrica} = \text{Uso consuntivo de água (m}^3\text{)} \times \text{Fator de caracterização}$$

$$(2) \text{ Fator de caracterização} = \frac{AMD_{global}}{AMD_{local}}$$

$$(3) AMD_{local} = \frac{(A - HWC - ERW) \times m^3}{(m^2 \times \text{mês})}$$

onde:

AMD_{global} = *Avaliability Minus Demand* (disponibilidade menos demanda – global)

AMD_{local} = *Avaliability Minus Demand* (disponibilidade menos demanda – local)

A = *Availability* (disponibilidade ou quantidade total de água disponível numa bacia hidrográfica)

HWC = *Human Water Consumption* (consumo de água para atender as necessidades humanas)

ERW = *Environmental Water Requirement* (água necessária para atender as necessidades do ecossistema)

O uso de fatores de caracterização (FC) para a quantificação da pegada da escassez hídrica é o grande avanço apresentado pelo método AWARE, pois permite uma avaliação simples e rápida (ainda que nem sempre tão precisa) sobre a situação hídrica da localidade. Um banco de dados com diversos FCs já está disponível para download nos sites do *Life Cycle Initiative*⁴ e do *WULCA*⁵, podendo ser acessados de forma estática (via planilha de Excel) ou dinâmica (por meio do uso da ferramenta Google Maps). As informações são apresentadas por país e localidade (podendo ser utilizadas as coordenadas geográficas específicas), em bases anuais e mensais, bem como nas variáveis agrícola e não-agrícola.

A partir da combinação destas informações, do método AWARE e dos conceitos de pegada hídrica, é possível melhorar a gestão hídrica no contexto empresarial: além de considerar apenas a quantidade de água consumida (uso consuntivo), agrega-se informações sobre os impactos deste consumo nos locais específicos de sua atividade (região ou bacia hidrográfica). Um exemplo prático é apresentado a seguir.

Metodologia

Para o desenvolvimento deste estudo foram utilizados dados do uso consuntivo de água (m^3) de 26 plantas industriais de empresas localizadas no Brasil no ano de 2016. As informações foram obtidas a partir de uma pesquisa realizada pelo Centro de Estudos em Sustentabilidade (GVces) da Fundação Getúlio Vargas (FGV-EAESP) no contexto das Iniciativas Empresariais, cujo tema de trabalho nos anos de 2015 e 2016 teve foco na gestão empresarial de recursos hídricos. A pesquisa contou com a participação de 8 empresas, de 6 setores diferentes.

Para cada planta industrial considerada, foram calculados o uso consuntivo de água anual e o FC anual do AWARE para a localidade da planta, por meio de sua coordenada geográfica. Por ser um estudo exploratório, foram utilizados FC anuais médios, sem uso determinado, da base de dados do WULCA. A partir destas informações, foi quantificado o impacto da escassez hídrica das plantas, a partir da equação 1.

Os resultados foram analisados de forma qualitativa, a partir do ponto de vista da gestão do consumo de água (em m^3) e da pegada de escassez hídrica (em m^3eq), conforme detalhado a seguir.

Resultados e discussão

Os dados e os resultados de cada uma das 26 plantas industriais são apresentados na Tabela 2, na qual as plantas foram nomeadas a partir de seu uso consuntivo de água (do maior para o menor consumo).

A partir das informações da Tabela 2, foi criado o Gráfico 1, que consolida os resultados para cada planta industrial (1 a 26), com relação ao seu uso consuntivo de água (em m^3) e o impacto calculado pelo método AWARE (em m^3eq). Como pode ser observado, há uma grande diferença entre a importância dos resultados para algumas plantas, em especial as de número 13 e 23, onde se observa uma classificação muito diferente com relação a cada uma das variáveis analisadas.

As dez plantas com maior uso consuntivo de água, em ordem decrescente: 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 e 10. Em contrapartida, as dez plantas com maior impacto de escassez hídrica, em ordem decrescente são: 3, 1, 4, 2, 5, 23, 13, 8, 6 e 10.

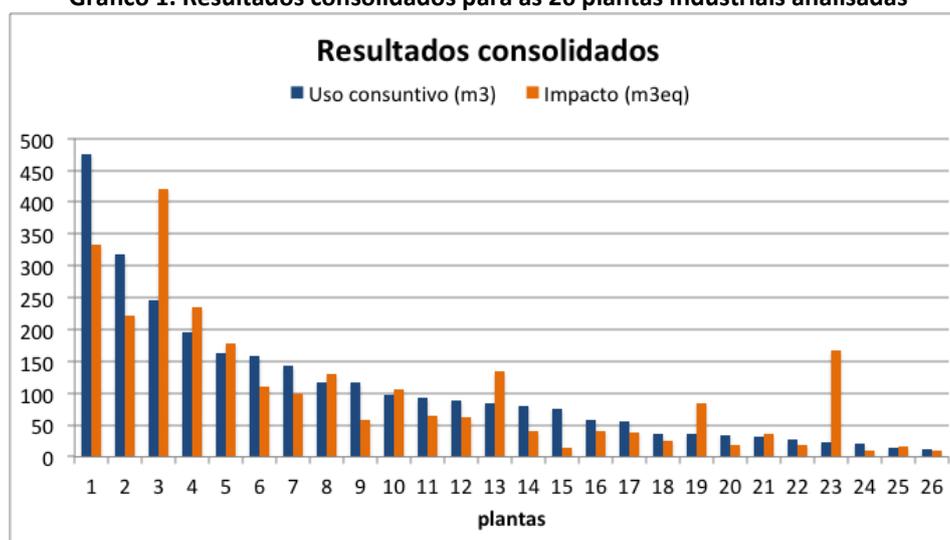
⁴ <https://www.lifecycleinitiative.org/>

⁵ <http://www.wulca-waterlca.org/>

Tabela 9 – Resultados para as plantas industriais analisadas

Planta	Localização (bacia hidrográfica)	Fator de caracterização (m ³ eq/m ³) AWARE - <i>annual unknown</i>	Uso consuntivo de água (m ³)	Impacto (escassez hídrica) (m ³ eq)
1	Paraná	0,7	476	333
2	Atlântico Leste	0,7	317	222
3	Paraná	1,7	247	420
4	Tocantins	1,2	196	235
5	Rio Parnaíba	1,1	162	178
6	Amazonas	0,7	157	110
7	Amazonas	0,7	142	99
8	Paraná	1,1	118	129
9	Tocantins	0,5	116	58
10	Paraná	1,1	97	106
11	Atlântico Leste	0,7	92	65
12	Paraná	0,7	88	61
13	Paraná	1,6	83	133
14	Amazonas	0,5	81	40
15	Paraná	0,2	75	15
16	Amazonas	0,7	58	41
17	Paraná	0,7	55	39
18	Atlântico Leste	0,7	36	25
19	Paraná	2,4	35	85
20	Amazonas	0,5	35	17
21	Tocantins	1,1	32	35
22	Atlântico Sul	0,7	26	18
23	Tocantins	7,5	22	167
24	Amazonas	0,5	21	11
25	Atlântico Sul	1,1	14	16
26	Sorocaba e Médio Tietê	0,7	12	9

Fonte: Elaboração própria.

Gráfico 1. Resultados consolidados para as 26 plantas industriais analisadas


Fonte: Elaboração própria.

Conclusões

O resultado da pesquisa demonstra a importância de levar em consideração a localização geográfica no potencial impacto na escassez hídrica para a gestão empresarial de recursos hídricos. No caso das plantas analisadas, se um plano de gestão de recursos hídricos fosse desenvolvido a partir da priorização das dez plantas com maior uso consuntivo de água, as plantas 1 a 10 seriam consideradas na análise. Por outro lado, se tomarmos como base a avaliação do potencial de cada planta em contribuir para a escassez hídrica local, o resultado do plano de gestão incluiria também ações para as plantas 13 e 23 (que apresentam baixo uso consuntivo de água, mas alto potencial de impacto na escassez), deixando de fora das dez plantas com ação prioritária as plantas de numeração 7 e 9.

Esta análise simples evidencia o que muitas vezes é praticado no contexto empresarial: ações para a redução do consumo e do uso consuntivo de água são, geralmente, direcionadas para os locais de maior volume consumido. Porém, nem sempre o fato de haver um alto uso consuntivo de água representa um risco efetivo para os usuários da bacia hidrográfica, conforme exemplificado acima. Neste sentido, é fundamental que as empresas não apenas tomem conhecimento das técnicas de pegada hídrica para melhor avaliarem os potenciais impactos ambientais de suas operações, como também incluam estas ferramentas em suas atividades rotineiras de diagnóstico e planejamento.

A compreensão da magnitude dos impactos ambientais ocasionados pela retirada e consumo de recursos hídricos de uma bacia vai muito além de seu volume. Para evitar que a escassez hídrica prive quaisquer usuários do acesso e uso da água, é necessário aplicar métodos como o AWARE para uma gestão mais efetiva. Complementarmente, a abordagem do pensamento de ciclo de vida embutida na pegada hídrica proporciona às empresas uma visão mais completa de sua cadeia de valor, evidenciando que eventuais impactos também podem estar ocorrendo em outros elos de sua cadeia, possivelmente também em outras localidades geográficas. Desta forma, faz-se necessária uma gestão abrangente e integrada do uso dos recursos hídricos, integrando-os na Gestão de Ciclo de Vida como um todo.

Especialmente para as empresas brasileiras, os recursos hídricos têm representado grandes desafios de gestão após a crise hídrica dos últimos anos. Com a disseminação de técnicas como a apresentada neste artigo, que resulta em uma aplicação simplificada do método AWARE, as empresas podem obter resultados mais completos, influenciando positivamente em seus processos de tomada de decisão, bem como na influência de iniciativas para a redução dos impactos hídricos ao longo de sua cadeia de valor, focando nos pontos críticos.

Referências

- BRASIL (2016). Plano Nacional de Adaptação à Mudança do Clima: volume 2: estratégias setoriais e temáticas. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: http://hotsite.mma.gov.br/consultapublicapna/wp-content/uploads/sites/15/2015/08/PNA_Volume-2-07.10.15_Consulta-P%C3%BAblica_texto-final.pdf.
- BOULAY, A. M. et al. (2018). The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 23, n. 2, p. 368–378.
- ISO (2014). ISO 14046:2014 - Environmental management - Water footprint - Principles, requirements and guidelines. International Organization for Standardization (ISO).
- UNEP, SETAC (2017). Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators Volume 1. Life Cycle Initiative (LCI). January 14, 2017. Disponível em: <https://www.lifecycleinitiative.org/training-resources/global-guidance-lcia-indicators-v-1/>.
- WWF. (2017). Water Stewardship: perspectivas sobre os riscos dos negócios e as respostas aos desafios da água. Disponível em: https://d3nehc6yl9qzo4.cloudfront.net/downloads/cartilha_water_stewardship_port.pdf.



COMITÊ TÉCNICO
ACV e políticas públicas

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA CONSTRUÇÃO DE UM ATERRO SANITÁRIO PARA REGIONALIZAÇÃO DO SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Ana Letícia Zappe¹, Diosnel Antonio Rodriguez Lopez²

¹Aluna do Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental – Doutorado, anazappe@gmail.com

²Professor do Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental – Mestrado e Doutorado

Resumo: A má questão pública dos RSU está provocando alterações no meio ambiente, tanto em níveis de qualidade ambiental, como em âmbito social e econômico. A política nacional de resíduos sólidos, instituída pela Lei nº 12.305 no ano de 2010, foi elaborada a fim de disciplinar a gestão e o gerenciamento de RSU no Brasil e apresenta como orientações a formação de consórcios e outros modelos de cooperação entre entes federados, sendo a regionalização como um ponto importante, e o uso da abordagem de ACV por gestores municipais, a fim de analisar e avaliar os impactos ambientais que os SGRSU podem gerar em um ambiente local, regional e global. Atualmente, o método de disposição final mais utilizado no sistema brasileiro consiste no uso de aterro sanitário, conseqüentemente, seus impactos ambientais vêm sendo estudados e pesquisados. No presente estudo foi proposto a utilização da abordagem da avaliação de ciclo de vida a fim de avaliar os impactos ambientais que a regionalização do gerenciamento de resíduos sólidos ocasionaria no âmbito local. Para tanto, foi possível identificar que a inserção da etapa de construção do aterro sanitário quando proposta uma regionalização, a qual foi simulada no cenário 2 (C2) provocou um aumento dos valores de todos os impactos ambientais em relação a C1, sendo que para os valores obtidos, enquanto C1 apresentou um total de 20.318,51 EP/ano de emissões, C2 apresentou 28.700,59 EP/ano. Logo, identifica-se que a etapa de construção de um aterro sanitário não pode ser negligenciada em estudos de ACV para regionalização.

Palavras-chave: impacto ambiental, consórcios, simulação de cenários.

Introdução

Segundo TOZLU et al. (2016) resíduos sólidos urbanos (RSU) são caracterizados como restos de alimentos, papel, papelão, plástico, PET, vidro, têxteis, madeira, couro, fraldas, etc. Já o conceito referente a RSU segundo a ABNT NBR 14.040 (2009) define resíduos como substâncias ou objetos os quais o detentor pretende ou é obrigado a dispor.

Como consequência do crescimento populacional, do aumento da urbanização e do desenvolvimento econômico, houve um aumento expressivo da massa de RSU gerados. Esta situação, associada a falta de recursos humanos e econômicos adequados, levou ao aumento dos impactos ambientais causados pelo mal gerenciamento dos mesmos. Por este motivo, os impactos ambientais oriundos do gerenciamento de RSU são pesquisados e debatidos, tanto em um cenário local quanto mundial, e se tornam um desafio para os gestores municipais (FIORUCCI et al., 2003; SINGH et al., 2011; GUERRERO, MAAS e HOGLAND, 2013; LIIKANEN et al., 2017; NABAVI-PELESARAEI, A. et al., 2017; RAVINDRA, KAUR e MOR, 2014).

De acordo com o Panorama Nacional de Resíduos Sólidos, 78,3 milhões de toneladas de RSU foram geradas no ano de 2016 no Brasil, o que corresponde a uma geração de 214.405 t/dia. Em relação à região sul, que abrange os estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, a geração de RSU atingiu 22.127 toneladas por dia, das quais 70,6% foram destinadas a aterros sanitários, 18,4% a aterros controlados e 11% a lixões (ABRELPE, 2016). Esses dados mostram que o aterro sanitário é a forma de disposição final mais usual, devido a sua simplicidade construtiva e operacional, além dos custos econômicos envolvidos (YAY, 2015).

Instituída pela lei nº 12.305/2010, e elaborada com o intuito de disciplinar os sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (SGRSU), a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), possui como orientações de gestão, entre outros, a criação de consórcios intermunicipais e outras modelagens de cooperação entre entes federados. Um ponto importante desta cooperação intermunicipal é regionalização dos SGRSU e a necessidade do uso, por parte dos gestores municipais, da abordagem de avaliação do ciclo de vida (ACV) para analisar e avaliar os impactos das mudanças do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos. Os SGRSU são responsáveis por alterações ambientais nos ecossistemas, tais como mudanças climáticas, depleção do ozônio estratosférico, aumentar a toxicidade do solo e das águas superficiais, podendo provocar danos para saúde humana, danos ao ecossistema e ainda depleção de recursos bióticos (COELHO E LANGE, 2018).



Para atender as diretrizes do PNRS, a formação de consórcios públicos se apresenta como um meio sustentável para equacionar o problema dos municípios, principalmente os que possuem uma população inferior a 20.000 habitantes. Estes municípios, além de carecer de recursos econômicos para o gerenciamento dos RSU, sofrem com a falta de pessoal qualificado para a tomada de decisões. Em vista disso, os consórcios se apresentam como uma alternativa para o gerenciamento dos RSU. A principal vantagem do consórcio está no seu potencial de aplicação, o qual pode oportunizar a redução de impactos ambientais e de gastos excessivos com o gerenciamento de RSU. Além disso, o consórcio oferece um aumento da escala de operação, uma vez que quanto maior o número de pessoas atendidas, menores são os custos de instalação e manutenção de uma estrutura fixa, minimizando as despesas para as administrações municipais. Segundo dados do Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio Grande do Sul, a gestão dos RSU no estado é responsabilidade dos municípios e existem. Segundo essa pesquisa atualmente existe 18 consórcios públicos no Rio Grande do Sul, com o objetivo de gerir e operar aterros sanitários (PERS, 2014).

A seleção do melhor sistema de gerenciamento de RSU se consolida como uma atividade estratégica, com a análise de diferentes métodos de tratamento disponíveis e das características dos municípios envolvidos. O aumento das pesquisas, em âmbito mundial e local, proporcionou uma maior adesão ao uso de abordagens para cálculo de impacto ambiental do sistema de gerenciamento de RSU. Assim sendo, o uso da ACV, aplicado a estes sistemas está se disseminando, pois, esta abordagem atinge um diagnóstico coeso das estratégias de gerenciamento de RSU aplicadas no cenário atual do município. Isso permite uma comparação posterior entre diferentes tratamentos e opções de gestão de RSU, de acordo com as características identificadas, auxiliando na tomada de decisão a fim de selecionar a estratégia mais viável de aplicação e identificando oportunidades para a melhoria do desempenho ambiental do processo (LIIKANEN, *et al.*, 2017; SONG *et al.*, 2013 e ARENA, MASTELLONE e PERUGINI, 2003).

Bueno *et al.*, (2015) utilizaram a ACV para avaliar um SGRSU que atuasse conforme uma perspectiva sustentável. O resultado obtido foi que a não geração de resíduos atrelada a uma coleta seletiva eficiente se apresentava como uma boa estratégia. Por sua vez, a incineração pode ser uma ação efetiva, pois como a não geração e a coleta seletiva, reduz os resíduos dispostos em aterro sanitário. Estratégias aplicadas a gestão e gerenciamento de resíduos dependem de uma base de dados coerente e uma visão holística sobre o contexto relacionado as características do município e de seus resíduos. No estudo de Fernandez-Nava, *et al.* (2014), foram analisadas seis estratégias para a gestão dos RSU geradas na região das Astúrias (Espanha) através da abordagem de ACV, a fim de obter informações sobre os potenciais impactos ambientais de cada processo utilizado. Nesse trabalho foi possível identificar que o uso da biometanização da fração orgânica, obtida por meio de uma coleta seletiva, a classificação da fração mista e a incineração da fração rejeitada após a estabilização aeróbica da fração orgânica foi o melhor cenário aplicado a região.

Em situações locais a abordagem de ACV vem ganhando usabilidade dentro das pesquisas realizadas em âmbito acadêmico. Alencar (2013) utilizou a abordagem de ACV para analisar o SGR de Imperatriz/MA. Este autor concluiu que a implantação da triagem, reciclagem e compostagem dos componentes orgânicos dos RSU, associados a um aterro sanitário, apresentariam menores impactos ambientais se comparados ao cenário atual, no qual todo o material coletado é encaminhado a um lixão. Trentin (2014) analisou o SGRSU do município de Santa Cruz do Sul/RS. Seu trabalho resultou, primeiramente, em uma base coesa de informações sobre o SGRSU do município. Este autor também identificou que a disposição final em aterro sanitário era a etapa de maior impacto em relação ao coleta, transporte e triagem. Todavia, a etapa de coleta também mostrou uma importante contribuição nos impactos ambientais potenciais do SGRSU. Ainda, quando aplicada, a reciclagem apresenta um benefício ambiental.

Contudo, embora os estudos utilizem a abordagem de ciclo de vida para obter informações holísticas dos processos e planejar estratégias de menor impacto ambiental, trabalhos envolvendo consórcios de gestão de RSU e a inserção dos impactos ambientais oriundos da etapa de construção de aterros sanitários são pouco abordados. Para Yang *et al.* (2015) estudos de ACV que analisem os impactos ambientais oriundos por um aterro em suas fases de construção e operação são importantes e não deve ser omitido em estudos de ACV.

Desta forma, o presente estudo propôs a utilização da avaliação de ciclo de vida para analisar os impactos ambientais que a regionalização do gerenciamento de resíduos sólidos ocasionaria no âmbito local, a fim de simular cenários que podem ser avaliados futuramente, em consonância com a PNRS.

Metodologia

Os municípios de Candelária, Santa Cruz do Sul, Venâncio Aires e Vera Cruz estão localizados no Vale do Rio Pardo, centro do estado do Rio Grande do Sul. Para o ano de 2017, a população estimada dos municípios compreende em aproximadamente 251 mil pessoas, sendo que Santa Cruz do Sul é o município com o maior número de habitantes e o maior PIB (127.429 habitantes estimados para o ano de 2017 e um PIB de R\$ 61.584,72 no ano de 2015) (IBGE, 2018). O PIB médio da região é de R\$ 36.717,29 per capita.

A primeira fase deste trabalho iniciou com a coleta de dados obtidos em trabalhos de ACV realizados nestes municípios. Essas informações permitiram caracterizar o SGRSU utilizado nos municípios estudados. Para complementar estes dados, foi aplicado um questionário nas secretarias municipais de meio ambiente dos mesmos. Assim, foram obtidas informações sobre a coleta, o transporte, a triagem e a disposição final dos RSU.

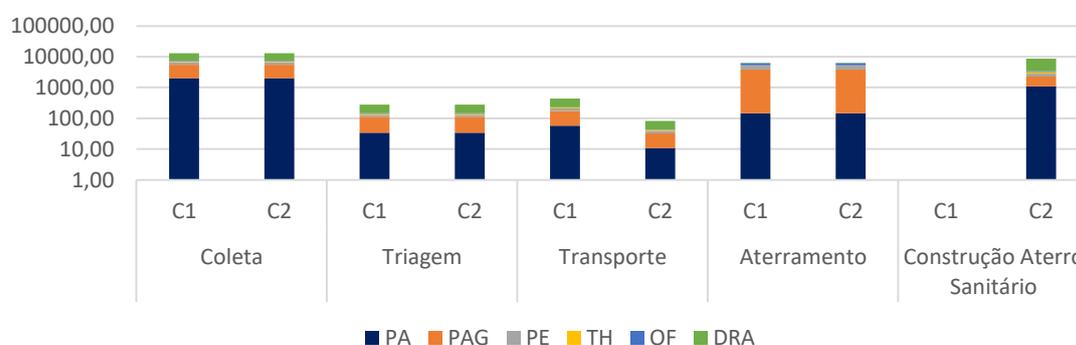
Em uma segunda fase do estudo foi realizada a compilação dos dados coletados e simulação dos cenários com o programa computacional Umberto NXT LCA®, de modo a comparar os impactos ambientais do cenário usado e do cenário alternativo, o qual incluiu a construção de um aterro sanitário no município de Santa Cruz do Sul. O presente estudo foi estruturado de acordo com o instituído na ISO 14040/2009 e 14044/2009 seguindo as diretrizes e conceitos para a realização de uma avaliação de ciclo de vida coesa.

O escopo considerado abrange desde etapa de coleta até a disposição final, levando em consideração as etapas intermediárias de coleta, transporte, transbordo e triagem. Não foram considerados os impactos da reciclagem dos materiais segregados nas estações de triagem. A unidade funcional correspondeu ao valor total de RSU gerado em cada município no período de um ano. O trabalho fez uso do banco de dados Ecoinvent® 3.3 e avaliou as categorias de impacto potencial de acidificação (PA), potencial de aquecimento global (PAG), potencial de eutrofização (PE), toxicidade humana (TH), oxidação fotoquímica (OF) e depleção dos recursos abióticos (DRA), através do método de caracterização CML 2001, desenvolvido pelo Centro de Ciência Ambiental da Universidade de Leiden. Os valores obtidos da análise de cada impacto foram normalizados pelo método World 1995 (GUINEÉ, 2001).

Resultados e discussão

A Figura 1 apresenta os impactos ambientais analisados em cada etapa do SGRSU para os cenários usado (C1) e o cenário simulado com a regionalização do aterramento, incluindo a construção do aterro sanitário (C2). A comparação dos resultados das etapas de coleta, triagem e disposição final dos dois cenários mostra valores iguais em todos os impactos considerados, uma vez que não há alterações dos parâmetros de entrada de material e energia usados nos cálculos desses nestas etapas. Contudo, a etapa de transporte e a construção do aterro sanitário se diferem nos cenários simulados, uma vez que inserção da etapa de construção de um aterro sanitário promove um aumento dos impactos ambientais potenciais em decorrência do consumo de energia e de recursos naturais, necessários para o novo aterro. Em relação aos menores valores da etapa de transporte no cenário C2, a diminuição da distância percorrida até o local de destinação final promove a redução dos impactos ambientais potenciais avaliados.

Figura 17: Impactos ambientais dos cenários avaliados e de suas etapas consideradas.



Os valores apresentados na Figura 1 mostram que a coleta foi a principal contribuinte sobre o PA, o qual está associado, principalmente, à emissão de compostos nitrogenados, sulfatados e amônia durante a queima de combustíveis e de gases do efeito estufa gerados pela degradação anaeróbica da parte orgânica no aterro sanitário.

Nos dois cenários foram emitidos o equivalente a 2.015,30 EP/ano, o que corresponde a 90% do total desta categoria de impacto potencial. Na etapa do aterramento, ambos os cenários contribuíram com 146,56 EP/ano. Porém, o consumo de energia e insumos na construção do aterro sanitário Yang et al., (2015) no C2 emite o equivalente a 1099,33 EP/ano. O que representa um aumento de 68% do valor do PA no C2 se comparado ao C1.

A etapa de triagem apresentou uma emissão de 33,95 EP/ano, oriundas do deslocamento de máquinas e uso de energia para movimentação de esteiras e atividades de rotina. A redução de 90 km na distância de transporte dos RSU para o aterramento final, simulada no C2, proporcionaria uma redução de 19% nas emissões desta categoria. Sendo assim, a regionalização do aterramento promoveria uma economia de 46,8 EP/ano no transporte.

Analisando os resultados da avaliação do PAG nos dois cenários foi observado que a etapa de disposição final foi a maior contribuinte, com 3.737,37 EP/ano emitidas, seguida da etapa de coleta, com 3.544,69 EP/ano. Segundo estudos de Broun et al. (2015), o gás metano é principal contribuinte para esta categoria, derivado das emissões fugitivas dos gases do efeito estufa, que não são coletados e queimados. Assim sendo, a liberação do metano foi responsável por mais de 90% das contribuições sobre o valor do PAG. Segundo Yang et al., (2015) os gases de aterro estão compostos por 45 e 60% (vol/vol) de metano. Um dos métodos utilizados por pesquisadores para mitigar as emissões e atender aos requisitos estabelecidos pelos indicadores de gestão ambiental é a utilização de um maior percentual de material a ser segredo. Para tanto, a etapa de triagem, embora tenha apresentado índices de emissões referentes à 79,54 EP/ano em cada cenário, deve ser planejada e integrada ao SGRSU, pois promove benefícios sociais e ambientais. No que tange o transporte até o aterramento final, a redução da distância percorrida com a regionalização do SGRSU promoveria uma redução de 94,70 EP/ano do valor total para PAG comparando as emissões dos dois cenários.

O potencial de eutrofização possui como indicadores as emissões de nitrogênio e fósforo. Para a etapa de disposição final, os valores calculados corresponderam a 1.280,29 EP/ano, seguida pela etapa de coleta com um valor de 1.074,95 EP/ano. Nos dois cenários, a etapa de triagem foi responsável por contribuir com 17,15 EP/ano. Já a etapa de transporte se torna um aspecto importante, visto que há uma diferença de emissões de 33,71 EP/ano entre o C1 e o C2.

As emissões associadas a categoria de TH estão anexas às emissões de benzeno e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, derivado do uso de combustíveis fósseis. Portanto, a etapa que apresentou maiores índices de emissões para esta categoria correspondeu a etapa de coleta, com 452,85 EP/ano emitidas. Já a etapa de transporte para C1 foi responsável pela emissão de 13 EP/ano. Para C2 o valor atingido foi de 2,64 EP/ano. Um estudo feito por Leme et al. (2014) mostra que as contribuições da etapa de disposição final e transporte têm seus efeitos na categoria de TH devido as emissões de bário, cromo, chumbo e níquel produzidos durante a deposição em aterro. Assim sendo, as emissões calculadas da etapa de disposição final foram de 108,36 EP/ano nos dois cenários. Com a menor quantidade de emissões para a categoria, está a triagem. Ainda, tem-se a etapa de transporte, sendo 12,99 EP/ano emitidas em C1 e 2,65 EP/ano, resultado numa redução de 10,34 EP/ano.

A construção do aterro sanitário no C2 promove um aumento de 378 EP/ano nesta categoria. Yang et al. (2015) verificaram que entre 46 – 70% dos impactos ambientais potenciais, citados por ele como não tóxicos (oxidação fotoquímica, potencial de aquecimento global e a acidificação), obtidos durante a avaliação de ciclo de vida da etapa de construção e operação de um aterro sanitário, são referentes à atividade de operação do mesmo. Para os outros impactos considerados tóxicos (toxicidade humana), o valor encontrado foi entre 40 - 60%. Estes percentuais estão relacionados, segundo os pesquisadores, ao consumo de diesel para o manuseio dos resíduos e cobertura diária dos RSU depositados. Ainda, os autores relatam que os valores de TH para C2 se derivam do uso de materiais minerais e argila durante o processo de preparação e construção do aterro sanitário.

Segundo Song, Wang e Li (2013), o consumo de recursos naturais, principalmente o petróleo, contribui para um maior impacto ambiental da categoria oxidação fotoquímica. A etapa de coleta foi responsável por uma emissão de 506,50 EP/ano em ambos os cenários avaliados. Por sua vez, a etapa de transporte atingiu valores 9,32 EP/ano para C1 e 1,74 EP/ano para C2. Quando é adicionada a etapa de construção há um aumento de 265,29 EP/ano a esta categoria.

No que se refere a categoria de DRA, ou seja, ao consumo de recursos naturais para suprir a demanda de materiais, a etapa com maior contribuição foi a de coleta, com 5.580,68 EP/ano emitidas, ou seja, aproximadamente 90% da categoria. É notório que o impacto oriundo das atividades de transporte implica fortemente nas emissões para esta categoria, sendo que o transporte de RSU até o aterro sanitário emitiu 203,73 EP/ano. Quando a distância percorrida foi reduzida e o aterro sanitário foi alocado no município de Santa Cruz do Sul, as emissões para esta categoria foram

de 38,22 EP/ano, uma redução de 165,51 EP/ano, o equivalente a aproximadamente 1,83 EP/ano a cada quilometro reduzido.

Assim como na etapa de coleta, a de transporte tem os impactos ambientais devido ao consumo de combustível, os quais são relatados como os de maior importância devido a produção de NO_x, derivado da queima de diesel (SONG, WANG e LI, 2013). A emissão desses compostos é estritamente dependente da distância percorrida Feo e Malvano (2009) e Yay (2015), logo, a diminuição da contribuição para a categoria no C2, quando simulado um aterro sanitário localizado no município de Santa Cruz do Sul, é justificada.

Conclusões

A utilização da abordagem do ACV demonstrou ser uma ferramenta eficaz no diagnóstico de SGRSU. Através do estudo foi possível caracterizar os impactos ambientais potenciais de um consórcio para dois cenários (o utilizado atual e o projetado). Os resultados deste trabalho demonstraram que a regionalização do SGRSU do consórcio considerado não seria capaz de modificar os impactos ambientais de etapas importantes como a coleta e o aterramento final, geralmente responsável por elevados valores de emissões de gases, associados à queima de combustível fóssil e de gases de aterro. A análise mostra, porém, que a construção de um aterro sanitário pode ofuscar os resultados positivos que a regionalização poderia acarretar.

Este estudo demonstrou que a inserção da etapa de construção de um aterro sanitário promove um aumento dos impactos ambientais do SGRSU. Dentre as etapas afetadas de forma positiva na regionalização, se destaca a de transporte, devido à redução da distância até o destino final dos RSU coletados e, conseqüentemente, à diminuição no consumo de combustível. Porém, a redução das emissões relacionadas a esta economia de combustível é ofuscada pelo aumento dos impactos relacionados à construção do aterro sanitário na área do consórcio. Ainda, a análise do possível benefício que a regionalização pode ocasionar deve considerar o tempo necessário para equalizar os níveis de emissões entre C1 e C2 e principalmente, os referentes à construção do aterro sanitário. Para analisar o benefício desta operação, deve ser considerado o tempo necessário para equalizar esse aumento de impactos e ainda, com estudos futuros, considerar a introdução de outras melhorias, como o uso de gases de aterro para a geração de energia, aproveitamento e aumento da separação de materiais recicláveis, entre outros, de forma a selecionar a melhor alternativa para um sistema de gerenciamento de resíduos mais sustentável.

Os consórcios intermunicipais se mostram como uma estratégia para melhorar os sistemas de gerenciamento de resíduos, cuja viabilidade de implementação se apresenta com um potencial aplicável as premissas da PNRS e ao desenvolvimento sustentável, a qual possibilitará ganhos, tanto econômicos como ambientais, visto que a distância percorrida entre os municípios gerados de resíduos e o local de disposição irá diminuir.

Referências

_____. Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT NBR). Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida - Requisitos e Orientações: 14.044. Rio de Janeiro. 2009.

_____. Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT NBR): Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura: 14.040. Rio de Janeiro. 2009.

_____. Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT NBR): Resíduos sólidos – Classificação: 10.004. Rio de Janeiro. 2004.

ABRELPE. PANORAMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL. 2000 – 2016.

ALENCAR, J.C. Diagnóstico e inventário de ciclo de vida do Sistema de gerenciamento de resíduos sólidos de Imperatriz - MA. 2013. (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul.

AMBIENTE, E. E. E. M. Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio Grande do Sul 2015 – 2034, 2015.

ARENA, U.; MASTELLONE, M. L.; PERUGINI, F. The environmental performance of alternative solid waste management options: a life cycle assessment study. *Chemical Engineering Journal*, v. 96, n. 1–3, p. 207-222, 12/15/ 2003. ISSN 1385-8947.

BRASIL, R. F. D. LEI Nº 12.305. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências, Brasília/DF, 2010.

BROUN, R.; SATTLER, M. A comparison of greenhouse gas emissions and potential electricity recovery from conventional and bioreactor landfills. *Journal of Cleaner Production*, ISSN 0959-6526.

BUENO, G.; LATASA, I.; LOZANO, P. J. Comparative LCA of two approaches with different emphasis on energy or material recovery for a municipal solid waste management system in Gipuzkoa. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 51, p. 449-459, 11// 2015. ISSN 1364-0321.

COELHO, L.M.G.; LANGE, L.C. Applying life cycle assessment to support environmentally sustainable waste management strategies in Brazil *Resources, Conservation and Recycling* v. 128, p. 438–450, 2018.

ECOINVENT CENTRE. Disponível em: <http://www.ecoinvent.org/>. <Acesso em: 2 de dezembro de 2015>.

FERNÁNDEZ-NAVA, Y. et al. Life cycle assessment of different municipal solid waste management options: a case study of Asturias (Spain). *Journal of Cleaner Production*, v. 81, p. 178-189, 10/15/ 2014. ISSN 0959-6526.

ERSES YAY, A. S. Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: a case study of Sakarya. *Journal of Cleaner Production*, v. 94, p. 284-293, 5/1/ 2015. ISSN 0959-6526.

FEO, G. D.; MALVANO, C. The use of LCA in selecting the best MSW management system. *Waste Management*, v. 29, n. 6, p. 1901-1915, 6// 2009. ISSN 0956-053X.

FIORUCCI, P. et al. Solid waste management in urban areas: Development and application of a decision support system. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 37, n. 4, p. 301-328, 2003.

GUERRERO, L. A.; MAAS, G.; HOGLAND, W. Solid waste management challenges for cities in developing countries. *Waste Management*, v. 33, n. 1, p. 220-232, 1// 2013. ISSN 0956-053X.

GUINÉE, J. B. Life cycle assessment. An operational guide to the ISO standards. University of Nijmegen. Department of Environmental Studies, Holanda, 2001.

IBGE. Indicadores de Desenvolvimento Sustentável: Brasil 2015. Rio de Janeiro, 2015.

LEME, M. M. V. et al. Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 87, p. 8-20, 6// 2014. ISSN 0921-3449.

LIIKANEN, M. et al. Influence of different factors in the life cycle assessment of mixed municipal solid waste management systems e A comparison of case studies in Finland and China. *Journal of Cleaner Production*, v. 154, p. 389-400, 2017.

NABAVI-PELESARAEI, A. et al. Prognostication of energy use and environmental impacts for recycle system of municipal solid waste management. *Journal of Cleaner Production*, v. 154, p.602-613, 2017.

RAVINDRA, K.; KAUR, K.; MOR, S. System analysis of municipal solid waste management in Chandigarh and minimization practices for cleaner emissions. *Journal of Cleaner Production*, v. 89, p. 251-256, 2/15/ 2015. ISSN 0959-6526.

SINGH, R. P. et al. Management of urban solid waste: Vermicomposting a sustainable option. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 55, n. 7, p. 719-729, 5// 2011. ISSN 0921-3449.



SONG, Q.; WANG, Z.; LI, J. Environmental performance of municipal solid waste strategies based on LCA method: a case study of Macau. *Journal of Cleaner Production*, v. 57, p. 92-100, 10/15/ 2013. ISSN 0959-6526.

TOZLU, A.; ÖZAHİ, E.; ABUŞOĞLU, A. Waste to energy technologies for municipal solid waste management in Gaziantep. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 54, p. 809-815, 2016. ISSN 1364-0321.

TRENTIN, A. W. D. S. Diagnóstico e Avaliação do Ciclo de Vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de Santa Cruz do Sul - RS. 2015. (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul.

Umberto NXT Manual, User Manual. Ifu Institut fuer Umweltinformatik Hamburg. Hamburg-Alemanha, p. 356, 2015.

YANG, N. et al. Quantification of regional leachate variance from municipal solid waste landfills in China. *Waste Management*, v. 46, p. 362-372, 12// 2015. ISSN 0956-053X.



A RENOVACALC APLICADA AO BIOCOMBUSTÍVEL ETANOL DE CANA-DE-AÇÚCAR

Michelle Tereza Scachetti¹, Mateus Ferreira Chagas², Joaquim Eugênio Abel Seabra³, Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura¹, Nilza Patrícia Ramos¹, Marcelo Augusto Boechat Morandi¹, Marcelo Melo Ramalho Moreira⁴, Renan Milagre Lages Novaes¹, Antonio Bonomi²

¹Embrapa Meio Ambiente, michelle.tscachetti@gmail.com

²Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol

³Universidade Estadual de Campinas

⁴Agroicone

Resumo: O RenovaBio visa garantir a expansão da produção de biocombustíveis no Brasil baseada na sustentabilidade, com ênfase na redução de emissões de gases de efeito estufa (GEE). A ferramenta para o cálculo da intensidade de carbono (IC) dos biocombustíveis deste programa – RenovaCalc – tem como base a ACV. Este trabalho explora a RenovaCalc aplicada ao etanol de cana-de-açúcar. Para isso, um conjunto de análises de sensibilidade foi empregado, a fim de verificar a capacidade de discriminação da ferramenta. Aspectos como tipo de preenchimento da etapa agrícola; produtividade; consumo de combustíveis e fertilizantes sintéticos foram explorados nestas análises. Utilizou-se como referência um cenário base com uma IC de 20,7 g CO₂eq/MJ. Observou-se uma grande variação (6%) nas emissões resultante do tipo de preenchimento da RenovaCalc (dados específicos e padrão). Em relação ao consumo de Nitrogênio, houve uma variação de +- 8% na IC do etanol quando se substituiu a ureia (cenário base) por fertilizantes com menor ou maior pegada de carbono na sua produção. Constatou-se que a RenovaCalc é uma ferramenta simples, de fácil uso e sensível a variações em seus parâmetros de entrada. Essas características a tornam capaz de oferecer uma resposta suficientemente acurada para predição da intensidade de carbono de cada unidade produtora de biocombustíveis no âmbito do RenovaBio, as diferenciando de acordo com seus perfis de produção característicos. Além de subsidiar o processo de certificação do programa, a RenovaCalc poderá orientar adequações em processos produtivos, promovendo a redução de emissões de GEE.

Palavras-chave: RenovaBio, RenovaCalc, Intensidade de Carbono, Etanol, GEE.

Introdução

A Contribuição Nacionalmente Determinada (*Nationally Determined Contribution* – NDC), assumida pelo Governo Brasileiro na 21ª Conferência das Partes (COP 21) da UNFCCC (Acordo de Paris), inclui a redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE), em relação aos níveis de 2005, em 37% e 43% até 2025 e 2030, respectivamente (EPE, 2016). Para o cumprimento destes compromissos, o Setor Energético brasileiro propõe até 2030, dentre outras metas:

- iv) aumentar a participação da bioenergia sustentável na matriz energética brasileira para aproximadamente 18%, expandindo o consumo de biocombustíveis, aumentando a oferta de etanol, inclusive por meio do aumento da parcela de biocombustíveis avançados (segunda geração), e aumentando a parcela de biodiesel na mistura do diesel (EPE, 2016, p. 83).

Neste contexto e no que se refere particularmente aos biocombustíveis, o Governo Federal, por meio do Ministério de Minas e Energia (MME), lançou em dezembro de 2016 o Programa RenovaBio, sancionado na forma da Lei Federal nº 13.576, em 26 de dezembro de 2017 (BRASIL, 2017). Esta política de Estado tem entre seus objetivos traçar uma estratégia conjunta para reconhecer o papel dos biocombustíveis na matriz energética brasileira, tanto no que se refere à sua contribuição para a segurança energética, com previsibilidade, quanto para mitigação de redução de emissões de GEE no setor de energia.

O programa tem sido desenhado para a introdução de mecanismos de mercado que visem reconhecer a capacidade de cada biocombustível, por unidade produtora, na redução de emissões de GEE. Entre os principais instrumentos do programa estão a certificação da produção de biocombustíveis e os créditos de descarbonização (CBIOS). O processo de certificação se pautará na composição da Notas de Eficiência Energético-Ambiental, as quais refletirão a associação da contribuição individual de cada produtor de biocombustível em termos de emissões de GEE no ciclo de vida em relação ao seu combustível fóssil de referência. A associação desta nota com o volume de produção de biocombustível possibilitará a emissão de CBIOS, os quais serão negociados em bolsa (BRASIL, 2017). Com estes mecanismos de mercado, o governo pretende contribuir com a mitigação das emissões totais de GEE do país.

A contabilização das emissões de GEE no programa RenovaBio será realizada por meio da técnica de avaliação de ciclo de vida (ACV), gerando assim a Intensidade de Carbono (IC) dos biocombustíveis participantes do programa. Para apoiar o processo de certificação, foi desenvolvida a RenovaCalc (Figura 1), a qual se apresenta atualmente⁶ composta por um conjunto de planilhas em Excel, as quais contêm informações e dados necessários para o cálculo da IC de nove rotas tecnológicas de produção dos biocombustíveis Etanol, Biodiesel, Biometano e Bioquerosene de aviação.

Figura 18 – Tela resumo da rota de produção de etanol



Fonte: GT - ACV RenovaBio

A RenovaCalc é constituída por um conjunto de dados que permitem a caracterização de diferentes sistemas de produção agrícolas e industriais. São eles: pegada de carbono de processos à montante e à jusante desses sistemas, advindos da base de dados ecoinvent v.3.1. (WERNET et al., 2016), densidades dos combustíveis, conteúdo energético, fatores de emissão, fatores de caracterização, etc. Somando isso a dados e estatísticas setoriais, foram determinados os Inventários de Ciclo de Vida típico para cada rota tecnológica disponível na RenovaCalc. Desta maneira, são solicitados às usinas⁷ como dados de entrada na RenovaCalc apenas aqueles parâmetros mais sensíveis em termos de emissões de GEE, que discriminam cada rota tecnológica em suas etapas de produção agrícola e industrial. A Tabela 1, a seguir, apresenta os principais⁸ parâmetros solicitados na RenovaCalc.

Tabela 1 – Parâmetros de entrada solicitados na RenovaCalc

Parâmetro	Unidade
Etapa agrícola	
Área total	ha
Produção	t
Palha recolhida	t
Tipo de preenchimento da etapa agrícola	Primários ou Padrão
Área queimada	ha
Corretivos e Fertilizantes	kg/t
Combustíveis/Eletricidade	(L, kg, Nm ³ , kWh) combustível/t
Etapa industrial	
Processamento efetivo de produtos e coprodutos	t/ano
Rendimentos de produtos e coprodutos	(L, kg, Nm ³ , kWh)/t
Insumos industriais	kg/t
Combustíveis/Eletricidade	(L, kg, Nm ³ , kWh) combustível/t

Fonte: GT - ACV RenovaBio

⁶ A RenovaCalc está sendo convertida para um sistema de digital, no qual pretende-se garantir maior proteção e segurança dos dados.

⁷ Entende-se por usina toda unidade agroindustrial produtora de biocombustível.

⁸ Existem parâmetros específicos solicitados para cada rota tecnológica disponível na calculadora. O conjunto apresentado nesta tabela reflete os principais dados que são solicitados em todas as rotas.

Os parâmetros “Área total”, “Produção total”, “Palha recolhida” e todo o conjunto de parâmetros relacionados à etapa industrial devem ser preenchidos com dados primários, ou seja, dados que reflitam o perfil específico de produção da usina. Para o conjunto restante de parâmetros da etapa agrícola, é possível optar pela alternativa de preenchimento a partir do perfil de produção padrão, o qual é gerado automaticamente pela RenovaCalc e consiste no perfil de produção agrícola médio para a rota tecnológica, acrescido de fatores de penalização, elevando assim a Intensidade de Carbono do biocombustível da usina que optar por este tipo de preenchimento.

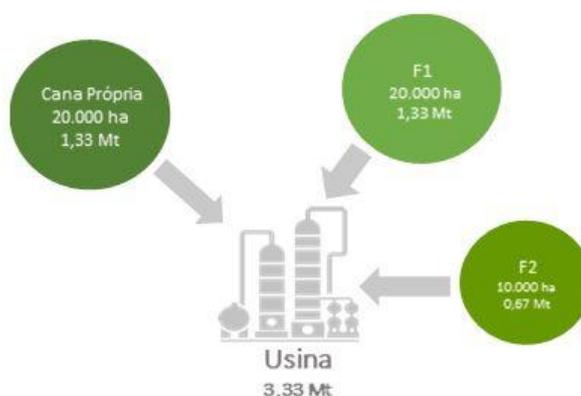
Considerando o contexto apresentado, este trabalho tem como objetivo analisar a capacidade de discriminação da RenovaCalc nos índices de Intensidade de Carbono considerando diferentes dados de caracterização da produção agrícola do biocombustível etanol de primeira geração de cana-de-açúcar.

Metodologia

Foram realizadas análises de sensibilidade (AS) relacionadas aos seguintes parâmetros de entrada solicitados na RenovaCalc: **AS 1.** Tipo de preenchimento da etapa agrícola; **AS 2.** Área total e produção (produtividade agrícola); **AS 3.** Consumo de combustíveis; **AS 4.** Consumo de fertilizantes sintéticos.

Inicialmente, jogou-se necessário estabelecer um cenário base (CB) para ser utilizado como referência nas análises de sensibilidade. O CB aqui definido consiste em uma usina hipotética anexa, com rendimento de 18 L/t cana de etanol anidro, 25 L/t cana de etanol hidratado, 58 kg/t cana de açúcar e de 30 kWh/t cana de bioeletricidade excedente. Esta usina processa um total de 3,33 milhões de toneladas (Mt) de cana-de-açúcar anualmente. A Figura 2, a seguir, ilustra este cenário.

Figura 2 – Configuração de uma usina hipotética de etanol de cana



Foi considerado que, ao ingressar no RenovaBio, esta usina haveria optado pelo preenchimento de dados primários, específicos do seu perfil de produção total, ou seja, compreendendo tanto a área de produção de cana própria como a área de produção de seus fornecedores. Com esta configuração, o IC resultante deste cenário base é de 20,7 g CO₂eq/MJ. A Tabela 2, a seguir, apresenta os demais cenários elaborados para cada análise de sensibilidade realizada no presente trabalho.

Tabela 2 – Parâmetros de entrada solicitados na RenovaCalc

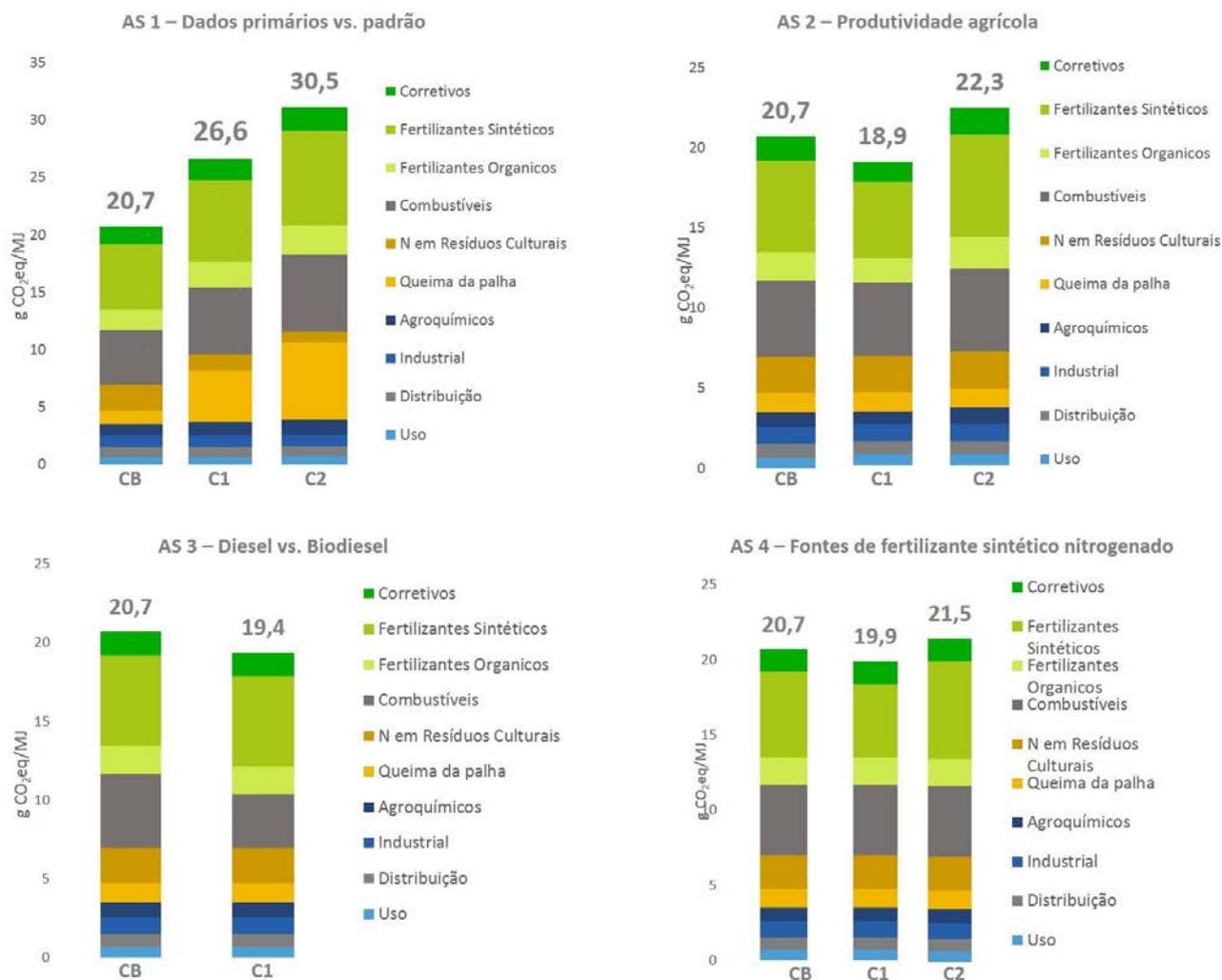
Análise de Sensibilidade	Cenário Base (CB)	Cenário 1 (C1)	Cenário 2 (C2)
AS 1	U: primários F1: primários F2: primários	U: primários F1: padrão F2: padrão	U: padrão F1: padrão F2: padrão
AS 2	77 t/ha	80 t/ha	60 t/ha
AS 3	Diesel B8	Biodiesel (B100)	-
AS 4	N (Ureia)	N (Sulfato de Amônio)	N (Nitrato de Amônio)

Fonte: Elaboração própria

Resultados e discussão

Os resultados das análises de sensibilidade (AS 1 a 4) são representados por meio de gráficos compilados na Figuras 3 a seguir. Estes gráficos apresentam as variações nas intensidades de carbono entre os cenários estabelecidos em cada AS.

Figura 3 – Resultados das análises de sensibilidade



Como se pode observar na AS 1, devido à penalização intrínseca ao perfil de produção padrão, a medida em a usina opta por este tipo de preenchimento para cada um de seus fornecedores bem como para a totalidade da sua área de produção (própria + F1 + F2), sua IC aumenta em 47,5 % do melhor (CB - dados primários) para o pior (C2 - dados 100% padrão) cenário. Esta penalização visa estimular a usina a fornecer dados específicos do seu perfil de produção, e, por consequência, estimulá-los a conhecer e controlar melhor seu perfil de emissões de GEE no processo de produção.

A AS 2 foi elaborada a partir de um conjunto de parâmetros que caracterizam usinas com alta e baixa produtividade agrícola (C1 e C2, respectivamente). Os principais deles são: consumo de corretivos de solo, aplicação de fertilizantes sintéticos e resíduos industriais. Os resultados obtidos apontam uma IC de 18,9 g CO₂eq/MJ para o cenário 1, 8,5% menor do que o CB. Já para o C2, a baixa produtividade resultou em um aumento de 8% em relação ao CB.

Os resultados da AS 3 indicam os potenciais benefícios na IC do etanol da alteração de apenas um parâmetro de entrada da RenovaCalc. Caso a usina substituísse todo o seu consumo de diesel B8 na fase agrícola por biodiesel B100, suas emissões de GEE no ciclo de vida reduziram em 6%.

Assim como os combustíveis, um dos principais contribuintes para as emissões de GEE dos biocombustíveis é o consumo de fertilizantes sintéticos nitrogenados. Neste sentido, os resultados da AS 4 ressaltam os efeitos da escolha da fonte de N utilizada pelas usinas. As diferentes fontes possuem pegadas de carbono da sua produção que podem variar consideravelmente. A diferença da contribuição para a IC do etanol entre o Sulfato de Amônio (C1) e o Nitrato de Amônio (C2) é de 8%, ou seja, a opção pelo Sulfato de Amônio resultaria em um melhor índice de intensidade de carbono para o etanol da usina.

Conclusões

A partir dos resultados das análises de sensibilidade realizadas no presente trabalho foi possível constatar que a RenovaCalc possui uma alta capacidade de discriminação entre diferentes perfis de produção de biocombustíveis. A ferramenta possui uma base científica robusta, entretanto, é de fácil uso e apresentou sensibilidade aos principais parâmetros de entrada solicitados, como se pôde perceber nas variações de IC entre os cenários analisados.

Assim, conclui-se que além de subsidiar o processo de certificação do programa RenovaBio, a RenovaCalc também permite distinguir produtores que invistam na melhoria do desempenho ambiental dos seus processos e poderá orientar adequações em processos produtivos, promovendo a redução de emissões de GEE no ciclo de vida dos biocombustíveis, estimulando assim o aumento da competitividade. Com este instrumento, o RenovaBio pretende promover o aumento sustentável da produção de biocombustíveis no Brasil, com base em eficiência e sustentabilidade ambiental.

Agradecimentos

Agradecemos ao Departamento de Biocombustíveis do MME, à Divisão de Recursos Energéticos Novos e Renováveis do MRE e à Superintendência de Biocombustíveis e de Qualidade de Produtos da ANP, além das diversas entidades de representação do setor de biocombustíveis que se prontificaram a fornecer informações dos processos produtivos.

Referências

BRASIL. Lei nº 13.576, de 26 de dezembro de 2017. Dispõe sobre a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio) e dá outras providências. 2017.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. O compromisso do Brasil no combate às mudanças climáticas: produção e uso de energia. Brasília: EPE, 2016. 97 p. Disponível em: <www.epe.gov.br/mercado/Documents/NT%20COP21%20iNDC.pdf>. Acesso em: 03 mar. 2017.

WERNET, G., et al. (2016). "The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology." The International Journal of Life Cycle Assessment, 21(9): 1218-1230.



PROPOSTA DE CONTABILIZAÇÃO DA MUDANÇA DE USO DA TERRA NA POLÍTICA NACIONAL DE BIOCOMBUSTÍVEIS (RENOVABIO)

Marcelo Melo Ramalho Moreira¹, Renan Milagres Lage Novaes², Michelle Tereza Scachetti², Mateus Ferreira Chagas³, Joaquim Eugênio Abel Seabra⁴, Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura², Nilza Patrícia Ramos², Marcelo Augusto Boechat Morandi², Antônio Bonomi³

¹Agroicone, marcelo@agroicone.com.br

²Embrapa Meio Ambiente

³Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol

⁴Universidade Estadual de Campinas

Resumo: A política nacional de biocombustíveis (RenovaBio) tem como objetivo promover a expansão dos biocombustíveis no Brasil a partir de modelos de produção mais sustentáveis, estimulando a redução de emissões de gases de efeito estufa (GEE). A mudança de uso da terra (MUT) associada à produção de biomassa para biocombustíveis pode resultar em emissões significativas de GEE e não podem ser ignoradas. As três principais políticas internacionais para promoção de biocombustíveis tratam tais emissões por meio da contabilização da MUT direta e mecanismos de gestão de risco (EU-RED) ou pela estimativa de fatores da MUT indireta (*iLUC*; RFS e LCFS). Este trabalho tem como objetivo apresentar a proposta metodológica para a consideração de MUT no programa RenovaBio e as principais justificativas para sua opção em comparação com as outras alternativas disponíveis. As principais características observadas para o desenho e seleção da proposta foram: a- potencial de efetividade na mitigação de emissões de GEE associadas a MUT; b- nível de complexidade para implementação na primeira fase do programa; c- potenciais custos de certificação para as unidades produtoras; d- embasamento técnico-científico; e- sinergia com políticas e programas de uso da terra em vigor no Brasil e internacionais; e f- capacidade de cumprimento e assimilação pelo setor produtivo. A proposta consiste na adoção de mecanismos de gestão de risco no primeiro ciclo do RenovaBio através de critérios de elegibilidade ao programa com foco no controle da conversão direta de áreas de vegetação nativa e da expansão de biocombustíveis para áreas ambientalmente sensíveis através do alinhamento a políticas e instrumentos nacionais de ordenamento do uso da terra já vigentes, sem a necessidade de quantificação da MUT direta e indireta. No texto são apresentados os detalhes desses critérios, assim como as justificativas para sua adoção para assegurar a mitigação de emissões de GEE e promoção da sustentabilidade pelo RenovaBio.

Palavras-chave: RenovaBio, mudança de uso da terra, gestão de risco, *iLUC*, biocombustíveis.

Introdução

O Governo Federal, por meio do Ministério de Minas e Energia (MME), lançou em dezembro de 2016 o Programa RenovaBio, sancionado na forma da Lei Federal nº 13.576, em 26 de dezembro de 2017 (BRASIL, 2017). Esta política de Estado tem entre seus objetivos traçar uma estratégia conjunta para reconhecer o papel dos biocombustíveis na matriz energética brasileira, tanto no que se refere à sua contribuição para a segurança energética, com maior previsibilidade, quanto para mitigação de emissões de GEE no setor de energia. O programa tem sido desenhado para a introdução de mecanismos de mercado que visem reconhecer a capacidade de cada biocombustível, por unidade produtora, no objetivo de redução de emissões de GEE.

Um dos principais instrumentos do programa é a certificação da produção de biocombustíveis, na qual atribui-se Notas de Eficiência Energético-Ambiental para cada agente produtor. Essas notas refletirão a associação de sua contribuição individual em termos de emissões de GEE no ciclo de vida em relação ao seu substituto fóssil e consequente mitigação das emissões totais do país. A contabilização das contribuições individuais se dará por meio do cálculo da intensidade de carbono dos biocombustíveis baseado na avaliação de ciclo de vida (ACV) dos mesmos. Esse cálculo subsidiará a composição da Nota de cada unidade de produção participante do programa que refletirá na sua possibilidade de obtenção de créditos de descarbonização (CBIO; BRASIL, 2017).

A mudança de uso da terra (MUT; ou *Land Use Change* - LUC) consiste na mudança de propósito para o qual a terra é utilizada pelo homem (por exemplo, entre uso agrícola e pastagens ou florestas e uso industrial; BSI, 2011) e podem ser classificadas entre diretas (*dLUC*), quando dentro do sistema do produto avaliado, e indiretas (*iLUC*) quando ocorrem como consequências da *dLUC*, mas fora do sistema de produto avaliado (ISO, 2013). No ciclo de vida de biocombustíveis, o processo de MUT pode ser o principal fator no perfil de emissões de GEE do produto, principalmente quanto à alteração nos estoques de carbono do solo e vegetação (CASTANHEIRA & FREIRE, 2013). Por esse motivo existe grande preocupação nacional e internacional quanto à relação entre expansão da produção, MUT e mitigação de emissões relacionadas aos biocombustíveis (FARGIONE et al, 2008; NASSAR et al., 2011) e consistem em

um aspecto central em políticas voltadas para esse tipo de produto. Existem diversas metodologias para contabilização e estimativas de MUT direta e indireta, mas ainda há grande debate científico sobre quais abordagens são mais adequadas de acordo com cada especificidade (PLEVIN et al, 2014; ROSA et al, 2016).

No processo de construção e regulamentação da política do Renovabio, foi estabelecido um grupo de trabalho técnico em ACV (GT-ACV) com o objetivo de desenvolver a proposta metodológica para os cálculos da intensidade de carbono dos biocombustíveis, incluindo MUT, e o levantamento de subsídios técnicos para as decisões sobre aspectos de cunho político por parte do Departamento de Biocombustíveis (DBio) do MME. O GT-ACV tem como componentes as instituições e autores deste artigo e forte interação com os diversos atores relacionados à política. Neste contexto, este trabalho tem como objetivo apresentar a proposta metodológica para a consideração de MUT no programa RenovaBio selecionada pelo DBio/MME com base nas propostas e subsídios apresentados pelo GT-ACV e as principais justificativas para sua proposição em comparação com outras alternativas disponíveis.

Metodologia

A opção metodológica aqui apresentada foi desenhada observando-se principalmente as seguintes variáveis: a- potencial de efetividade na mitigação de emissões associadas a MUT; b- nível de complexidade para implementação na primeira fase do programa; c- potenciais custos de certificação para as unidades produtoras; d- embasamento técnico-científico; e- sinergia com políticas e programas de uso da terra em vigor no Brasil e internacionais; e f- capacidade de cumprimento e assimilação pelo setor produtivo.

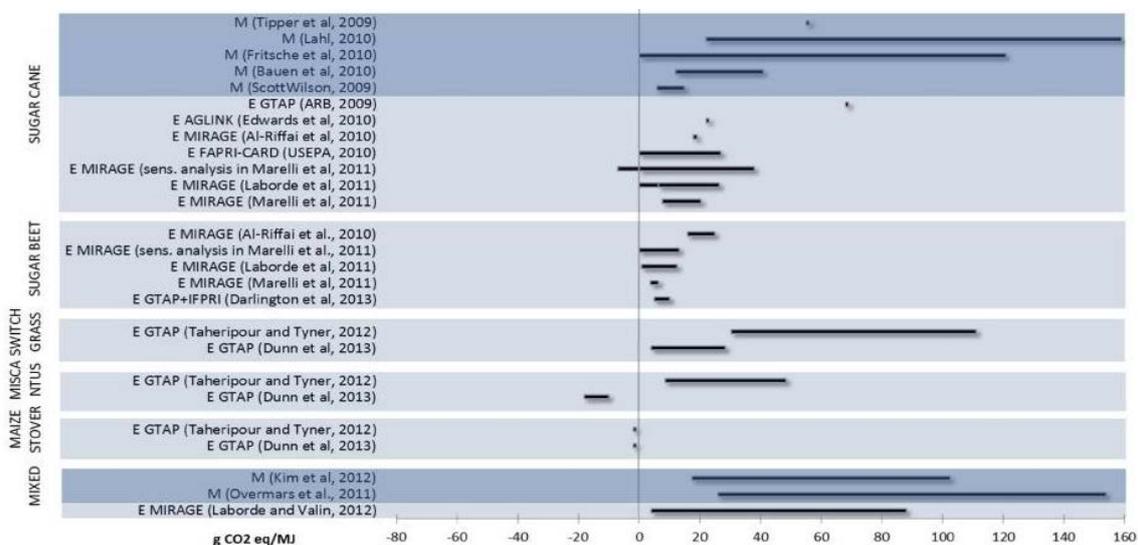
Os seguintes passos foram conduzidos no processo de consolidação da proposta:

1. Análise da literatura científica relacionada a MUT e biocombustíveis
2. Análise das regulamentações internacionais para fins similares ao do RenovaBio
3. Análise dos instrumentos e legislações nacionais que influenciam direta ou indiretamente no uso da terra
4. Levantamentos das alternativas disponíveis para consideração de MUT no Renovabio e dos pontos positivos e negativos de cada opção metodológica para o contexto brasileiro
5. Consulta a especialistas e atores (*stakeholders*) envolvidos na criação e regulamentação da política
6. Consolidação da proposta e preparo para submissão à consulta pública

Resultados e discussão

A literatura científica internacional que relaciona MUT aos biocombustíveis já data de mais de 10 anos. Os primeiros estudos se dedicaram a entender os impactos de conversão direta de diferentes paisagens para a produção de biocombustíveis (RIGUELATO E SPRACKLEN, 2007; FARGIONE et al , 2008), também conhecido como dLUC. Tais estudos alertaram para o fato que biocombustíveis a partir de insumos de baixa performance, em locais de altos estoques de carbono, podem emitir mais GEEs que os o uso de combustíveis fósseis. Após esse início, ganhou força internacionalmente o conceito de iLUC, sendo a publicação de Searchinger et al. (2008) a referência principal para tal abordagem. Ao acoplar modelagem econômica e modelos de uso da terra aos modelos de ciclo de carbono foi possível, teoricamente, avaliar o impacto de uso da terra de diversos biocombustíveis, mesmo que os insumos jamais venham a converter diretamente áreas de vegetação natural. Há uma enorme variação de resultados (Figura 1), demonstrando a falta de consenso sobre o tema na literatura científica.

Figura 1 – Variações nos resultados dos cálculos de intensidade de carbono de biocombustíveis considerando MUT por diferentes modelos e culturas agrícolas. Fonte: Ahlgren e Di Lucia (2014)



A Tabela 1 apresenta as características das principais regulamentações de biocombustíveis em escala global. Duas das principais regulamentações internacionais - *Renewable Fuel Standard* (RFS), política federal dos Estados Unidos e *Low Carbon Fuel Standard* (LCFS), do estado da Califórnia - adotam a contabilização do iLUC para atribuir diferentes intensidades de carbono para os biocombustíveis. Em ambos os casos houve revisões significativas de tais estimativas para valores mais baixos após aprimoramento das metodologias. Para o caso brasileiro, os principais aprimoramentos dizem respeito a uma melhor interpretação da dinâmica de uso do solo no Brasil, dentre eles os sistemas de produtivos de segunda safra, a capacidade de intensificação das pastagens e os efeitos de políticas públicas e privadas de gestão territorial (Moreira, 2016). Na *Renewable Energy Directive 2009/28/EC* (RED), a União Europeia adotou abordagem de avaliação e gestão de risco (para iLUC) e contabilização de emissões de GEE para dLUC (Tabela 1).

Tabela 10 - Comparação entre metodologias para a avaliação das emissões de GEE de biocombustíveis no âmbito regulatório norte-americano e europeu

	RED	RFS	LCFS
Tipo de ACV	Atribucional e consequencial (tratamento da energia elétrica como coproduto)	Consequencial	Consequencial
Tratamento dos coprodutos	Alocação em base energética e expansão do sistema (apenas para energia elétrica)	Expansão do sistema	Alocação em base energética e expansão do sistema
Mudança do uso da terra (MUT)	Consideram-se somente os efeitos diretos. Não há valores "default" atribuídos à dLUC. Emissões amortizadas em 20 anos, sem taxa de desconto. Janeiro de 2008 como data de referência para o cálculo. Efeitos indiretos não considerados, sendo adotada a abordagem de avaliação e gerenciamento de risco	Modelagem dos efeitos diretos e indiretos conjuntamente. Emissões amortizadas em 30 anos. Há divisão entre DLUC doméstico (EUA) e internacional.	Modelagem dos efeitos diretos e indiretos conjuntamente. Emissões amortizadas em 30 anos.
Ferramentas de análise	BioGrace ²	GREET, CENTURY, DAYCENT, FASOM e FAPRI-CARD	CA-GREET, OPGEE, GTAP e AEZ-EF

¹ A diretiva (2015/1513 de 9 setembro de 2015) introduz a gestão de risco de iLUC

² Modelo em planilhas de Excel auxiliar para uso no âmbito da RED

Fonte: adaptado de Khatiwada et al., 2012

O governo brasileiro e o setor produtivo têm adotado políticas que buscam o ordenamento do uso da terra no país. Os zoneamentos agroecológicos oficiais da cana-de-açúcar (BRASIL, 2009) e da palma de óleo (BRASIL, 2010) restringem a expansão de tais lavouras em áreas sensíveis e sobre vegetação nativa, além de prover instrumentos para o direcionamento das mesmas para regiões de maior aptidão e menor impacto socioambiental, tais como áreas de pastagens. A moratória da soja destaca-se como iniciativa privada, que logrou resultados importantes na melhor gestão territorial no bioma Amazônia (NEPSTAD et al, 2014). Por sua vez a Lei de Proteção à Vegetação Nativa nº 12.651 / 2012 (BRASIL, 2012), em que um dos principais elementos é o Cadastro Ambiental Rural (CAR) tem potencial para impulsionar o uso eficiente e mais sustentável da terra no país e se tornar uma ferramenta efetiva contra a mudança climática (CHIAVARI E LEME, 2017).

A consulta a especialista teve entre seus objetivos verificar a viabilidade técnica de mensurar e verificar a MUT, assim como as respectivas mudanças no estoque de carbono. Foram contatados pesquisadores da área agrícola e ambiental, especialistas em geoprocessamento e profissionais que atuam na verificação de aspectos relacionados a MUT em protocolos de sustentabilidade. Pôde ser concluído que há dificuldade técnica de se determinar, com poucos recursos, o balanço final de carbono após a MUT, especialmente envolvendo pastagens. A mensuração de estoques de carbono também pode ser onerosa no processo de verificação. Por outro lado, há certa convergência na factibilidade de se reconhecer com baixo custo a conversão de vegetação nativa por meio de técnicas de geoprocessamento.

A proposta selecionada pelo DBio/MME, com base nas propostas e subsídios apresentados pelo GT-ACV, para a consideração de MUT na primeira fase do programa RenovaBio consiste na adoção de mecanismos de gestão de risco com foco no controle da conversão direta de áreas de vegetação nativa e da expansão de biocombustíveis para áreas ambientalmente sensíveis através do alinhamento a políticas e instrumentos nacionais de ordenamento do uso da terra vigentes, sem a necessidade de quantificação da MUT direta e indireta. A proposta é que eles sejam operacionalizados através de critérios de elegibilidade ao programa, ou seja, somente as unidades produtoras de biocombustíveis que atendam aos critérios poderiam ingressar no RenovaBio (Tabela 2).

Tabela 11 – Proposta de critérios de elegibilidade ao Programa RenovaBio relacionados ao processo de mudança de uso da terra

Biomassa	Critério de elegibilidade	Referência
Todas	Ausência de expansão de área de produção sobre áreas de vegetação nativa desmatadas a partir de dezembro 2017	Proposta para regulamentação RenovaBio
Todas	Legislação ambiental vigente relativa à proteção de vegetação nativa - verificável pelo status do CAR dos estabelecimentos rurais	Brasil, 2012
Cana-de-açúcar	Conformidade com o Zoneamento Agroecológico da Cana-de-açúcar	Brasil, 2009
Palma de Óleo	Conformidade com o Zoneamento Agroecológico da Palma de Óleo	Brasil, 2010
Soja e milho	Ausência de expansão de área de produção sobre áreas desflorestadas no bioma Amazônia após julho de 2008	Proposta para regulamentação RenovaBio, com base em práticas adotadas pelo setor privado.

Essa proposta foi selecionada entre três outras alternativas levantadas: 1- a contabilização da MUT direta para cada área de cultivo de biomassa para biocombustíveis; a estimativa de efeitos de MUT indireta e adoção de fatores padrão (*iLUC factors*) para cada biomassa; 3- a exigência apenas de desmatamento zero a partir do início do programa. As principais características da proposta selecionada e as principais justificativas para sua escolha são discriminados abaixo:

- 1- Garante um controle rigoroso da conversão direta de áreas de vegetação nativa, que consiste no tipo de mudança de uso da terra com maior potencial de emissões de GEE (CASTANHEIRA & FREIRE, 2013; NOVAES et al., 2017) e de maior preocupação para a comunidade científica e sociedade em geral. Os demais tipos mais comuns de MUT têm emissões uma ordem de grandeza menores que a MUT de vegetação nativa para uso agrícola e são muito mais dinâmicos no tempo – por exemplo a MUT entre pastagem, lavouras anuais e

cana podem se alternar rapidamente ao longo dos anos. Dois tipos de MUT poderiam ter emissões mais altas – a conversão de uso com lavouras permanentes ou com silvicultura para usos agrícolas. No entanto, são relativamente raros no Brasil considerando os outros casos (NOVAES et al., 2017).

- 2- Assegura o controle da expansão de biocombustíveis para áreas sensíveis ao seu cultivo, conforme definido nos zoneamentos agroecológicos, lei de proteção da vegetação nativa (Brasil, 2009, 2010, 2012) e na Moratória da Soja (RUDORFF et al, 2011). Esses instrumentos não permitem por exemplo a expansão de cana e soja sobre floresta Amazônica ou a sobreposição das áreas de produção com áreas de preservação, como Áreas de Preservação Permanente e Unidades de Conservação. Tais casos estariam associados a um potencial de grande emissão de GEE e poderiam ser objeto de grande preocupação pela sociedade brasileira e internacional
- 3- Está alinhada com instrumentos de ordenamento da expansão agrícola estabelecidos há mais de cinco anos e já assimilados pelos setores produtivos (BRASIL, 2009, 2010, 2012; NEPSTAD et al, 2014). Com isso, seu uso como critérios de elegibilidade beneficia produtores atentos e regulares quanto à questões ambientais, os quais provavelmente não terão dificuldades de ingresso no programa, indicando uma alta capacidade de assimilação pelo setor produtivo.
- 4- Tem potencial de baixo custo de comprovação e certificação comparados às outras alternativas. Todos os critérios de elegibilidade podem ser verificados de forma remota por imagens de satélite ou outras fontes de informações disponíveis, como por exemplo o Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (Sicar), enquanto outras alternativas teriam potencial de prescindir de verificações em campo, que podem ter custos muito altos. Entre os seis critérios de elegibilidade, o item com maior potencial de dificuldade de verificação e novidade trazida para o setor seria a verificação de não conversão de vegetação nativa a partir de dezembro de 2017. No entanto, entre as alternativas apresentadas, somente a adoção de um *iLUC factor* poderia contornar essa dificuldade.
- 5- Evita a adoção na primeira fase do programa de modelos e métodos de maior complexidade e grandes incertezas científicas e metodológicas associadas, como a estimativa de MUT indireta, a discriminação entre níveis de degradação de pastagens, tipos de vegetação nativa ou tipos de manejo de solo e a verificação de estoques de carbono no solo (AHLGREN E DI LUCIA, 2014; FINKBEINER, 2014, ROSA et al., 2016; AGUIAR et al, 2017). A incorporação de tais incertezas nesse momento poderia desencadear grandes incertezas jurídicas além de maiores custos e tempo para certificação de forma a minimizar incertezas (caso de MUT direta) e para a regulamentação do programa em si (caso de MUT indireta).
- 6- Resguarda o programa de críticas sobre a promoção da competição entre alimentos e combustíveis. Os usos da terra com cana-de-açúcar ou pastagens tipicamente apresentam estoques de carbono bem maiores que lavouras anuais alimentícias, como arroz e feijão (NOVAES et al. 2017). A adoção de modelos de MUT direta propiciaria uma menor intensidade de carbono para a expansão de biocombustíveis sobre lavouras anuais em detrimento da expansão sobre pastagens e, portanto, estaria premiando a competição com lavouras alimentícias, resultado indesejado em uma política de biocombustíveis pela sociedade em geral.
- 7- Tem sinergia com vários padrões internacionais e literatura científica. A diretiva europeia e vários protocolos internacionais (como por exemplo Bonsucro, ISCC e RSB) se valem de mecanismos de gestão de risco através do estabelecimento de áreas sensíveis vedadas à expansão de biocombustíveis (KHATIWADA et al., 2012). Por outro lado, a adoção de *iLUC factors* tem sido alvo de grandes críticas e controvérsias pela comunidade científica (FINKBEINER, 2014; ROSA et al., 2016). Esse histórico dá à proposta apresentada robustez científica e política internacionalmente.
- 8- É transparente e de simples comunicação para o setor produtivo e sociedade. A contabilização de MUT direta ou indireta envolve complexos modelos de difícil compreensão por boa parte da sociedade, enquanto a adoção de critérios simples e de amplo conhecimento pode trazer transparência e facilitar a comunicação.

Durante a implementação da primeira fase e na preparação para a revisão na segunda fase do programa, os gestores da política poderão acompanhar o avanço científico e técnico das questões relacionadas à contabilidade de emissões de MUT, para que, se necessário, sejam previstas alterações ou incrementos do modelo de consideração de MUT no programa. É recomendável por exemplo que potenciais efeitos e estimativas de *iLUC* sejam avaliados, com modelos adequados à realidade brasileira e com o devido conhecimento de suas limitações e caso se verifique um potencial de

emissões significativas relacionadas, estas podem vir a ser contabilizadas e incorporadas ao programa, em conjunto com medidas mitigadoras que possam ser adotadas individualmente pelos produtores.

Conclusões

As formas de contabilização de MUT em protocolos internacionais sofreram muitas alterações no decorrer do tempo, devido ao amadurecimento das discussões e surgimento de novos modelos ou inclusão de dados anteriormente não considerados. Tais alterações geraram uma expressiva flutuação dos valores de emissão de GEE e, tendo em vista que essas experiências nunca impediram a implementação das políticas, a proposta aqui apresentada é de que o RenovaBio opte por uma abordagem de gestão de riscos através de critérios de elegibilidade conforme detalhado acima.

A proposta de consideração de MUT no RenovaBio apresentada nesse artigo reflete o status de conhecimento em fevereiro de 2018. A proposta de MUT, juntamente com o delineamento e configuração da calculadora de intensidade de carbono são parte do processo de regulamentação do RenovaBio e até sua aprovação passará por instâncias decisórias do governo, órgãos regulatórios, validação com partes interessadas, consulta pública e análise jurídica. Cada uma dessas etapas poderá revelar novas informações e demandar alterações na regulamentação. Dada a relevância do tema, a apresentação desse artigo poderá contribuir para o compartilhamento com a comunidade ACV de parte do arcabouço e histórico da regulamentação desse tema.

Agradecimentos

Agradecemos a contribuição de todos os envolvidos e consultados no desenvolvimento do trabalho, especialmente às equipes do Departamento de Biocombustíveis do MME, da Divisão de Recursos Energéticos Novos e Renováveis do MRE e da Superintendência de Biocombustíveis e de Qualidade de Produtos da ANP, e aos pesquisadores Bruno Alves, Gustavo Bayma, Luis Barioni da Embrapa, Arnaldo Walter e Juliana Picoli da Unicamp, Rodrigo Lima e Sofia Arantes da Agroicone, e Bernardo Rudorff e Joel Risso da Agrosatélite.

Referências

- AHLGREN, S.; DI LUCIA, L. Indirect Land Use Changes of Biofuel Production: A Review of Modeling Efforts and Policy Developments in the European Union. *Biotechnology for biofuels*, v. 7, n. 1, p. 35, 2014
- AGUIAR, D. A., MELLO, M. P., NOGUEIRA, S. F., GONÇALVES, F. G., ADAMI, M., & RUDORFF, B. F. T. (2017). MODIS Time Series to Detect Anthropogenic Interventions and Degradation Processes in Tropical Pasture. *Remote Sensing*, 9(1), 73.
- BRASIL. Decreto nº 6.961, de 17 de setembro de 2009. Aprova o zoneamento agroecológico da cana-de-açúcar e determina ao Conselho Monetário Nacional o estabelecimento de normas para as operações de financiamento ao setor sucroalcooleiro, nos termos do zoneamento. 2009.
- BRASIL. Decreto nº 7.172, de 7 de maio de 2010. Aprova o zoneamento agroecológico da cultura da palma de óleo e dispõe sobre o estabelecimento pelo Conselho Monetário Nacional de normas referentes às operações de financiamento ao segmento da palma de óleo, nos termos do zoneamento. 2009.
- BRASIL. Lei nº 12.727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. 2012.
- BRASIL. Lei nº 13.576, de 26 de dezembro de 2017. Dispõe sobre a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio) e dá outras providências. 2017
- CASTANHEIRA, E. G., FREIRE, F. (2013). Greenhouse gas assessment of soybean production: Implications of land use change and diferente cultivation systems. *Journal of Cleaner Production*, 54, 49–60
- CHIAVARI J. , LOPES C. L . Forest and land use policies on private lands: an international comparison. *Climate Policy Initiative*. 2017.

- FARGIONE, J., et al. Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science*, 319 (5867), 1235-1238., 2008.
- FINKBEINER, M. (2014). Indirect land use change—Help beyond the hype?. *Biomass and Bioenergy*, 62, 218-221.
- ISO/TS 14067:2013. Greenhouse Gases—Carbon Footprint of Products—Requirements and Guidelines for Quantification and Communication, 1st ed.; ISO Central Secretariat: Geneva, Switzerland, 2013.
- KHATIWADA, D. et al. Accounting greenhouse gas emissions in the lifecycle of Brazilian sugarcane bioethanol: methodological references in European and American regulations. *Energy Policy*, 47, 384-397, 2012. (doi 10.1016/j.enpol.2012.05.005).
- MOREIRA, M R. M. Estratégias para expansão do setor sucroenergético e suas contribuições para a NDC Brasileira. Tese de doutorado em Planejamento de Sistemas energéticos da UNICAMP. 2016.
- NASSAR, A M et al, Biofuels and land-use changes: searching for the top model. *Interface Focus*, v.1 (2), p 224-232, 2011.
- NEPSTAD, D., et al. (2014). Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science*, 344, 1118–1123.
- NOVAES, R.M.L., et al. (2017) Estimating 20-year land-use change and derived CO₂ emissions associated with crops, pasture and forestry in Brazil and each of its 27 states. *Global Change Biology*. 2017; 23:3716–3728.
- PLEVIN, R. J., DELUCCHI, M. A., & CREUTZIG, F. (2014). Using attributional life cycle assessment to estimate climate-change mitigation benefits misleads policy makers. *Journal of Industrial Ecology*, 18(1), 73-83.
- RIGHELATO, R., e SPRACKLEN, D. V.. Carbon mitigation by biofuels or by saving and restoring forests?. *Science*. 2007
- ROSA, M., KNUDSEN, M. T., & HERMANSEN, J. E. (2016). A comparison of Land Use Change models: Challenges and future developments. *Journal of Cleaner Production*, 113, 183–193.
- RUDORFF, B. F. T., ADAMI, M., AGUIAR, D. A., MOREIRA, M. A., MELLO, M. P., FABIANI, L., ... & PIRES, B. M. (2011). The soy moratorium in the Amazon biome monitored by remote sensing images. *Remote Sensing*, 3(1), 185-202.
- SEARCHINGER, T., et al. (2008) Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, 319 (5867), 1238-1240. 2008a
- SCHMIDT, J. H. et al. A framework for modelling indirect land use changes in Life Cycle Assessment. *Journal of Cleaner Production*, p. 1-9, 2015.

RENOVACALC: A CALCULADORA DO PROGRAMA RENOVABIO

Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura¹, Joaquim Eugênio Abel Seabra², Mateus Ferreira Chagas³, Michelle Tereza Scachetti¹, Marcelo Augusto Boechat Morandi¹, Marcelo Melo Ramalho Moreira⁴, Renan Milagres Lage Novaes¹, Nilza Patrícia Ramos¹, Otavio Cavaletti³, Antônio Bonomi³

¹ Embrapa Meio Ambiente, marilia.folegatti@embrapa.br

² Universidade Estadual de Campinas

³ Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol

⁴ Agroicone

Resumo: O RenovaBio é uma política pública que tem como objetivo promover a expansão dos biocombustíveis no Brasil a partir de modelos de produção mais sustentáveis, estimulando a redução de emissões de gases de efeito estufa (GEE), contribuindo para o cumprimento dos compromissos assumidos pelo País na COP21. Para apoiar este Programa, foi estabelecido um referencial metodológico e uma ferramenta para o cálculo da intensidade de carbono dos biocombustíveis, que têm como base a Avaliação de Ciclo de Vida atribucional, “do berço ao túmulo”, com alocação por critério energético. Aqui é apresentada a RenovaCalc, ferramenta estruturada para avaliar diferentes rotas de produção de biocombustíveis: etanol de cana-de-açúcar de primeira e de segunda geração, etanol de milho, biodiesel, biometano e bioquerosene. Para cada rota, dados de inventário de ciclo de vida de processos de *background*, advindos da base de dadosecoinvent, são agregados aos parâmetros técnicos da produção agrícola e industrial informados pelo produtor de biocombustível. As emissões de GEE de cada processo do ciclo de vida do biocombustível são estimadas segundo o IPCC (2006). A somatória destas emissões resulta na intensidade de carbono do biocombustível em g CO₂eq/MJ que, subtraída da intensidade de carbono do seu combustível fóssil equivalente, gera a nota de eficiência energético-ambiental do biocombustível, e dá acesso a créditos de descarbonização, com valor de mercado. Com este instrumento, o governo brasileiro pretende distinguir produtores que invistam na melhoria do desempenho ambiental dos seus processos, promovendo a redução de emissões de GEE.

Palavras-chave: RenovaBio, intensidade de carbono, RenovaCalc, biocombustíveis.

Introdução

O RenovaBio é a nova Política Nacional de Biocombustíveis, aprovada pela lei 13.576, de 26 de dezembro de 2017. Fomenta o aumento da produção de biocombustíveis em padrões mais sustentáveis. Prevê um tratamento de mercado diferenciado para os biocombustíveis com menor emissão de gases de efeito estufa (GEE) em seu ciclo de vida, pela atribuição de Notas de Eficiência Energético-Ambiental (em g CO₂ eq./MJ), resultantes do perfil técnico de cada agente produtor.

Para tanto, estabeleceu-se um arcabouço metodológico e ferramental para a contabilidade da intensidade de carbono dos biocombustíveis, baseado na avaliação de ciclo de vida (ACV) dos mesmos, e sua comparação com os combustíveis fósseis. A Nota de cada unidade de produção participante do programa, vinculada ao volume de biocombustível produzido, refletirá na obtenção de créditos de descarbonização (CBIO; BRASIL, 2017). A confiabilidade deste processo será garantida por inspeção realizada por firma inspetora credenciada pela Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP).

A participação no RenovaBio é de caráter voluntário; porém, uma vez tendo aderido ao Programa, a unidade agroindustrial produtora de biocombustível (usina, ou Emissor Primário), individualmente, obriga-se a fornecer parâmetros técnicos do seu processo produtivo - nas fases de produção, tratamento e conversão da biomassa em biocombustível – para alimentação da RenovaCalc, ferramenta de cálculo oficial do RenovaBio, estruturada para avaliar diferentes rotas de produção de biocombustíveis e realizar o cálculo da sua intensidade de carbono. Este trabalho tem como objetivo apresentar a RenovaCalc e seus atributos.

Escopo da ACV para o RenovaBio

No Programa RenovaBio, o desempenho dos biocombustíveis quanto à emissão de GEE é quantificado em gCO₂/MJ, pela Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). Embora um estudo de ACV completo deva abranger várias categorias de impacto ambiental, relacionadas à proteção de recursos naturais, de sistemas ecológicos e da saúde humana, no Programa RenovaBio é considerada apenas a categoria “Mudança do Clima”.

O RenovaBio adota a ACV atribucional, considerada uma técnica descritiva ou contábil que tem como objetivo atribuir a um produto, fabricado em um dado momento, uma parcela das emissões totais de poluentes e do consumo de recursos na economia (WEIDEMA & EKVALL, 2009).

A abrangência dos cálculos é “do poço à roda” (ou “do berço ao túmulo”). Neste escopo são contabilizados todos os fluxos de material e energia consumidos pelos processos produtivos e emitidos para o meio ambiente, desde a extração de recursos naturais, aquisição ou produção e tratamento da biomassa, sua conversão em biocombustível, até sua combustão em motores, incluindo todas as fases de transporte.

Os biocombustíveis previstos na primeira fase do RenovaBio, cujas rotas de produção já estão inseridas na RenovaCalc, são: Etanol de primeira geração de cana-de-açúcar; Etanol de primeira e segunda geração em usina integrada; Etanol de segunda geração em usina dedicada; Etanol de cana-de-açúcar e milho em usina integrada (“flex”); Etanol de milho em usina dedicada; Etanol de milho importado; Biodiesel; Bioquerosene de aviação por HEFA (Hydro-processed Esters and Fatty Acids) de soja; Biometano de resíduos.

A opção metodológica, fontes de dados e as principais premissas assumidas na RenovaCalc são resumidas na Tabela 1.

Tabela 1. Opção metodológica, fontes de dados e premissas da Avaliação de Ciclo de Vida no RenovaBio

Abordagem	Atribucional
Escopo	“do poço à roda”
Unidade Funcional	MJ de combustível
Tratamento de coprodutos	Alocação em base energética
Resíduos	Resíduos, por definição, são isentos de carga ambiental. Na ACV são consideradas apenas as emissões ocorridas após a geração do resíduo, como nas etapas de recolhimento e transporte. São considerados resíduos pelo RenovaBio: a) Resíduos de culturas agrícolas e florestais: Palha de cana-de-açúcar, de milho, de sorgo e de trigo; Cascas de arroz, de noz, de café e similares; Sabugo de milho; Cascas, tocos, ramos, folhas, agulhas, copas de árvores, aparas florestais e serragem provenientes de florestas plantadas. b) Resíduos de processamento: Vinhaça e outros efluentes agroindustriais; Bagaço de cana-de-açúcar e sorgo; Torta de filtro, cinzas e fuligem; Gordura animal; Outros resíduos de origem animal; Borras; Glicerina bruta; Óleo de fritura usado. c) Outros: Dejetos animais; Lodo de estação de tratamento de efluentes; Biogás de aterro sanitário.
Fonte de dados dos processos à montante do processo agrícola	Os dados de inventário dos processos a montante do processo agrícola provêm da base de dados ecoinvent v.3.1 (WERNET et al., 2016). Priorizou-se a adoção de inventários de produção e processamento para o Brasil (BR), globais (GLO ¹) e, na indisponibilidade destes, utilizou-se os inventários ‘RoW ² ’.
Fonte de dados de distribuição do biocombustível	Dados de estatísticas oficiais e setoriais
Fonte de dados de uso do biocombustível	Dados da ferramenta de estimativa de gases de efeito estufa para fontes intersetoriais (FGV, 2017).
Fatores de caracterização	GWP100, conforme o AR5 do IPCC (2014): CO ₂ = 1; CH ₄ fóssil = 30; CH ₄ biogênico = 28 e N ₂ O = 265
Ferramenta de cálculo	RenovaCalc

¹ “GLO” representa a geografia dos conjuntos de dados utilizados e significa ‘global’. Para uma dada atividade, esta geografia corresponde a uma média válida para todos os países do mundo.

² “RoW” significa “Rest of the World” e representa os conjuntos de dados que não estão representados no banco de dados ecoinvent. RoW é gerado como uma cópia exata do conjunto de dados GLO com incerteza ajustada.

Estrutura da RenovaCalc

A RenovaCalc (Figura 1) é a ferramenta que contabiliza a intensidade de carbono de um biocombustível (em g CO₂ eq./MJ), comparando-a à do seu combustível fóssil equivalente. Atualmente, corresponde a um conjunto de planilhas na plataforma Excel®, contendo um banco de dados e uma estrutura de cálculo específica para cada tipo de biocombustível. Até junho de 2018, a RenovaCalc deverá ser convertida em um sistema informatizado, resultado de um trabalho conjunto entre ANP e IBICT (Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia).

Na RenovaCalc, para cada rota de biocombustível são solicitados dados gerais de identificação da Unidade Produtora, informações sobre o cumprimento dos critérios de elegibilidade ao programa (relacionados a medidas de controle para evitar a supressão da vegetação nativa) e dados do processo produtivo, distribuídos em: a) Fase agrícola (quando pertinente); b) Fase industrial; c) Fase de distribuição. A RenovaCalc contabiliza as emissões a partir das informações da fase agrícola e industrial fornecidas pelos produtores dos biocombustíveis, gerando o índice de intensidade de carbono do biocombustível, que posteriormente é subtraído do índice do combustível fóssil correspondente, gerando a sua Nota de Eficiência Energético-Ambiental (em g CO₂ eq./MJ) (Figura 2).

Figura 1 – Imagens de telas da RenovaCalc

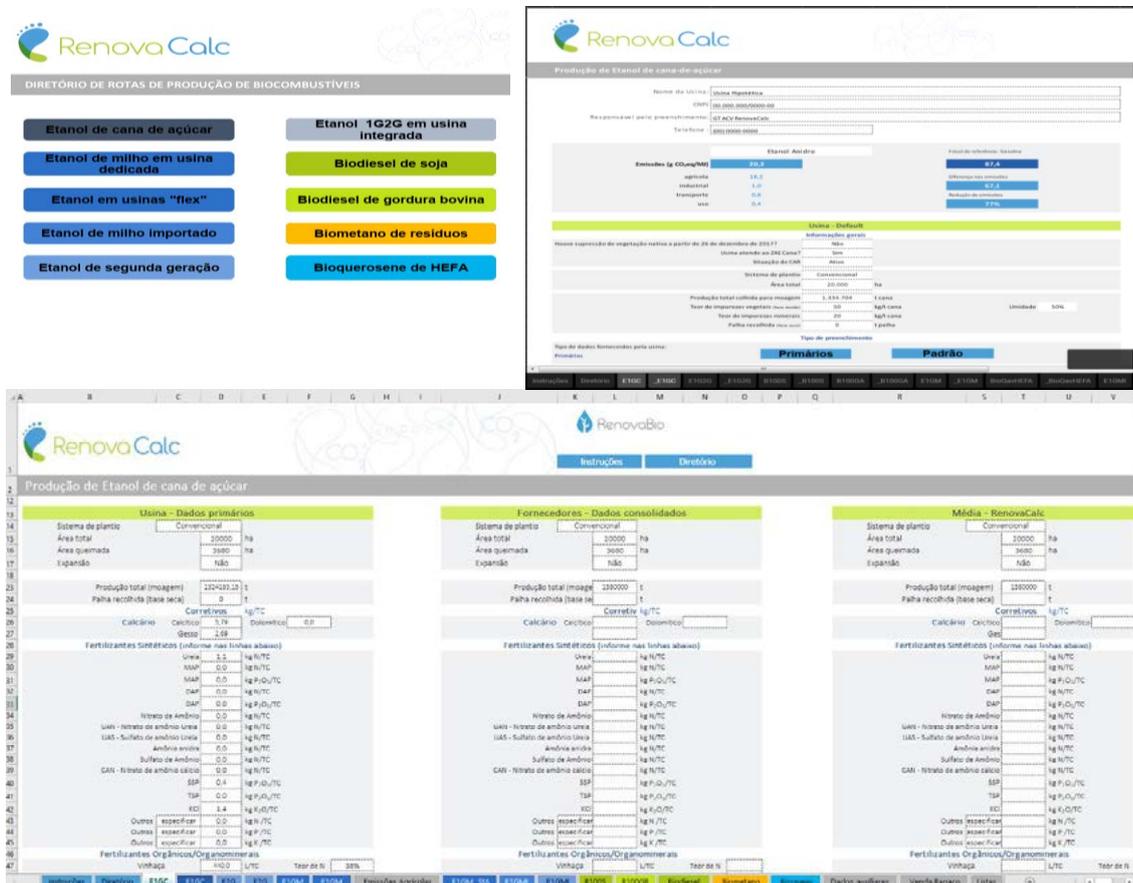
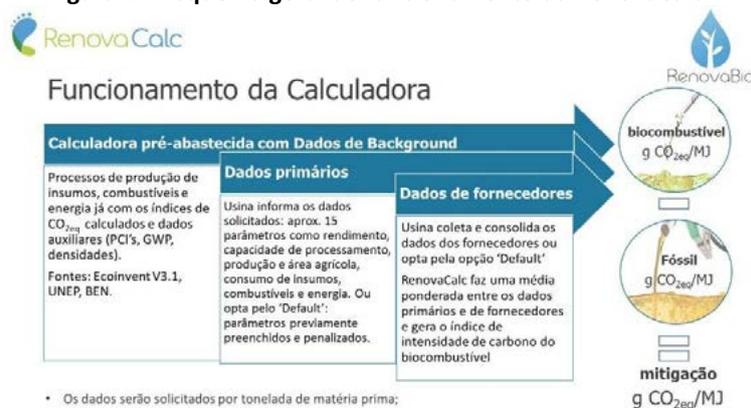


Figura 2 – Esquema geral de funcionamento da RenovaCalc.



Parâmetros de entrada na RenovaCalc

Fase agrícola de produção

Para a fase agrícola, há campos específicos para o preenchimento dos dados de produção própria da Usina e de fornecedores externos. O preenchimento de ambos é de responsabilidade da unidade produtora, cabendo a ela inserir os dados de cada um de seus fornecedores. A RenovaCalc gerará automaticamente, para cada parâmetro, a média

ponderada dos dados próprios e de fornecedores, adotando como fator de ponderação o volume de produção de biomassa.

Para os parâmetros solicitados na calculadora, na fase agrícola, é possível optar pelo preenchimento por “perfil específico” ou por “perfil padrão”, exceto para as perguntas relacionadas aos critérios de elegibilidade ao programa RenovaBio e para os parâmetros: “área total”, “produção total”, “resíduos agrícolas recolhidos”, que sempre deverão ser informados como dados específicos. O “perfil de produção específico” corresponde aos dados primários do processo agrícola das áreas de produção da usina e de seus fornecedores. Já o “perfil de produção padrão” corresponde ao nível tecnológico médio nacional (típico), gerado a partir de informações de bancos de dados do setor produtivo e da literatura técnica, ao qual foram aplicados fatores de penalização. A penalização atribuída ao “perfil de produção padrão” visa incentivar a opção pelos dados primários, ou seja, o fornecimento de informações sobre o perfil de produção específico. Desta forma, a opção “perfil padrão” torna-se uma alternativa para o preenchimento da RenovaCalc quando não é conhecido o conjunto completo de parâmetros técnicos de um processo produtivo agrícola.

Fase industrial de produção

Para a fase industrial não existe a opção de “perfil padrão”, ou seja, serão sempre solicitados dados primários referentes ao processo de produção dos biocombustíveis.

Na Tabela 2 é apresentado, como exemplo, os parâmetros da fase agrícola e industrial solicitados na RenovaCalc para a rota de Etanol 1G.

Tabela 2. Parâmetros solicitados na RenovaCalc para a rota de Etanol 1G.

Parâmetro	Descrição	Unidade
Fase Agrícola		
1. Sistema de plantio	Convencional - Envolve o preparo de solo primário, que consiste em operações mais profundas, normalmente realizadas com arado, que visam o rompimento de camadas compactadas de solo e a eliminação ou entorrio da cobertura vegetal. No preparo secundário, as operações são mais superficiais, utilizando-se grades ou planas para nivelar, destorroar, destruir crostas superficiais, incorporar agrotóxicos e eliminar plantas daninhas. A semeadura é a lâmpo ou em linha. Direto, com rotação de culturas - Plantio direto é o sistema de semeadura no qual a semente é colocada diretamente no solo não revolvido. Abre-se um pequeno sulco (ou cova) de profundidade e largura suficientes para garantir uma boa cobertura da semente com solo. Rotação de culturas é a alternância ordenada e regular no cultivo de diferentes espécies vegetais em sequência temporal numa determinada área. Direto, com sucesso de culturas - Plantio direto é o sistema de semeadura no qual a semente é colocada diretamente no solo não revolvido. Abre-se um pequeno sulco (ou cova) de profundidade e largura suficientes para garantir uma boa cobertura da semente com solo. Sucessão de culturas consiste em alternar culturas, sem ordenamento e regularidade das espécies empregadas. Mínimo/Reduzido - sistema no qual se utiliza menor mobilização do solo, quando comparado ao sistema convencional. A semeadura é realizada diretamente sobre a cobertura vegetal previamente dessecada com herbicida, sem o revolvimento do solo.	N.A.
2. Área total	Área total da unidade de produção, ou seja, soma das áreas colhidas, de produção de mudas, de reforma, de cana de ano e meio e de cana bisada.	ha
3. Área queimada total	Soma das áreas (ver requisito 2) que sofreram queima: com autorização para colheita; para eliminação de resíduos culturais; queima acidental e/ou criminosas.	ha
4. Produção total de cana	Quantidade total de produto produzido na área total de produção (ver requisito 2). Refere-se ao total anual de cana colhida destinada à moagem (soma de colmos, impurezas vegetais e minerais). Este parâmetro deve ser reportado em base úmida.	t cana, em base úmida
5. Teor médio de impurezas vegetais	Refere-se ao teor médio de impurezas vegetais contido na cana (ver requisito 4). Deve ser reportado em base úmida e informado o teor de umidade dessas impurezas.	kg/t cana, em base úmida Teor de umidade: %
6. Teor médio de impurezas minerais	Refere-se ao teor médio de impurezas minerais contido na cana (ver requisito 4).	kg/t cana, em base úmida
7. Palha recolhida total	Refere-se à quantidade total de palha recolhida anualmente na área total de produção (ver requisito 2). Este parâmetro refere-se à palha recolhida separadamente da cana (por exemplo, palha enfardada, palha recolhida por forrageira, entre outros).	t de palha, em base seca
8. Consumo de corretivos	Quantidade consumida de cada corretivo (calcário calcítico, calcário dolomítico e gesso agrícola), dividida pela quantidade de cana (ver requisito 4).	kg/t cana
9. Consumo de fertilizantes sintéticos	Quantidade consumida de cada elemento (N, P2O5 e K2O por fonte), aplicados na área total (ver requisito 2), dividida pela quantidade de cana (ver requisito 4). Caso a RenovaCalc não apresente como opção a fonte utilizada, o produtor deve especificá-la no campo “Outros”.	kg elemento/t cana
10. Consumo de fertilizantes orgânicos/organominerais	Quantidade de resíduos industriais e outros fertilizantes organominerais utilizados como fertilizantes por fonte (vinhaça, torta de filtro, cinzas e fuligem, outros) aplicados na área total (ver requisito 2), dividida pela quantidade de cana (ver requisito 4). Informar o teor de Nitrogênio em cada fonte. Caso a RenovaCalc não apresente como opção a fonte utilizada, o produtor deve especificar esta fonte no campo “Outros”.	kg ou L / t cana Teor de nitrogênio: g N/kg ou g N/L
11. Consumo de combustíveis e eletricidade da rede	Refere-se ao consumo de combustíveis (soma das operações agrícolas, irrigação, transportes da cana, palha, vinhaça, torta de filtro, cinzas, deslocamento de pessoas, etc.), na área total (ver requisito 2), dividida pela quantidade total de cana (ver requisito 4). Devem ser contabilizados os combustíveis próprios e de terceiros (por exemplo, se a colheita da cana é terceirizada, o combustível utilizado para esta operação deve ser contabilizado pela usina ou fornecedor que contratou este serviço). • Diesel B8, B10, B18, B20, B30. • Obs: No campo BX, X representa o teor de mistura de biodiesel vigente no ano de referência para o preenchimento. • Biodiesel B100 • Gasolina C • Etanol hidratado • Biometano • Eletricidade por fonte (Biomassa; PCH; Eólica; Solar) ou Mix BR	L/t cana Nm ³ /t cana kWh/t cana

Parâmetro	Descrição	Unidade	
Fase Industrial			
1.	Quantidade de cana processada	Quantidade total anual de cana que chega na usina (soma de colmos, impurezas vegetais e minerais). Este parâmetro deve ser reportado em base úmida.	t cana/ano, em base úmida
2.	Quantidade de palha processada	Quantidade total anual de palha processada na usina. Este parâmetro refere-se à palha recolhida separadamente da cana (por exemplo, palha enfardada, palha recolhida por forrageira, entre outros).	t palha/ano, em base seca
3.	Rendimento de etanol anidro	Refere-se ao volume total (corrigido para a temperatura de 20 °C) de etanol anidro produzido anualmente dividido pela quantidade de cana processada (ver requisito 1).	L/t cana
4.	Rendimento de etanol hidratado	Refere-se ao volume total (corrigido para a temperatura de 20 °C) de etanol anidro produzido anualmente dividido pela quantidade de cana processada (ver requisito 1).	L/t cana
5.	Rendimento de açúcar	Refere-se à massa total de açúcar produzido anualmente dividido pela quantidade de cana processada (ver requisito 1).	kg/t cana
6.	Energia elétrica comercializada	Refere-se à quantidade total de eletricidade comercializada anualmente dividida pela quantidade de cana processada (ver requisito 1).	kWh/t cana
7.	Bagaço comercializado	Refere-se à quantidade total de bagaço comercializado anualmente dividido pela quantidade de cana processada (ver requisito 1). Deve ser reportado em base úmida e reportado o respectivo teor de umidade.	kg/t cana, em base úmida Teor de umidade: %
8.	Consumo de biocombustíveis	Consumo de biocombustíveis utilizados no processamento da cana para conversão em etanol.	kg/t cana
8.1.	Biocombustíveis próprios	Quantidade consumida de bagaço e palha, em base úmida, dividida pela quantidade de cana processada (ver requisito 1). Informar também a umidade destes biocombustíveis.	kg/t cana, em base úmida Teor de umidade: %
8.2.	Biocombustíveis adquiridos de terceiros	Quantidade consumida de bagaço, palha, cavaco de madeira, lenha e resíduos florestais, em base úmida, dividida pela quantidade de cana processada (ver requisito 1). Informar a umidade destes biocombustíveis. Além disso, deve-se informar a distância de transporte destes biocombustíveis do fornecedor até a usina.	kg/t de cana, em base úmida Teor de umidade: % Distância de transporte: Km

Fase de distribuição

Em relação à distribuição do biocombustível, a informação solicitada na RenovaCalc para todas as rotas será a mesma, referente ao sistema logístico de distribuição de cada fração de seus biocombustíveis comercializados. Para cada

biocombustível, uma distância média de distribuição da usina até o consumidor final foi determinada, sendo esta distância igual para todos os sistemas logísticos. Os sistemas logísticos disponíveis na calculadora são: a) Rodoviário; b) Dutoviário; c) Ferroviário; d) Marítimo (apenas para o etanol de milho importado). Caso o produtor não tenha informações sobre a etapa de distribuição do seu biocombustível, a RenovaCalc adotará o sistema logístico Rodoviário como padrão, exceto para a rota de etanol de milho importado, para a qual será adotado o sistema logístico Marítimo como padrão.

Estimativa de emissões e cálculo da Intensidade de Carbono dos Biocombustíveis na RenovaCalc

A fase agrícola contribui significativamente para as emissões de GEE de biocombustíveis, que estão relacionadas principalmente à produção e uso de insumos. Os GEE mais importantes gerados na atividade agrícola são metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) e óxido nitroso (N₂O). Nesta fase, as principais práticas que impactam as emissões de GEE são o uso de calcário, o uso de insumos nitrogenados, a queima de resíduos agrícolas e o consumo de combustível fóssil em operações mecanizadas, além da Mudança de Uso da Terra. As contribuições decorrentes da produção e do uso agrícola de agrotóxicos (herbicidas e pesticidas) são pouco significativas para a categoria de impacto “Mudança do Clima”, considerada no RenovaBio. Por isso, estes insumos são considerados na contabilidade de intensidade de carbono dos biocombustíveis na forma de dados padrão (não penalizados, correspondentes à prática mais comum, atualmente, para cada cultura agrícola).

Existem diversos modelos para a estimativa de emissões de GEE de processos de produção agrícola, com diferentes níveis de complexidade e especificidade. Os modelos mais difundidos propõem a contabilização das substâncias geradoras de emissões e sua multiplicação por fatores de emissão específicos para cada tipo de GEE. As principais referências metodológicas para a estimativa dessas emissões no RenovaBio são os Guias do IPCC (IPCC 2006 a, b, e), em particular o v.4 “Agriculture, Forestry and Other Land Use” (IPCC 2006 d). Quando disponíveis, em literatura científica, fatores de emissão específicos para a região e cultura em análise, estes foram preferidos aos fatores de emissão padrão (“default”) do IPCC.

A contribuição dos processos da fase industrial para o desempenho ambiental do ciclo de vida do biocombustível está associada majoritariamente ao rendimento de produto(s) e coproduto(s) e ao consumo de combustíveis e de energia elétrica. As emissões decorrentes da produção dos insumos químicos utilizados nos processos industriais e do tratamento dos resíduos usualmente não são significativas para os principais biocombustíveis produzidos atualmente em grande escala no país, sendo estas consideradas na contabilidade da intensidade de carbono dos biocombustíveis, tendo como base o perfil típico de cada rota tecnológica. Entretanto, para o etanol de milho, o etanol de segunda geração e o biodiesel, alguns insumos industriais podem contribuir significativamente para a sua intensidade e por isso encontram-se como parâmetros de entrada na RenovaCalc.

Para os processos industriais, as estimativas de emissão de GEE têm como referência os Guias IPCC (2006 a, b, e), em particular o v.3 “Industrial Processes and Product Use” (IPCC 2006 c). Quando disponíveis, em literatura científica, fatores de emissão específicos para os processos em análise, estes foram preferidos aos fatores de emissão padrão (“default”) do IPCC.

Após o preenchimento de todos os parâmetros da RenovaCalc, a ferramenta calcula a intensidade de carbono do biocombustível, gerando um índice em “g CO₂eq./MJ”. Este processo é feito automaticamente na calculadora, a partir de seis passos principais: 1) Adequação dos parâmetros de entrada a um fluxo de referência (tonelada de biomassa processada), e inserção como “fluxos de entrada” no Inventário de Ciclo de Vida de cada rota de produção; 2) Associação destes “fluxos de entrada” de inventário aos dados de emissões de GEE a montante do processo agroindustrial, relacionadas à produção de insumos agrícolas e industriais e à geração de energia, e a jusante, relacionados à distribuição e uso do biocombustível; 3) Consolidação de um inventário das emissões de GEE geradas nas fases agrícola, industrial, de distribuição e uso do biocombustível; 4) Conversão das emissões de GEE para a unidade “g CO₂eq”, a partir de fatores de caracterização para cada gás, segundo o GWP100, AR5 do IPCC (2014); 5) Adequação do índice à unidade funcional (MJ de biocombustível); 6) Cálculo da diferença da intensidade de carbono do biocombustível com o fóssil de referência, gerando a Nota final.

Conclusões

A RenovaCalc foi desenvolvida por uma equipe multidisciplinar composta por especialistas das áreas de Sistemas de Produção Agroenergéticos, Modelagem de Processos de Produção de Biocombustíveis, Geoprocessamento, Modelagem para Mudança de Uso da Terra e Avaliação de Ciclo de Vida, coordenada pela Embrapa Meio Ambiente e

integrada por especialistas da Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), do Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol (CTBE) e do Agroicone.

A ferramenta possui robusta base científica, entretanto é de fácil uso e apresenta sensibilidade aos principais parâmetros de produção dos biocombustíveis, o que permite distinguir produtores que invistam na melhoria do desempenho ambiental dos seus processos, promovendo a redução de emissões de GEE. Com este instrumento, o RenovaBio pretende promover o aumento sustentável da produção de biocombustíveis no Brasil, com base em eficiência e qualidade ambiental.

Agradecimentos

Agradecemos ao Departamento de Biocombustíveis do MME, à Divisão de Recursos Energéticos Novos e Renováveis do MRE e à Superintendência de Biocombustíveis e de Qualidade de Produtos da ANP, além das diversas entidades de representação do setor de biocombustíveis que se prontificaram a fornecer informações dos processos produtivos.

Referências

BRASIL. Lei nº 13.576, de 26 de dezembro de 2017. Dispõe sobre a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio) e dá outras providências. 2017

FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS. Centro de Estudos em Sustentabilidade da EAESP (2017). Ferramenta de estimativa de gases de efeito estufa para fontes intersetoriais (Ferramenta GHG Protocol v.2017.3). Disponível em: <<http://www.ghgprotocolbrasil.com.br/ferramenta-de-calculo>>. Acesso em: 09 jun. 2017

IPCC. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: v. 1 general guidance and reporting. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. Published: IGES, Japan: IGES, 2006. Em várias paginações.

IPCC. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: v. 2 energy. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., and Tanabe K. Japan: IGES, 2006. Em várias paginações.

IPCC. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: v. 3 industrial processes and product use. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., and Tanabe K. Japan: IGES, 2006. Em várias paginações.

IPCC. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: v. 4 agriculture, forestry and other land use. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., and Tanabe K. Japan: IGES, 2006. Em várias paginações.

IPCC. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: v. 5 waste. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., and Tanabe K. Japan: IGES, 2006. Em várias paginações.

IPCC. Intergovernmental panel on climate change. chapter 2: changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: SOLOMON, S. et al. (Eds.) Climate change 2007: the physical science basis, contribution of working group I to the fourth assessment report of the IPCC. United Kingdom: Cambridge University Press; 2007.

WEIDEMA, B. P.; EKVALL, T. Guidelines for applications of deepened and broadened LCA: consequential LCA. Chapter for CALCAS project. Deliverable D18, 2009. Disponível em: <http://www.lcanet.com/files/consequential_LCA_CALCAS_final.pdf>. Acesso em 21/10/2013.

WERNET, G., et al. (2016). "The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology." The International Journal of Life Cycle Assessment, 21(9): 1218-1230.

ESTIMATIVA DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA DO TRANSPORTE DOS TRABALHADORES DO IFSC GASPAR

Bruna Krutzsch Volpi¹, Camile Biz Chiodini¹, Maria Luiza Vanelli¹, Bruno Menezes Galindro², Graciane Regina Pereira²

¹*Discente do Instituto Federal de Santa Catarina,
bruna.kv@aluno.ifsc.edu.br*

²*Docente do Instituto Federal de Santa Catarina*

Resumo: O Programa Agenda Ambiental na Administração Pública (A3P) busca incorporar princípios de responsabilidade socioambiental nas atividades do governo, tais como gestão adequada dos recursos naturais e promoção da melhoria da qualidade de vida no ambiente de trabalho. No IFSC, os princípios da A3P são executados através do Programa IFSC Sustentável, que prevê ações de redução das emissões atmosféricas e de sensibilização da comunidade acadêmica. Para contribuir na consolidação dessa política, foi estimada a emissão de Gases de Efeito Estufa (GEEs) gerada pelos trabalhadores do IFSC Gaspar no deslocamento para o trabalho no período de um ano. Através de questionários, foi identificado o perfil dos trabalhadores no que se refere aos meios de transporte utilizados, horários e distâncias percorridas. As emissões de GEE foram estimadas utilizando-se a pegada de carbono (NBR ISO 14067), a caracterização dos impactos feita através do modelo IPCC GWP 100a e a modelagem realizada no software Open LCA 1.5. Estimou-se uma emissão total de 120,6 tCO₂eq./ano, sendo 88,31% gerada por automóveis pequenos, os mais utilizados pelos funcionários (65,82%). Para a neutralização dessas emissões determinou-se o número de 402 espécies arbóreas nativas a serem plantadas e para a mitigação dos impactos foi elaborada uma proposta de compartilhamento de veículos, com base nos endereços e horários dos trabalhadores. Concluiu-se que há necessidade de incentivo ao uso do transporte público, compartilhamento de automóveis e de caminhadas até o trabalho. Além disso, percebe-se a aplicabilidade da pegada de carbono como instrumento de conscientização ambiental no âmbito das instituições públicas.

Palavras-chave: Gases de Efeito Estufa. Aquecimento Global. Pegada de carbono. ISO 14067. Transporte de pessoas.

Introdução

De acordo com Czapski (2008), o efeito estufa é um fenômeno natural indispensável para manter a superfície da Terra aquecida e proporcionar condições para a vida. No entanto, quando substâncias conhecidas como Gases de Efeito Estufa (GEEs) são emitidas em quantidade superior à possibilidade de absorção do planeta, estes gases ficam depositados na atmosfera, retendo calor excessivo. Este, torna-se um problema ambiental quando a emissão dos GEEs é intensificada pelas atividades humanas, causando um acréscimo da temperatura média da Terra, conhecido como Aquecimento Global.

Nas instituições públicas federais, a preocupação com questões relacionadas ao aquecimento global reflete-se através da criação de iniciativas institucionais, tais como o Programa Nacional da Racionalização do Uso dos Derivados do Petróleo e do Gás Natural – CONPET e o Programa Agenda Ambiental da administração pública - A3P. No Instituto Federal de Santa Catarina, o A3P é implementado através do Programa IFSC Sustentável, que incentiva a sistematização e a prática de ações voltadas ao desenvolvimento de uma cultura para a sustentabilidade, possibilitando melhorias contínuas no funcionamento institucional. O programa tem como documento norteador o PLS – Plano de Gestão de Logística Sustentável, que traz diversas metas, tais como o levantamento dos tipos de combustível e volume consumidos pela frota local e iniciativas de racionalização do uso da energia (INSTITUTO FEDERAL..., 2015).

Uma vez que o transporte de pessoas é responsável por uma parcela significativa do consumo de combustíveis fósseis e, conseqüentemente, da geração de GEEs (FERREIRA *et al.*, 2016), este estudo buscou esclarecer esse tema do ponto de vista da realidade do Instituto Federal de Santa Catarina (IFSC) - Câmpus Gaspar, especialmente no que se refere ao transporte dos trabalhadores. Dessa forma, os objetivos do trabalho foram estimar a quantidade de GEEs emitida pelos trabalhadores do IFSC Gaspar no trajeto para o trabalho no período de um ano, traçar o perfil dos trabalhadores do câmpus no que se refere ao deslocamento para o trabalho e propor medidas de compensação e mitigação dessas emissões.



Metodologia

Para a obtenção dos dados referentes ao perfil de transporte dos trabalhadores em seu trajeto para o trabalho, foi elaborado um questionário na plataforma online *Google Forms* e enviado a todos os trabalhadores do IFSC Câmpus Gaspar por e-mail. Neste formulário, solicitava-se: nome completo; endereço da residência, meio de transporte utilizado no deslocamento, tipo de combustível utilizado, número de passageiros no veículo e horários para cada dia de trabalho na semana.

Uma vez obtidos os dados, a estimativa de emissões de GEE foi realizada através da metodologia de pegada de carbono, descrita na norma NBR ISO 14067 (ASSOCIAÇÃO..., 2015). Para tal, o estudo foi dividido em quatro etapas: definição de objetivo e escopo, análise de inventário de ciclo de vida, análise de impactos ambientais e interpretação.

Na etapa de definição de escopo, estabeleceu-se a unidade funcional como distância total em km referente a logística de transporte dos funcionários para o trabalho no IFSC Gaspar, que corresponde ao trajeto de ida e volta da instituição para o endereço residencial ao longe de um ano. Na fase de elaboração do Inventário de Ciclo de Vida, foram utilizados como referência os endereços apresentados nos questionários e através desses dados foram estimadas as distâncias entre o câmpus Gaspar e o respectivo endereço de cada funcionário, com o auxílio da plataforma online *Google Maps*, considerando-se sempre a rota mais curta disponível. Também foi contabilizado o deslocamento dos veículos oficiais pertencentes à frota do IFSC Gaspar, cujas informações foram obtidas a partir do registro de utilização dos carros oficiais, onde consta a quilometragem total percorrida no período entre novembro de 2015 e novembro de 2016.

Os dados referentes aos fluxos indiretos relacionados à unidade funcional, que compreendem as etapas além do transporte dos trabalhadores em si, foram obtidos através de dados secundários provenientes da base de dados Ecoinvent v3.3, desenvolvido pelo Instituto Ecoinvent Centre da Suíça (WERNET *et al.*, 2016). Os dados secundários seguem Spielmann *et al.* (2007), nas quais os *datatsets* incluem fluxos de berço-a-portão da produção dos veículos e dos combustíveis. Na fase de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida, os fluxos de matéria e energia gerados ao longo das etapas do sistema de produto foram relacionados com os potenciais impactos associados ao seu Potencial de Aquecimento Global (PAG). Para essa caracterização, foi utilizado o modelo proposto pelo IPCC que avalia impactos associados as mudanças climáticas em um horizonte de tempo de 100 anos, denominado IPCC GWP 100a (INTERGOVERNMENTAL..., 2007) e foi realizada com o auxílio do software Open LCA 1.5.

A partir dos dados obtidos através do resultado final da emissão de GEE dos trabalhadores no trajeto para o trabalho, e pelos carros oficiais, foi possível estimar o número de espécies arbóreas nativas a serem plantadas a fim de neutralizar o CO₂ emitido pelo período de um ano, através da correlação entre os dados de fixação de carbono pelas árvores e o total de GEE emitidos. Para tal, foi utilizada a equação proposta por Azevedo e Quintino (2010), apresentada a seguir:

$$(1) N = [(Et / Ff) \times 1,2] \times 0,5$$

Sendo:

- N = Número de árvores a serem plantadas
- Et = Emissão total de GEE estimada em toneladas de CO₂eq
- Ff = Fator de fixação de carbono em biomassa no local de plantio
- 1,2 = Fator de compensação para possíveis perdas de mudas
- 0,5 = Fator de imprecisão do fator de emissão.

De acordo com a equação apresentada acima, o número de árvores a serem plantadas (N) é dado pelo produto entre o resultado da divisão de emissão total (Et) de GEE estimado pelo fator de fixação (Ff) de carbono em biomassa no local de plantio, e o fator de compensação de 1,2 para possíveis perdas de mudas que, porventura, podem não vingar no local do plantio estipulado. O resultado deste produto deve ser multiplicado pelo fator de imprecisão de 0,5 que

serve como uma margem de segurança para evitar o plantio insuficiente de mudas para compensação de todo CO₂eq emitido, em função de uma eventual aproximação errônea do fator de emissão (AZEVEDO; QUINTINO, 2010).

Utilizando-se cálculos matemáticos que relacionam o volume com o valor da área basal de uma árvore, estipula-se o fator de fixação também de acordo com a quantidade de carbono sequestrado da atmosfera pelas plantas, sendo que depende das diferenças de espécies, solo, clima e tipo de vegetação. Considerou-se o fator de fixação de 0,18 tCO₂eq/árvore, estimado por Carmo *et al.* (2006) para o bioma Mata Atlântica, onde se insere a área do IFSC Gaspar e dimensiona o reflorestamento com um número médio de 1600 mudas por ha.

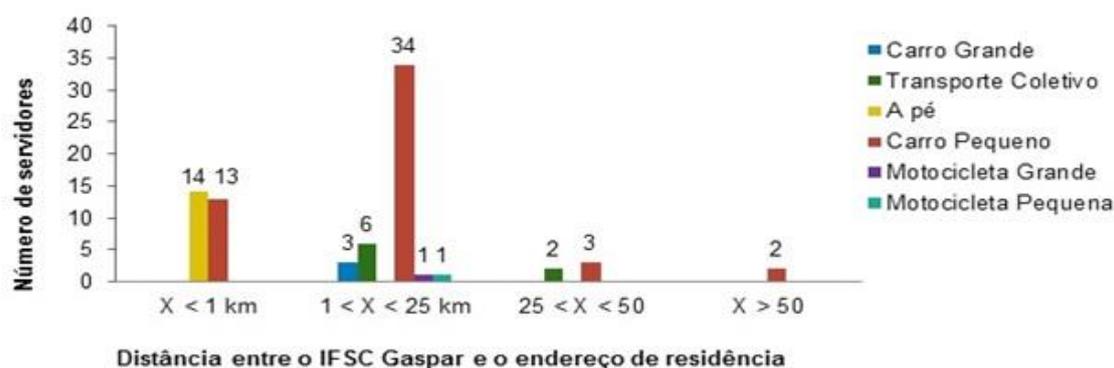
Por sua vez, as propostas de mitigação das emissões se basearam em um sistema de transporte denominado "Carona Solidária", no qual a partir dos endereços e dos horários de trabalho dos trabalhadores foram estabelecidas rotas comuns e o compartilhamento do meio de transporte utilizado.

Resultados e discussão

Do total de 96 trabalhadores do IFSC Gaspar, distribuídos entre 42 técnicos e 54 docentes, 79 responderam o questionário proposto. Foram 31 respostas de técnicos e 48 de docentes, o que totaliza uma participação de 82,29%.

No que se refere a distância das residências em relação a instituição, dos 79 trabalhadores que participaram da pesquisa, 27 residem em um raio de 1 km, ou menos, dentre eles, 13 usam carro pequeno para ir e voltar do trabalho e o restante, 14, percorrem o trajeto a pé. Observa-se que diversos trabalhadores moram próximos à instituição de ensino e têm a possibilidade de ir e voltar do trabalho a pé, o que minimizaria emissões de GEE, mas mesmo assim utilizam o carro como meio de transporte. Outros 45 moram entre 1 km e 25 km de distância da instituição, dentre os quais, 3 usam carro grande, 34 usam carro pequeno, 1 utiliza motocicleta grande (acima de 500cc), 1 utiliza motocicleta pequena e 6 usam transporte coletivo. Também há 5 trabalhadores que residem a uma distância entre 25 e 50 km e destes, 3 utilizam carro pequeno e 2 se locomovem de transporte coletivo. Moram ainda mais distantes do local de trabalho, ultrapassando os 50 km, outros 2 trabalhadores que utilizam carro pequeno. Sabe-se que vários funcionários são oriundos de outras cidades ou estados e se mudam após serem aprovados no concurso público, o que explica o fato de que muitos residem a menos de 1 km de distância do IFSC, uma vez esta proximidade deve-se a procura por praticidade, conveniência e redução de custos (Figura 1).

Figura 1 – Relação entre distância entre a residência dos funcionários e o IFSC Gaspar e meio de transporte utilizado



Fonte: Elaboração própria.

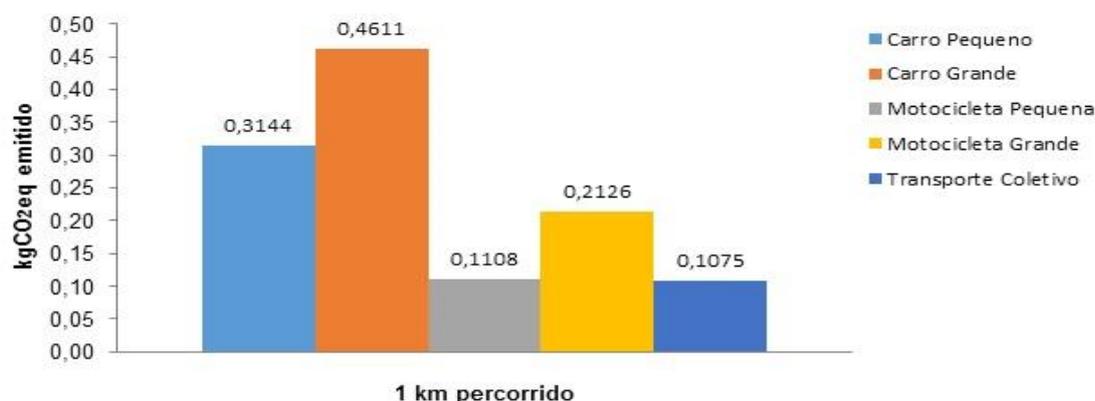
No total, 52 dos 79 respondentes da pesquisa utilizam o carro pequeno para a logística até a instituição, sendo a parcela mais significativa (65,82%) dos participantes. Entre os demais, 14 deslocam-se a pé (17,72%), 8 trabalhadores utilizam transporte coletivo (10,12%), 3 utilizam carro grande (3,79%), 1 utiliza motocicleta grande (1,26%) e 1 desloca-se de motocicleta pequena (1,26%).

No que se refere ao tipo de combustível utilizado, dos 57 funcionários que fazem uso de veículo próprio, 42 utilizam-se de gasolina comum e 15 de gasolina aditivada. Dos 52 trabalhadores que utilizam carro pequeno, 40 usam gasolina comum e 12 gasolina aditivada. Entre os 3 carros grandes utilizados, 2 são abastecidos com gasolina comum e 1 com gasolina aditivada. Tanto a motocicleta grande quanto a pequena se utilizam de gasolina aditivada para o transporte.

Quanto ao compartilhamento do veículo, as respostas dos questionários demonstram que a informação de que 44 dos 79 trabalhadores respondentes não compartilham o transporte, 10 deles compartilham com uma outra pessoa, 2 trabalhadores compartilham o veículo com outras duas pessoas e apenas 1 pessoa compartilha com outros 3 ocupantes.

Para o cálculo da pegada de carbono, inicialmente foram estimadas as emissões de GEE de cada tipo de veículo utilizado para cada quilômetro percorrido. Os valores obtidos foram: para um carro pequeno 0,3144 kgCO₂eq; para um carro grande de 0,4611 kgCO₂eq; para o transporte coletivo de 0,1075 kgCO₂eq; para motocicleta grande de 0,2126 kgCO₂eq e para motocicleta pequena de 0,1108 kgCO₂eq, como pode ser observado na Figura 2:

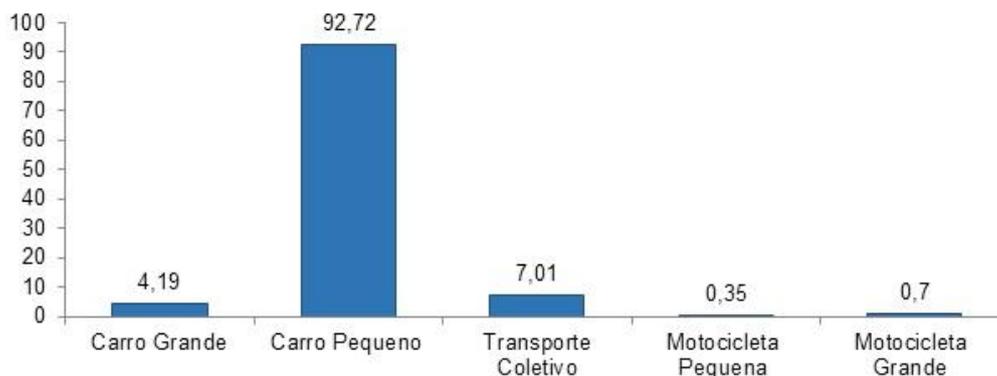
Figura 2 – Emissões de GEE relacionadas a cada meio de transporte, kgCO₂eq/km



Fonte: Elaboração própria.

Desse modo, estimou-se que o total de dióxido de carbono equivalente emitido pelo grupo de trabalhadores participantes da pesquisa é de 104,99 toneladas por ano. Distribuídos entre os trabalhadores que percorrem seu trajeto fazendo uso de transporte coletivo, 7 tCO₂eq/ano, o servidor que utiliza motocicleta grande, 0,7 tCO₂eq/ano, o servidor com motocicleta pequena, 0,35 tCO₂eq/ano, e a maior parcela das emissões, que foi a dos que se locomovem com carros, sendo os pequenos emitindo 97,72 tCO₂eq/ano e os grandes 4,19 tCO₂eq/ano (Figura 3).

Figura 3 – tCO₂eq emitidas em um ano pelos trabalhadores do IFSC Gaspar



Fonte: Elaboração própria.

Com a adição das emissões dos 2 carros oficiais, que somaram 15,61 tCO₂eq/ano, obtém-se o total de 120,6 tCO₂eq/ano com o transporte dos trabalhadores do IFSC Câmpus Gaspar.

No que se refere a neutralização, de acordo com a equação proposta por Azevedo e Quintino (2010) estimou-se que a quantidade de mudas de árvores a serem plantadas para neutralizar em 20 anos, prazo considerado para as mudas

atingirem a fase adulta, a emissão total de 120,6 tCO₂eq, proveniente da logística do transporte dos funcionários para ir voltar do trabalho em um ano, é de:

$$N1 = [(104,99 / 0,18) \times 1,2] \times 0,5 \cong 350 \text{ árvores}$$

Para a neutralização das 15,61 tCO₂eq emitidas pelos carros oficiais estimou-se:

$$N2 = [(15,61 / 0,18) \times 1,2] \times 0,5 \cong 52 \text{ árvores}$$

Considerando o espaçamento entre o plantio das mudas de aproximadamente 2,5m x 2,5m, o que resulta em 1.600 mudas por ha (AZEVEDO; QUINTINO, 2010), a área necessária para o plantio de 402 mudas, soma N1 e N2, e carros oficiais, é de aproximadamente 0,25125 ha. Observa-se que, em média, cada árvore captaria cerca de 0,25 tCO₂eq, considerando o fator de fixação do carbono de 0,18 estimado por Carmo *et al.* (2006) para a Mata Atlântica, ecossistema também considerado pelo presente estudo.

No que se refere à proposta de mitigação das emissões, a partir dos endereços e dos horários de cada servidor, observou-se endereços em regiões próximas e quando a rota de um servidor passa próxima a casa de outro. Dos 55 funcionários que utilizam carro, 30 tem parte do trajeto em comum, dentre os quais, 10 têm os mesmos horários na maior parte dos dias. A partir destes dados, foram elaboradas tabelas com as propostas do compartilhamento de veículos, encaminhadas por e-mail aos trabalhadores e expostas nas salas dos professores. Entre o câmpus Gaspar e o bairro Garcia, da cidade de Blumenau, 5 colegas de trabalho compartilham a maior parte da rota, enquanto outros 4 têm em comum o trajeto entre o bairro Vorstadt, em Blumenau, e o câmpus.

Conclusões

Com relação ao objetivo de traçar o perfil dos trabalhadores do câmpus no que se refere ao deslocamento para o trabalho, concluiu-se que dos 79 trabalhadores, 27 moram a 1 km ou mais próximos a instituição, 45 residem entre 1 e 25 km de distância, 5 moram entre 25 e 50 km e 2 moram a mais de 50 km de distância do local de trabalho. Do total, 8 trabalhadores optam pelo transporte coletivo e percorrem o trajeto diário com o uso de transporte coletivo.

Quanto ao objetivo de estimar a quantidade de GEE emitida, chegou-se a conclusão de que, ao longo de um ano, cerca de 104,99 tCO₂eq foram emitidas pelo conjunto de trabalhadores do IFSC Gaspar no trajeto que fazem em função do trabalho durante o período de 238 dias para os docentes e 250 dias para os técnicos, entre fevereiro e dezembro de 2016.

Para mitigar essas emissões de GEE, propôs-se o sistema de carona solidária com tabelas indicando possíveis caronas para um determinado horário e trajeto. Como medida de compensação, estimou-se que cerca de 350 árvores devem ser plantadas para neutralizar as emissões no período de um ano. A área necessária para o plantio das mudas é de aproximadamente 0,25125 ha. Entende-se que os valores apresentados são apenas estimativas com o objetivo de conscientizar os funcionários do IFSC Gaspar sobre as emissões de GEE geradas pelo transporte. Um projeto efetivo de compensação deve ser feito, por exemplo, com o uso de certificados expedidos pela Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima (UNFCCC).

De qualquer modo, percebe-se que a pegada de carbono pode ser utilizada como instrumento informativo, no que se refere a estimativas de emissões de GEE e no estabelecimento de metas de redução dentro de políticas públicas, tais como a A3P. Para trabalhos futuros, recomenda-se a avaliação em detalhamento da influência de manutenções veiculares, do trânsito, condições rodoviárias, diferentes modelos de veículos, utilização de base de dados melhor adaptada aos padrões brasileiros e incluir os alunos do IFSC Gaspar, a fim de obter-se um perfil mais completo das emissões do câmpus.

Aguardamos seu trabalho. Será um prazer contar com sua presença no VI Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida (GCV2018). Abraços, Comissão Organizadora do GCV2018.



Referências

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040:2009**: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: <<http://licenciadorambiental.com.br/wp-content/uploads/2015/01/NBR-14.040-Gest%C3%A3o-Ambiental-avaliac%C3%A3o-do-ciclo-de-vida-principios-e-estrutura.pdf>>. Acesso em: 10 mar. 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Norma ISO/TS 14067:2015**: gases de efeito estufa: pegada de carbono de produtos: requisitos e orientações sobre quantificação e comunicação. Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <<http://abntcolegao.com.br/normavw.aspx?ID=344521>>. Acesso em: 20 de fev. 2016.
- AZEVEDO, M. F. C.; QUINTINO, I. **Manual técnico**: um programa de compensação ambiental que neutraliza emissões de carbono através de projetos socioambientais de plantio de mudas nativas. Rio de Janeiro: Ambiental Company, 2010.
- CARMO, Círcia A. F. Santana do *et al.*. **A biomassa e estoque de carbono em seringais implantados na Zona da Mata de Minas Gerais**. Viçosa, MG: UFMG/Embrapa Solos/EPAMIG, 2006.
- CONPET. **CONPET**: ação local, benefício global. 2012. Disponível em: <http://www.conpet.gov.br/portal/conpet/pt_br/conteudo-gerais/conpet.shtml>. Acesso em: 01 jul. 2016.
- CZAPSKI, Silvia. **Água**. Brasília, DF: Secretaria de Educação Continuada, Alfabetização e Diversidade, Ministério da Educação, 2008. (Mudanças ambientais globais: pensar + agir na escola e na comunidade). Disponível em: <<http://conferenciainfante.mec.gov.br/images/pdf/agua.pdf>>. Acesso em: 05 mar. 2016.
- FERREIRA, André Luis *et al.*. **Documento de análise**: emissões de GEE do setor de energia, processos industriais e uso de produtos. 2016. Disponível em: <http://seeg.eco.br/wp-content/uploads/2016/09/FINAL-16-09-23-RelatoriosSEEG-PIUP_.pdf>. Acesso em: 10 out. 2016.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **IPCC fourth assessment report**: climate change 2007. [2007]. Disponível em: <http://ipcc.ch/pdf/assessmentreport/ar4/syr/ar4_syr.pdf>. Acesso em: 29 ago. 2015.
- INSTITUTO FEDERAL DE SANTA CATARINA. **IFSC sustentável**. 2015. Disponível em: <<http://www.ifsc.edu.br/62-site/institucional-gabinete?start=44>>. Acesso em: 01 mar. 2018.
- SPIELMANN, Michael *et al.* **Transport services**: ecoinvent report nº 14. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007.
- WERNET, G. *et al.* The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 9, p. 1218–1230, set. 2016. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11367-016-1087-8>>. Acesso em: 16 nov. 2016.



COMITÊ TÉCNICO
Custeio do Ciclo de Vida (CCV)



WHY MATERIAL FLOW COST ACCOUNTING IS A GOOD START FOR SMALL AND MEDIUM SIZED ENTERPRISES IN TAKING A LIFE CYCLE PERSPECTIVE?

Martina Prox^{1,2}

¹ Ifu Hamburg, Max-Brauer-Allee 50, 22765 Hamburg, Germany, m.prox@ifu.com
² iPoint-systems GmbH, Reutlingen, Germany

Abstract: Small and medium sized enterprises face greater challenges in adopting life cycle management due to their limitations in resources both in terms of resources and also knowledge. Over the last 15 year material flow cost accounting has shown in several Asian and European countries good results in encouraging SMEs in assessing wastage in production systems with the objective to become more competitive and also reduce environmental impacts. Combining a tool like material flow cost accounting that allow SMEs to reach cost savings, with a hot spot analysis approach allow SMEs to get started with a life cycle perspective with a low entry hurdle and cost savings. MFCA is standardized in ISO 14051 and can be integrated in an environmental Management Systems according to ISO 14001, which also requires to take a life cycle perspective, when assessing environmental aspects and impacts. The contribution gives insights to the MFCA approach of assessing the true costs of wastage and the experiences in selected regions across the globe that have been observed in SMEs.

Key words: Life Cycle Perspective, SME, Material Flow Cost Accounting, MFCA, Hot spot analysis

Introduction

Over the last 15 year material flow cost accounting (MFCA) has shown in several Asian and European countries good results in encouraging SMEs in assessing wastage in production systems with the objective to become more competitive and also reducing environmental impacts. The conference contribution aims to share experiences and encourage Brazilian and Latin-American SMEs in getting started with MFCA.

Life Cycle Assessment in SMEs

Typically, SMEs start to work on Life Cycle topics following external requirements e.g. life cycle information demands by business-to-business clients or governments for public purchasing. Therefore, taking a life cycle perspective is less motivated by the potential improvements that can be reached in their own production system, but by the fulfilment of external information requirements. Often consultants are contracted to get them a quick result to fulfil their demand. An interactive approach that leads to a better understanding of the production system within the company is hardly taken. So improvement potentials remain undiscovered, and LCA does not become a popular tool which can generate its own pay-back within a decent timeframe for SMEs.

Material Flow Cost Accounting in SMEs

SMEs apply MFCA specifically to detect inefficiencies by quantifying the true costs of wastage and inefficiencies in product systems. As an internal method, MFCA is a material and energy flow-oriented accounting approach, which is used within an environmental management system in line with ISO 14051:2011 (ISO 2011). Encouraged by the Ministry of Economy, Trade and Industry (METI) in Japan more than 300 cases of MFCA implementation have demonstrated that MFCA reaches convincing and quick results in all sizes of companies (METI 2010). German experiences show that 50% of the saving potentials found can be realized with less than 10 000 € investment. So it can be observed that Governments as well as Industry Association are taking efforts to encourage the implementation of MFCA to support resource efficiency policies.

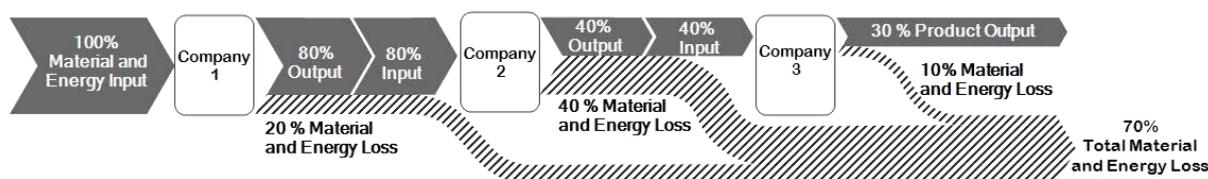
Extending MFCA to the supply chain prepares for taking a full Life Cycle Perspective

Understanding the technical reasons for losses during the application of MFCA practitioners often find that a loss occurring internally is caused by a property of the material that is influenced by the supplier or by property of the final product required by the customer (VIERE et al. 2007 and METI 2010). Therefore, MFCA has been extended to the supply chain in practice and an additional ISO standard (ISO 14052) for this extension of MFCA has been published in 2017.

The application of MFCA within a supply chain requires collaboration between the supply chain partners and therefore also is a starting point for life cycle management. Establishing collaborative relationships and understanding a supply chain as a partnership including the customer may be considered as a too idealistic assumption, but if companies realize when mapping the supply chain only roughly that accumulated losses might be as high as 70% along the life cycle a common business interest in becoming more efficient can enable a collaboration.

A precondition for a successful collaboration is, that in the very beginning the mutual sharing of benefits, which may be realized from applying MFCA, is agreed between the life cycle partners.

Figure1: Losses accumulate along the life cycle



Source: Own elaboration

Once material and energy flow data is available for MFCA, the step to apply a hot spot analysis by linking aggregated life cycle inventory data to the system boundaries, where mostly intermediated products or waste flows can be found, is a small step and give a first indication, where synergies between cost savings and the reduction of environmental impacts can be generated. So you could say MFCA can be used as a Trojan Horse to bring a life cycle perspective to SMEs.

Conclusions

For companies who are using MFCA it's a natural step to extend their perspective a long the life cycle and start to collaborate with supply chain partners. Due to the common focus on supply chains, there are possibilities for integrating LCA data with MFCA analysis (MÖLLER and PROX 2008), in particular with regards to information sharing since both tools have similar data needs. While LCA is focusing on the environmental impacts, MFCA serves as motivation for cost reduction targets and get's easier a Top Management Approval in SMEs.

References

- ISO 2011. "ISO 14051:2011: Environmental Management – Material flow cost accounting – General framework". Geneva, Switzerland.
- ISO 2017. "ISO 14052:2017: Environmental management – Material flow cost accounting – guidance for practical implementation in a supply chain
- METI - Japanese Ministry of Economy, Trade and Industry 2010. "Material Flow Cost Accounting MFCA Case Examples", METI, Tokyo, Japan.
- MÖLLER A. & PROX M. 2008. "From Material Flow Cost Accounting to MFA and LCA", The challenge of creating social and technological innovation through system-thinking. Proceedings of the Eighth International Conference on EcoBalance 2008. Tokyo, Japan.
- VIERE, T., SCHALTEGGER, S. & VON ENDEN, J. 2007. "Using Supply Chain Information for EMA – the Case of a Vietnamese Coffee Exporter". Issues in Social and Environmental Accounting, Vol. 1, Issue 2.



COMITÊ TÉCNICO

Comunicação e rotulagem ambiental



GCV-2018

PANORAMA DE SELOS DE SUSTENTABILIDADE QUE DEMANDAM ROTULAGEM TIPO III NO BRASIL

Beatriz Kiss¹, Cristiane Sampaio², Felipe Coelho³, Leonardo Souza², Marcela Costa⁴, Marcelo Meira⁴, Marina Santa Rosa⁵

Autor apresentador: marcelo.meira@basf.com

¹ Centro de Estudos em Sustentabilidade (GVces) da FGV

² INMETRO

³ Fundação Vanzolini

⁴ Fundação Espaço ECO®

⁵ Programa de Engenharia de Produção (COPPE/UFRJ)

Resumo: Empresas e consumidores têm buscado, cada vez mais, informações sobre o atendimento a requisitos de sustentabilidade por diversos produtos. Neste sentido, a rotulagem ambiental é uma ferramenta que serve para comunicar os principais impactos ambientais relacionados aos produtos (bens e serviços). Durante o II Fórum Brasileiro de ACV, em maio de 2017, foram criados grupos de trabalhos, sendo um deles direcionado para a análise e discussão da situação atual da rotulagem e seus principais desafios no contexto nacional. Este trabalho tem como objetivo apresentar o resultado do grupo de trabalho da primeira meta, a qual visa a identificar quais selos de sustentabilidade que demandam rotulagem tipo III (Declaração Ambiental de Produto – DAP) no Brasil. Assim, através de reuniões periódicas para debate e consultas à literatura, foi feito um levantamento dos principais selos ambientais existentes no Brasil, assim como um detalhamento dos programas de rotulagem tipo III que estão operando no país. A partir destas informações buscou-se traçar um breve panorama sobre a demanda e estímulo a alguns setores econômicos do uso de DAPs.

Palavras-chave: rotulagem ambiental, rotulagem tipo III, selos ambientais, declaração ambiental de produto, DAP

Introdução

A rotulagem ambiental de produtos é um tema amplo que pode se apresentar de diversas maneiras, dependendo de sua interpretação e finalidade. Por exemplo, a rotulagem pode se dar na forma de informações ambientais na embalagem de um produto, como também ser apresentada como uma Declaração Ambiental de Produto (DAP), por meio de um relatório mais completo. As informações podem contemplar diversos ou apenas um aspecto ambiental, como emissões de gases de efeito estufa (GEE), apresentando resultados numéricos, ou apenas informações qualitativas.

Dada esta grande variedade de possibilidades, é essencial conhecer os três diferentes tipos de rotulagem ambiental existentes atualmente. Cada um deles é definido por uma norma da ISO (*International Organization for Standardization*) e possui objetivos e escopos de aplicação distintos. A Tabela 1 resume as informações acerca das normas.

Tabela 1 – Resumo das normas que regem a rotulagem ambiental.

	Norma de Referência	Tipo de Rotulagem	Critérios
Princípios Gerais	ISO 14.020	-	Rótulos e declarações ambientais – princípios gerais
Rotulagem tipo I	ISO 14.024	Rótulo Ambiental	Diversos critérios ambientais (pode contemplar uma ou mais categorias de impacto). Verificado por terceira parte.
Rotulagem tipo II	ISO 14.021	Autodeclaração ambiental	Diversos critérios ambientais (pode contemplar uma ou mais categorias de impacto). Empresa proponente autodeclara suas informações.
Rotulagem tipo III	ISO 14.025	Declaração ambiental	Deve considerar informações baseadas em avaliação do ciclo de vida (ACV), contemplando diversas categorias de impacto. Verificado por terceira parte.

Fonte: Adaptado de (KISS; BETIOL; RAMOS, 2016)

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) o objetivo dos rótulos e declarações ambientais é, através de comunicação e informações precisas e verificáveis, sobre aspectos ambientais de produtos e serviços, promover a demanda e o fornecimento dos produtos e serviços que concorram para a redução dos impactos ambientais através da dinâmica de mercado (ABNT, 2000). No entanto, em uma pesquisa realizada em 2016 pelo Instituto Brasileiro de

Defesa do Consumidor em parceria com a empresa Market Analysis sobre selos ambientais observou-se uma “baixa confiança dos consumidores na comunicação empresarial das suas qualidades socioambientais” (IDEC, 2016).

Esta baixa confiança pode estar vinculada ao *greenwashing* somado ao excesso de rótulos surgidos nos últimos anos. A diversidade e a multiplicidade de programas de rotulagem surgidos nas últimas décadas acabaram por confundir, mais do que facilitar, o processo de decisão das partes interessadas acerca de produtos e serviços (KAPHENGST, MA e SCHLEGEL, 2009; UNOPS, 2009; DENDLER, 2014).

Neste sentido, é fundamental conhecer qual tipo de rotulagem é mais adequada para cada finalidade. A rotulagem ambiental do tipo III é a mais adequada para relatar o desempenho ambiental de um produto de forma completa e detalhada. Isto porque as DAPs evidenciam o desempenho de um produto a partir de critérios pré-estabelecidos para cada categoria de impacto ambiental a ser analisada ao longo de seu ciclo de vida. A este conjunto de regras se dá o nome de Regra de Categoria de Produto (RCP). A obrigatoriedade de um painel *multistakeholder* para a construção da RCP assim como a verificação por terceira parte independente, garantem maior credibilidade às informações. Estas características, juntas, reforçam o uso da rotulagem tipo III como uma importante ferramenta de tomada de decisão - especialmente no contexto de compras verdes ou compras sustentáveis, no qual uma avaliação ambiental completa e comparativa é relevante. Conseqüentemente, seguindo a tendência mundial, é necessário que a rotulagem do tipo III se desenvolva e ganhe robustez no Brasil nos próximos anos.

Atualmente há uma alta disponibilidade de selos de sustentabilidade no mercado, mas nem todos são uma rotulagem tipo III. Por exemplo, na década de 90 apareceram selos voluntários que demonstram o cumprimento a critérios de sustentabilidade, como o Cerflor e o FSC, os quais adotavam como estrutura, o conceito de “princípios, critérios e indicadores” (INMETRO, 2018; FSC, 2018). Mais recentemente surgiram selos, também voluntários, que adotam essa estrutura como o destinado ao setor da cana-de-açúcar (BONSUCRO, 2008), à soja (RTRS, 2010) e ao couro (INMETRO, 2015). Para essas certificações, diversos aspectos podem ser considerados, como o olhar para emissões, qualidade do solo e recurso água, assim como esses selos também podem incluir mais de um elo da cadeia, por exemplo, plantio, distribuição e comercialização. No futuro esses selos podem vir a solicitar uma ACV ou DAP.

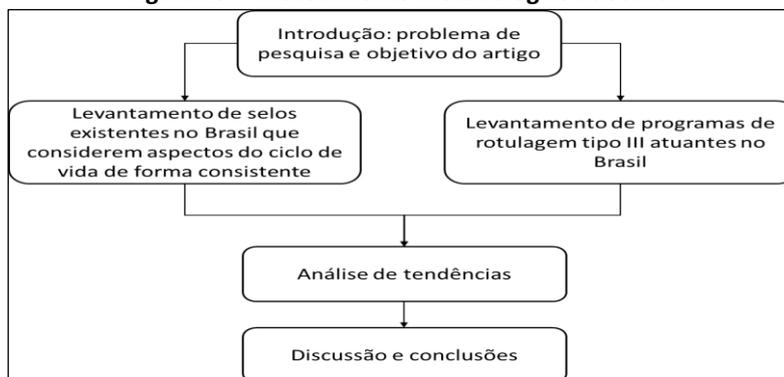
A importância da rotulagem tipo III foi reforçada durante o II Fórum Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (II BRACV), organizado entre os dias 09 e 11 de maio de 2017 pelo IBICT, Embrapa e Fundação Espaço ECO. Durante o II BRACV, foram formados grupos de trabalho para endereçar os temas debatidos durante o evento. O presente artigo é fruto das discussões periódicas do grupo de trabalho organizado para atendimento da meta 1 do tema de Rotulagem, cujo objetivo é identificar quais mercados já possuem selos de sustentabilidade ambiental de produtos que demandam rotulagem do tipo III no Brasil. A partir destas discussões e da construção de um relatório para atendimento à meta, deu-se a construção deste artigo, que contou com a colaboração de diversas organizações com atuação na temática de ciclo de vida no Brasil: COPPE/UFRJ, Fundação Espaço ECO, Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (Inmetro), Fundação Vanzolini e Centro de Estudos em Sustentabilidade (GVces) da Fundação Getúlio Vargas (FGV-EAESP).

Por conta disso, o objetivo deste artigo é trazer um panorama dos selos existentes no Brasil que já demandam e que possam vir a demandar ou estimular o uso de DAPs, bem como um detalhamento dos programas de rotulagem tipo III que estão operando no país.

Metodologia

Este artigo seguiu o percurso metodológico conforme exposto na Figura 1.

Figura 19 – Procedimento metodológico adotado.



Fonte: Elaboração própria.

Com relação ao levantamento dos selos existentes no Brasil, foram consideradas fontes oficiais do governo, como INMETRO e Ministério do Meio Ambiente (MMA), relatórios da Fundação Getúlio Vargas e pesquisa em internet aberta. Este levantamento, realizado entre novembro de 2017 a fevereiro de 2018, buscou considerar os principais selos de sustentabilidade atuantes no país. Foram identificados selos que já demandam rotulagem tipo III. No entanto, para alguns selos, apesar de não terem sido concebidos sob a ótica do pensamento do ciclo de vida, podem ser potenciais indutores de estudos de ACV e DAPs. Quanto aos operadores de programa, foram levantados os atuantes no Brasil e os representantes de cada instituição responsável pela gestão do programa foram consultados. Para o levantamento dos Programas de Rotulagem tipo III, foram consultados diretamente os responsáveis por estes no Brasil.

Resultados

Selos Existentes no Brasil que possam demandar Rotulagem tipo III

De acordo com a pesquisa feita pela Market Analysis, os principais selos baseados em critérios ambientais reconhecidos pelos brasileiros são, em ordem decrescente: selo Procel (eficiência energética), selo Conpet (eficiência no uso de petróleo e gás natural), Produto Orgânico Brasil (cultivo de alimentos sem agrotóxicos ou fertilizantes artificiais) (IDEC, 2016). Cada um desses selos ou rótulos tem metodologia própria, e evidencia a redução de impactos e o desempenho dos produtos de forma diferentes e, em sua maioria, contemplam apenas uma etapa do ciclo de vida de cada produto. Ainda que reconhecidos pelo mercado, nenhum destes selos contempla a abordagem de ciclo de vida em seus critérios de avaliação.

No entanto, no começo de 2018 já existem no Brasil selos e programas de rotulagem que levam em conta aspectos do ciclo de vida, não necessariamente se baseando no conceito de ACV, mas considerando o pensamento do ciclo de vida de forma genérica. Assim, foi realizado um levantamento, resumido na Tabela 2 abaixo. A existência desses selos indica uma tendência de que informações ambientais mais aprofundadas devem começar a ser requeridas de produtos brasileiros não só para atender às demandas de mercados externos, mas também para o mercado interno.

Tabela 2: Selos que podem ser potenciais indutores de estudos de ACV e DAPs.

Programas	Informação sobre o Programa		Conexão com Ciclo de Vida	
	Descrição	Operador	Elos da cadeia avaliados	Categorias de impacto mais afetadas
Bonsucro	Desenvolvido pela Bonsucro em 2008, certifica produtos derivados da cana de açúcar em termos de sustentabilidade. A norma para Produção objetiva auxiliar agricultores e usinas a medirem sua produtividade e impactos ambientais e sociais chaves. No caminho da certificação, as empresas podem aumentar a eficiência, reduzir o uso de energia e reduzir o desperdício.	Bonsucro	Plantio/Produção; processamento (usinas); transporte; distribuição	Mudança Climática Acidificação Eutrofização Toxicidade humana Ecotoxicidade



Carne Carbono Neutro (CCN)	Desenvolvido pela EMBRAPA, certifica a carne proveniente de sistema de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF). A Certificação avalia o balanço de emissões de carbono liberadas pela atividade entérica do gado e neutralizadas pela madeira que compõe o sistema ILPF. Esta madeira deve ser destinada à indústria madeireira.	EMBRAPA/ Certificadora	Plantio/Produção	Mudança Climática Bem-estar animal
Programa Brasileiro de Certificação Florestal (CERFLOR)	Avalia a rastreabilidade da origem da matéria prima do produto de origem florestal, por meio da certificação da Cadeia de Custódia, e promove a sustentabilidade do manejo de plantações florestais e de florestas nativas, por meio da certificação do manejo florestal.	INMETRO	Plantio/Produção Dois tipos de certificação (divididas por elo da cadeia) : Manejo Florestal e Cadeia de Custódia.	Mudança Climática Acidificação Eutrofização Toxicidade humana Ecotoxicidade
Forest Stewardship Council (FSC)	Através de seu sistema de certificação, o selo FSC reconhece a produção responsável de produtos florestais, permitindo que os consumidores e as empresas tomem decisões conscientes de compra, beneficiando as pessoas e o ambiente, bem como agregando valor aos negócios.	FSC	Três tipos de certificação (divididas por elo da cadeia) : Manejo Florestal, Cadeia de Custódia, Madeira Controlada.	Mudança Climática Acidificação Eutrofização Toxicidade humana Ecotoxicidade
Orgânicos	Avalia os alimentos orgânicos, seja ele in natura ou processado, obtidos em um sistema orgânico de produção agropecuária ou oriundos de processo extrativista sustentável e não prejudicial ao ecossistema local. Para serem comercializados, os produtos orgânicos deverão ser certificados por organismos credenciados no Ministério da Agricultura, sendo dispensados da certificação somente aqueles produzidos por agricultores familiares que fazem parte de organizações de controle social cadastradas no MAPA, que comercializam exclusivamente em venda direta aos consumidores.	MAPA	Plantio/Produção	Mudança Climática Acidificação Eutrofização Toxicidade humana Ecotoxicidade
Programa de Brasileiro de Etiquetagem (PBE)	Fornecer informações sobre o desempenho dos produtos, considerando atributos como a eficiência energética, o ruído e outros critérios. Abrangidos pelo PBE, destaca-se o PROCEL, para aparelhos elétricos, e o CONPET, para aparelhos a gás.	INMETRO	Uso (foco: eficiência energética/Desempenho)	Consumo de Energia
Produção Integrada Agropecuária - Brasil	Focado na adequação dos processos produtivos para a obtenção de produtos vegetais e de origem vegetal de qualidade e com níveis de resíduos de defensivos e contaminantes em conformidade com o que estabelece a legislação sanitária, mediante a aplicação de boas práticas agrícolas, favorecendo o uso de recursos naturais e a substituição de insumos poluentes, garantindo a sustentabilidade e a rastreabilidade da produção agrícola na etapa primária da cadeia produtiva.	MAPA E INMETRO	Plantio/Produção	Mudança Climática Acidificação Eutrofização Toxicidade humana Ecotoxicidade
Round Table for Responsible Soy - RTRS	Organização que promove a produção, processamento e venda responsáveis da cultura da soja. A Certificação RTRS garante que a soja – na forma de matéria-prima ou subproduto – seja originária de um processo ambientalmente correto, socialmente adequado e economicamente viável, além de abranger, também, a rastreabilidade da soja certificada ao longo da cadeia de custódia.	RTRS	Produção e rastreabilidade ao longo da cadeia de custódia	Emissão de gases de efeito estufa e biodiversidade na etapa de produção.
Sustentabilidade do Processo Produtivo de Couro	Estabelece os critérios para o Programa de Avaliação da Conformidade da Sustentabilidade do Processo Produtivo de Couro, através do mecanismo de certificação, atendendo aos requisitos especificados na norma ABNT NBR 16296:2014 (Couro – Princípios, critérios e indicadores para produção sustentável), de forma a contribuir para a valorização no mercado dos produtos produzidos de forma sustentável.	INMETRO	Produção	Mudança Climática Acidificação Eutrofização Toxicidade humana Ecotoxicidade

Fonte: Elaboração Própria.

Selos Existentes no Brasil que já demandam Rotulagem tipo III

Como reportado por PASSER *et al* (2015) a utilização de métodos baseados em ACV é preferível do ponto de vista científico a abordagens mais qualitativas, contribuindo para a melhoria dos esquemas de certificação. Este é o caso do sistema de mediação e certificação de pegada de carbono e água da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), que abrange diversos setores. A certificação é direcionada a empresas que tem interesse em demonstrar os benefícios ambientais de seus produtos. Além disso, recentemente o governo brasileiro lançou uma política (BRASIL, 2017) com o intuito de promover a adequada expansão dos biocombustíveis na matriz energética brasileira, o RenovaBio. O programa, que avalia a categoria de mudanças climáticas na cadeia de biocombustíveis, utiliza um recorte de ACV com fronteiras de berço ao túmulo e necessita de dados primários para os processos agrícola e industrial.

Além dos selos e certificações que levam em conta recortes da metodologia de ACV, há outros que já incorporam as DAPs em suas avaliações. Dois exemplos relevantes neste sentido são as certificações do setor da construção civil LEED e AQUA-HQE. Ambas bonificam projetos cujos produtos, utilizados na construção das edificações, tenham DAPs.

Programas de Rotulagem Ambiental Tipo III em operação no Brasil

Para a efetividade das DAPs é importante que existam programas bem definidos e institucionalizados para implementação da Rotulagem Ambiental tipo III, assim como um banco de dados de ACV (HUNSAGER; BACH; BREUER, 2014). Em estudo realizado em abril de 2014, Minkov *et al.* (2015) constataram que havia 39 programas de DAP vigentes no mundo. Neste levantamento, não foram identificados programas brasileiros. No entanto, atualmente existem programas estruturados atuando no Brasil.

O primeiro programa criado foi no âmbito do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (PBACV), com a publicação da Portaria Inmetro nº 100, de 07 de março de 2016, após o documento “Requisitos Gerais do Programa de Rotulagem Ambiental Tipo III – Declaração Ambiental de Produto – DAP (RGDAP)” ter passado por consulta pública.

O Inmetro, como Operador do Programa, é responsável pela coordenação da elaboração das RCPs, sua revisão e publicação. Conforme orientação da ISO 14025, as RCPs de outros programas serão avaliadas quanto à sua adoção ou adaptação à realidade brasileira. A elaboração, incluindo a adoção ou adaptação, será realizada por uma Comissão Técnica, criada pelo Inmetro e oficializada no Diário Oficial da União, composta por representantes de diversos setores (academia, indústria e governo) que participam de forma voluntária. Já a revisão deve ser realizada por um Painel de Revisão de terceira parte, composto, no mínimo, por três especialistas independentes e de reconhecida competência (em ACV e no processo). Como regra, os membros do Painel de Revisores não podem ter participado do desenvolvimento da RCP. Uma vez aprovada, a RCP é publicada e serve de base para os setores produtivos/empresas elaborarem suas DAPs, as quais precisarão ser verificadas por especialistas dos Organismos de certificação de produto (OCP) acreditados pelo Inmetro e, uma vez aprovadas, as organizações emissoras, poderão solicitar o cadastro de suas DAPs ao Inmetro (INMETRO, 2016).

Até a submissão deste artigo, não havia nenhuma DAP cadastrada no Programa do Inmetro. O Instituto está em contato com alguns setores, no sentido de viabilizar projetos pilotos para a construção de RCP, preferencialmente em áreas estratégicas para o país.

O outro programa atuando no Brasil, o EPD Brasil®, nasceu em 2017 através de uma parceria entre o EPD International AB, operador do programa International EPD® System, e Fundação Vanzolini, que assumiu o papel de polo regional no Brasil. O International EPD® System é um programa global para declarações ambientais com base na ISO 14025. Atualmente está em 39 países e conta com mais de 800 declarações ambientais em seu banco de dados.

O Polo Regional Brasil tem como função oferecer suporte técnico e comercial às organizações, fornecendo todos os documentos relevantes em português, incluindo as Instruções Gerais do Programa e as Regras de Categoria de Produto, além de permitir que as taxas envolvidas no processo de certificação sejam cobradas em reais. Além disso, o Polo colabora com análises críticas e sugestões ao International EPD® System com o objetivo de tornar os documentos apropriados para o Brasil e, ao mesmo tempo, manter o padrão internacional.

O desenvolvimento das RCPs envolve o trabalho de um moderador que consulta às partes interessadas, através de uma consulta pública aberta globalmente, e coordena o trabalho dos especialistas. O banco de dados das RCPs é único para o mundo todo, no entanto, cada regra possui um escopo geográfico. A ampliação do escopo de uma regra para um determinado país ou continente, por exemplo, pode ser realizada consultando o operador de programa ou o polo regional. Antes da criação do polo regional, 8 DAPs foram registradas através do International EPD® System, utilizando RCPs globais, sem a atuação ativa do Brasil, sendo 5 da empresa ISOVER, do Grupo Saint-Gobain e 3 da Votorantim Cimentos.

Além desses dois programas, a UL Environment, operador norte-americano de programa de rotulagem tipo III, que possuía, em fevereiro de 2018, 846 DAPs registradas, sendo que a maioria dos setores da construção, além de móveis e produtos eletroeletrônicos. A UL Environment começou a ter mais atuação no Brasil, através da publicação da DAP, utilizando RCP previamente existente no programa, pelas empresas Termomecânica e Paranapanema do setor de tubos de cobre.

Discussão e Conclusões

Através da análise do levantamento dos principais selos que podem considerar o ciclo de vida (Tabela 2) e da evolução dos programas e da adoção de DAPs nos últimos anos no Brasil, nota-se um aumento, ainda que incipiente, do engajamento de setores econômicos e do governo brasileiros de comunicar aos consumidores informações ambientais considerando o ciclo de vida dos produtos e serviços.

Os setores da construção civil e de biocombustíveis se mostram à frente deste movimento, com destaque para a adoção das certificações LEED e AQUA-HQE e do lançamento do programa RenovaBio.

O lançamento do Programa de Rotulagem tipo III do Inmetro aponta para o crescente comprometimento do governo com a rotulagem ambiental, sendo um marco do PBACV criado em 2010. Adicionalmente, o avanço da Fundação Vanzolini como o polo regional do International EPD System, que já contava com 8 DAPs brasileiras publicadas, e a UL Environmental, com uma DAP de empresas brasileiras, indicam um crescimento potencial deste mercado no país, notadamente por conta do setor da construção civil.

Estas 9 DAPs publicadas são uma evolução significativa no campo de rotulagem tipo III no Brasil, embora ainda haja um longo caminho a percorrer. Um dos primeiros pontos diz respeito à adequação das RCPs ao contexto regional. Por serem de caráter global, não é correto afirmar que as regras formuladas por programas globais são inadequadas para o contexto brasileiro. Contudo, é recomendável que esta avaliação seja realizada. Neste sentido, a existência do programa vinculado ao governo brasileiro e de polos regionais de programas internacionais no Brasil contribuem para a construção de um quadro técnico e institucional no país e é um fator fundamental que pode colaborar para a consolidação da rotulagem tipo III.

Referências

- BRASIL. Lei nº 13.576, de Dezembro de 2017. Política Nacional de Biocombustíveis - RenovaBio, Brasília, DF, dez. 2017.
- DENDLER, L. Sustainability Meta Labelling: an effective measure to facilitate more sustainable consumption and production? *Journal of Cleaner Production*, v. 63, p. 74–83, 2014..
- FSC - Forest Stewardship Council. Histórico da Certificação FSC. Disponível em: < <https://br.fsc.org/pt-br/fsc-brasil/historico>>. Acesso em: 04/03/2018
- HUNSAGER, E. A.; BACH, M.; BREUER, L. An institutional analysis of EPD programs and a global PCR registry. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 19, p. 786–795, 2014.
- IDEC. Oito em dez brasileiros identificam selos ambientais, aponta pesquisa. Disponível em: <<https://www.idec.org.br/o-idec/sala-de-imprensa/release/oito-em-dez-brasileiros-identificam-selos-ambientais-aponta-pesquisa>>. Instituto Brasileiro de Defesa do Consumidor, 2016.
- INMETRO. Portaria n.º 314, de 30 de junho de 2015. Requisitos de Avaliação da Conformidade da Sustentabilidade do Processo Produtivo de Couro, 2015.



INMETRO. Portaria nº 100, de 07 de março de 2016. Requisitos Gerais do Programa de Rotulagem Ambiental Tipo III – Declaração Ambiental de Produto (DAP), 2016.

INMETRO. Cerflor – Certificação Florestal – Introdução. Disponível em:<
<http://www.inmetro.gov.br/qualidade/cerflor.asp>>. Acesso em: 04/03/2018

KAPHENGST, T.; MA, M. S.; SCHLEGEL, S. At a tipping point ? How the debate on biofuel standards sparks innovative ideas for the general future of standardisation and certification schemes. *Journal of Cleaner Production*, v. 17, p. S99–S101, 2009.

KISS, B. C. K.; BETIOL, L. S.; RAMOS, L. . Comunicação e ACV : os desafios das empresas ao comunicar resultados ambientais no atual cenário brasileiro. In: V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida (pp. 824–831), 2016.

MINKOV, N. et al. Type III Environmental Declaration Programmes and harmonization of product category rules: status quo and practical challenges. *Journal of Cleaner Production*, v. 94, p. 235–246, 2015.

UNOPS. A Guide to Environmental Labels - for Procurement Practitioners of the United Nations System. United Nations Office for Project Services. 2009.

PASSER, A. et al. Environmental product declarations entering the building sector : critical reflections based on 5 to 10 years experience in different European countries. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 20, p. 1199–1212, 2015.

RTRS - Round Table on Responsible Soy. História. Disponível em: <http://www.responsiblesoy.org/about-rtrs/history/?lang=pt>, 2010.

USO DE FERRAMENTAS DA ACV NO COMÉRCIO INTERNACIONAL: ESTUDO DE CASO SOBRE ROTULAGEM AMBIENTAL

Antônio José Juliani¹, Thiago Oliveira Rodrigues²

¹ Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços (MDIC), Antonio.juliani@mdic.gov.br

² Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), thiagorodrigues@ibict.br

Resumo: A evolução da questão ambiental e a tendência à nova organização produtiva nos países industrializados pela busca de eficiência no consumo de recursos naturais acentuam as implicações de medidas ambientais no âmbito das relações comerciais locais e internacionais. A preferência estratégica dos países pelo uso de instrumentos econômicos de mercado e pelo estímulo às mudanças de padrões de produção e de consumo viabiliza a permanência dos programas de rotulagem ambiental na agenda político-econômica dos principais fóruns globais de discussão. Entende-se que a rotulagem ambiental é uma ferramenta importante para a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e baseia-se na divulgação de informações que permitem aos consumidores optar pela compra de produtos de menor impacto ambiental em relação aos produtos concorrentes disponíveis no mercado. Neste contexto torna-se necessário avaliar o papel da rotulagem ambiental no âmbito do comércio internacional. O objetivo principal desse artigo é avaliar se a rotulagem ambiental, baseada em ACV, contribui para o aumento da competitividade de produtos nacionais em mercados globais. Para o alcance desse objetivo foi feita uma contextualização das regulações ambientais no âmbito das relações de comércio internacional e uma discussão sobre a rotulagem ambiental como uma ferramenta da ACV. Tais discussões subsidiaram a análise de um estudo de caso relacionado com a submissão de uma empresa do setor de papel e celulose do Brasil, ao programa de rotulagem ambiental da União Europeia. A conclusão é que a rotulagem ambiental, na condição de ferramenta da ACV, melhora o desempenho ambiental da empresa, notadamente, no que diz respeito ao indicador de consumo de energia.

Palavras-Chaves: Avaliação do Ciclo de Vida; rotulagem ambiental; competitividade; comércio internacional

Introdução

Nas últimas décadas do século XX, foram registradas mudanças significativas no nível de conscientização da sociedade global referente à compreensão das questões relacionadas com o meio ambiente. Identificou-se papel importante do comércio internacional como indutor de práticas ambientais sustentáveis principalmente, por meio do aumento da influência de requisitos técnicos e dos padrões ambientais na competitividade das empresas nos mercados doméstico e internacional.

De acordo com Porter (1991), a regulamentação ambiental pública pode se transformar numa vantagem competitiva para o país, pois estimula as empresas a adotarem posturas inovadoras ofensivas, fato que contribuiria para gerar um mercado internacional para as suas tecnologias. No entanto, o tema não é pacífico. Há quem argumente que a regulamentação ambiental, ao interiorizar os custos ambientais, prejudicaria a competitividade da empresa no comércio internacional, pois nesse comércio as vantagens de custo são muito importantes para ganhar mercado.

Dentre os requisitos de cunho ambiental discutidos nos fóruns nacionais e internacionais, destacam-se as ferramentas desenvolvidas para auxiliar a busca contínua de desempenho ambiental das empresas, como é o caso da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). De acordo com a norma ISO 14040, a ACV é a compilação e a avaliação das entradas, das saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida. É uma ferramenta desenvolvida para auxiliar na melhoria contínua de desempenho ambiental. Ao contrário de outras técnicas comumente utilizadas em avaliações ambientais, a ACV tem uma abordagem sistêmica e é considerada um ponto de partida para programas de rotulagem ambiental (selo verde) (SETAC, 2002).

A expressão ciclo de vida é usada para referir-se a todas as etapas e processos de um sistema de produção de produtos ou serviços, abarcando toda a cadeia de produção e consumo. O fato de considerar as diferentes etapas do ciclo de vida do produto, desde a obtenção da matéria-prima até a disposição final do produto, faz da ACV um poderoso instrumento de melhoria ambiental, já que abrange questões como a transferência de impactos ambientais de uma etapa do ciclo de vida do produto para outra, ou de um meio para outro, sem que haja um ganho ambiental líquido (IPEA, 2011).

Tanto organizações privadas quanto órgãos públicos usam a ACV como técnica de apoio para tomada de decisões. É aplicada, por exemplo, no desenvolvimento de políticas públicas de rotulagem ambiental, aquisições governamentais, regulamentação de análises ambientais e políticas de guias tecnológicos.

Na condição de instrumento da ACV, o mecanismo de rotulagem ambiental baseia-se em informações disponibilizadas nos rótulos de embalagens para que os consumidores possam optar por adquirir produtos de menor impacto ambiental em relação aos produtos concorrentes disponíveis no mercado. Consiste, basicamente, na atribuição de um selo ou um rótulo a um produto ou serviço para informar sobre seus aspectos ambientais, econômicos e sociais (IPEA, 2011).

No âmbito da Organização Mundial de Comércio (OMC), as questões relacionadas com a ACV e a rotulagem ambiental são abordadas pelo Acordo de Barreiras Técnicas ao Comércio (Agreement on Technical Barriers to Trade) e discutidas em dois Comitês específicos: Comitê de Barreiras Técnicas ao Comércio (*Committee on Technical Barriers to Trade*) e Comitê de Comércio e Meio Ambiente (*Committee on Trade and Environment*).

De acordo com Wessells *et al* (2001), o acordo de barreiras técnicas ao comércio define regulamentos técnicos (normas) e padrões. Os regulamentos técnicos são definidos como requisitos obrigatórios para produtos ou processos e métodos relacionados com a produção enquanto que padrões são definidos como requisitos voluntários para produtos ou processos e métodos relacionados com a produção. O que comumente chamamos de barreiras técnicas ao comércio são regulamentos e normas técnicas que, por variarem de país para país, podem aumentar os custos associados ao comércio e onerar toda a cadeia produtiva, reduzindo os ganhos potenciais das transações comerciais entre importadores e exportadores.

Os programas de rotulagem ambiental governamentais e obrigatórios estão dentro das regras do Acordo de Barreiras técnicas ao Comércio sobre regulamentos técnicos e outras regras relevantes da OMC enquanto que os programas de rotulagem ambiental voluntários, governamentais ou não governamentais, também são indiretamente incluídos em algumas disciplinas comerciais. Os países membros da OMC são obrigados a tomar medidas “razoáveis” em seu território para garantir que as iniciativas de padronização voluntária (programas de rotulagem ambiental governamental e não governamental) atendam ao Código de Boas Práticas estabelecido no âmbito do Acordo (WESSELLS *et al*, 2001).

De acordo com IPEA (2011), com o objetivo de contribuir para a transparência exigida no comércio internacional e diante da proliferação de rótulos ambientais sem padrões comuns regulatórios, a Organização Internacional de Normalização (ISO), organizou um sistema confiável de orientações para a normalização ambiental a nível internacional. Foi estabelecida a série ISO 14000 cujos certificados atestam a responsabilidade ambiental no desenvolvimento de atividades e produtos de uma organização.

A ABNT criou em 1999 o comitê brasileiro de gestão ambiental (ABNT/CB-38), com estrutura bem semelhante à do comitê técnico de gestão ambiental da ISO (ISO/TC207), e aberto à contribuição de todos os interessados na formulação destas normas. O papel do comitê brasileiro é participar das reuniões internacionais de desenvolvimento das normas da ISO, representando os interesses brasileiros, principalmente das grandes empresas, além de traduzir e adaptar para a realidade brasileira as normas da ISO. Deste esforço, nascem as normas NBR – ISO (PERES, 2010). Na tabela a seguir, são apresentadas as classificações dos tipos de rotulagem ambiental elaboradas pela ISO.

Tabela 1 – Classificação dos tipos de rotulagem ambiental (ISO)

Tipo	Descrição
Tipo I (NBR ISO 14024)	Programas de terceira parte, fundamentos em múltiplos critérios, voluntários, que atribuem uma licença para o uso de rótulos ambientais em produtos, indicando a preferência ambiental global do mesmo, dentre uma categoria de produtos, baseados em considerações de ciclo de vida. (Selos Verdes)
Tipo II (NBR ISO 14021)	Autodeclarações ambientais informativas
Tipo III (NBR ISO 14025)	Programas voluntários que fornecem dados ambientais quantificados de um produto, sobre categorias preestabelecidas de parâmetros definidos por uma terceira parte qualificada, baseados numa avaliação de ciclo de vida e verificados por essa ou outra terceira parte habilitada.

Fonte: MMA (2002)



Diante do exposto, e levando-se em consideração a necessidade de conhecermos a influência da rotulagem ambiental, na condição de ferramenta de ACV, nas atividades de comércio internacional, este artigo apresenta um estudo de caso relacionado com a submissão da International Paper do Brasil (IP), uma empresa do setor de papel e celulose nacional, ao Programa de Rotulagem Ambiental Tipo I da União Europeia, denominado *Flower*.

O objetivo principal é avaliar se a rotulagem ambiental contribui para o aumento da competitividade de produtos nacionais em mercados globais por meio do aperfeiçoamento do desempenho ambiental das empresas. O estudo de caso foi resultado de um Projeto de Cooperação entre a ONU – Meio Ambiente e o Ministério da Indústria Comércio Exterior e Serviços (MDIC) no período de 2006 a 2011 e contou com a participação de representantes do setor de papel e Celulose do Brasil, dentre os quais destacamos a empresa International Paper do Brasil (IP), que participou com a fábrica estabelecida na cidade de Luiz Antônio, no interior do estado de São Paulo, a Associação Brasileira de Papel e Celulose, na época, BRACELPA, Associação Brasileira Técnica de Celulose e Papel (ABTCP) e a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

Metodologia

Para o alcance dos resultados, nesse estudo são analisados os indicadores ambientais e econômicos apresentados pela Fábrica de Luiz Antônio a partir da obtenção do rótulo ambiental da União Europeia em 2011 como resultado do referido Projeto de Cooperação. A metodologia utilizada baseia-se em análises comparativas entre os desempenhos ambientais de fábricas que adquiriram o rótulo ambiental com fábricas que não adquiriram o rótulo ambiental. Serão analisadas fábricas de dois grandes grupos de papel e celulose do Brasil: o Grupo IP (fábricas de Luiz Antônio e Mogi Guaçu) e o Grupo Suzano (fábricas de Suzano e Limeira). Todas localizadas no interior do estado de São Paulo.

Num primeiro momento é feita uma análise comparativa do desempenho ambiental da fábrica de Luiz Antônio com a fábrica de Mogi Guaçu. O indicador utilizado é o consumo de energia que compõe o grupo de critérios do Programa de Rotulagem Ambiental Tipo I da União Europeia. Ressalta-se que ao contrário da fábrica de Luiz Antônio, a fábrica de Mogi Guaçu não se submeteu ao processo de obtenção do rótulo europeu. A seguir, levando-se em consideração o mesmo indicador, é feita uma análise comparativa do desempenho ambiental das fábricas do Grupo Suzano. É feita, adicionalmente, uma comparação do desempenho ambiental entre os dados das empresas do Grupo IP com as empresas do Grupo Suzano. Após essa análise é feita uma avaliação do desempenho econômico da fábrica de Luiz Antônio com relação às vendas do papel rotulado para o mercado europeu.

Resultados e Discussão

As informações sobre consumo de energia referentes às fábricas do Grupo Suzano Papel e Celulose foram obtidas na página eletrônica da BRACELPA (www.bracelpa.org.br), enquanto que as informações referentes às empresas do Grupo IP foram obtidas na página eletrônica da empresa (www.internationalpaper.com). Dados adicionais foram obtidos por informação direta com a empresa. Parte dos dados apresentados nesse artigo corresponde à tese de doutorado de Antônio José Juliani, defendida em setembro de 2015, no Centro de Desenvolvimento Sustentável (CDS), na Universidade de Brasília (UNB) e denominada: “Aplicação da Modernização Ecológica no Setor de Papel e Celulose do Brasil”.

Consumo de energia

Análise entre fábricas do Grupo IP

O consumo de energia tem efeito direto nos custos operacionais de uma fábrica e pode aumentar a exposição a flutuações de abastecimento e preços de energia. A tabela 2, a seguir, mostra os valores do consumo de energia das fábricas de Luiz Antônio (LA) e Mogi Guaçu (Mogi) referente ao período de 2011 a 2013.

Tabela 2 – Consumo de energia das fábricas do grupo IP em (GJ)

Tipo	R/NR		2011		2012		2013
Escopo Fabril		LA	MOGI	LA	MOGI	LA	MOGI
Óleo Combustível	NR	813.795	670.232	765.295	722.117	731.362	693.450
Gás Natural	R	0	3.301.161	0	3.073.079	0	171.406

Eletricidade*–Rede Pública	R	800.503	981.057	830.553	998.559	812.763	913.198
Eletricidade–Rede Pública	NR	58.406	71.579	60.598	72.856	59.300	66.628
Total		1.672.704	5.024.029	1.656.446	4.886.611	1.603.425	1.844.682

Fonte: Relatórios de sustentabilidade (www.internationalpaper.com)

Onde; R = Renovável e NR = Não Renovável. * A eletricidade é adquirida da rede pública, cuja fonte é distribuída de acordo com a matriz energética brasileira.

Em relação à fábrica LA houve uma diminuição no consumo total de energia. No período analisado o valor economizado foi de 69.279 GJ, ou de 4,14%. Com relação à fábrica de Mogi, nos dois primeiros anos analisados, observa-se que o consumo de energia manteve-se em nível bastante elevado e diminuiu significativamente no ano de 2013, quando entrou em funcionamento uma caldeira movida à biomassa, de acordo com informação da empresa. No período 2011 a 2013 a economia de energia foi de 3.179,347 GJ, ou 73,4%. A tabela 3, abaixo mostra o consumo de energia por quantidade, em toneladas de papel produzido, pelas fábricas do grupo IP. O período considerado é de 2011 a 2013.

Tabela 3 – Consumo de energia das fábricas do Grupo IP em (Gj/t de papel)

Tipo	2011		2012		2013	
	LA	MOGI	LA	MOGI	LA	MOGI
Escopo Fabril						
Total energia consumida	1.672.704	5.024.029	1.656.446	4.886.611	1.603.425	1.844.682
Produção média papel	357.120	436.480	351.000	429.016	349.280	426.913
Gj/t papel	4,68	11,51	4,71	11,39	4,59	4,32

Fonte: Elaboração própria, 2015.

Para o cálculo do consumo de energia por tonelada de papel produzido foi estabelecido uma produção média anual constante para as fábricas. Foi uma aproximação subsidiada por informações dadas pelos representantes das fábricas e por dados de produção contidos nos relatórios anuais que são disponibilizados pela Associação Brasileira de Papel e Celulose (BRACELPA) (www.bracelpa.org.br).

Observa-se que a quantidade de energia consumida para cada tonelada de papel produzida nas duas fábricas, foi reduzida no período analisado. No decorrer do período, a fábrica LA manteve a tendência de queda no indicador analisado e chegou a uma redução total de 1,92 %. A fábrica de Mogi baixou significativamente o valor desse indicador no final do período, em 2013 com redução foi de 62,46% devido à substituição de uma caldeira. A tabela 4 apresenta o indicador intensidade de energia elétrica para as fábricas do grupo IP.

Tabela 4 – Intensidade energética (kWh/t de papel)

Fábrica	2011	2012	2013
Luiz Antonio	3,13	3,05	2,92
Mogi Guaçu	13,07	12,87	6,13

Fonte: Relatórios de sustentabilidade (www.internationalpaper.com)

A fábrica de LA é menos intensiva em energia no seu processo produtivo que a fábrica de Mogi, portanto LA é mais eficiente energeticamente. De acordo com representantes da fábrica de LA, o processo pelo qual a empresa foi submetida para a obtenção do rótulo ambiental europeu contribuiu para que fossem estabelecidas algumas metas de controle de energia que demandaram iniciativas importantes para que a fábrica continuasse apresentando desempenho ambiental favorável, inclusive para a renovação do rótulo ambiental europeu que ocorreu em 2014. Dentre essas iniciativas podemos destacar: a redução de 5 ton/h no consumo de vapor em máquina de papel que proporcionou economia de 109.746Gj/ano e a redução de 1.122 ton de óleo no forno de cal que proporcionou economia de 44.555 Gj/ano.

Análise entre fábricas de outro Grupo de Papel e Celulose (Grupo Suzano)

A tabela abaixo mostra o consumo de energia das duas fábricas (Limeira e de Suzano) consideradas no período compreendido entre 2010 e 2012. Observa-se que as quantidades totais de energia consumidas pelas fábricas de Limeira e de Suzano são superiores as quantidades consumidas pelas fábricas do grupo IP. Além disso, o consumo de energia aumentou no período analisado. A fábrica de Limeira aumentou 16,25% enquanto que na fábrica de Suzano foi de 11,72%. Para efeito de comparação, as fábricas de LA e de Mogi apresentaram no período de 2011 a 2012, reduções de 2,38% e 2,74%, respectivamente, enquanto que no mesmo período, as fábricas de Limeira e Suzano apresentaram aumento de 16,21% e 28,93%, respectivamente.

Tabela 5 – Consumo de energia das fábricas do grupo Suzano em (GJ)

Tipo	R/NR	2010		2011		2012	
		Limeira	Suzano	Limeira	Suzano	Limeira	Suzano
Escopo Fabril							
Gá natural	R	2.198.712	4.704.325	2.235.758	5.230.629	2.438.901	2.842.467
Licor preto	R	10.973.681	3.302.364	10.905.981	2.194.024	11.459.795	9.467.248
Biomassa	R	138.524	3.302.364	166.517	2.194.024	1.921.854	550.070
Eletricidade comprada	NR	1.165.132	1.510.800	1.158.307	1.490.983	1.164.726	1.463.785
Eletricidade produzida	NR	981.726	-	997.579	-	985.734	
Total		15.457.775	12.819.853	15.464.142	11.109.660	17.971.010	14.323.570

Fonte: Relatórios de sustentabilidade (www.bracelpa.org.br)

A tabela 6 mostra o consumo de energia por tonelada de papel (Gj/t) produzido nas fábricas do grupo Suzano, no período de 2010 a 2012. Para o cálculo do deste consumo foi estabelecido que a produção média anual das fábricas consideradas fosse constante, aproximação subsidiada por dados de produção contidos nos relatórios anuais disponibilizados pela Associação Brasileira de Papel e Celulose (BRACELPA) (www.bracelpa.org.br).

Tabela 6 – Consumo de energia das fábricas do grupo Suzano em (Gj/t de papel)

Tipo	2010		2011		2012	
	Limeira	Suzano	Limeira	Suzano	Limeira	Suzano
Escopo Fabril						
Total energia consumida	15.457.775	12.819.853	15.464.142	11.109.660	17.971.010	14.323.570
Produção média papel	310.000	460.000	307.520	456.320	306.013	460.000
Energia/t papel	49,86	27,86	50,28	24,34	58,72	31,93

Fonte: Elaboração própria, 2015.

No período de 2010 a 2012, a fábrica de Limeira aumentou seu consumo energético em 17,76%, enquanto que na fábrica de Suzano foi de 14,60%. Para efeito de comparação, no período de 2011 a 2012, as fábricas de LA e Mogi apresentaram aumento de 0,64% e 1,04% respectivamente. A primeira variou de 4,68 Gj/t em 2011 para 4,71 Gj/t em 2012, enquanto que a segunda variou de 11,51 Gj/t para 11,39 Gj/t. No mesmo período, as fábricas de Limeira e de Suzano apresentaram aumento de 16,78% e 31,18% respectivamente, variação de 50,28 para 58,72 para Limeira e de 24,34 para 31,93 para Suzano. As fábricas do grupo Suzano consumiram mais que as fábricas do grupo IP para produzir a mesma quantidade de papel. Fica evidente, dessa forma, que a rotulagem ambiental contribuiu efetivamente para a redução do consumo de energia nos processos produtivos e os tornou mais eficientes.

Aspectos econômicos

Com o objetivo de subsidiar os cálculos econômicos relacionados com a adoção da rotulagem ambiental pela fábrica de LA são apresentadas informações referentes à produção nacional de papel. De acordo com a Bracelpa (www.bracelpa.org.br) no período de 2009 a 2013, a produção total de papel no Brasil aumentou 10,60% em quantidade, enquanto que a produção específica do papel para imprimir e escrever cresceu 1,70%. No ano de 2009 o Brasil produziu 2.575.000 toneladas de papel para imprimir e escrever e em 2013 produziu 2.619.000 toneladas.



Enquanto a produção de papel para imprimir e escrever, no período analisado, cresceu 1,70%, as vendas para o mercado interno do mesmo produto aumentaram 8,66%. Foi registrada tendência de aumento nas vendas totais de papel para o mercado interno que passaram de 5.053.000 toneladas em 2009 para 5.716.000 toneladas em 2013, registrando aumento de 13,12%. Já as exportações totais Brasileiras de papel, no período de 2009 a 2013, diminuíram 7,07% e as quantidades exportadas de papel para imprimir e escrever diminuíram 8,00%, passando de 1 milhão de toneladas exportadas, em 2009, para 920 mil toneladas, em 2013.

Da análise da Tabela 7, a seguir, verifica-se que a fábrica de LA, auferiu lucro nas vendas de papel para imprimir e escrever rotulado, para a União Européia. No período de 2012 a 2014, após a obtenção do rótulo ambiental europeu, a empresa aumentou em 5% suas vendas para aquele mercado e registrou lucro de US\$ 444 mil no ano de 2012, US\$ 256 mil em 2013 e US\$ 234 mil em 2014. O cálculo do lucro foi feito em relação ao ano de 2011.

Tabela7 – Resultado econômico das exportações de papel para imprimir e escrever da Fábrica de Luiz Antônio - SP

	2011	2012	2013	2014
Quantidade de papel para imprimir e escrever exportada pelo Brasil (mil toneladas)	1.034	952	920	975
Quantidade de papel para imprimir e escrever exportada pelo Brasil para a União Europeia (mil toneladas)	227	209	202	214
Valor Total exportado pelo Brasil para a União Européia (US\$ milhões)	76	59,60	56,80	60,2
Preço/tonelada (US\$/ton)	334,80	285,16	281,18	281,30
Produção de papel para imprimir e escrever da Fábrica de Luiz Antônio (toneladas)	357.120	351.000	349.280	348.370
Quantidade de papel para imprimir e escrever exportado pela Fábrica de Luiz Antonio (toneladas)	142.848	140.400	139.712	139.348
Quantidade de papel rotulado exportado para a União Européia pela Fábrica de Luiz Antonio (mil toneladas)	28.570	35.100	34.928	34.837
Valor em US\$ milhões	9.565	10.009	9.821	9.799
Lucro em função do aumento das exportações (US\$ mil), em relação ao ano de 2011.	-	444	256	234

Fonte: Elaboração própria

Conclusão

Os resultados do estudo de caso mostraram que o desempenho ambiental da fábrica de Luiz Antônio, após a obtenção do *Flower*, em relação ao indicador de consumo de energia, melhorou sensivelmente. É possível concluir que a rotulagem ambiental, na condição de ferramenta da ACV, melhora o desempenho ambiental da empresa, notadamente, no que diz respeito ao indicador de consumo de energia.

A adoção da rotulagem ambiental permitiu que a fábrica de Luiz Antônio tivesse benefícios ambientais e benefícios econômicos simultaneamente, o que nos permite afirmar que o uso da rotulagem ambiental contribui para o aumento da competitividade de produtos permitindo que os mesmos possam acessar mercados mais exigentes com as questões ambientais.

Referências

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Rotulagem ambiental: documento base para o programa brasileiro derotulagem ambiental. Brasília: MMA/SPDS, 20p. 2002.

JULIANI, A. J. Aplicação da modernização ecológica no setor de papel e celulose do Brasil. Tese de Doutorado. Centro de Desenvolvimento Sustentável CDS), Universidade de Brasília (UNB), Brasília-DF, 2015.

IPEA. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. O Uso do poder de compra para a melhoria do meio ambiente. Série Eixos do Desenvolvimento Brasileiro. Comunicados do IPEA. N* 82. Sustentabilidade Ambiental no Brasil: biodiversidade, economia e bem-estar humano. 2011.

PERES *et al* (2010), As normas da série ISO 14000: Contexto histórico e análise crítica. VI Congresso Nacional de Excelência em Gestão. Agosto, Niterói- RJ- 2010.

PORTER, MICHAEL E. Americas's green strategy. *Scientific American*, Apr. 1191.

SETAC – Society of Environmental Toxicology and Chemistry. SETAC annual meeting, 23. North America: Achieving Global Environmental Quality. Integrating Science & Management. Abstract Book, Utah, Nov. 2002.

WESSELLS, C.R.; COCHRANE, K.; DEERE, C.; WALLIS, P.; WILLMANN, R. Product certification and ecolabelling for fisheries sustainability. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 422. Rome, FAO. 2001. 83p.



COMITÊ TÉCNICO

Inventário do Ciclo de Vida (ICV) e banco de dados



MODELING OF PESTICIDE EMISSIONS FOR LIFE CYCLE ASSESSMENT OF AGRICULTURAL PRODUCTS

Juliana F. Picoli¹, Robson R. M. Barizon¹, Morten Birkved², Marília I. S. Folegatti-Matsuura¹

¹ *Embrapa Meio Ambiente (CNPMA), juliana.picoli@colaborador.embrapa.br*

² *Technical University of Denmark*

Abstract: Brazil is the fourth largest food producer in the world. The agricultural sector contributes significantly to the Brazilian economy, representing 23% of GDP in 2016. Government and private initiatives have encouraged the adoption of more sustainable production models. The potential benefits of these models can be better estimated by tools that consider the entire production chain, such as Life Cycle Assessment (LCA). One of the main challenges of LCA applied to agricultural systems is to estimate pesticide emissions to different environmental compartments. This study evaluates the influence on the environmental impacts of two approaches to estimating the pesticide emissions of a major Brazilian agricultural product, sugarcane: 1) 100% emissions to soil, according to Nemecek & Schnetzer (2011); 2) fractionated emissions to air, surface water and groundwater, according to the PestLCI v2.0.8 model, parameterized for three Brazilian regions. The environmental life cycle impact assessment was conducted using UseTox v2.0.2 for the categories of human toxicity (HT) and freshwater ecotoxicity (ETfw) impact categories. For both impact categories, environmental impacts of sugarcane production were influenced by the methodological approach, with significant differences for ETfw (about 20% higher when applying the PestLCI modelling). In general, the main contributors to the HT and ETfw categories were heavy metals and the insecticide fipronil, respectively. The results of this work highlights the importance of developing emission models that consider the complex dynamics of pesticides in agricultural production.

Keywords: sugarcane, life cycle inventory, pesticide emission model, PestLCI, agricultural systems.

Introduction

Consumer awareness of product sustainability has significantly increased in recent decades. As a result, government and private initiatives have encouraged the adoption of less-impactful production models. Methodologies capable of taking into account the entire production chain, such as Life Cycle Assessment (LCA), can efficiently estimate the potential benefits of processes considered more sustainable.

LCA plays a key role in the quantification of potential impacts related to agricultural systems (NOTARNICOLA et al., 2017). In Brazil, LCA has been used in several studies to evaluate the environmental performance of the agricultural products such as sugarcane, soybean, coffee, corn, and livestock, among others. Since the country is the fourth largest producer and the third largest exporter of agricultural products in the world, this tool can be applied for technological development as well as for meeting the standards demanded by the international market.

Brazil is also one of the largest consumers of pesticides in the world⁹ (BRAZIL, 2018). The impact of the pesticide use is a matter of great concern, due the inherent high biological activity of this compound group and hence the potential to affect human's health and the environment. (ABRASCO, 2015; GOMES & BARIZON, 2014). Excessive application combined with inadequate agricultural practices can result in contamination of surface and groundwater, bee mortality, intoxication, and cancer in humans (ABRASCO, 2015; GOMES & BARIZON, 2014). However, due to the complexity of evaluating the fate of these compounds, most LCA studies of Brazilian agricultural products neglect the toxicological impacts of pesticide emissions (RIVERA et al., 2017; FANTIN et al., 2016; NORDBORG, CEDERBERG & BERNDES, 2014). Moreover, even when these impacts are considered, pesticide emission inventories are often obtained by simplified and non-regionalized models, and toxicological evaluation are not always performed according to standardized methods.

One of the main challenges of LCA applied to agricultural systems is to estimate pesticide emissions to the different environmental compartments (RIVERA et al, 2017; FANTIN et al., 2016; VAN ZELM et al., 2014). Two main approaches has been used in LCA studies that include pesticide emissions (RIVERA et al, 2017; GENTIÉ et al., 2015). The first approach, which is used in the main LCA international database - ecoinvent, assumes that pesticides are fully emitted to the soil (NEMECEK & SCHNETZER, 2011). A different approach is proposed in PestLCI, a model of pesticide

⁹ In 2015, around 396 thousand tons of active ingredient were applied nationwide (4.6 kg of active principle ha⁻¹) (FAO, 2017).

dispersion developed by Birkved & Hauschild (2006) and updated by Dijkman, Birkved & Hauschild (2012). This model estimates the pesticide fractions emitted to air, surface and groundwater based on information such as physicochemical properties of the molecule, method of application, crop, management practices and soil and climate properties. Emissions to the soil are not included because in this model the agricultural soil is considered a part of the technosphere.

As PestLCI is a model originally developed to meet production scenarios in Europe, PestLCI 2.0 does not take into account some specificities of the Brazilian agriculture, such as climate and soil attributes and specific active ingredients used in tropical crops, which are factors that influence pesticide emission patterns. The main objective of this study is to evaluate the influence on the environmental impacts of two main approaches to estimate the pesticide emissions of a major Brazilian agricultural product: 1) 100% emissions to soil, according to Nemecek & Schnetzer (2011); 2) fractionated emissions to air, surface water and groundwater, according to the PestLCI model, parameterized for three Brazilian regions.

Methodology

The environmental impact assessment was performed using the LCA methodology, according to the technical requirements of ISO 14040: 2006 and ISO 14044: 2006 (ISO 2006a, 2006b). The agricultural product chosen for the analysis of this work was sugarcane, given its great importance for Brazilian agribusiness.

Product system, function and functional unit

The product systems assessed correspond to the typical sugarcane production systems of three important producing states: São Paulo (SP), Paraná (PR) and Mato Grosso do Sul (MS). The unit of analysis adopted was one kilogram of sugarcane during the first production cycle (cane-plant). The reference flow was established based on the agricultural productivity of each region.

Life cycle inventories

A cradle-to-gate approach was used for this LCA study. In addition to the sugarcane production process, the production processes of agricultural inputs and operations were included. The transportation processes of the inputs to the field and from the field to the sugarcane mills were not part of the system boundary.

The sugarcane production inventories of typical systems of the studied regions were elaborated by Embrapa Environment, within the framework of the "ACV Cana - Life Cycle Assessment of sugarcane and its products produced in the Center-South (FOLEGATTI-MATSUURA et al, 2013) and "ICVAgroBR - Inventories of the life cycle of Brazilian agricultural products: a contribution to the ecoinvent database" (FOLEGATTI- MATSUURA et al., 2017), with the exception of pesticide application data, which were obtained by specialist consultation¹⁰, in order to represent the typical cultivation practices of each region. The production inventories for agricultural inputs (i.e. fertilizers, correctives and pesticides) were obtained in the ecoinvent v.3.3 database. The agricultural operations inventory was generated by the Brazilian Bioethanol Science and Technology Laboratory – CTBE (CAVALETT et al., 2016).

Pesticide emissions were calculated according to two approaches: 1) ecoinvent: 100% emissions to the soil (NEMECEK & SCHNETZER, 2011 and 2) PestLCI: fractionated emissions to air, surface water and groundwater, according to the PestLCI model v2.0.8 , parameterized for the three Brazilian regions.

Table 1 shows the main characteristics of sugarcane production considered in this study, including the list of pesticides assessed and the corresponding application rate.

Table 1 – Main characteristics of sugarcane production in the studied regions.

Parameter	Unit	SP	PR	MS
Productivity	t ha ⁻¹	71.69	62.06	55.51

¹⁰ André May, personal communication (2015).

Mechanized harvest	%	89	60	97
Agricultural inputs				
Urea	kg N ha ⁻¹	77	66	62
Single superphosphate	kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹	26	23	25
Potassium chloride	kg K ₂ O ha ⁻¹	86	87	90
Limestone	kg ha ⁻¹	125.24	130.70	119.90
Ametryn ^{1*}	kg a.i. ha ⁻¹	3.25	3.25	---
Diuron ¹	kg a.i. ha ⁻¹	1.17	0.10	---
Glyphosate ¹	kg a.i. ha ⁻¹	2.40	1.75	---
Hexazinone ^{1*}	kg a.i. ha ⁻¹	0.33	0.04	---
Sulfentrazone ^{1*}	kg a.i. ha ⁻¹	0.60	---	0.84
Tebuthiuron ^{1*}	kg a.i. ha ⁻¹	1.20	0.40	0.40
Azoxystrobin ²	kg a.i. ha ⁻¹	---	2.40	2.40
Cyproconazole ^{2*}	kg a.i. ha ⁻¹	---	---	0.24
Pyraclostrobin ^{2*}	kg a.i. ha ⁻¹	0.13	0.13	0.13
Carbofuran ³	kg a.i. ha ⁻¹	---	0.60	0.60
Fipronil ^{3*}	kg a.i. ha ⁻¹	0.40	1.00	1.20
Trinexapac-ethyl ⁴	kg a.i. ha ⁻¹	---	0.30	0.30

¹Herbicide; ²Fungicide; ³Insecticide; ⁴Growth regulator.

* New active ingredients added to PestLCI 2.0.8.

Source: adapted from FOLEGATTI-MATSUURA et. al (2017) e May (2015).

Parameterization of PestLCI

In order to better describe the specificity of the Brazilian sugarcane production model, edaphoclimatic parameters from each of the three regions selected were added to the PestLCI database, as well as seven new active ingredients of pesticides.

Soil data such as pH, organic carbon content, texture, and soil bulk density were taken from the soil database - BD SOLOS (EMBRAPA, 2015). Climatic parameters such as temperature, precipitation, solar irradiation, and evapotranspiration were taken from the following agrometeorological database: IAPAR (2016), CIIAGRO (2016) and EMBRAPA (2016). Physicochemical properties of the pesticides were obtained from PPDB database (UNIVERSITY OF HERTFORDSHIRE, 2016). For the three regions, the following assumptions were used: ground application, field slope of 6%, and conventional tillage, since the study was limited only to the first crop year (plant cane). Crop foliar interception at the time of pesticide application is a process relevant to the emission modeling because it influences other important processes, such as pesticide degradation and leaching. However, this parameter is not available for sugarcane in the PestLCI database. Faced with this limitation and assuming that the maize has a plant architecture similar to that of sugarcane, maize foliar interception values from PestLCI database were used according to the growth stage at the time of pesticide application.

For PestLCI, pesticides applied to the agricultural system are considered emissions when they cross the borders between the technosphere and the ecosphere, i.e., when pesticides are transported from the production area and reach areas more than 1 m below and/or 100 m above the soil surface. Immediately after application, primary and secondary processes determine the degraded or emitted pesticide fractions into air, surface water and groundwater. According to Dijkman, Birkved & Hauschild (2012), emissions to soil compartments beyond the technosphere can only occur indirectly after the emission of pesticides to the air, surface water or groundwater and therefore they are not accounted for in the model (but will be accounted for by the characterization model, handling fate and exposure assessment beyond the technosphere).

Life cycle impacts assessment

USEtox 2 model (recommended + interim) v.1.00 was adopted along with the SimaPro® support software version 8.4.0.0 and the ecoinvent v3.3 database. The midpoint impact categories evaluated were: Carcinogenic Human Toxicity (HTc), Non-carcinogenic Human Toxicity (HTnc) and Freshwater Ecotoxicity (ETfw). The choice of the method of impact assessment was based on environmental studies addressed to the toxicological impacts assessment

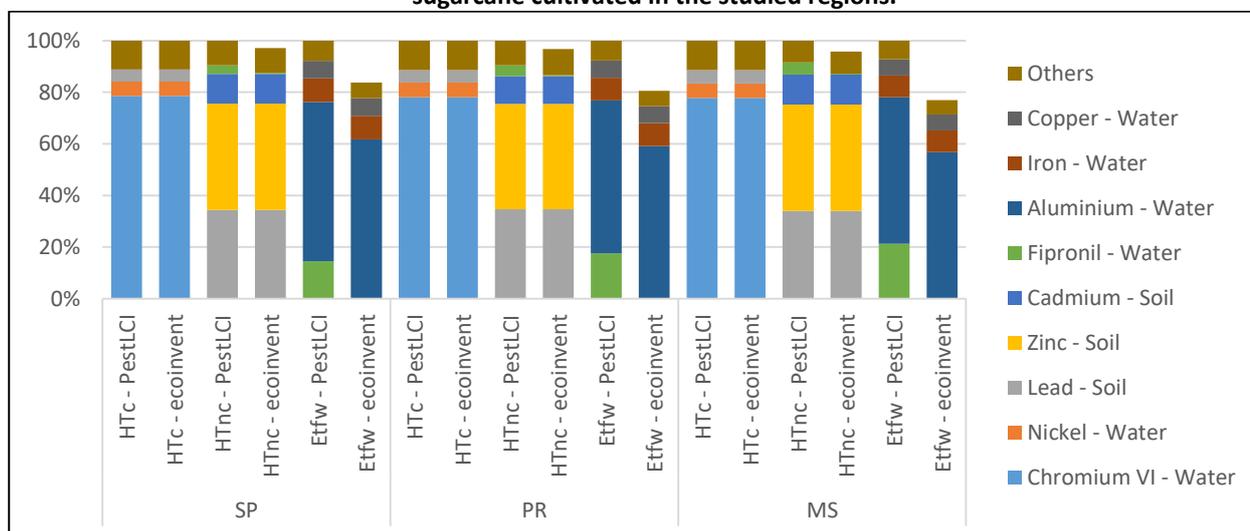
(NORDBORG et al., 2017; RIVEIRA et al., 2017; FANTIN et al., 2016; GENTIÉ et al., 2015; BERTHOUD et al., 2011 ROSENBAUM et al., 2008).

Results and discussion

Figure 1 and 2 present the contribution analyses of the main processes and substances involved in the sugarcane production chain. The analysis of the environmental profile obtained from the inventories of sugarcane production generated by the PestLCI, in comparison to the inventories calculated according to ecoinvent database, points out that application of PestLCI yields greater impacts for the categories HTnc (on average 3%) and ETfw (16% to 23%). For the HTc category, no significant differences were found between the approaches (Figure 1).

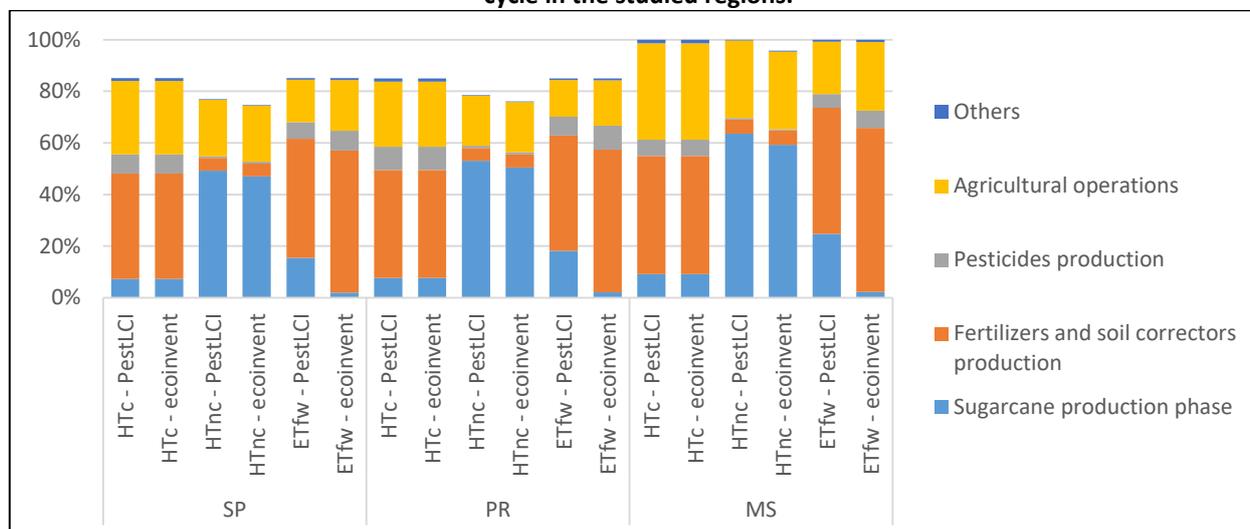
In general, emissions from the production and use of urea and diesel were primarily responsible for the toxicological impacts of all categories evaluated (Figure 2). In addition, the insecticide fipronil emitted to water was another important impact factor to the HTnc and ETfw categories. This emission was only accounted for in the PestLCI inventories, which explains the greater impacts observed in this approach (Figure 1).

Figure 1 – Contribution analysis for the environmental impacts of the substances emitted during the life cycle of sugarcane cultivated in the studied regions.



Note: HTc: Human toxicity, cancer; HTnc: Human toxicity, non cancer; ETfw: Freshwater ecotoxicity.

Figure 2 – Contribution analysis for the environmental impacts of the sugarcane production processes of the life cycle in the studied regions.



Note: HTc: Human toxicity, cancer; HTnc: Human toxicity, non cancer; ETfw: Freshwater ecotoxicity.

For the HTc impact category, the main contaminant was the heavy metal Chromium VI emitted to the water in the urea production process, in addition to the manufacturing of agricultural machinery, focused mainly on mechanized harvesting and transshipment operations. Heavy metals nickel and lead also contributed to this impact by the agricultural use of fertilizers (Figures 1 and 2).

For HTnc category, the agricultural production phase accounted for more than 50% of the impact, mainly due to the emission of lead, zinc and cadmium to the soil, by the use of fertilizers and limestone. Fipronil emission to water was also highlighted in the PestLCI approach. For PestLCI, this insecticide was responsible for about 20% of the ETfw impact. Emissions of the heavy metals aluminum, iron and copper also contributed to this impact (Figure 1). The main processes involved were the production of urea and single superphosphate fertilizers, as well as the fertilizers and limestone use in the sugarcane production (Figure 2).

Among the studied regions, MS state presented the worst environmental performance, followed by PR state. The main factors that influenced this result were lower productivity and higher percentage of mechanized harvest, due to the heavy metals emission in the manufacturing process (Figure 2). Finally, it is important to highlight that, as demonstrated in the present study, the application of simplified approaches, such as the one proposed by Nemecek & Schnetzer (2011), may imply the underestimation of toxicological impacts in the aquatic and aerial environments.

Conclusion

The results of this work highlighted the importance of developing emission models that address the complex dynamics of pesticides in the agricultural production. The use of simplified approaches, such as that proposed by Nemecek & Schnetzer (2011), although low data demanding, may lead to the underestimation of toxicological impacts. Parameterization of the PestLCI - the most advanced pesticide emissions inventory model currently available - has been confirmed to be of great effect for the assessment of sugarcane life cycle impacts.

References

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE SAÚDE COLETIVA – ABRASCO. (2015) **Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde**. pp. 624.
- BERTHOUD, A. et al. (2011) Assessing freshwater ecotoxicity of agricultural products in life cycle assessment (LCA): a case study of wheat using French agricultural practices databases and USEtox model. **The International Journal Of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 16, n. 8, p.841-847. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s11367-011-0321-7>>. Acesso em: 31 jan. 2018.
- BIRKVED, M.; HAUSCHILD, M. Z. (2006) PestLCI—A model for estimating field emissions of pesticides in agricultural LCA. **Ecological Modelling**, [s.l.], v. 198, n. 3-4, p.433-451. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.05.035>>. Acesso em: 17 jan. 2018.
- BRASIL - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA (2018) **Agrotóxicos**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/seguranca-quimica/agrotoxicos>>. Acesso em: 29 jan. 2018.
- CAVALETT, O. et al. (2016) The Agricultural Production Model. In: Antonio Bonomi; Otávio Cavalett; Marcelo Pereira da Cunha; Marco Aurélio Pinheiro Lima. (Org.). **Green Energy and Technology**. 1st Ed. Switzerland: Springer International Publishing, Cap. 3, p. 13-51.
- CENTRO INTEGRADO DE INFORMAÇÕES AGROMETEOROLÓGICAS – CIIAGRO (2016) **Monitoramento agrometeorológico e climático do Estado de São Paulo**. Disponível em: <<http://www.ciiagro.sp.gov.br>>. Acesso em: 26 nov. 2016.
- DIJKMAN, T. J.; BIRKVED, M.; HAUSCHILD, M. Z. (2012) PestLCI 2.0: a second generation model for estimating emissions of pesticides from arable land in LCA. **The International Journal Of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 17, n. 8, p.973-986. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0439-2>>. Acesso em: 19 dez. 2017.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA (2015) **Sistema de Informação de Solos Brasileiros**. Disponível em: <https://www.bdsolos.cnptia.embrapa.br/consulta_publica.html>. Acesso em: 03 jul. 2015.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA (2016) **Guia Clima**. Disponível em: <<http://www.cpao.embrapa.br/clima/>>. Acesso em: 26 nov. 2016.

- FANTIN, V. et al. (2016). **Application of PestLCI model to site-specific soil and climate conditions: the case of maize production in Northern Italy**. In Proceedings of the 10th Conference of the Italian LCA Network, pp. 202-210.
- FOLEGATTI-MATSUURA, M. I. S. et al. (2013) **Avaliação do Ciclo de Vida da cana-de-açúcar e seus derivados produzidos no Centro-Sul brasileiro, baseada em dados, fatores e modelos adaptados às condições nacionais**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.
- FOLEGATTI-MATSUURA, M. I. S. et al. (2017) **Life Cycle Inventories of Sugarcane Production in Brazil**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO (2017) **Statistics Division**. Disponível em: <<http://www.fao.org/faostat/en/#data>>. Acesso em: 15 jan.2018.
- GENTIÉ, C. R. et al. (2015) Pesticide emission modelling and freshwater ecotoxicity assessment for Grapevine LCA: adaptation of PestLCI 2.0 to viticulture. **The International Journal Of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 20, n. 11, p.1528-1543. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s11367-015-0949-9>>. Acesso em: 10 set. 2017.
- GOMES, M. A. F.; BARIZON, R. R. M. (2014). **Documentos 98: Panorama da contaminação ambiental por agrotóxicos e nitrato de origem agrícola no Brasil: cenário 1992/2011**. Embrapa Meio Ambiente, pp. 35.
- INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ – IAPAR (2016) **Médias Históricas em Estações do IAPAR**. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1070>>. Acesso em: 26 nov. 2016.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION – ISO (2006a). **ISO 14040**: Environmental Management e Life Cycle Assessment e Principles and Framework.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION – ISO (2006b). **ISO 14044**: Environmental Management e Life Cycle Assessment e Requirements and Guidelines.
- NEMECEK, T.; SCHNETZER, J. (2011) **Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems**. Zurich: ART. 34 p.
- NORDBORG, M. et al. (2017) Freshwater ecotoxicity impacts from pesticide use in animal and vegetable foods produced in Sweden. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 581-582, p.448-459. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.153>>. Acesso em: 10 dez. 2017.
- NORDBORG, M.; CEDERBERG, C.; BERNDES, G. (2014) Modeling Potential Freshwater Ecotoxicity Impacts Due to Pesticide Use in Biofuel Feedstock Production: The Cases of Maize, Rapeseed, Salix, Soybean, Sugar Cane, and Wheat. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 48, n. 19, p.11379-11388. Disponível em: <<http://pubs.acs.org/doi/10.1021/es502497p>>. Acesso em: 22 jan. 2018.
- NOTARNICOLA, B. et al. (2017) The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. **Journal Of Cleaner Production**, [s.l.], v. 140, p.399-409. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.071>>. Acesso em: 15 jan. 2018.
- RIVERA, X. C. S. et al. (2017) The influence of fertiliser and pesticide emissions model on life cycle assessment of agricultural products: The case of Danish and Italian barley. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 592, p.745-757. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.183>>. Acesso em: 28 jan. 2018.
- ROSENBAUM, R. K. et al. (2008) USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. **The International Journal Of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 13, n. 7, p.532-546. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>>. Acesso em: 26 nov. 2017.
- UNIVERSITY OF HERTFORDSHIRE (2016) **PPDB: Pesticide Properties DataBase**. Disponível em: <<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/>>. Acesso em: 26 jan. 2016.
- VAN ZELM, R.; LARREY-LASSALLE, P.; ROUX, P. (2014) Bridging the gap between life cycle inventory and impact assessment for toxicological assessments of pesticides used in crop production. **Chemosphere**, [s.l.], v. 100, p.175-181. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.11.037>>. Acesso em: 06 ago. 2017.

INTEGRATING LAND USE CHANGE ESTIMATES AT STATE LEVEL IN THE ECOINVENT DATABASE STRUCTURE v3.3

Ana C.G. Donke¹, Renan M.L. Novaes^{1*}, Ricardo A.A. Pazianotto¹, Emilia M. Ruiz², Jürgen Reinhard³, Marília I.S. Folegatti-Matsuura¹

¹Embrapa Meio Ambiente

²Ecoinvent,

³Quantis

* renan.milagres@embrapa.br

Abstract: Land use change (LUC) emissions have a major importance to agricultural products, especially in countries where agriculture is a relevant economic activity, as in Brazil. Despite its importance, methodologies for LUC estimation are still under debate and there is a lack of regionalized data. To contribute in filling this gap, BRLUC method was developed by Novaes et al (2017), providing estimates of direct LUC and derived CO₂ emission rates disaggregated for 64 crops, pasture and forestry for each Brazilian state and a period of 20 years. However, to enhance its potential for use, BRLUC data should be also available in widely used LCA databases. The aim of this article is to present the general structure and adaptations needed to integrate Brazilian LUC estimates from BRLUC into the ecoinvent database v3.3, one of the main international life cycle databases. The main adaptation needs were diagnosed by a joint effort of Embrapa and ecoinvent teams and were: a) the inclusion of new products and land classes (*e.g. pasture, man-made and forest, intensive*), b) segregation of emissions between 'land transformation' and 'land occupation' datasets; c) the conversion of the data structure to the 'land tenure' product model; d) the conversion of LUC substitution percentages into 'land tenure' production volumes and e) the inclusion and adaptation of new emission exchanges. By the automation of the data conversion through an algorithm in R, 418 datasets were generated for incorporation into ecoinvent database, which will increase and ease access to regionalized Brazilian LUC estimates to LCA practitioners.

Keywords: BRLUC method; land use change emissions; LCA of Brazilian products; regionalized LCA; LCA databases.

Introduction

Land use change (LUC) emissions represent a considerable share of global and agricultural products CO₂ emissions. Between 1990 and 2015, the world lost 129 million ha of forest area, mainly driven by conversion to agriculture and other land uses (FAO, 2015). In consequence, the global carbon stocks in forest biomass have decreased by almost 11 Gt in these 25 years (FAO, 2015). In 2010, approximately 11% of all anthropogenic greenhouse gases (GHG) emissions could be allocated to LUC (IPCC, 2014). Agriculture is a relevant economic activity in Brazil and GHG emissions derived from it occupy an important role in Brazilian total emissions. In 2010, the CO₂ emissions derived from LUC in Brazil were about 0,3 Gt, which corresponded to 42% of total CO₂ net emissions in that year (Brazil, 2016).

Despite the agreed importance of LUC emission for agroindustry activities, a methodological consensus for LUC estimations in LCA studies is still under debate (Nemecek et al, 2014, Rosa et al, 2016). Nemecek et al (2014) introduced an updated methodology to estimate LUC emissions, which was included in ecoinvent database version 3. In a first screening, Nemecek et al (2014) focused only on the LUC from natural ecosystems and selected only few product datasets for which LUC emissions had been considered of major importance to be updated, including soybean and sugarcane from Brazil. However, the lack of specific regional data and the consequent need of large extrapolations led to some significant misrepresentation of LUC patterns, e. g., assuming that the land transformation patterns of Mato Grosso state to be representative for entire Brazil in soybean production dataset.

To fill this gap, BRLUC method (Novaes et al., 2017) was developed by a researcher team of Embrapa and KTH institute. The method provides estimates of direct LUC and derived CO₂ emission rates disaggregated for 64 crops, pasture and forestry for each Brazilian state and a period of 20 years. Based on historical data and in accordance with the approaches in IPCC (2006) and PAS 2050 (BSI, 2012), BRLUC made available a tool¹¹ with very detailed and updated LUC data that can be used in Life Cycle Assessment (LCA) and Carbon Footprints (CF) studies, considering the ecosystem and historical specificities of each state of the country.

However, to enhance its potential for use by LCA practitioners, the method should be also available integrated into LCA databases. To this, a joint effort between Embrapa and ecoinvent has been carried out so that the BRLUC data is available in one of the most used LCA databases, which currently has more than 13,300 datasets. The aim of this

¹¹ The most updated data is available in <www.cnpma.embrapa.br/forms/BRLUC.php>.

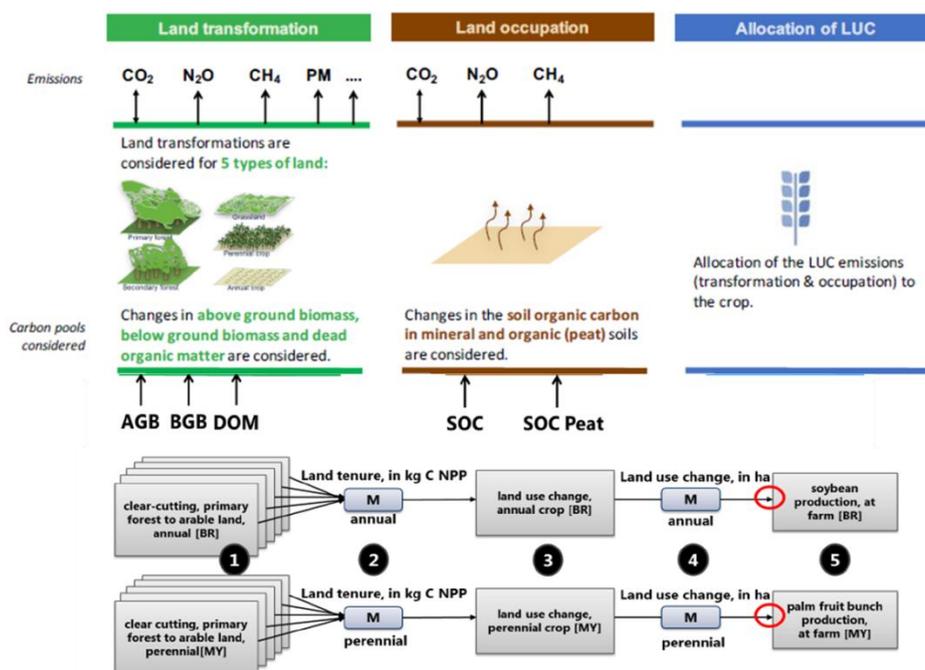
article is to present the general structure and adaptations needed to integrate Brazilian LUC estimates from BRLUC method into the ecoinvent database, that will be available in the next update of the ecoinvent database.

LUC modelling in ecoinvent v3.3

Nemecek et al (2014) presented the first updates of ecoinvent v3 database regarding LUC emissions. In version 3.1, the database first presented the methodological principles recommended by PAS 2050 to determine the expansion areas of land uses, considering a 20 years period. Also, in this version, four pools of carbon – i.e. aboveground biomass (AGB), belowground biomass (BGB), dead organic matter (DOM) and soil organic carbon (SOC) - were considered, as indicated by IPCC (2006). In addition, a new structure was conceived to consider the fluxes of land transformation activity separately.

During the update to ecoinvent database version 3.3, new data and a model for LUC from the World Food LCA Database (WFLDB; Nemecek et al, 2015) were included (Moreno-Ruiz et al, 2016). A major difference of this model is that LUC emissions were separated into three different new activities. Two of those, *clear-cutting* and *land already in use* activities, are related to land transformation and include fluxes of changes in vegetal carbon pools (AGB, BGB and DOM), other biomass burning emission etc. (Figure 1). The main difference between them is that *clear-cutting* refers to the land transformation from native vegetation and has emissions from biomass cutting and burning, which are not present in *land already in use*. The products of these activities are *land tenures*, which are measured in kg C net annual primary productivity (NPP) and not square meters. The NPP concept was included to establish a common “currency” to account for the annual productivity of land in different geographies and to account for the productivity added by intensification (which cannot be accounted for with an area-based unit). Nevertheless, since all land transformation activities in a particular country rely on the same NPP value, the use of land tenure instead of m² does not cause any difference in area intensity among the land transformation activities.

Figure 20 – Summary of land use change modelling in ecoinvent v3.3.



Source: Reinhard, 2017 (modified)

The other new activity, *land use change*, is related to land occupation and includes emissions from changes in SOC, such as CO₂ and N₂O, and generates *land use change* as a product. Finally, the *land use change* can be allocated to the crop of interest (Figure 1), accordingly with land expansion data (Nemecek et al, 2015).

Another update in ecoinvent v3.3 was the consideration of five categories of vegetation for land uses, primary forest, secondary forest, grassland, perennial cropland and annual cropland (Figure 1).

Methodology

The methodology consisted of analyses of the LUC model adopted in ecoinvent v3.3 (Moreno-Ruiz et al, 2016, Nemecek et al, 2015) and identification of the required adaptations on BRLUC data (Novaes et al, 2017) to be incorporated to the ecoinvent database. In sequence, because of the numerous new datasets needed, a script in R software (R Core Team, 2016) had to be developed to replicate the required adaptations from BRLUC data for all Brazilian states and land uses and generate the Brazilian LUC datasets.

Results and discussion

In this section, we present the main adaptations and inclusions, segregated by topics, needed to integrate the Brazilian estimates from BRLUC (Novaes et al 2017) into ecoinvent v3.3. All changes were accorded among BRLUC and ecoinvent developers and always looking for an optimum between the level of detail and simplicity. The main differences between LUC approach in ecoinvent v2, v3.1, v3.3 and BRLUC datasets are summarized in Table 1 and in the following topics.

Table 1 – Structure comparative of LUC modelling in ecoinvent v2.2, v3.2, v3.3, BRLUC and BRLUC-ecoinvent data

	ecoinvent v2.2 2007	ecoinvent v3.2 2013	ecoinvent v3.3 2016	BRLUC 2017	BRLUC-ecoinvent 2018
Scope	Selected crops and countries: Soybean (BR), Palm fruit (MY)	Selected crops and countries: Soybean, Sugarcane (BR), Palm fruit (MY)	All crops in FAO database in country-level geographies	All crops in IBGE database plus forestry and pasture, all in state-level geographies for Brazil	All crops in IBGE database plus forestry and pasture, all in state-level geographies for Brazil
Method	No consistent methodology	Consistent methodology – Nemecek et al (2016)	Consistent methodology – WFLDB Method (Quantis adapted version of the Blonk tool)	Consistent methodology – BRLUC	Consistent methodology – this study
Land use classes	Primary (rain) forest to arable land	Primary forest, secondary forest, shrubland and grassland to arable land	Primary forest, secondary forest, primary grassland, secondary grassland and perennial land to arable land (annual crop and perennial crop)	Natural unspecified vegetation, sugarcane, annual crop, permanent crop, forest intensive and pasture/meadow to arable land (sugarcane, annual crop, permanent crop, forest intensive and pasture/meadow)	Primary forest, grassland, forest intensive, pasture man-made, perennial land and annual land to arable land (forest intensive, pasture man-made perennial crop and annual crop)

Source: Reinhard, 2017 (modified)

Inclusion and adaptation of new products and land use classes

Three land use classes that are segregated in the BRLUC model are not in ecoinvent v3.3: cultivated pastureland, forestry and sugarcane. In Brazil, they account for roughly 62%, 4% and 6% of the total agricultural area. Given their uniqueness and relevance, the first two classes were included as two new products in ecoinvent: *land tenure, arable land, pasture, man-made* and *land tenure, arable land, forest, intensive* and also as two new land use classes involved in land transformation and land use change activities. Their nomenclature was adjusted to reflect the standards used in ecoinvent 3 (Weidema et al 2013). In the third case, sugarcane is a separated land use class in BRLUC because of its nature as a semi-perennial crop with an intermediate carbon stock between annual and perennial crops and its relevance in terms of area in Brazil. However, given the uncertainty of sugarcane carbon stocks and the level of complexity it would add to the database as a separate category, it was decided to merge it into perennial cropland use class, as also assumed elsewhere (e.g. Moreira et al, 2014).

In the other hand, two disaggregations of land use classes are present in ecoinvent but not in BRLUC: native vegetation is segregated between forest and grassland types and also between primary and secondary types. Only the

first case was implemented in BRLUC, following the classes from Brazil (2016). Regarding the second one, secondary forest and secondary grassland datasets weren't included for Brazil, as they have a low representativeness of native vegetation in the country according to the TNC (Brazil, 2016; only 4% in 2010).

Two other adaptations were implemented considered data structure. First, BRLUC tool considers crop areas disaggregated by species and, to be inserted in ecoinvent, they had to be grouped as annual or perennial croplands. Second, considering the ecosystem diversity of the country and the data source, BRLUC data is conceived to represent the mixture of ecosystems that form natural lands of each state. This means that BRLUC datasets of *clear-cutting*, *primary forest* and *grassland* consider average data of all ecosystems that correspond to those types of vegetation in each state, accordingly to Brazil (2016) which is currently not considered in ecoinvent.

Segregation of emissions between "land transformation" and "land occupation" datasets

When a land transformation is selected in BRLUC tool, the total CO₂ emissions derived from all the carbon pools together are shown. To adapt these data to ecoinvent v 3.3 structure, emissions had to be separated in datasets of *land transformation* and *land use change*, as described above (Figure 1). In practice, the main difference is that in the first group of datasets the exchanges related to biomass carbon pools (AGB, BGB and DOM) are accounted while in the second only soil carbon pools (SOC) do so.

Unit of land accounting

To create a land transformation dataset, a continental value of kg C net annual primary productivity (NPP) should be chosen to represent the potential productivity of a land tenure. This concept and estimated values are presented in Haberl et al. (2007), including the NPP estimate for Latin America and the Caribbean (0.811 g C/m²/yr), which was considered for Brazilian LUC datasets.

Shares of land transformation and land 'Production Volumes'

In ecoinvent v3, all activities include data for annual production volume, which are used to compound global or regional market datasets in the system model database. In both cases, the datasets are generated by using a production-volume (PV) weighted average of all local datasets, or all relevant producers or importers for a specific market, determining the shares of different activities providing the same product (Wernet et al, 2016).

In case of land transformation datasets, the annual production volumes are expressed in NPP as an indirect measure of area. This is a key information for the emission results as it determines the proportion of each land transformation for the total current crop area under consideration. In BRLUC and most of the methods, this is expressed as the percentage of each land use the reference product expanded over, e.g. X% of current sugarcane area in São Paulo expanded over pastureland and Y% over annual cropland considering the last 20 years. In ecoinvent v3.3 all these information and associated errors are structured in the market datasets, which retrieve them from production volumes of land transformation activities. To integrate BRLUC data into ecoinvent, each of those percentages is multiplied by the total PV value of the reference product, which by Ecoinvent default is given by the Eq 1. The 6.23% value comes from the proportion Brazilian Total Biomass Appropriation (TBA) in relation to the total sum of TBA of the World, according to Krausmann et al. (2008, Supplementary Table 5).

$$(1) \text{ Total PV amount} = \text{Current area of reference product (ha)} * \text{NPP value} * 6.23\% * (20 - 1) \text{ years}$$

Moreover, for each type of land transformation, BRLUC presents percentages in proportional, maximum and minimum scenarios, which are derived from CO₂ emissions optimizations (see Novaes et al, 2017 for details). For the adaptation to ecoinvent v3, the proportional value is converted in the PV amount and the maximum and minimum values in the extremities of a triangular distribution in the uncertainty field of this PV. The same had to be conducted for land use change datasets, but in this case, the ecoinvent default is the current area of reference product multiplied by Brazilian TBA (6.23%; see above).

Inclusion and adaptation of exchanges

BRLUC tool presents only CO₂ emissions derived from carbon pools change while ecoinvent has many other exchanges related mainly to the cutting and burn of native vegetation. Seeking homogeneity, the integration of data in ecoinvent database demanded to complement it with more exchanges, both inputs and outputs, which are presented in Table 2. For land occupation datasets, the fluxes related to organic soil emissions were not accounted for Brazilian datasets because of the low representativeness of this kind of soil in the country (Brazil, 2016). Also, adaptations were made in some exchanges by changing parameters to local ones, e.g., the percentage of woodcut and wood burned in primary forest (taken from Brazil, 2016).

Not all datasets display all the listed exchanges as this depends on the specificities of land transformation. Some datasets present *Carbon dioxide, from soil or biomass stock* flow, due to the difference between before and after vegetation carbon pools results in a carbon emission, while other datasets present *Carbon dioxide, to soil or biomass stock* flow because of that difference results in a carbon sequestration. Furthermore, the flows can vary for different states with the same land transformation, for example for *clear-cutting, primary forest to arable land, perennial crop* dataset, the most part of states shows carbon emission, but for Alagoas, where the average ecosystems that compose the primary forest have a lower carbon pool than perennial croplands, this transformation results in a carbon sequestration.

Table 2 – Included exchanges for integration of BRLUC data into ecoinvent v3.3

Dataset type	Flows
Land transformation (e.g. <i>clear-cutting, primary forest to arable land, annual crop; land already in use, pasture, man made to perennial crop</i> ; etc)	Energy, gross calorific value, in biomass...
	Occupation, construction site
	Transformation from...
	Transformation, to arable land, unspecified use
	Diesel, burned in building machine
	Power sawing
	Carbon dioxide, from soil or biomass stock
	Carbon dioxide, to soil or biomass stock
	Carbon, organic, in soil or biomass stock
	Carbon dioxide, in air
	Specific emissions from biomass burning (nitrogen oxides, propane, etc.)
Land occupation (e.g. <i>land use change, annual crop; land use change, forest, intensive</i> ; etc.)	Land tenure, arable land, measured as carbon net primary productivity...
	Dinitrogen monoxide
	Carbon dioxide, from soil or biomass stock
	Carbon, organic, in soil or biomass stock
	Carbon dioxide, to soil or biomass stock
Carbon dioxide, in air	

Automation of datasets via R

The adaptation of BRLUC data came out the inclusion of 28 Activity Names for all the 27 Brazilian states (including the Federal District), resulting in 418 new datasets to be incorporated in the ecoinvent database. Given this volume, it was deemed unfeasible to fill the information through Ecoeditor. To overcome this, ecoinvent provided a spreadsheet model in which we could automate the information filling by using a script of R software (R Core Team, 2016), in which BRLUC was already structured. By doing this we optimized time in preparing the files, avoided mistakes in filling them and prepared a framework that will allow the easy update of the data according to advances in one of the models. In the end, the datasets were submitted to ecoinvent in a spreadsheet with a total of 10,446 lines and 42 columns.

Conclusion

This is the first effort to include regionalized LUC datasets for crops, forestry and pasture into ecoinvent database (Table 1). The diagnosis, evaluation and implementation of the adaptation needs in both frameworks proved to be a complex task and was only feasible through an intense collaboration between Embrapa and Ecoinvent, the dedication of five months and automation through an R script. All these adaptations are now implemented and resulted in a total of 418 datasets that are currently under ecoinvent review phase and are expected to be available in the next version of the ecoinvent database (v3.5).

Novaes et al (2017) first contributed to fill the gap of regionalized Brazilian LUC estimates for pasture, forestry and a large set of crops in a consistent way. With the effort presented here, we expect to increase the availability and ease of use of those estimates, by integrating them in one of the most relevant LCA databases in a standardized framework for all over the world. We expect to allow practitioners from Brazil as well as other interested countries to have their LCA studies based on more precise and reliable data of LUC associated to Brazilian agriculture.

References

- BSI (2012) **PAS 2050-1:2012 - Assessment of life cycle greenhouse gas emissions from horticultural products**. British Standards Institute (BSI), London.
- BRAZIL (2016). **Third National Communication of Brazil to the United Nations Framework Convention on Climate Change – Volume III**. Ministry of Science, Technology and Innovation, Brasília.
- FAO (2015) **Global Forest Resources Assessment 2015**. Rome. Available at: <http://www.fao.org/3/a-i4793e.pdf>.
- HABERL H.; ERB K.H.; KRAUSMANN F.; GAUBE V.; BONDEAU A.; PLUTZAR C.; GINGRICH S.; LUCHT W.; FISCHER-KOWALSKI M. (2007) Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. **PNAS**. V.104, n.31, pp.12942-12947.
- IPCC (2014) **Climate Change 2014 Synthesis Report Summary for Policymakers**. Available at: https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/syr/AR5_SYR_FINAL_SPM.pdf.
- IPCC (2006). **2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories, prepared by the national greenhouse gas inventories programme**. Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). IGES, Japan.
- KRAUSMANN, F., ERB, K. H., GINGRICH, S., LAUK, C., & HABERL, H. (2008). Global patterns of socioeconomic biomass flows in the year 2000: A comprehensive assessment of supply, consumption and constraints. **Ecological Economics**, V.65, n.3, pp.471-487.
- MOREIRA, M., GURGEL, A. C., SEABRA, J. E. A. (2014). Life cycle greenhouse gas emissions of sugar cane renewable jet fuel. **Environmental Science and Technology**, 48, 14756–14763
- MORENO-RUIZ E.; LÉVOVÁ T.; REINHARD J.; VALSASINA L.; BOURGAULT G.; WERNET G. (2016) **Documentation of changes implemented in ecoinvent database v3.3**. Ecoinvent, Zürich, Switzerland.
- NEMECEK, T.; BENGUA, X.; LANSCH, J.; MOURON, P.; RIEDENER, E.; ROSSI, V.; HUMBERT, S. (2015). **Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. World Food LCA Database (WFLDB)**, Version 3.0.
- NEMECEK, T.; SCHNETZER, J.; REINHARD, J. (2014) Updated and harmonized greenhouse gas emissions for crop inventories. **Int. J. Life Cycle Assess.** pp.1–18. Doi:10.1007/s11367-014-0712-7.
- NOVAES R.M.L.; PAZIANOTTO R.A.; BRANDAO M.; ALVES B.J.R.; MAY A.; FOLEGATTI-MATSUURA M.I.S. (2017) Estimating 20-year land use change and derived CO₂ emissions associated with crops, pasture and forestry in Brazil and each of its 27 states. **Glob Change Biol.** V.23, pp.3716–3728. Doi.org/10.1111/gcb.13708.
- R CORE TEAM (2016). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.



REINHARD, J. (2017) **Implementation of land use change in ecoinvent**. In: LCA Discussion Forum - 3 November 2017. Available at: http://www.lcaforum.ch/portals/0/df67/DF67-01_Reinhard.pdf

ROSA, M., KNUDESEN, M. T., & HERMANSEN, J. E. (2016). A comparison of Land Use Change models: Challenges and future developments. **Journal of Cleaner Production**. V.113, pp.183–193.

WEIDEMA B. P., BAUER C., HISCHIER R., MUTEL C., NEMECEK T., REINHARD J., VADENBO C. O., WERNET G. (2013) **Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3**. Ecoinvent Report 1(v3). St. Gallen: The ecoinvent Centre

WERNET, G.; BAUER, C.; STEUBING, B.; REINHARD, J.; MORENO-RUIZ, E.; WEIDEMA, B. (2016) The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. **Int J Life Cycle Assess**. V.21, pp.1218–1230.



COMITÊ TÉCNICO

Métodos e modelos de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV)





COMO OS STAKEHOLDERS BRASILEIROS JULGAM A SIGNIFICÂNCIA DAS CATEGORIAS DE IMPACTO?

Guilherme Marcelo Zanghelini¹, Edivan cherubini², Henrique Rogerio Antunes de Souza Junior³, Sebastião Roberto Soares³

¹CICLOG, Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida; EnCiclo Soluções Sustentáveis, guilherme@enciclo.com.br

²CICLOG, Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida; EnCiclo Soluções Sustentáveis.

³CICLOG, Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida.

Resumo: a ponderação é um tópico controverso na comunidade de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) por conta da subjetividade que acompanha todo o processo de atribuição de significância para as categorias de impacto. Por outro lado, simplifica a interpretação e comunicação de resultados, frequentemente multidimensionais e com *trade-off* entre indicadores. Quando baseada no painel de especialistas, a ponderação é influenciada pelo julgamento de valor de cada indivíduo, de forma que cada grupo de *stakeholders* pode influenciar nos resultados. Neste contexto, a utilização da Análise de Decisão Multicritério (MCDA) no campo da ACV permite estruturar problemas complexos, incluir de forma ordenada o julgamento dos *multistakeholders* e preencher a lacuna da ponderação para o contexto brasileiro. O objetivo deste artigo foi quantificar a significância das categorias de impacto ambiental segundo os *stakeholders* nacionais. A metodologia embasou-se na aplicação de dois painéis de especialistas estruturados no modelo híbrido de MCDA AHP/PROMETHEE II, com valores calculados segundo algoritmo de agregação do PROMETHEE II. O primeiro painel ponderou 8 critérios relacionados às categorias de impacto segundo especialistas da ACV. O segundo painel elicitou os pesos para 8 categorias de impacto em nível *midpoint* de acordo com os critérios estabelecidos no primeiro painel segundo a Academia, Governo e Indústria. O julgamento médio dos 76 participantes atribuiu maior significância para Mudanças Climáticas (18,5%), seguido pela Depleção da Camada de Ozônio (15,5%) enquanto que outras 6 categorias completam os 100% do conjunto de pesos.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida; Categoria de Impacto; Ponderação; Análise de Decisão Multicritério; *Stakeholders*.

Introdução

Apesar de a ponderação ser um tema recorrentemente discutido na comunidade de ACV (BARE e GLORIA, 2006; CASTELLANI et al., 2016; GELDERMANN e RENTZ, 2005; KALBAR et al., 2016; PIZZOL et al., 2017; SOARES, TOFFOLETTO e DESCHÊNES, 2006), em conjunto com a agregação, ela torna a interpretação menos complexa e a comunicação mais clara. Mesmo assim, a ponderação ainda é considerada um problema em aberto por Kägi et al. (2015) com defensores e não defensores do procedimento. Aqueles que a criticam, apontam a falta de base científica (BARE e GLORIA, 2006; ISO, 2006; PIZZOL et al., 2017), variação de julgamento sobre significância dos impactos (BAUMANN e TILLMAN, 2004; FINNVEDEN, 1997; HERTWICH et al., 2000; HUIJBREGTS, 1998; SCHMIDT e SULLIVAN, 2002; UDO DE HAES et al., 2002) e subjetividade (BAUMANN e TILLMAN, 2004; POWELL et al., 1997; ROGERS e SEAGER, 2009). No entanto, pode-se concordar com Hertwich et al. (2000) que nenhuma etapa da ACV é realmente livre de julgamento. Por exemplo, escolhas simples feitas para delinear o escopo da ACV (e.g. definição das fronteiras do sistema) também têm um pouco de julgamento. Esta é uma das questões defendidas por aqueles que vêem na ponderação um complemento importante para a interpretação da ACV. Este lado indica facilitar a interpretação, incluindo *trade-offs* (CASTELLANI et al., 2016; GOEDKOOP e SPRIENSMA, 1999; PIZZOL et al., 2017; SOARES, TOFFOLETTO e DESCHÊNES, 2006) e, portanto, melhoria da tomada de decisão (HELLWEG e MILLÀ I CANALS, 2014) como principais razões para a sua aplicação. Além disso, algumas fraquezas da etapa de ponderação foram exploradas e discutidas com mais profundidade na literatura. Por exemplo, relacionado à 'não cientificidade', Finnveden et al. (2009) afirmam que o desenvolvimento de métodos de ponderação está sendo beneficiado por evoluções nas áreas da economia ambiental e MCDA (por exemplo, ver SOARES, TOFFOLETTO e DESCHÊNES, 2006). Isso significa que a base científica é direcionada para criar pesos aos resultados da ACV (como demonstrado em ZANGHELINI, CHERUBINI e SOARES, 2018), apesar dos valores que eles possam exigir.

Na verdade, o simples fato de que nenhum peso é aplicado às categorias de impacto é pior do que a adição do elemento subjetivo de julgamento que é inerente quando se atribui significância aos indicadores. Vários autores argumentam que este é o caso de assumir fatores de ponderação igualitários para as categorias (GELDERMANN e RENTZ, 2005; KAGI et al., 2016). Situação que Johnsen e Lokke (2013) indicam que transforma elementos de tomada de decisão a serem tratados de forma arbitrária. Em última análise, a ponderação igualitária não é baseada na ciência



e pode ser confundida com uma ponderação neutra enquanto não é (PIZZOL et al., 2017). Assim, simplesmente evitar a ponderação não é uma solução real (GELDERMANN e RENTZ, 2005). Apesar desta discussão, tornou-se um senso comum que a ACV enfrenta uma questão importante e desafiadora em relação à comunicação de resultados. De acordo com Hellweg e Milà i Canals (2014), essa condição foi impulsionada e influenciada pela demanda de formulação de políticas com base na ACV. Outro indicio desse comportamento foi observado por Kalbar et al. (2016) sobre uma tendência de divulgação de resultados em pontuação única em avaliações comparativas. Este também é um padrão muito claro no trabalho de Pizzol et al. (2017): embora os entrevistados tenham percebido negativamente quando solicitado a realizar uma análise sobre os procedimentos de normalização e ponderação, eles responderam positivamente por sua relevância para a tomada de decisões. Em última análise, a dificuldade de comunicação em ACV foi motivo de preocupação para Kagi et al. (2016) que afirmou que "se a ACV não é capaz de fornecer respostas e apenas confunde os tomadores de decisão, isso levará a uma diminuição do interesse por eles a longo prazo". Portanto, a normalização e a ponderação estão se tornando uma peça integral na comunicação (ROGERS e SEAGER, 2009) e uma parte essencial da prática da ACV (KAGI et al., 2016, KALBAR et al., 2016).

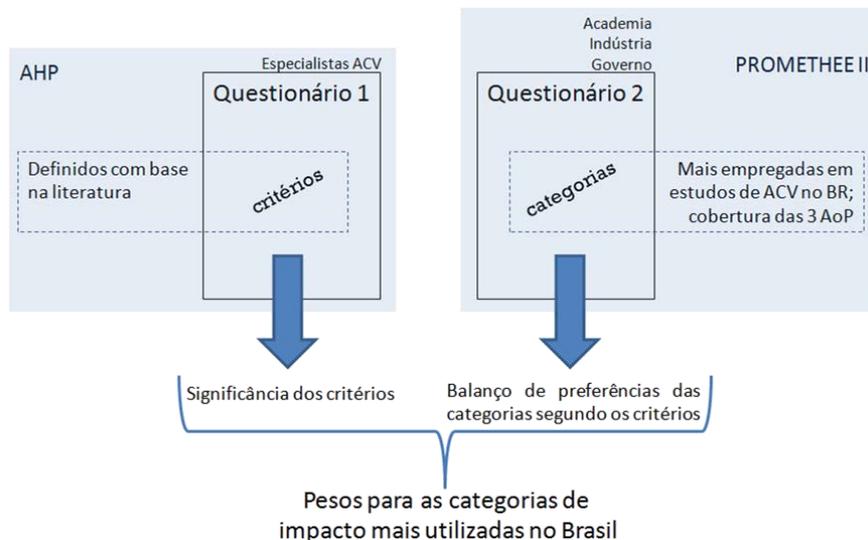
Encontrar pesos para as categorias de impacto não é simples porque o modo como julgamos a significância dos impactos varia de acordo com nossos preceitos (HUPPES e VAN OERS, 2011) sendo válido considerar que especialistas brasileiros podem ter um julgamento diferente daqueles de outros países. Neste sentido, há uma lacuna a ser preenchida no que diz respeito ao desenvolvimento da ponderação para a aplicação da ACV no Brasil. Desta forma o objetivo deste artigo foi elicitare a significância das categorias de impacto em nível *midpoint* segundo 3 grupos de *stakeholders* nacionais: Academia, Indústria e Governo.

Metodologia

A metodologia aplicada foi baseada em dois painéis estruturados em torno de uma abordagem de MCDA híbrida formada pelo *Analytic Hierarchy Process* (AHP) e pelo *Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluation* (PROMETHEE II). A lógica por trás desta definição levou em consideração diversos aspectos comparados sob a ótica dos métodos existentes de MCDA mais empregados e populares. O PROMETHEE II foi escolhido por ser considerado um método parcial/não compensatório, que permite um ranqueamento total das alternativas e mantém a simplicidade da aplicação com relação aos painelistas. Como o PROMETHEE assume que os critérios utilizados para comparar as alternativas já são ponderados, utilizou-se o AHP para realizar esta tarefa, resultando na abordagem híbrida AHP-PROMETHEE II apresentado na Figura 1.

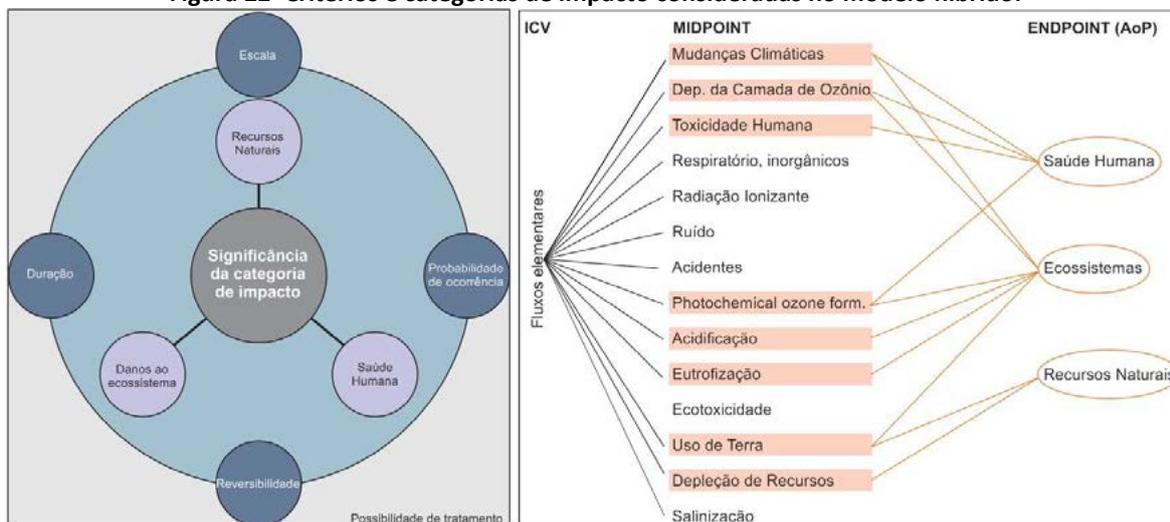
O primeiro painel foi dirigido aos especialistas em ACV da rede de pesquisadores do CICLOG para ponderar 8 critérios que influenciam no modo como julgamos a importância dos impactos ambientais (de acordo com a escala do AHP): abrangência espacial, duração, reversibilidade, probabilidade de ocorrência (critérios associados ao nível ambiental de conseqüências), danos à saúde humana, danos ao ecossistema, esgotamento de recursos (critérios que refletem as conseqüências ambientais) e possibilidade de tratamento (critério que considera a recuperação das conseqüências). Tais critérios foram definidos com base na comparação de elementos de julgamento de impactos ambientais de diversas fontes e buscaram ser o mais amplo possível na possibilidade de julgamento com o mínimo de sobreposição entre os mesmos. O segundo painel foi formado por *stakeholders* brasileiros - representantes da Academia, Governo e Indústria - definidos com base em Zanghelini et al. (2016), Cherubini e Ribeiro (2015), comitês científicos dos CBGCVs e BRACVs, Rede Empresarial Brasileira de ACV e rede de instituições ligadas ao CICLOG. Os participantes avaliaram as categorias de impacto ambiental mais comumente utilizadas (em publicações sobre ACV oriundas do Brasil) de acordo com uma escala específica para cada um dos critérios. A definição das categorias de impacto se baseou nos trabalhos analisados em Zanghelini et al. (2016) e representa as 8 categorias mais recorrentes nos estudos nacionais. Foram considerados: Mudanças Climáticas (AG), Eutrofização (EP), Acidificação (AP), Depleção Abiótica (DA), Depleção da Camada de Ozônio (DO), Toxicidade humana (TH), Formação de ozônio fotoquímico (SMOG) (FOF) e Uso de terra (UT). Este grupo de categorias está entre aquelas recomendadas pelo EC/JRC/IES (2010) e cobrem as 3 áreas de proteção ambiental (recomendação da ABNT ISO 14044).

Figura 21–Estrutura geral do modelo híbrido para elicitar a significância das categorias de impacto segundo stakeholders brasileiros.



A abordagem de agregação das opiniões foi baseada em um equilíbrio de preferências dos stakeholders pelo painel 2, normalizado e ponderado de acordo com a importância de cada critério elicitado pelo painel 1. Neste procedimento, os resultados do AHP são dados pelo auto-vetor correspondente ao auto-valor mais alto com base na matriz de comparação em pares respondidas por cada painellista (SAATY, 1987). Enquanto que o PROMETHEE II (BRANS, VINCKE e MARESCHAL, 1986) baseia-se numa escala de respostas para cada categoria de impacto sob determinado critério que é convertido em uma matriz triangular para cada critério onde as alternativas são confrontadas. Esta matriz representa o desvio entre as avaliações de duas categorias em um critério particular (e.g. duração) em um grau de preferência variando de 0 a 1 de acordo com uma função de preferência específica estabelecida como critério usual. Ao final calcula-se o balanço de preferências de cada participante através do índice de preferência, passando pelos fluxos de preferências e Balanço de preferência (onde o maior valor reflete a maior significância da categoria de impacto). Esta sequência de equações resulta em um ranking completo de alternativas, base para a conversão matemática das preferências para o valor positivo (respeitando a proporcionalidade do balanço de preferências) e normalização interna de alternativas onde sua soma é igual a 1.

Figura 22–Critérios e categorias de impacto consideradas no modelo híbrido.

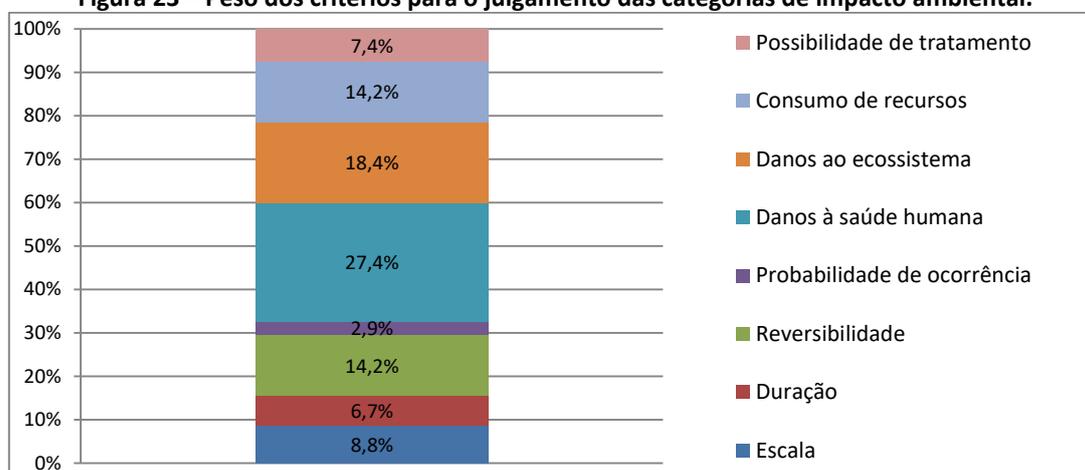


Fonte: Elaboração própria

Resultados e discussão

16 especialistas de ACV responderam ao primeiro painel (64% de retorno), com índice de consistência de Saaty de 0,063, indicando como o critério mais significativo "Dano à saúde humana", seguido de "Dano ao ecossistema", com fatores de peso de 0,274 e 0,184, respectivamente. Conforme Figura 3, o terceiro e quarto critérios mais significativos foram Reversibilidade e Depleção de recursos, ambos com fator 0,142. Outros critérios, incluindo Escala, Duração, Probabilidade de ocorrência e Possibilidade de tratamento foram menos significativos de acordo com os participantes (apresentados no gráfico da Figura 3). Esse padrão indica que os participantes atribuíram mais peso aos critérios associados às consequências ambientais, do que critérios relacionados ao nível de consequências ambientais, ou mesmo a possibilidade de tratamento, padrão alinhado com Soares, Toffoletto e Deschênes (2006). De acordo com os autores, as consequências ambientais foram mais fáceis de avaliar pelos especialistas, enquanto que o nível de avaliação das consequências requer mais conhecimento sobre as categorias de impacto.

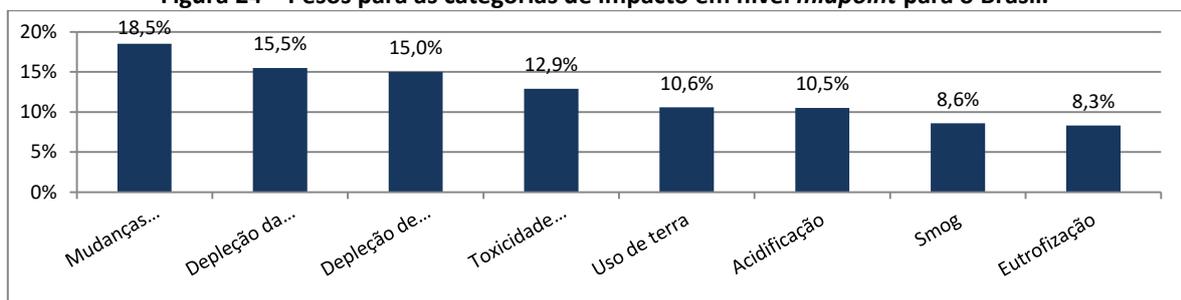
Figura 23 – Peso dos critérios para o julgamento das categorias de impacto ambiental.



Com relação às categorias de impacto, 76 *stakeholders* participaram do painel (taxa de retorno de 40%), na constituição por grupos: (i) Academia: USP, UFSC, UNICAMP, UTFPR, UFRJ, UnB, UFRGS, UNIFEI, UNESP, UFSCar, UDESC, UFMS, UGHENT, UESB, UFMG, UEM, UFF, IFSC e IFSul. (ii) Governo: MMA, CETESB, IBICT, INMETRO, CETEA/ITAL, CTBE/CNPEM, EMBRAPA, EPAGRI, MPSC, FATMA, FLORAM e CASAN. (iii) Indústria: representantes dos setores alimentício, agropecuário, petroquímico, plásticos e resinas, cosméticos, mineração, aço, fundição, eletrodomésticos, eletroeletrônicos, compressores de ar, têxtil, logística, embalagem e rótulos, aviação; Confederação Nacional das Indústrias; Organização independente do programa de rotulagem ambiental, e consultorias em ACV que estão em contato próximo à indústria.

Este conjunto de *stakeholders* atribuiu à AG a maior significância (0,185). Este valor ocorre devido à sua Escala e Duração onde quase 100% dos participantes consideram como um efeito global e uma longa duração, Probabilidade de ocorrência (88% atribuíram alta possibilidade que os gases do efeito estufa emitidos gerem AG) e danos ao ecossistema (88% julgaram como tendo alta possibilidade de que AG cause danos ao ecossistema). No outro extremo da balança, encontra-se a categoria EP, com menor significância (0,083) dentre todas as categorias de impacto incluídas no modelo de MCDA. Em relação a esta categoria, apesar da alta probabilidade de ocorrência de acordo com os participantes (63% das respostas), a maioria dos painelistas considera a eutrofização como um impacto reversível, de efeito local, com alta possibilidade de tratamento, e de média/baixa duração. Cerca de 40% dos *stakeholders* entende que EP reflete em um baixo potencial de danos para a saúde ou recursos humanos. O dano ao ecossistema é um caso a parte no julgamento dos painelistas para EP, devido ao potencial de impacto sobre a vida aquática (o que aumentou a significância da EP). O ranking total das categorias é: AG (0,185), DO (0,155), DA (0,150), TH (0,129), UT (0,106), AP (0,105), FOF (0,086) e EP (0,083) e estão apresentados no ranking da Figura 4.

Figura 24 – Pesos para as categorias de impacto em nível *midpoint* para o Brasil.



Uma análise comparativa sobre os outros conjuntos de pesos existentes na literatura indica que todos os conjuntos têm uma ordem de grandeza similar, onde Mudanças Climáticas se apresenta como a categoria de impacto mais importante. Especificamente, este estudo apresenta uma semelhança notável com Soares, Toffoletto e Deschênes (2006), Bengtsson et al. (2010) e também o SAB de Lippiat (2007). Por outro lado, Huppés et al. (2007) e o BEES Lippiat (2007) apresentam valores diferentes, mas proporcionais, e Hermann, Kroeze e Jawjit (2007) divergem mais em comparação com a ponderação global. Esta condição é exatamente semelhante à relatada por Huppés et al. (2007) ao comparar diferentes propostas. De acordo com esses autores, as prioridades resultantes do conjunto de ponderação se desviam fortemente com as de outros métodos de ponderação existentes, que também se desviam substancialmente entre si.

Conclusões

Em relação aos participantes, mesmo que o grupo quantitativo seja relativamente restritivo dos *stakeholders* (qualitativamente, este painel abrangeu instituições/grupos de várias naturezas (o que se configura em resultados sob diferentes perspectivas). Assim, este conjunto de pesos para as categorias de impacto pode ser considerado como realidade brasileira. A comparação deste conjunto de pesos com outras experiências (e.g., BEES e NOGEPa), indica que a ponderação brasileira é semelhante em termos de magnitude e classificação das categorias de impacto, o que traz robustez para o resultado. Por outro lado, a diferença para conjunto de pesos existentes demonstra a importância da variação de julgamento ou métodos nos resultados, o que reforça a necessidade da elaboração de ponderações específicas para cada condição, como no caso, para o Brasil.

O uso de abordagens de MCDA para auxiliar os tomadores de decisão na tarefa de atribuir significância a diferentes categorias de impacto foi considerado fácil de implementar em relação à complexidade e carga de informações e permitiu considerar o julgamento de valor de diversos tomadores de decisão.

Em última análise, o conjunto de pesos apresentados neste artigo é representativo e deve ser utilizado para estudos no Brasil, sobretudo no âmbito da Avaliação do Ciclo de Vida em complemento à resultados caracterizados, de forma a expandir as possibilidades de interpretação para a comunidade brasileira de ACV, mesmo que as normas não recomendam a etapa de ponderação na ACV.

Referências

- BARE, J. C.; GLORIA, T. P. (2006). Critical Analysis of the Mathematical Relationships and Comprehensiveness of Life Cycle Impact Assessment Approaches. *Environ. Sci. Technol.* v. 40, n. 4, pp 1104–1113.
- BAUMANN, H.; TILLMAN, A. M. (2004). *The Hitch Hiker's Guide to LCA: An Orientation in Life Cycle Assessment Methodology and Application*. Lund: Studentlitteratur.
- BENGTSSON, J.; HOWARD, N.; KNEPPERS, B. (2010). Weighting environmental impacts in Australia. *Building Products Innovation Council*, 75 pp.
- BRANS, J. P.; VINCKE, P.; MARESCHAL, B. (1986). How to select and how to rank projects: The Promethee method. *European Journal of Operational Research, Mathematical Programming Multiple Criteria Decision Making.* v. 24, n. 2, pp 228–238.

- CASTELLANI, V.; BENINI, L.; SALA, S.; PANT, R. (2016). A distance-to-target weighting method for Europe 2020. Policies and support in relation to LCA. *Int J Life Cycle Assess.* 21, pp 1159–1169.
- CHERUBINI, E.; RIBEIRO, P. T. (2015). *Diálogos Setoriais Brasil e UE: desafios e soluções para o fortalecimento da ACV no Brasil.* Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia, Ibict, Brasília: 2015. 187 pp.
- FINNVEDEN, G. (1997). Valuation Methods Within LCA- Where are the Values? - LCA Methodology. *Int. J. LCA* 2 (3), pp 163 – 169.
- FINNVEDEN, G. (1999). A Critical Review of Operational Valuation/Weighting Methods for Life Cycle Assessment. AFR-REPORT 253 - Swedish Environmental Protection Agency, p. 55.
- GELDERMANN, J.; RENTZ, O. (2005). Multi-criteria Analysis for Technique Assessment: Case Study from Industrial Coating. *J.Ind. Ecol.*, v. 9, n. 3, pp 127–142
- GOEDKOOP, M. J.; SPRIENSMA, R. S. (1999). The Eco-indicator 99, a damage oriented method for LCIA. Ministry VROM report.
- HELLWEG, S.; MILÀ I CANALS, L. (2014). Emerging Approaches, Challenges and Opportunities in Life Cycle Assessment. *Science* 344, pp. 1109 – 1113.
- HERMANN, B.; KROEZE, C.; JAWJIT, W. (2007). Assessing environmental performance by combining life cycle assessment, multi-criteria analysis and environmental performance indicators. *J Clean Prod.* 15 (18), pp 1787-1796.
- HUIJBREGTS, M.A.J. (1998). Application of uncertainty and variability in LCA. *Int. J. LCA*, v. 3, n. 5, pp 273–280.
- HUPPES, G.; DAVIDSON, M. D.; KUYPER, J.; VAN OERS, L.; UDO DE HAES, H. A.; WARRINGA, G. (2007). Eco-efficient environmental policy in oil and gas production in the Netherlands. *Ecological Economics*, 61, pp 43 – 51.
- HUPPES, G.; OERS, L. VAN. (2011). Background Review of Existing Weighting Approaches in Life Cycle Impact Assessment (LCIA). JCR Scientifical and Technical Report. Luxembourg: Publications Office of the EU, 96 pp.
- ISO 14044: 2006. Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines. Geneva (Switzerland): ISO copyright office, 2006.
- JOHNSEN, F.; LØKKE, S. (2012). Review of criteria for evaluating LCA weighting methods. *Int. J. LCA* (18), n. 4, pp 840-849.
- KALBAR, P.P.; BIRKVED, M.; NYGAARD, S.E.; HAUSCHILD, M. (2016). Weighting and Aggregation in Life Cycle Assessment Do Present Aggregated Single Scores Provide Correct Decision Support? *J. Ind. Ecol.*, Volume 00, 10 pp.
- KAGI, T.; DINKEL, F.; FRISCHKNECHT, R.; HUMBERT, S.; LINDBERG, J.; DE MESTER, S.; PONSIOEN, T.; SALA, S.; SCHENKER, U.W. (2016). Session “Midpoint, endpoint or single score for decision-making?” — SETAC Europe 25th Annual Meeting, May 5th, 2015. *Int. J. LCA*, 21, pp 129–132.
- LIPPIATT, B. C. (2007). BEES 4.0 - Building for Environmental and Economic Sustainability Technical Manual and User Guide. USA: National Institute of Standards and Technology - Building and Fire Research Laboratory.
- PIZZOL, M.; LAURENT, A.; SALA, S.; WEIDEMA, B.; VERONES, F.; KOFFLER, C. Normalisation and weighting in life cycle assessment: quo vadis? *Int J Life Cycle Assess* (2017) 22, pp 853–866.
- POWELL, J.C.; PEARCE, D.W.; CRAIGHILL, A.L. (1997). Approaches to Valuation in LCA Impact Assessment. 6th SETAC-Europe Meeting: LCA - Selected Papers. *Int. J. LCA2* (1) 11-15, pp 11 – 15.
- ROGERS, K.; SEAGER, T. P. (2009). Environmental Decision-Making Using Life Cycle Impact Assessment and Stochastic Multiattribute Decision Analysis: A Case Study on Alternative Transportation Fuels. *Environmental Science & Technology*, v. 43, n. 6, pp 1718–1723.
- SAATY, T. L. (1987). The analytic hierarchy process—what it is and how it is used. *M. Model.*, v. 9, n. 3–5, pp 161–176.



SCHMIDT, W. P.; SULLIVAN, J. (2002). Weighting in Life Cycle Assessments in a Global Context. *Int J LCA* 7 (1), pp 5 – 10

SOARES, S. R.; TOFFOLETTO, L.; DESCHÊNES, L. (2006). Development of weighting factors in the context of LCIA. *J Clean Prod, Advancing Pollution Prevention and Cleaner Production – Canada’s Contribution*. v. 14, n. 6–7, pp 649–660.

UDO DE HAES, H; FINNVEDEN, G.; GOEDKOOP, M.; HAUSCHILD, M.Z.; HERTWICH, E.; HOFSTETTER, P.; KLÖPFFER, W.; KREWITT, W.; LINDEIJER, E.; JOLLIET, O.; MUELLER-WENK, R.; OLSEN, S.; PENNINGTON, D.; POTTING, J.; STEEN, B. (eds). 2002. *Life cycle impact assessment: striving towards best practice*. SETAC Press, Pensacola. ISBN 1-880611-54-6.

ZANGHELINI, G. M.; DE SOUZA, H. R. A.; KULAY, L.; CHERUBINI, E.; RIBEIRO, P. T.; SOARES, S. R. (2016). A Bibliometric Overview of Brazilian LCA Research. *Int. J. LCA*, Volume 21, Issue 12, pp 1759–1775.

ZANGHELINI, G. M.; CHERUBINI, E.; SOARES S. R. (2018). How Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA) is aiding Life Cycle Assessment (LCA) in results interpretation. *J Clean Prod*, 172, pp 609 – 622.

HOW TO ACCOUNT FOR LAND USE CHANGE EMISSIONS IN CORPORATE SUPPLY CHAINS?

Simon Gmünder¹, Michele Zollinger¹, Sebastien Humbert¹, Jon Dettling¹

¹Quantis, simon.gmuender@gmail.com

Abstract: Deforestation and other land use change is recognized as a key contributor to global greenhouse gas (GHG) emissions. The agriculture, forestry and other land-use related activities account for 24% of global GHG emissions, representing the second largest emitting sector after energy. Within this, 49% of GHG emissions are from land use and land use change (LUC) such as deforestation (IPCC, AR5, 2014). For companies with significant agricultural or forestry activities within their supply chain, land use change may be among the most significant influence they have on climate. In order to provide a consistent accounting/modelling approach for LUC Quantis convened the partners for the Guidance initiative to develop a methodology that consolidates, aligns and builds upon pre-existing references to deliver a set of recommendations and detailed technical methodology. The guidance was developed through stakeholder dialogue and collaboration that resulted in 14 key recommendations, a step-by-step approach for companies to measure and track their progress towards reducing or eliminating GHG emissions from land-based supply chains. Currently the methodology is tested via pilot studies. We will present the key aspects of the guidance and the main outcomes and recommendations from the case studies, including topics such as timing of emissions and traceability.

Key words: Land use, land use change, emission accounting, corporate supply chain, scope 3 emissions, guidance

Introduction

Today, most leading corporations see acting on climate change as an important business imperative. Globally, corporations are increasingly setting greenhouse gas (GHG) reduction targets that include their supply chains, encouraged by COP21, the UN Climate Change Conference in Paris in 2015, as well as the momentum built around programs such as Science Based Targets (SBT) which aims to set climate targets to not overshoot the 2-degree warming by 2100 and the We Mean Business Coalition transition to a low carbon economy, among others. Corporate commitments on forests have also been rapidly growing. SBT not only requires companies to set aggressive reduction targets for their own operations, but also to set “meaningful” targets for addressing emissions within their full value chain (if “scope 3” contributes at least 40% of total emissions). In addition, over 400 members of the Consumer Goods Forum have pledged to achieve deforestation-free supply chains between 2020 and 2030.

While existing guidance (e.g. IPCC, PEF, PAS2050, GHG Protocol) provides direction on how these emissions should be accounted for, they are not consistent among each other nor do all of them cover the newest findings in this rapidly evolving field. This presents a barrier for corporations to appropriately mobilize efforts to address LULUC emissions under their climate action plans in a transparent and consistent way.

This paper outlines three critical areas where consensus for a harmonized accounting approach is necessary. It is the result of the efforts from a pre-competitive initiative to develop a consensus-based methodological guide and credible reference to allow companies to account for LULUC-related emissions in their corporate footprints, corporate GHG targets, and product footprints in an accurate, credible, and consistent manner. Each chapter addresses one specific topic, explores the existing methodological options and shares a recommendation as presented in the recently developed consensus-based guidance on LULUC emissions accounting for corporate supply chains.

Methodology

In 2016, Quantis convened more than 40 diverse partners from industry, academia, governments, and non-profit organizations around the world to jointly develop the mentioned guidance document. With six workshops over the period of a month the partners actively participated in content development, which was subsequently assembled by Quantis into a first draft report. Three review phases followed to provide feedback on both structure and content before the final guidance was published in 2017. The final guidance is accompanied by an annex which serves as a scientific review, including additional background and discussion on the aspects covered in the guidance. Not intended as a standard, but rather a guidance that organizations can optionally follow, it aims to reflect the current consensus

regarding best practices on these topics. As such, it serves as a building block for other tools and standards in the future.

Results and discussion

There are three main topics that were perceived as particularly crucial for a consistent and transparent approach to LULUC emissions in corporate supply chains.

Direct and indirect land use change

Many companies have already set aggressive emission reduction targets (e.g. zero-deforestation). Now, they want to incorporate them into their GHG accounting as a way to track their progress. Many larger companies do not have direct information from which farm the products are sourced, since the commodities are purchased on the market. In many cases companies are not able to trace back the products bought and consequently the potential direct land use changes linked to the purchased commodities remain unclear. Within LUC pilots we test methodologies and tools to estimate the LUC if commodities are bought on a market. This modeling is based on “statistical” land use change (sLUC) where the land expansion and contraction is assessed on a national or state level and allocated accordingly to single crops (BSI 2012; Novaes et al. 2017). In a pilot test for sugarcane in Brazil we test the feasibility to trace back the commodities to the farm level and evaluate the previous land use by using satellite images. Full traceability and credible information about the direct land use change (dLUC) is key to determine GHG emissions related to LUC.

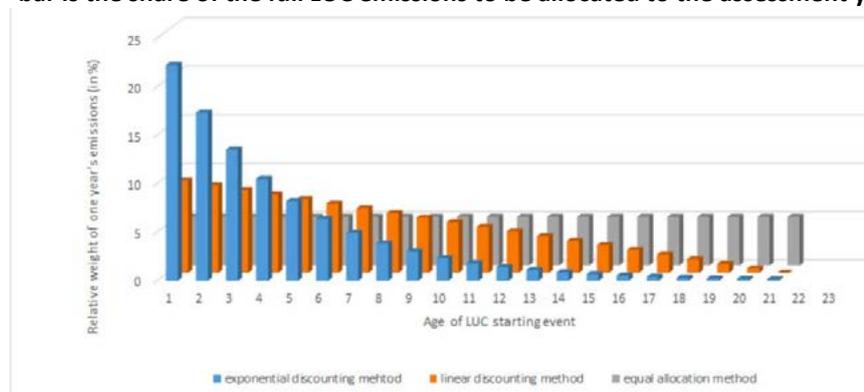
However, indirect land use change (iLUC) which is defined as “the change in the use or management of land which is a consequence of direct land use change” are often neglected (Nemecek et al., 2015). While dLUC is measurable, iLUC occurs due to global market mechanisms with many influencing factors and can only be modelled, not measured (Valin et al., 2015). Life cycle assessment (LCA) and carbon footprinting models can model and link land use change to its indirect drivers. However, the many different methods (biophysical/causal descriptive, economic equilibrium models, rule-based, and integrated assessment models) use often different approaches when modeling iLUC which has led to widely varying estimates. This has created high uncertainty and little consistency. As a result, iLUC impacts have, in many cases, been excluded from total LUC emissions accounting.

Addressing either of these dynamics (dLUC and iLUC) alone is not sufficient to adequately address land use change. As such, the guidance recommends that corporate land use programs focus on both preventing land use change associated with the land where one’s supplies are being sourced (dLUC), as well as alleviating the global demand for new cultivated land (iLUC). For further details on the modeling approach please refer to the consensus guidance.

Allocating impact across time

It is crucial that past emissions are treated consistently across time. According to IPCC, the global warming impact of LUC should be allocated over a time frame of 20 years (IPCC, 2006). This has been accepted as general practice for carbon footprinting. Yet, there are different ways to allocate the impact *across* these 20 years depending on what allocation curve is used. Existing methods are i) single allocation where all the LUC burden is allocated once (e.g. first year after LUC), ii) equal allocation where the LUC is equally distributed over a period of time (e.g. over 20 years), iii) linear and exponential discounting where the LUC GHG emissions decrease gradually/exponentially over a certain time period. In figure 1 the different allocation approaches are illustrated, using a 20 year time period. All of these allocation methods are currently applied and used differently by modeling practitioners in different or even similar situations. This creates inconsistency and an issue of noncomparability. Because this allocation method also defines how the burden of LUC is distributed over time, it can influence behavior of companies with regards to their practices for eliminating or preventing LULUC. Thus, assessing the implications of each allocation method is key. To create consistency and allow for comparability, the guidance recommends using the linear discounting method as a default method. For some special cases, for example when dealing with plantations (e.g. cocoa), the equal allocation method can be applied.

Figure 1: Illustration of the impact allocation methods. Note: for each method, the sum of all bars is equal to 1. Each bar is the share of the full LUC emissions to be allocated to the assessment year.



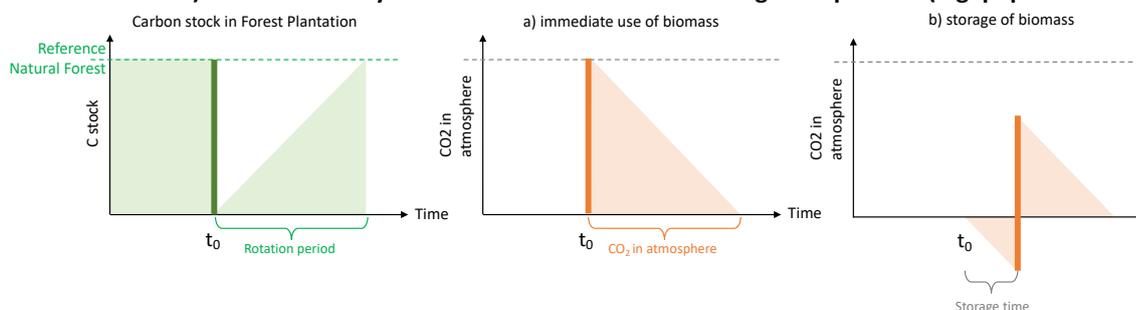
Delayed emissions and sequestration for products made from forest-derived biomass

Carbon accounting methods are typically based on the carbon neutrality concept. This means that the use of wood is - except for permanent land use changes - defined as carbon neutral. As the harvested wood is assumed to regrow within a few decades, the time lag between emission and regrowth is not considered. This might not be relevant for annual or short rotation biomass but might be very important for forest biomass with longer rotation periods and potential temporal or permanent storage of carbon in products.

The current GHG standards (e.g. PAS 2050, ISO 14067, GHG Protocol) do not account for the timing of carbon emissions and sinks. Consequently, there is the risk that the true climate reduction potential is not identified (either underestimated or overestimated) or that policy instruments might be inefficient or even counterproductive by promoting less preferred climate mitigation options.

We therefore recommend that when **products or commodities consist of forest-derived biomass**, the effect of removing the biomass on forest growth should be considered where relevant (e.g. by using the GWP_{bio} (Cherubini et al. 2011) approach). The basic principle of biomass from forests and the carbon debt is illustrated in Figure 2. In order to quantify the global warming of using forest biomass a dynamic carbon stock model is required, which provides information about the amount of biomass harvested and the development of the carbon pools. In addition, also the timing of the biogenic CO_2 has to be factored in. An immediate release of CO_2 (e.g. as biofuels) show higher climate impacts as delayed emissions (e.g. furniture) which in some cases can even be considered as carbon storage.

Figure 2: Simplified carbon stock of biomass from forest (left figure) and the CO_2 concentration in the atmosphere for two different use scenarios. Scenario a) assumes an immediate release of the harvested biomass (at t_0) and scenario b) illustrated delayed emissions due to carbon storage in a product (e.g. paper or furniture).



The GWP_{bio} is calculated taking the dynamics of CO_2 emissions and sequestration into account. The GWP_{bio} indicator has been proposed by Cherubini et al. (2011) and is based on the principle of dynamic LCA, thus a dynamic inventory and characterization factors are established. GWP_{bio} is a measure of the cumulative radiative forcing of CO_2 emissions from biomass combustion (t_0), taking the regrowth of the harvested trees into account. The GWP_{bio} depends according

to Cherubini et al (2011) on the rotation year and the selected time horizon (typically 20, 100 or 500 years) and range between 0 (annual crops) to 0.96 (100 year rotation period and 20 year time horizon). The above mentioned studies are based on the assumption that the harvested biomass is immediately used (t_0). This might be true for wood fuels, but not for other forest products (e.g. construction wood). Guest et al. (2013) calculated the GWP_{bio} as a function of storage time and rotation period and the higher the rotation period and the lower the storage time, the higher the GWP_{bio} value (Guest et al. 2013).

For forest products and commodities, the sequestration of carbon within products during use and end of life should be considered where relevant. As part of the LUC pilot we will evaluate the impact of considering the timing of carbon capture and emission for different forest biomass value chains.

Conclusions

To set credible and transparent GHG targets, companies require an understanding of the LULUC impact related to their supply chains. To ensure a consistent understanding between stakeholders, a consistent approach when calculating land use and land use change impacts is needed. A consistent approach for iLUC, allocating impact across time, and accounting for delayed emissions and sequestration of forest products allows companies to create more consistency and transparency when calculating LUC impacts in corporate supply chains. These calculations ultimately support companies in setting achievable and transparent corporate targets.

Acknowledgements

Thank you to all the partners involved in this project for their valuable input and feedback all along the project which helped shape the final recommendations for the consensus guidance.

References

BSI (2012) PAS 2050-1:2012 Assessment of life cycle greenhouse gas emissions from horticultural products. London, UK

CHERUBINI F, PETERS GP, BERNTSEN T, ET AL (2011) CO₂ emissions from biomass combustion for bioenergy: Atmospheric decay and contribution to global warming. *GCB Bioenergy* 3:413–426 . doi: 10.1111/j.1757-1707.2011.01102.x

GUEST G, CHERUBINI F, STRØMMAN AH (2013) Global Warming Potential of Carbon Dioxide Emissions from Biomass Stored in the Anthroposphere and Used for Bioenergy at End of Life. *J Ind Ecol* 17:20–30 . doi: 10.1111/j.1530-9290.2012.00507.x

GHG PROTOCOL (2012) Penny, T., Fisher, K., & Collins, M. (2012). GHG Protocol Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard Sector Guidance for Pharmaceutical and Medical Device Products Pilot Testing Draft August 2012 GHG Protocol Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard Sector Guidance for Pharmace. London, UK: Environmental Resources Management Limited.

IPCC (2013). Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. United Kingdom and New York.

IPCC (2006). Agriculture, forestry and other land use. In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. IGES, Japan.

PEF (2016) de Schryver, A., Galatola, M., Schau, E. M., Benini, L., & Pant, R. (2016). Guidance and requirements for biogenic carbon modelling in PEF CRs - Version 2.1.

PEF (2012) Manfredi, S., Allacker, K., Chomkamsri, K., Pelletier, N., & Maia de Souza, D. (2012). Product Environmental Footprint (PEF) Guide, 160.

VALIN, H., PETERS, D., VAN DEN BERG, M., FRANK, S., HAVLIK, P., FORSELL, N., & SCHMIDT, E. (2015). The land use change impact of biofuels consumed in the EU: Quantification of area and greenhouse gas impacts. Retrieved from https://ec.europa.eu/energy/sites/ener/files/documents/FinalReport_GLOBIOM_publication.pdf (viewed December 2016)

NEMECEK, T., BENGOA, X., LANSCH, J., MOURON, P., RIEDENER, E., ROSSI, V., & HUMBERT, S. Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products, Version 3.0, 84.

NOVAES RML, PAZIANOTTO RA, BRANDÃO M, ET AL (2017) Estimating 20-year land use change and derived CO2 emissions associated to crops, pasture and forestry in Brazil and each of its 27 states. Glob Chang Biol 1–13 . doi: 10.1111/gcb.13708

SCIENCE BASED TARGETS (retrieved May 2018): <http://sciencebasedtargets.org/>

WE MEAN BUSINESS (retrieved May 2018): <https://www.wemeanbusinesscoalition.org/>

BSI (2012) PAS 2050-1:2012 Assessment of life cycle greenhouse gas emissions from horticultural products. London, UK

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE MITIGAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS ASSOCIADOS À RECICLAGEM DE LEDs

Oswaldo Sanchez Júnior¹

¹Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo – IPT, osanchez@ipt.br

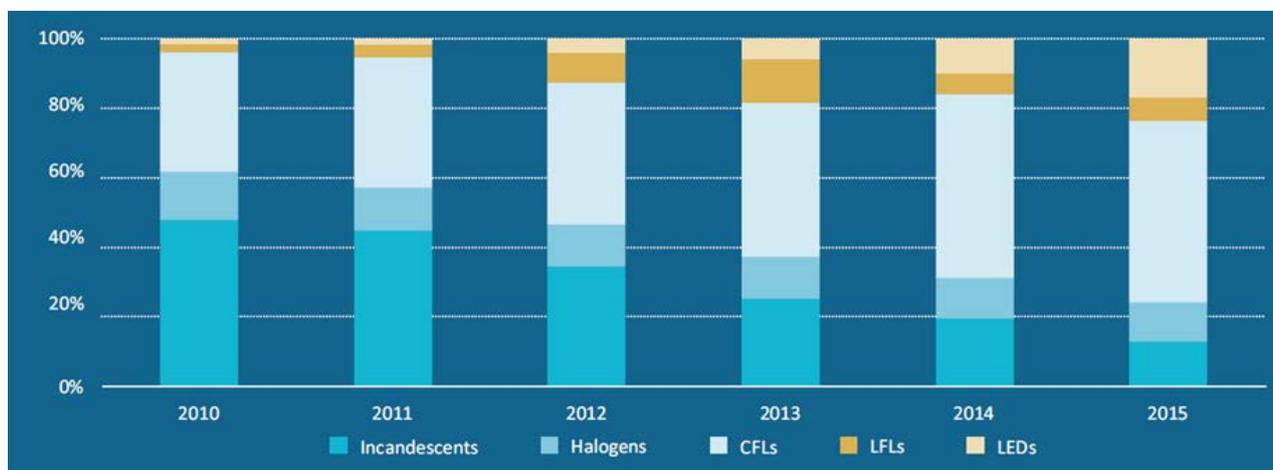
Resumo: A crescente demanda por estudos em gestão do lixo eletrônico (e-waste) não tem encontrado respostas significativas nos países da América do Sul, apesar do aumento de consumo de equipamentos eletroeletrônicos, em particular, para serviços de iluminação. Este setor é responsável pelo consumo de aproximadamente 20% da energia elétrica global e estima-se que mais de 15% dele já utiliza LED. Avalia-se que até 2030 o setor tende a se constituir num grande gerador de lixo eletrônico. Estudou-se as rotas de reciclagem de produtos para iluminação a LED disponíveis, para compara-las entre si e com outros processos de destinação, visando identificar potenciais oportunidades de mitigação de impactos associados a cada uma, de forma a subsidiar gestores em suas decisões. Utilizou-se o protocolo de ACV para mapear os impactos ambientais. Procurou-se utilizar modelagem com bases de dados locais, quando disponíveis. Os resultados apontam significantes diferenças na depressão no uso de alguns materiais (como terras raras, germânio, ouro e prata) e impactos ambientais associados à disposição de materiais potencialmente tóxicos (como arsênico, zinco, cobre, níquel, chumbo, ferro e prata). Os resultados variam de acordo com a rota de separação e em função do nicho de aplicação do produto, uma vez que envolve projetos diferentes e uso de diferentes materiais. Concluiu-se que a escolha da rota para reciclagem, comparada com outros processos de destinação, podem mitigar impactos ambientais, mas também podem gerar requisitos de projetos para fabricantes de produtos de iluminação. Estes podem tornar seus produtos mais sustentáveis do ponto de vista ambiental.

Palavras-chave: reciclagem de LEDs, potencial de mitigação de impactos, rota de reciclagem, reciclagem em iluminação.

Introdução

A Lei nº 12.305/10, de 02 de agosto de 2010, instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Esta Lei estabelece que fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes de determinado produto que possa causar danos ao meio ambiente ou à saúde humana criem um sistema de recolhimento e destinação final, independente dos sistemas públicos de limpeza urbana. Na cadeia produtiva de iluminação, uma série de negociações foram realizadas desde então, com a participação do MMA, MDIC, ABILUX, ABILUME, dentre outras instituições. Deste debate, surgiu o Acordo Setorial para implantação do Sistema de Logística Reversa de Lâmpadas Fluorescentes de Vapor de Sódio e Mercúrio e de Luz Mista, assinado no dia 27 de novembro de 2014. O objetivo é garantir que a destinação final dos resíduos dessas lâmpadas seja feita de forma ambientalmente adequada e em conformidade com a legislação. Este setor, que consome aproximadamente 20% ou cerca de 118 TWh anuais da matriz de energia elétrica brasileira (CGEE, 2017), vem apresentando mudanças importantes nas tecnologias utilizadas nos produtos e nos conceitos de instalações. Pela observação da Figura 1 é possível afirmar que em pouco tempo a tecnologia LED será o principal insumo para projetos de iluminação, o que provavelmente demandará um novo acordo setorial.

Figura 1: Estimativas de participação de tecnologias de iluminação residencial no mercado global. Fonte: IEA, 2017.



As lâmpadas incandescentes e alógenas (“*incandescents*” e “*halogens*”) tendem ter sua fabricação descontinuada, devido a sua baixa eficiência e à indução da descontinuidade de sua fabricação por políticas públicas setoriais. As lâmpadas fluorescentes compactas (“*CFLs*”), muito usadas em residências, e lâmpadas fluorescentes tubulares (“*LFLs*”), muito usadas no comércio, ainda estão presentes em boa parte do mercado de iluminação em função do seu baixo custo e relativa eficiência. Mas as iniciativas nacionais, como a PNRS, tendem a torná-las desvantajosas e potencializar sua substituição pela tecnologia LED, uma vez que demandam custo de logística reversa, serem mais impactantes ao meio ambiente (contém mais mercúrio que as demais) e serem menos eficientes que a tecnologia LED. Há projeções com apostas de que até 2030, 90% do mercado de iluminação será ocupado pela tecnologia LED (USDOE, 2014; USDOE, 2015).

A despeito do bônus ambiental oferecido pela maior eficiência de produtos a LED, estes não estão livres de impactos ambientais associados às várias fases de seu ciclo de vida. Para uma análise robusta sobre os reais impactos locais e globais de qualquer nova tecnologia ou processo que venha a ser incorporado à cadeia produtiva, é preciso também conhecer se a inovação potencializa ou inibe impactos ambientais em relação à situação vigente, ainda que haja benefícios quanto ao gasto energético para o serviço de iluminação.

É importante ressaltar que os produtos que utilizam LED de luz branca nem sempre são construídos de uma única forma. Em muitos casos, o componente que contém o LED não é construído na forma de uma lâmpada, mas no formato de uma luminária que contém em seu corpo um módulo a LED, especialmente projetado e fabricado para finalidades específicas. Vale dizer que, dependendo do nicho em que se utilizam as lâmpadas ou luminárias a LED de luz branca, o resíduo deste produto deverá apresentar diferentes formas construtivas e materiais constituintes (ANDERSSON, 2005). Como exemplo, pode-se citar lâmpadas e luminárias adaptadas para iluminação pública, iluminação comercial, iluminação residencial, iluminação industrial, iluminação de emergência, dentre outros nichos tecnológicos e de consumo.

Metodologia

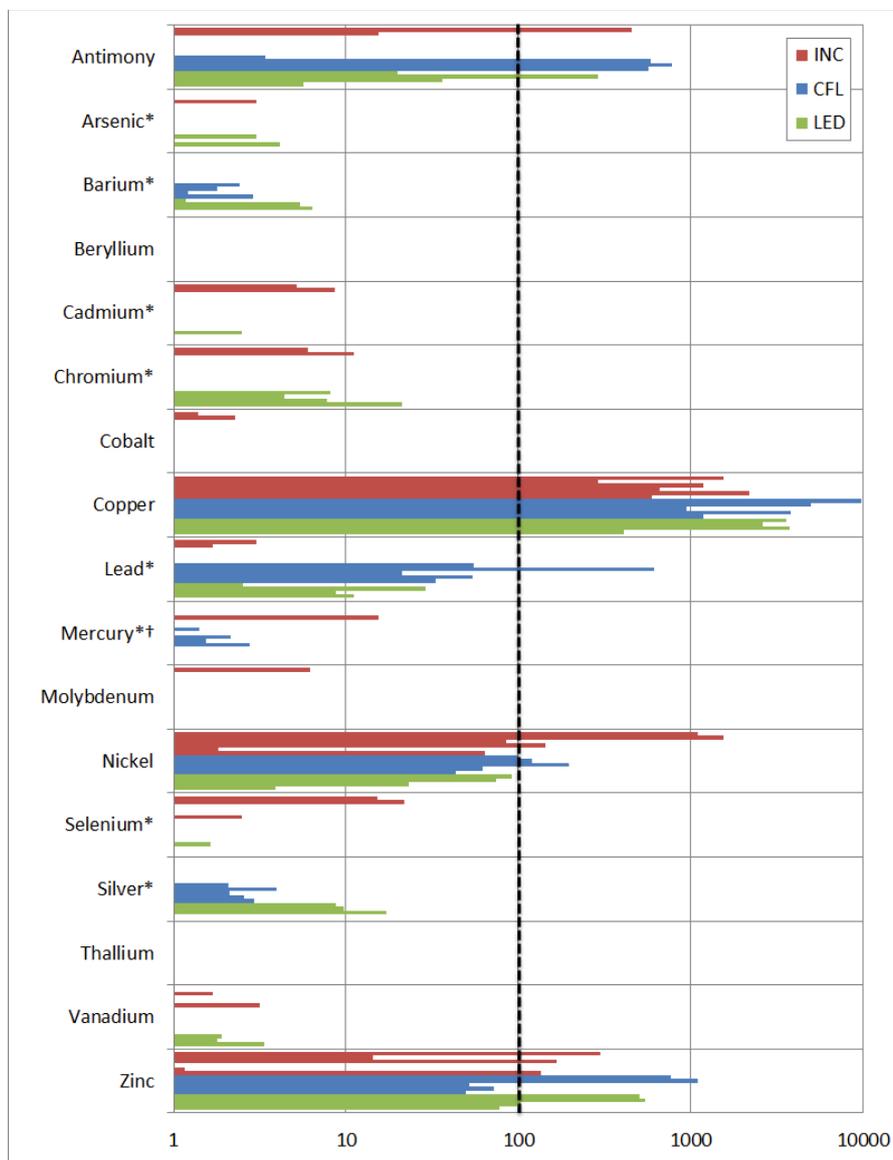
O estudo partiu de um diagnóstico sobre os impactos ambientais gerados no ciclo de vida da maioria dos produtos de iluminação a LED, com a técnica de ACV. Na sequência, se realizou um levantamento dos trabalhos recentes sobre reciclagem de resíduos eletrônicos, em especial aqueles gerados pelo uso de LEDs. Um cruzamento das informações permitiu identificar algumas rotas que permitiriam mitigar os impactos ambientais associados com esta tecnologia, que tende a se tornar um paradigma tecnológico para o setor. Finalmente se analisou a possibilidade de potencializar a mitigação de impactos com o investimento em inovações em design de produtos a LED.

Resultados e discussão

Nos últimos 12 anos (a partir de 2006), a aplicação da técnica de Avaliação do Ciclo de Vida – ACV vem sendo amplamente utilizada para avaliar e comparar tecnologias e serviços de iluminação. Este interesse vem do fato de que esta técnica permite avaliar os impactos ambientais e econômicos associados a todas as principais fases do ciclo de vida de um projeto de iluminação (uso de materiais, fabricação, transporte, instalação, uso, reciclagem e descarte). Devido às inovações tecnológicas anunciarem vantagens quanto à eficiência energética e à mitigação de impactos vinda do menor uso do insumo energia elétrica na fase de uso, muitas dúvidas surgiram em relação a esta afirmação. Poucas referências existiam comparando as tecnologias convencionais, como uso de lâmpadas fluorescentes compactas (que já vinham substituindo as lâmpadas incandescentes), com as novas tecnologias, como o uso de lâmpadas a LEDs. Um estudo amplo realizado pelo Departamento de Energia dos EUA justifica a necessidade de se avaliar ambientalmente esta nova tecnologia de iluminação constituída do uso de LEDs em projetos de iluminação. Na Figura 2 a seguir, compara a presença de vários materiais pela sua massa, em três tipos de tecnologias, para vários modelos de produtos do mercado, totalizados a partir de todo o seu ciclo de vida (25.000 horas de operação).

Apesar do estudo considerar a matriz energética dos EUA, há que se observar a presença preocupante de alguns materiais que, apesar de não ser limitada pela legislação, ultrapassam os limites recomendados pela agência reguladora daquele país. **Antimônio, cobre, chumbo, níquel e zinco** são os materiais com maior presença a merecerem um monitoramento qualificado. Estes materiais podem ser considerados resíduos perigosos (Classe I quanto aos riscos potenciais de contaminação do meio ambiente, segundo a norma ABNT NBR 10.004: 2004), que inevitavelmente acabam indo para o descarte em aterros muitas vezes irregulares.

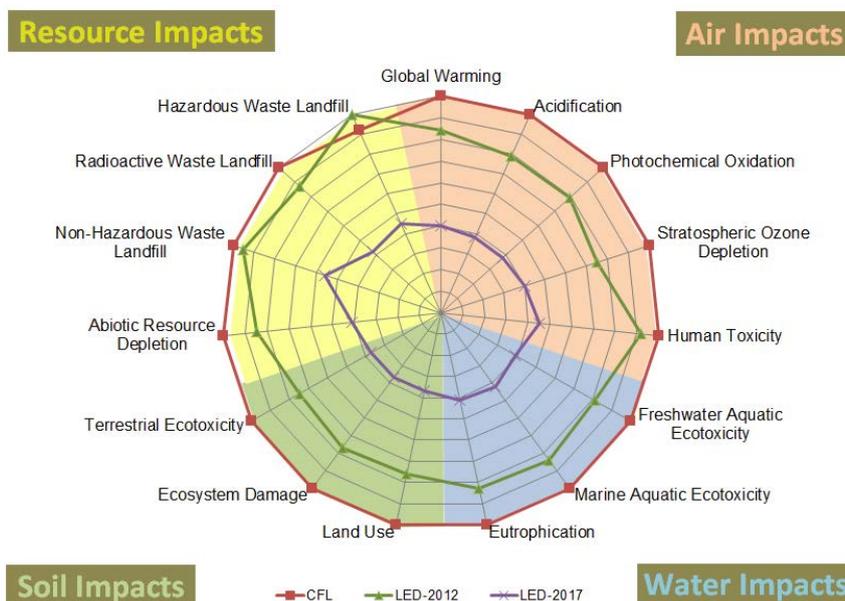
Figura 2: Massa cumulativa para 25.000 horas de operação da lâmpada omnidirecional, como uma parcela dos limites ajustados pela vida derivados dos limiares TTLC ("Total Threshold Limit Concentration" da agência EPA americana). * Elemento regulado federalmente. (DOE, 2013).



Observa-se que o **mercúrio**, amplamente disseminado como material nocivo, está longe de ser uma presença significativa em todas as tecnologias. Infelizmente no Brasil não se tem conhecimento de estudo semelhante, mas é possível que se encontre valores maiores devido à desregulamentação no setor e à grande adesão do comércio à fabricação com integração de componentes sem origem rastreada.

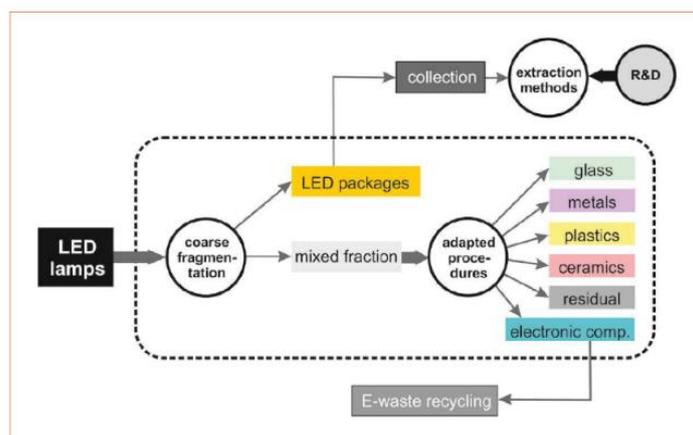
Considerando os impactos ambientais associados aos materiais utilizados em duas tecnologias para iluminação (Lâmpadas fluorescentes compactas e lâmpadas a LED), para o mesmo serviço e um ciclo de vida de 25.000 horas, observa-se que as inovações representadas pelo uso de lâmpadas a LED estão de fato alinhadas à preocupação de mitigar impactos ambientais e tem evoluído neste sentido. A Figura 3 ilustra este fato, à medida que demonstra o menor impacto ambiental a cada geração da tecnologia a LED. Observa-se ainda a dificuldade de se estabelecer rotas de reciclagem ou minimização de geração para os resíduos considerados não perigosos.

Figura 3: Avaliação do Ciclo de Vida Impactos das Lâmpadas Analisadas Relativamente à CFL (DOE, 2012).



Um levantamento sobre as rotas de reciclagem de produtos eletroeletrônicos (Gassmann et al, 2016), em particular para lâmpadas a LEDs, identificou a diversidade de materiais constituintes nas várias frações separáveis. Revelou também que a separação criteriosa dos pacotes contendo os chips semicondutores constituintes do placa contendo os LEDs demanda ainda investimento em estudos de pesquisa e desenvolvimento. Na Figura 4 estas rotas são representadas.

Figura 4: Ilustração esquemática de um processo de reciclagem para lâmpadas LED (Gassmann et al, 2016).



Apesar da existência de poucos estudos a respeito das rotas para recuperação de metais de lâmpadas a LED, é possível identificar aquelas mais promissoras para os principais metais presentes. O trabalho de Van Schaik (2012) mapeia as principais rotas de reciclagem de metais e por este motivo foi referendado pela Comissão Europeia que normaliza e orienta a reciclagem de resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (WEEE). O cruzamento dos principais materiais gerados em grande quantidade de massa na cadeia produtiva de iluminação a LED e as rotas de reciclagem de metais bem estabelecidas permite estabelecer quais seriam os processos mais promissores para a mitigação de impactos no âmbito da fase de reciclagem dos materiais: para o Antimônio (Sb) e o Cobre (Cu) a rota mais promissora é a de refusão e refino, com opção de pirometalurgia para o Cobre (Cu). A pirometalurgia com opção para hidrometalurgia tende a ser uma boa opção para Chumbo (Pb), Níquel (Ni) e Zinco (Zn).

Redução de Impactos Via Alterações no Projeto do Produto

A indústria de iluminação vem apresentando grandes mudanças na sua cadeia produtiva. Muitos fornecedores de componentes e materiais se tornaram importadores. No Brasil, devido à lenta realização do ciclo tecnológico de conversão de produtos convencionais para a tecnologia LED, os fabricantes bem estabelecidos estão obrigados a absorverem rapidamente um conhecimento sobre novos processos de fabricação sob pena de verem sua participação no mercado diminuir rapidamente. No entanto, as dificuldades com a destinação de resíduos de luminárias e lâmpadas a LED oferecem uma oportunidade para que o fabricante nacional pense seus produtos com alternativas que poderiam oferecer melhores soluções e uma nova forma de pensar os processos tradicionais de modo a mitigar os impactos ambientais e para a saúde humana verificados no presente trabalho. Com esta abordagem, buscou-se avaliar algumas alternativas para que os fabricantes possam inovar nos processos geradores dos principais resíduos identificados.

A Tabela 1 apresenta uma lista dos principais resíduos identificados, a função dos materiais geradores do resíduo, os impactos associados a estes elementos e as estratégias conhecidas para a redução de uso ou substituição de modo a manter ou até melhorar a qualidade do produto final.

Tabela 1: Elementos de resíduos e estratégias para sua mitigação no projeto do produto.

Elemento	Utilização	Impactos associados	Estratégias para mitigação no projeto
Antimônio (Sb)	Retardador de chamas (como TBBP-A), remoção de bolhas em vidros (como Antimoniato de sódio), liga para solda sem chumbo (como TBBP-A)	Tóxico para organismos aquáticos. Pode causar efeitos adversos a longo prazo no ambiente aquático. Carcinogênico Categoria 3. Nocivo por inalação, em contato com a pele e por ingestão. Irritante para os olhos.	Projeto de montagem em smd sem soldas ou solda com ligas de combinações de cálcio, cobre, selênio, estrôncio, estanho e enxofre, sem chumbo.
Cobre (Cu)	Para conectores de circuitos integrados e placas (como liga de Cobre-Berílio), fiação interna (ligas de Cobre)	Carcinogênico Categoria 2, muito tóxico por inalação e tóxico por ingestão. Distúrbios gastrointestinais; colapso dos rins e do fígado.	Uso de conectores com liga grafite-magnésio. Uso de alumínio e suas ligas para fiação.
Chumbo (Pb)	Para soldas e integração de componentes	Desenvolvimento cognitivo prejudicado para crianças; hipertensão em adultos	Projeto de circuitos com smd. O trióxido de antimônio é usado como uma alternativa de solda sem chumbo junto com o estanho, por exemplo em cabeamento. Nesses produtos, o teor de antimônio representa menos de 0,2% do peso total. Uso de sistema de ligas Sn-Ag-Cu (ponto de fusão próximo)
Níquel (Ni)	Coadjuvante na adição de ferro e ligas, para obtenção de peças metálicas com resistência mecânica e condução de calor	Carcinogênico (atua diretamente na mutação genética)	Reprojeto dos processos de aplicação de banho de níquel em peças metálicas e uso de processo alternativo envolvendo manganês e nitrogênio
Zinco (Zn)	Revestimentos resistentes à corrosão, em baterias secas, em ligas (misturas de metais), como latão e bronze, e na fabricação de tintas, plásticos, borrachas, corantes, conservantes de madeira e cosméticos	Liberações de zinco podem afetar significativamente os ambientes aquáticos locais - acumulando-se em organismos aquáticos (mas não em plantas) e envenenando espécies que os comem. Consumo excessivo pode levar a efeitos que incluem náusea e cólicas estomacais. A exposição prolongada a altas concentrações pode causar "febre do metal", que afeta os pulmões e o sistema de controle de temperatura do corpo.	Reprojeto de processos industriais de deposição de zinco para processos de deposição de ligas de titânio, cobre e níquel. Desenvolvimento de processo de proteção superficial com uso de plásticos.

Para muitas substâncias identificadas, as avaliações de risco da legislação vigente não estão previstas ou estão em estudo. No entanto, com base nos dados apresentados neste relatório, pode-se concluir que existem substâncias que devem ser examinadas para inclusão em políticas de substituição, por existirem alternativas que oferecem vantagens ambientais.

Conclusões

O trabalho permitiu a obtenção de um ponto de partida para analisar o que pode vir a se tornar uma cadeia reversa para a cadeia produtiva de iluminação a LED. As análises foram restritas aos resíduos de maior volume gerado mas é preciso ainda investir em pesquisa para explorar as possibilidades para recuperação de materiais preciosos, como Ouro (Au) e Prata (Ag), materiais cuja recuperação compensa o custo, como Galio (Ga) e Índio (In), além das Terras Raras (Gd, Ce, Tb, Eu, Y, La, Sm, Lu, Tm, Dy). Nestes casos, as técnicas podem evoluir permitindo maior eficiência, levando a sua viabilidade econômica e mitigação dos impactos ambientais associados à sua escassez.

Referências

- ANDERSSON, E., 2005, Hazardous Substances In Electrical And Electronic Equipment (Eee) - Expanding The Scope Of The Rohs Directive, Project Report, Department of Applied Environmental Science at Göteborg University.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004, ABNT NBR 10004: Resíduos Sólidos - Classificação. Rio de Janeiro/RJ;
- CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS- CGEE, 2017, Prospecção tecnológica no setor de energia elétrica: Evolução tecnológica nacional no segmento de eficiência energética. Brasília, DF, 216 p;
- GASSMANN, A., ZIMMERMANN, J., GAUß, R., STAUBER, R., GUTFLEISCH, O., 2016, LED Lamps Recycling Technology for a Circular Economy, LED professional Review Magazine - LpR Article;
- INTERNATIONAL ENERGY AGENCY – IEA, 2017, Tracking Clean Energy Progress 2017 - Energy Technology Perspectives 2017 Excerpt; France;
- NARDELLI, A., DEUSCHLE, E., AZEVEDO, L.D., PESSOA, J.L.N., GHISI, E., 2017, Assessment of Light Emitting Diodes technology for general lighting: A critical review; Renewable and Sustainable Energy Reviews; Volume 75; Pages 368-379; ISSN 1364-0321; <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.002>;
- REUTER, M. A., VAN SCHAİK, A., 2015, Product-Centric Simulation-Based Design for Recycling: Case of LED Lamp Recycling, J. Sustain. Metall, 1:4–28, DOI 10.1007/s40831-014-0006-0.
- U.S. DOE – U.S. DEPARTMENT OF ENERGY, 2012, Life-Cycle Assessment of Energy and Environmental Impacts of LED Lighting Products, Part 2: LED Manufacturing and Performance. U.S. Department of Energy, Office of Energy Efficiency and Renewable Energy. Washington, DC. Retrieved from http://www1.eere.energy.gov/buildings/ssl/tech_reports.html;
- U.S. DOE – U.S. DEPARTMENT OF ENERGY, 2013, Life-Cycle Assessment of Energy and Environmental Impacts of LED Lighting Products Part 3: LED Environmental Testing, U.S. Department of Energy, Office of Energy Efficiency and Renewable Energy. Washington, DC., Retrieved from www.ssl.energy.gov/tech_reports.html.
- U.S. DOE – U.S. DEPARTMENT OF ENERGY, 2014, Energy Savings Forecast of Solid-State Lighting in General Illumination Applications;
- U.S. DOE – U.S. DEPARTMENT OF ENERGY, 2015, LED Basics;
- VAN SCHAİK, A., REUTER, M.A., 2012, Shredding, sorting and recovery of metals from WEEE: linking design to resource efficiency. In: Goodship V, Stevels A (eds) Waste electrical and electronic equipment (WEEE) handbook, Woodhead Publishing Limited, Elsevier BV, Cambridge, p 163–211.



COMITÊ CIENTÍFICO
Estudos de caso de ACV



ALOCAÇÃO DE IMPACTOS EM SISTEMAS MULTIPRODUTOS: INTEGRAÇÃO LAVOURA, PECUÁRIA E FLORESTA

Fernando Rodrigues Teixeira Dias¹, Marcela Porto Costa², Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura³

¹*Embrapa Pantanal, fernando.dias@embrapa.br*

²*Fundação Espaço Eco*

³*Embrapa Meio Ambiente*

Resumo: A produção de gado de corte é atividade econômica considerada grande emissora de gases de efeito estufa (GEE). Uma alternativa por muitos considerada menos impactante é a Integração Lavoura Pecuária Floresta (ILPF), em que a produção de gado de corte ocorre em conjunto com a produção de madeira e grãos, favorecendo a geração de renda adicional na mesma área, e a compensação, dentro da propriedade, dos GEE emitidos pelo gado pela incorporação de carbono à madeira produzida. A apuração de quanto pode ser mitigado em emissões GEE e outros impactos ambientais pela adoção de um sistema complexo como ILPF, dentro da fazenda ou incluindo os processos a montante, demanda uma abordagem sistêmica e holística, como a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). No entanto, a existência de processos de produção interdependentes com diversos ciclos plurianuais, dificulta a alocação de entradas e saídas (e seus impactos) entre os múltiplos produtos de sistemas ILPF. Este trabalho avalia soluções adotadas por dois projetos para a construção de bases de dados de Inventários de Ciclo de Vida (ICV) em sistemas agrícolas, visando avaliar e adaptar estas recomendações a estudos de ACV de sistemas ILPF, especialmente quanto a limites do sistema, modelos para o cálculo de emissões e critérios de alocação de entradas e saídas.

Palavras-chave: ILPF, ACV, alocação.

Introdução

A produção de gado de corte é importante atividade para a economia do Brasil e para a alimentação do mundo, ao mesmo tempo em que tem sido alvo de críticas da comunidade científica internacional como uma grande contribuidora nacional das emissões de gases de efeito estufa (GEE), especialmente pelas emissões entéricas, decomposição de dejetos e desmatamento de áreas de florestas (eventualmente provocado pela necessidade de abertura de novas áreas para pastagem). Uma alternativa considerada menos impactante é a Integração Lavoura Pecuária Floresta (ILPF), em que a produção de gado de corte ocorre em conjunto com a produção de madeira e grãos, favorecendo a geração de renda adicional na mesma área, e a compensação, dentro da propriedade, dos GEE emitidos pelo gado pela incorporação de carbono à madeira produzida (ALVES et. al., 2015). A abordagem ACV pode trazer uma avaliação completa do impacto dos sistemas ILPF. A apuração de quanto pode ser mitigado em emissões GEE e outros impactos ambientais pela adoção de um sistema complexo como ILPF, dentro da fazenda ou incluindo os processos a montante, demanda uma abordagem sistêmica e holística, como a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). A existência de múltiplos produtos em uma mesma área, com processos de produção interdependentes, potencialmente em sinergia, com ciclos diversos e plurianuais e fortemente influenciados pelo ambiente, traz enormes desafios de alocação dos impactos entre os múltiplos produtos de sistemas ILPF. Este trabalho avalia recomendações da ISO 14044 e soluções adotadas por dois projetos de construção de bases de dados de Inventários de Ciclo de Vida (ICV) em sistemas agrícolas, e propõe adaptações destas recomendações a estudos de ACV de sistemas ILPF, especialmente quanto a limites do sistema, modelos para o cálculo de emissões e critérios de alocação de entradas e saídas.

Sistemas multiproduto e alocação na ISO 14044

Em sistemas multiproduto, a ISO 14044 recomenda que se evite a alocação, isto é, a distribuição proporcional dos impactos ambientais segundo algum critério de rateio, sendo sempre preferível, quando possível, a divisão dos processos em subprocessos e a coleta de dados de entrada e saída relacionados a estes subprocessos, ou a expansão do sistema, de modo a incluir o uso e disposição final de todos os coprodutos e tratamento de todos os resíduos (ISO, 2006, p. 14). Evitar a alocação visa a evitar o enviesamento do resultado de um estudo de ACV por influência do critério de alocação selecionado. Quando a alocação é inevitável, a ISO 14044 recomenda que se dê preferência a algum critério que tenha por base “as relações físicas subjacentes” entre (co)produtos e as entradas e saídas do sistema de modo a “refletir a forma como as entradas e saídas são alteradas por mudanças quantitativas nos produtos ou funções fornecidas pelo sistema” (ISO, 2006, p. 14). A alocação econômica, isto é, a atribuição dos impactos

proporcionalmente aos preços dos produtos e coprodutos do sistema, é uma alternativa posta pela ISO 14044 para os casos em que estas relações físicas não puderem ser estabelecidas.

O WFLDB e projeto ICVAgroBR

Para que ACV possa ser bem usada na produção de alimentos, é fundamental desenvolver bases de dados de inventários de ciclo de vida (ICV) deste setor. Esta necessidade está sendo abordada pelo projeto de desenvolvimento do World Food LCA Database (WFLDB), lançado em 2012 pela Quantis e Agroscope. Nemecek, T. et al. descrevem “as abordagens metodológicas e as decisões que foram tomadas para modelar os conjuntos de dados do WFLDB” (2015, p. 11). Quase todas as abordagens recomendadas para o WFLDB foram adotadas em ICV de produtos agropecuários que estão sendo elaborados para a base de dados de ICV ecoinvent¹², dentro do projeto ICVAgroBR, com a participação da Embrapa, Fundação Espaço ECO, Quantis, Agroscope e ecoinvent, com alguns ajustes necessários para a adaptação ao contexto brasileiro (FOLEGATTI-MATSUURA et al., 2018). O projeto ICVAgroBR elaborou ICV para sistemas de produção de eucalipto para lenha, gado de corte, soja, milho, cana-de-açúcar e manga, dentre outros. Para a representação de ICV da produção de soja e milho em rotação, a equipe do projeto ICVAgroBR seguiu a orientação do ecoinvent ao representar a produção de soja e a produção de milho separadas em dois UPR (*unit processes*) distintos, um para a produção de soja, outro para produção de milho, cada um destes UPR com as entradas e saídas alocadas aos seus respectivos produtos, usando como critérios de alocação a divisão de processos quando possível, e a ocupação da solo para os outros casos. Alguns UPR incluíram coprodutos além do produto de referência. Este foi o caso de parte dos UPR para a produção de gado de corte, como descrito no tópico de resultados e discussão.

Metodologia

O trabalho que levou a este artigo consistiu nas seguintes etapas:

- Definir um exemplo de sistema ILPF hipotético a partir das experiências nacionais existentes, com exemplos de rotação e consórcio de culturas típicos de sistemas ILPF.
- Analisar dois casos de elaboração de bases de dados de ICV para a produção agropecuária quanto à definição de limites de sistemas de produto, modelos de emissões, critérios de alocação, especialmente para produtos que ocorrem em sistemas ILPF típicos (gado de corte, madeira, grãos).
- À luz da literatura revisada, propor recomendações para estudos de ACV de sistemas ILPF.

Por conta desta abordagem, boa parte da revisão da literatura é apresentada em “resultados e discussão”, a seguir.

Resultados e discussão

Sistema ILPF proposto

O sistema ILPF usado como base por este estudo é um sistema hipotético adaptado de COSTA, 2015 e PEREIRA et. al, 2014. O sistema ILPF hipotético aqui apresentado é apenas ilustrativo das possíveis interações entre as principais culturas que ocorrem em sistemas ILPF e não pretende ser uma recomendação de sistemas eficientes do ponto de vista ambiental ou econômico, por isso, nenhum dado numérico de desempenho produtivo ou ambiental é apresentado. Este sistema ILPF possui um ciclo de 16 anos, começando no mês de julho, e inclui a produção de gado de corte, eucalipto, soja e milho. Os primeiros quatro meses do primeiro ciclo de 16 anos do sistema são dedicados a preparo do solo, antes da implantação do sistema. Em seguida o eucalipto é plantado em mudas, em fileiras de árvores com espaçamento recomendado para o clone escolhido, no solo e clima da região. As outras culturas são plantadas em corredores entre grupos de fileiras de árvores, corredores estes largos o bastante para a entrada de maquinário necessário, dimensionados e orientados visando ao melhor desempenho econômico do sistema como um todo, considerando o clima e solo da região (especialmente insolação). A soja é plantada nestes corredores no mesmo mês em que as mudas de eucalipto são plantadas, e é colhida cinco meses após o plantio. Sob a palha da soja e logo após a sua colheita, planta-se milheto para cobertura do solo, mantido pelos sete meses seguintes. Ao final deste período, o milheto é dessecado e milho é plantado em consórcio com a pastagem sob a palha do milheto. O milho é colhido em grão seis meses após o plantio e a pastagem que cresceu com o milho é mantida. No mês seguinte à colheita do milho, há a desrama do eucalipto, e o gado é introduzido no mês subsequente, pois o eucalipto já está alto

¹² www.ecoinvent.org

o bastante para resistir à presença do gado. Os animais que são introduzidos no sistema são bezerros desmamados com sete meses adquiridos de sistema de cria, e que permanecerão no sistema ILPF exclusivamente a pasto e suplementos minerais por mais 24 meses. Outros dois rebanhos de bezerros entram e saem do sistema adultos até o primeiro desbaste do eucalipto, isto é, corte de metade das árvores, de forma intercalada, no último mês do oitavo ano. Segue-se um período de quatro meses de pousio para recuperação do solo, no início do nono ano. Os plantios que ocorreram nos dois primeiros anos são repetidos. Após a segunda colheita do milho, mais três rebanhos passam pelo sistema nos anos seguintes. O eucalipto é totalmente cortado no último mês do ciclo. Novo ciclo de 16 anos se inicia, com pousio para recuperação do solo nos quatro meses seguintes, seguido de plantio da soja nas mesmas áreas do ciclo anterior, e plantio de mudas de eucalipto nos intervalos entre tocos do primeiro ciclo. A figura 1 apresenta uma cronologia do sistema.

Figura 1: Cronologia de sistema ILPF exemplo

Ano	Mês											
	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun
1	1	1	1	1	2	3	3	3	3	4	4	4
2	4	4	4	4	5	5	5	5	5	5	6	7
3	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
4	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	9	7
5	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
6	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	9	7
7	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	9	10
9	11	11	11	12	3	3	3	3	3	4	4	4
10	4	4	4	4	5	5	5	5	5	5	6	7
11	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
12	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	9	7
13	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
14	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	9	7
15	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
16	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	9	13
16+1	11	11	11	12	14	3	3	3	3	4	4	4

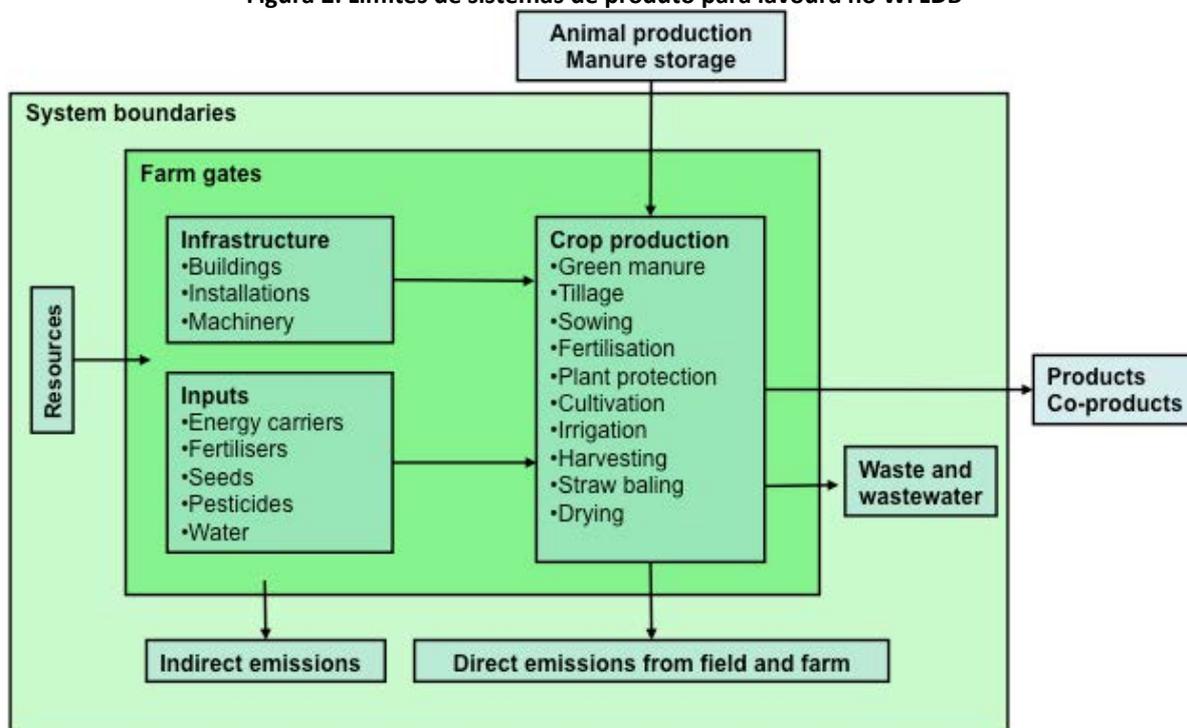
1	Limpeza, plantio, calagem, aplicação de fertilizantes para implantação do sistema.
2	Plantação de mudas de eucalipto e de soja.
3	Cultivo de soja.
4	Plantio e cultivo de milho para cobertura de solo em plantio direto após o colheita de soja.
5	Plantio e cultivo de milho com brachiaria (plantio direto após dessecação de milho).
6	Braquiaria permanece para uso como pastagem após o colheita do milho. Poda de eucalipto antes do gado entrar no sistema.
7	Bezerros desmamados com 7 meses entram no sistema sobre a área de pastagem.
8	Gado em recria e engorda sobre pastagem com suplementação mineral.
9	Poda de eucalipto enquanto o gado adulto deixa o sistema para abate.
10	Primeiro corte de eucalipto, árvores intercaladas, com gado fora do sistema.
11	Pastagem em pousio para cobertura e recuperação do solo.
12	Dessecação de pastagem e preparo do solo para plantio da próxima safra de soja.
13	Corte final de todos os eucaliptos com gado fora do sistema.
14	Plantação de mudas de eucalipto entre os troncos da colheita anterior.

Limites dos sistemas

O projeto WFLDB propôs limites do sistema de produto para três categorias de sistemas: lavoura, produção animal e transformação de alimentos. Transformação de alimentos não é escopo deste artigo. A produção de madeira não é escopo do WFLDB, embora suas recomendações para lavoura possam ser adotadas. Para o WFLDB, a produção de dejetos animais para a adubação está fora dos limites de sistemas de produto para lavoura, mas é incluída dentro dos limites do sistema de produto para a produção animal, que incluem também a produção de ração, ocorrendo ou não na fazenda (por isso a linha pontilhada). Produtos farmacêuticos, embalagem de produtos de saída e outras entradas

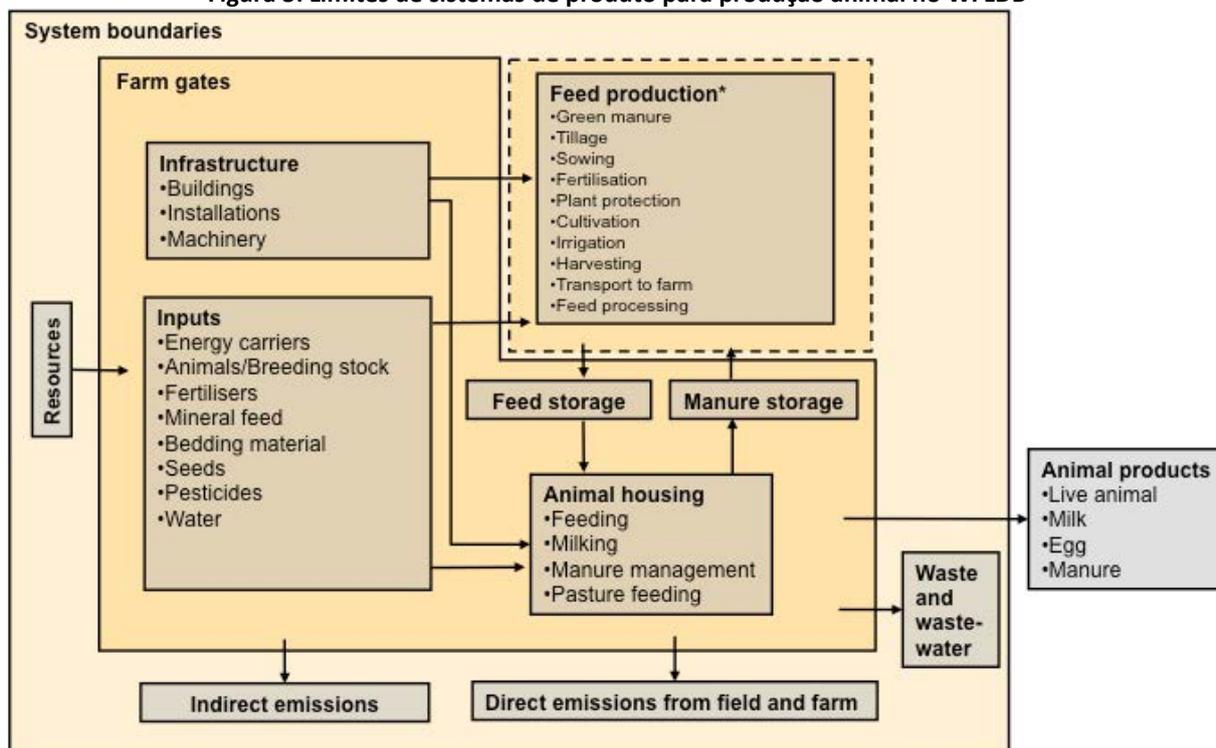
e saídas não detalhadas aqui foram excluídas dos sistemas. As figuras 2 e 3 apresentam os limites de sistema de produto propostos pelo WFLDB para lavoura e produção animal.

Figura 2: Limites de sistemas de produto para lavoura no WFLDB



Fonte: NEMECEK et al., 2015.

Figura 3: Limites de sistemas de produto para produção animal no WFLDB



Fonte: NEMECEK et al., 2015.

Modelos de emissões

O projeto ICVAgroBR seguiu as mesmas recomendações adotadas pelo WFLDB para o cálculo das emissões por calagem e adubação na lavoura, pastagem e produção de eucalipto, com a exceção da emissão de metais pesados, em que foi adotado o modelo de Canals (2003), e a lixiviação do fósforo, desconsiderada para os solos nacionais (Novais & Smyth, 1999). Para as emissões de metano entérico e manejo de dejetos o projeto ICVAgroBR adotou o modelo IPCC tier 2, com parâmetros técnicos de publicações científicas nacionais, quando disponíveis (digestibilidade da pastagem, teor de gordura do leite, taxa de prenhez, etc.). Detalhes dos modelos de emissão adotados pelo ICVAgroBR e justificativa podem ser encontrados em DIAS et. al., 2018.

A produção animal

O projeto WFLDB distingue dois sistemas de produção animal: um em que bezerros e bezerras consomem todo o leite, e outro em que há produção de leite e o animal para abate é coproduto (NEMECEK et al., 2015, p. 19). No Brasil a produção de animais para abate como coproduto da produção de leite representa cerca de 10% da produção de carne no Brasil (DIAS et. al., 2018). No projeto ICVAgroBR, apenas a produção de gado de corte foi modelada, em UPR a serem publicados no ecoinvent 3.5 representando:

- Sistemas de ciclo completo, cujo produto é gado para abate (*"cattle for slaughtering"*) i.e., bois criados para abate, mas também vacas e touros descartados do rebanho de reprodução. Bezerras desmamadas não utilizadas na reposição de vacas descartadas e eventualmente alguns bezerros desmamados são vendidos como coproduto. Este sistema é o mais próximo do sistema de produção animal sem produção de leite proposto para o WFLDB, mas que não constava do ecoinvent até a versão 3.3, antes do projeto ICVAgroBR.
- Sistemas de recria e engorda, que adquirem bezerras ou bezerros desmamados de outros sistemas, e em que o produto é gado para abate.
- Sistemas de cria, em que o produto é o bezerro macho desmamado, tendo por coprodutos as bezerras desmamadas excedentes e gado para abate, que consiste de vacas e touros descartados.

No ecoinvent 3.3, gado para abate (*"cattle for slaughtering"*), não é diferenciado por categoria animal (bois, vacas, touros). Os produtos "bezerros desmamados" (*"weaned calves"*) e "bezerras desmamadas" (*"weaned heifers"*) são novidades do projeto ICVAgroBR para o ecoinvent 3.5. Em estudos de ACV de sistemas de produção de gado de corte que utilizem os processos unitários da base ecoinvent, é possível a alocação das entradas e saídas médias anuais de cada um destes processos unitários entre seus produtos e coprodutos por massa, usando-se o peso vivo produzido anualmente, ou por alocação econômica, usando-se o preço por kg de peso vivo, informação também mantida na base ecoinvent.

Conclusões

Os autores recomendam que o sistema de produto considerado em estudos de ACV de sistemas ILPF deve ser a união dos conjuntos de processos, entradas e saídas dos sistemas de produto de lavoura e gado de corte propostos para o WFLDB aplicados a cada um dos produtos do sistema ILPF estudado, incluindo também a produção de madeira com modelo semelhante ao proposto pelo WFLDB para lavoura. A produção de dejetos animais pelo rebanho é interna ao sistema ILPF, mas o uso dos dejetos pode ser interno ao sistema, pela pastagem (produção animal) ou por outro cultivo; ou externo, com exportação para outros sistemas, conforme o caso.

Quanto aos modelos de emissões, recomenda-se que sejam usados os mesmos adotados pelo projeto ICVAgroBR para os ICV de sistemas de produção monocultivo ou em rotação de grãos, florestas e produção animal que sejam produtos do ILPF avaliado. Estes modelos incluem modelos adotados pelo WFLDB, com adaptações para a realidade nacional.

Quanto ao critério de alocação: a alocação econômica é de fácil aplicação, por conta da disponibilidade da informação de preço, e facilmente entendida por decisores clientes de estudos de ACV. Em sistemas ILPF, a alocação econômica atribui à madeira produzida parte do impacto em emissões de GEE da produção animal, o que pode ser entendido como uma espécie de MDL (Mecanismo de Desenvolvimento Limpo) implícito no sistema. Para que esta transferência de GEE à madeira seja via alocação econômica seja justificada, cuidados devem ser tomados para que se garanta que a



madeira produzida seja usada em mobiliário e construção civil e que a madeira produzida não seja objeto de negociações de MDL, ou, se for, que seja considerada já debitada do GEE da produção animal proporcional no sistema ILPF de onde esta madeira saiu. Vale também um comentário adicional sobre as emissões alocadas a bezerras e bezerras que entram no sistema: Em geral, a produção animal em um sistema ILPF é um subsistema de recria e engorda, sem rebanho de reprodução, e que precisa, por isso, adquirir animais recém-desmamados de sistemas de cria, na sua quase totalidade, monoproduto. É assim porque a rotação de culturas exigida em sistemas ILPF não permite manter rebanho de reprodução, ao menos não da forma como a quase totalidade dos sistemas ILPF é concebida hoje. O uso de alocação econômica em sistemas de produção de gado de corte deslocam parcela maior da carga ambiental ao bezerro ou bezerra desmamadas, pois estes têm preço por kg de peso vivo maior do que a alocada para as categorias animais que compõem “gado para abate”, o que aumentará a carga ambiental a montante de sistemas ILPF, especialmente GEE.

Os autores do presente estudo entendem que é possível identificar “relações físicas subjacentes” entre as entradas e saídas do sistema ILPF e cada um dos seus produtos, evitando ou ao menos reduzindo o uso de alocação econômica a um subconjunto das entradas e saídas. A abordagem de alocação baseada em relações físicas proposta consiste em adaptar critérios de alocação adotados na definição dos processos unitários do projeto ICVAgroBR, por sua vez adaptados de recomendações do WFLDB e outras publicações:

- Alocar a cada produto do sistema ILPF as entradas e saídas que puderem ser atribuídas por divisão de processos, ou por realidade física segundo o consenso científico atual: uso de maquinário em tratamentos culturais específicos de cada cultura, sementes, mudas, pesticidas específicos e suas emissões, animais que entram no sistema e suas emissões, emissões entéricas e por dejetos animais, uso do solo pela floresta plantada, etc.
- Para culturas em rotação, atribuir a cada cultura todo o impacto de processos que ocorrem após a colheita anterior e antes de sua própria colheita: dessecação, irrigação, etc.
- Usar a ocupação da terra como critério de alocação de entradas e saídas de processos necessários ao preparo do solo que não se repetirem a cada a cada ciclo de culturas individuais e que não puderem ser alocados pelos critérios anteriores: calagem e suas emissões, a própria ocupação da terra, transformação da terra.
- Alocar à produção animal as entradas e saídas necessárias à produção de pastagem: sementes, adubação, dessecação, alocações à pastagem pelos critérios anteriores, emissões de dejetos lançados sobre a pastagem.
- Para os casos restantes, usar alocação econômica.

Qualquer que seja a abordagem de alocação escolhida para um determinado estudo de ACV em sistema ILPF, valem as demais recomendações da ISO 14044: que a abordagem esteja claramente descrita e justificada, e que testes de sensibilidade sejam feitos, de modo a avaliar as consequências da seleção da abordagem para o objetivo do estudo.

Referências

- ALVES, F. V. et al. (2015). Carne Carbono Neutro: um novo conceito para carne sustentável produzida nos trópicos. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, 2015. 29 p.; 21cm..
- CANALS, L. M. (2003). Contributions to LCA methodology for agricultural systems. Site dependency and soil degradation impact assessment. 250 p. Tese (Doutorado).
- COSTA, M. P. (2015) Socio-Eco-Efficiency of Integrated and Non-Integrated Systems of Crop, Forestry and Livestock in the Ipameri City, at Brazilian Cerrado. Master's Thesis. Sorocaba, 2015
- DIAS F. R. T. et al., (2018) Ecoinvent report: Life Cycle Inventories of Beef Cattle Production in Brazil. No prelo.
- FOLEGATTI-MATSUURA, M. I. S. et al. (2018). Ecoinvent report: LCI of Brazilian agricultural products. No prelo.
- IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. (2006). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- NEMECEK, T. et al. (2015) Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products, Version 3.0. Switzerland: WFLDB. 84 p.



NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. (1999). Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399 p.

PEREIRA M.; BUNGENSTAB, D. J.; DE ALMEIDA, R. G.; SCHWARTZ, H. (2014). An Agro-silvo-pastoral Production System in Brazil. Conference on International Research on Food Security, Natural Resource Management and Rural Development. Tropentag 2014, Prague, Czech Republic, September 17-19.

AVALIAÇÃO TEMPORAL DE IMPACTOS AMBIENTAIS DA MATRIZ ELÉTRICA BRASILEIRA

Ana Lúcia de Almeida Castro¹, Maria Cléa Brito de Figueirêdo², Francisco Nivaldo Aguiar Freire³

¹Universidade Federal do Ceará, anacastro244@hotmail.com

²Embrapa Agroindústria Tropical

³Universidade Federal do Ceará

Resumo: A geração de eletricidade é uma das atividades humanas com maior nível de emissões de poluentes e utilização de recursos, originando expressivos impactos ambientais. Neste contexto, esse trabalho avalia e compara os impactos ambientais da produção brasileira de 1 kWh de eletricidade nos anos de 2000, 2007 e 2016, e avalia impactos de cenários futuros para 2024 e 2030. A ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida, do berço ao portão, é utilizada conforme normas ISO 14040 e 14044, usando o método AWARE na análise da escassez hídrica e o ILCD na análise das seguintes categorias: mudança climática, acidificação terrestre e eutrofização (marinha, de água doce, terrestre). A matriz de 2016 origina maiores impactos em todas as categorias avaliadas, enquanto a matriz de 2000 tem o melhor desempenho ambiental. Na análise de 2016, as fontes de geração de eletricidade mais impactantes foram: bagaço de cana (32,9% em eutrofização terrestre, 33,5% em eutrofização marinha), hidráulica (28,6% em mudança climática, 62,5% em escassez hídrica) e carvão (87,3% em eutrofização de águas doces e 31% em acidificação terrestre). Com isso, quatro cenários elétricos tecnicamente possíveis são analisados, dois para 2024 e dois para 2030, de forma a investigar impactos futuros de possíveis matrizes elétricas e indicar a mais ambientalmente favorável para o Brasil. O cenário com maior participação de energia solar e eólica em 2030 apresentou os menores impactos ambientais na maioria das categorias analisadas, demonstrando que essas fontes alternativas possuem um alto potencial de melhorar o desempenho ambiental do setor elétrico brasileiro.

Palavras-chave: avaliação de ciclo de vida, energia solar, energia eólica, fontes de energia, matriz elétrica.

Introdução

Com as revoluções industriais, os avanços tecnológicos e a era da informação, a energia elétrica se tornou fundamental na vida contemporânea, sendo a forma de energia mais utilizada atualmente. O consumo mundial de energia elétrica passou de 14.376 TWh em 2004 para 20.200 TWh em 2015, representando um aumento de 40,5% em apenas 11 anos (IEA, 2007, 2017).

No Brasil, apenas 24,5% da produção de energia elétrica de 2015 foi oriunda de combustíveis fósseis ou usinas nucleares, enquanto 64% da oferta interna de eletricidade teve origem hidráulica, com um total de 75,5% de origem renovável (EPE, 2016). Apesar disso, a atual capacidade instalada das usinas termelétricas no Brasil, 41.085 MW, ainda responde por 26% do total nacional, tendo participação relevante no contexto brasileiro (BIG, 2017). Logo, com as crescentes preocupações ambientais, as metas de redução de emissões de poluentes e as legislações ambientais cada vez mais rígidas, se torna necessário o constante aperfeiçoamento dos sistemas de produção de energia elétrica brasileiros no sentido de se ter uma matriz cada vez mais próxima da sustentabilidade.

Embora as metas internacionais e as políticas nacionais tenham um foco bastante específico nas mudanças climáticas, devido às emissões dos gases de efeito estufa (GEE) (EPE, 2015), existem diversos outros impactos ao meio ambiente causados pelas atividades antrópicas, aonde a produção de eletricidade também está incluída. Alguns desses potenciais efeitos negativos são: escassez hídrica, poluição, depleção de recursos naturais, erosão, chuva ácida, depleção da camada de ozônio, ruído, radiação ionizante etc.

Existem diversos trabalhos relacionados à utilização de ACV para avaliar o desempenho ambiental de sistemas de energia elétrica, como observado no levantamento científico realizado por Barros *et al.* (2017). Dentre os 26 trabalhos selecionados, 20 são originários de países europeus, enquanto no Brasil, ainda não há desenvolvimentos significativos em estudos de ACV da composição da matriz elétrica (BARROS *et al.*, 2017).

Apesar disso, alguns estudos brasileiros foram identificados, normalmente abordando apenas a categoria de mudança climática (DALE *et al.*, 2013; LUCENA *et al.*, 2016; PORTUGAL-PEREIRA *et al.*, 2016) ou não incluindo cenários futuros (PIEKARSKI *et al.*, 2013; DINATO; KULAY, 2015). Já o estudo de Moore *et al.* (2017) é bastante atual, tendo sido publicado durante a elaboração do presente estudo, e considera diversas categorias de impacto, além de introduzir dois cenários para 2030. Moore *et al.* (2017), porém, tem um forte caráter econômico que pode levar a resultados inconsistentes devido a três fatores principais: grande variabilidade de parâmetros financeiros, possíveis políticas

públicas de incentivos na área de fontes alternativas de energia, e crescente desenvolvimento de novas tecnologias, tornando-as cada vez mais competitivas no cenário nacional.

Nesse sentido, esse trabalho visa quantificar os potenciais impactos ambientais da matriz elétrica brasileira dos anos entre 2000 e 2016, utilizando a ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Os pontos críticos do sistema de produção de eletricidade são identificados e analisados. Além disso, estimativas possíveis para a matriz brasileira de anos futuros são feitas, considerando previsões da Empresa de Pesquisa Energética e diversas considerações técnicas, e os respectivos cenários são avaliados. Com isso, pode-se apontar a opção de matriz mais adequada, do ponto de vista ambiental, para os anos de 2024 e 2030.

Assim, espera-se que os resultados do presente estudo contribuam para futuras ações de gerenciamento relacionadas ao planejamento energético brasileiro. Nesse sentido, definições de políticas públicas e tomadas de decisão gerais do governo nacional podem ser auxiliadas pelas informações ambientais obtidas nesse estudo.

Metodologia

O estudo de ACV foi realizado de acordo com a metodologia definida nas normas ISO 14040 e 14044 (ISO, 2006 a, b). Nas categorias ambientais de mudança climática, acidificação terrestre, eutrofização terrestre, eutrofização marinha e eutrofização de águas doces, os modelos de caracterização recomendados pelo ILCD (EC-JRC, 2011) foram utilizados na avaliação de impactos. Já para a categoria de escassez hídrica, foi utilizado o modelo AWARE (BOULAY *et al.*, 2017) por ser a recomendação atual da Iniciativa pelo Ciclo de Vida da UNEP/SETAC.

Nesse estudo, a função analisada foi a de produção, sendo a unidade funcional definida como 1 kWh de eletricidade produzida e entregue à rede de distribuição elétrica. O escopo do estudo é do berço ao portão por considerar apenas as etapas de produção da eletricidade. Nesse caso, os processos de distribuição e transformação da eletricidade não foram contemplados no escopo do estudo por serem independentes da fonte de energia utilizada.

Para os anos retroativos de 2000, 2007 e 2016, os dados primários foram obtidos por meio de análise de informações fornecidas pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE), principalmente nos balanços energéticos nacionais publicados em 2008 e 2017 (EPE, 2008 e 2017). A partir desses documentos, dados reais de produção anual de eletricidade para cada fonte de energia, em TWh, são utilizados como base para o trabalho.

Com relação aos dados secundários, a base de dados *ecoinvent v.3* foi utilizada como forma de se obter as informações referentes aos inventários ambientais do ciclo de vida dos processos de produção de eletricidade a partir de cada fonte de energia analisada. Ou seja, todos os aspectos ambientais (insumos e emissões) de cada processo de produção de eletricidade diferente (hidráulica, eólica, térmica etc.) são fornecidos pelo banco de dados *ecoinvent*, totalizando 17 sistemas de geração elétrica avaliados.

Por fim, foram definidos quatro cenários futuros de possíveis matrizes elétricas, sendo os cenários 1 e 2 para o ano de 2024 e os cenários 3 e 4 para o ano de 2030. Vale ressaltar que o potencial técnico de expansão de cada fonte energética é sempre considerado na definição das porcentagens de aumento ou diminuição na geração por fonte. Além disso, as estimativas de aumento de demanda de energia elétrica foram consideradas em todos os cenários de geração de eletricidade apresentados.

No cenário 1, utilizou-se o Plano Decenal de Expansão de Energia 2024 (PDE 2024) (EPE, 2015), que apresenta previsões para a expansão da demanda e oferta de recursos energéticos para o período de 2014 a 2024. Já no cenário 2, foi considerada uma maior participação de fontes renováveis para a matriz elétrica de 2024. Nesse cenário 2, pode-se destacar o grande crescimento da participação eólica e solar na produção elétrica, além da estagnação ou retração do fornecimento de eletricidade a partir de fontes fósseis.

No cenário 3, considerou-se uma matriz elétrica com aumento significativo da geração térmica a partir de combustíveis fósseis, principalmente gás natural e carvão, obtendo-se expansões dentro dos limites técnicos e de disponibilidade de recursos (LUCENA *et al.*, 2016). Por fim, no cenário 4, tem-se um foco maior na expansão de fontes renováveis de energia. Nesse caso, a produção de eletricidade a partir do petróleo e do carvão passa a ser zero, sendo uma hipótese já apresentada em estudos anteriores (MOORE *et al.*, 2017; DALE *et al.*, 2013; LUCENA *et al.*, 2016). Além disso, assume-se uma expressiva expansão de solar e eólica com base nos estudos de Amarante *et al.* (2001) e Miranda *et al.* (2015).

Vale ressaltar que esses cenários não tentam prever como será realmente o futuro da eletricidade no Brasil, pois isso depende de vários fatores além do fator ambiental, como questões técnicas, políticas públicas, investimentos em

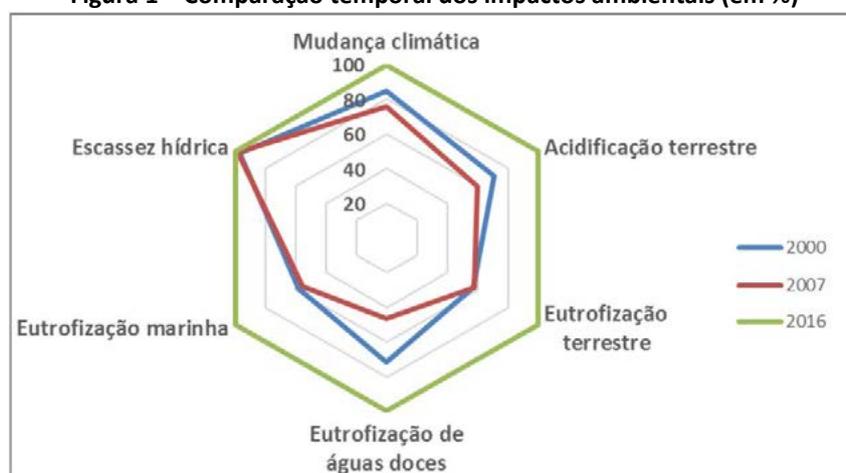
pesquisa e desenvolvimento, questões sociais etc. Logo, essa análise de cenários apenas explora algumas possibilidades de matrizes elétricas futuras para o Brasil, de forma a identificar as potenciais consequências ambientais dos cenários avaliados e comparar os impactos ambientais entre as diferentes matrizes elétricas. Com isso, pode-se identificar o cenário que apresente o melhor desempenho ambiental para o futuro da eletricidade no país.

Resultados e discussão

Avaliação de Impactos

A comparação temporal dos impactos da matriz elétrica brasileira para os anos 2000, 2007 e 2016 é apresentada no gráfico radar da Figura 1. Percebe-se que a matriz de 2016 tem maior potencial de impacto em todas as seis categorias analisadas, enquanto as matrizes de 2000 e 2007 apresentam impactos menores e similares em algumas categorias.

Figura 1 – Comparação temporal dos impactos ambientais (em %)



Fonte: Elaboração própria

Esses resultados estão fortemente relacionados às mudanças na participação das fontes energéticas ao longo dos anos, em que se observa uma crescente diversificação da matriz nacional com o tempo. Nesse caso, tem-se uma diminuição da participação hidráulica e um aumento gradual em outras fontes, como eólica, gás natural, carvão e diversos tipos de biomassa. Nesse caso, a geração brasileira a partir de hidrelétricas diminuiu de 89% em 2000 para 64% em 2016, enquanto o total gerado a partir de combustíveis fósseis cresceu de 7% em 2000 para 14% em 2016.

As três categorias de eutrofização e a acidificação são as que apresentam maior diferença entre 2000 e 2016, principalmente devido à substituição da energia hidráulica pela geração térmica a partir de combustíveis fósseis e de biomassa. Isso porque essas fontes térmicas emitem grandes quantidades de gases poluentes na atmosfera, como NO_x , CO_2 , SO_x etc., além de substâncias degradantes lançadas nos corpos hídricos durante o descarte de fluidos resultantes da extração de minérios, como ácidos, hidrocarbonetos e substâncias inorgânicas (sulfatos, fosfatos e nitratos).

Já na categoria de escassez hídrica, os impactos nos três anos permanecem similares. Isso porque, apesar da diminuição da geração hidráulica, principal responsável pela depleção hídrica, o aumento da participação das térmicas a partir de bagaço de cana substituiu esse impacto devido tanto ao volume de água utilizado na produção agrícola da cana, quanto à utilização hídrica nas torres de resfriamento das usinas termelétricas.

Por fim, em mudança climática, a variação temporal do impacto ficou em torno de 20%. Nesse caso, parte dos impactos causados pela geração hidrelétrica foi substituído e incrementado pela geração térmica a partir de gás natural, que gera mais GEE. Ou seja, um maior impacto na mudança climática foi originado devido à utilização crescente de gás natural para produzir eletricidade (9% da atual geração elétrica nacional), enquanto as porcentagens dos impactos dos demais combustíveis fósseis continuaram similares.

Para o ano de 2007, obteve-se um valor de 0,123 kg $\text{CO}_2\text{-eq/kWh}$ na categoria de mudança climática, valor bastante inferior ao encontrado em estudos de matrizes de outros países, por exemplo: 0,77 kg $\text{CO}_2\text{-eq/kWh}$ para a Polônia

(LELEK *et al.*, 2016); 0,45 kg CO₂-eq/kWh para Portugal (GARCIA; MARQUES; FREIRE, 2014); 0,71 kg CO₂-eq/kWh no México (NAVARRO-PINEDA *et al.*, 2017). Essa realidade é causada principalmente pela matriz predominantemente renovável do Brasil, em comparação com a geração com predomínio de fontes fósseis da maioria dos demais países do mundo. Vale ressaltar que esses três estudos também analisaram outras categorias ambientais, mas utilizando diferentes modelos de avaliação de impacto, impossibilitando a comparação direta, como realizado com as emissões de GEE.

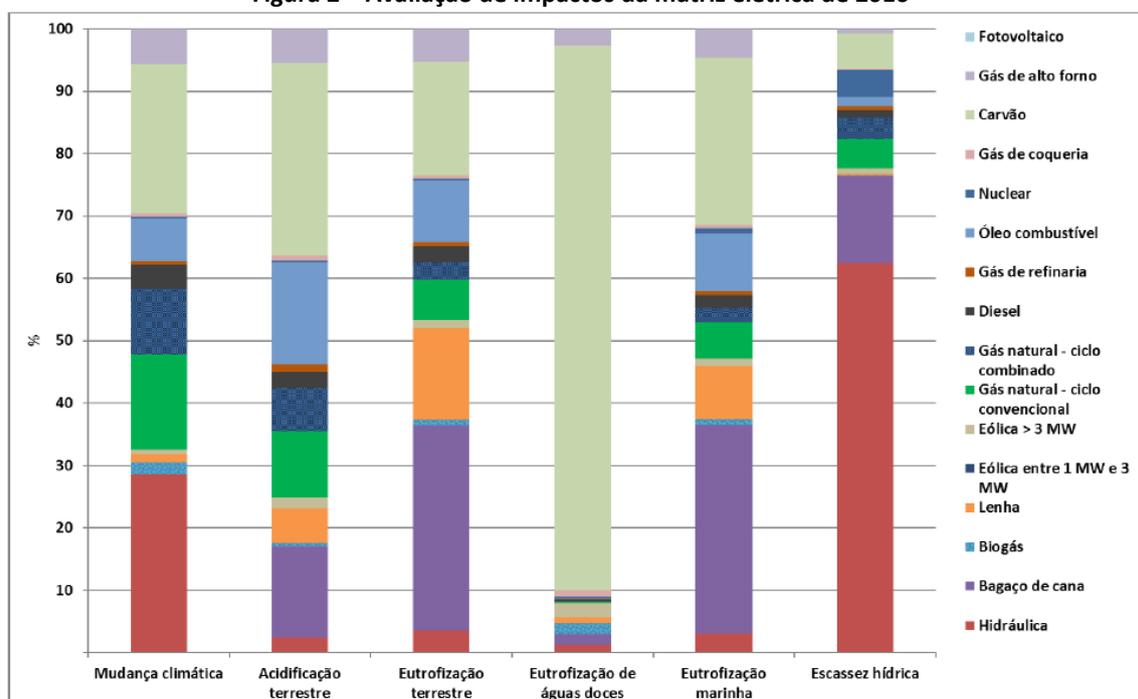
Com relação aos estudos brasileiros, Dinato e Kulay (2015) também avaliaram a matriz elétrica brasileira de 2007 utilizando ACV, tendo três categorias ambientais que também foram analisadas no presente trabalho: eutrofização, acidificação, e mudança climática. Apesar de Dinato e Kulay (2015) não apresentarem os valores exatos de impacto e agruparem as fontes energéticas em apenas seis classes, pode-se perceber tendências análogas às do presente estudo.

Dessa forma, percebe-se que a diversificação da matriz elétrica nacional é importante para a segurança do fornecimento, mas não está necessariamente relacionada à melhoria do desempenho ambiental da geração elétrica. Para a questão ambiental, deve-se focar nas energias renováveis, principalmente na energia eólica, que apresentou impactos insignificantes em 2016 mesmo já gerando 5,4% da matriz elétrica nacional. Além disso, a energia solar fotovoltaica tem um alto potencial de gerar uma energia limpa e segura nos próximos anos, tendo características ambientais similares à eólica.

Na Figura 2, a análise de dominância para o ano de 2016 é apresentada. Percebe-se que os pontos críticos da matriz elétrica brasileira diferem de uma categoria para outra. Porém, de forma geral, quatro fontes se destacam: bagaço de cana (32,9% em eutrofização terrestre e 33,5% em eutrofização marinha), hidrelétrica (28,6% em mudança climática e 62,5% em escassez hídrica) e carvão (87,3% em eutrofização de águas doces e 31% em acidificação terrestre).

A energia hidráulica gera mais de 60% da eletricidade nacional, mas somente na categoria de escassez hídrica os impactos dessa fonte chegam a 60%, sendo valores bem menores nas demais categorias avaliadas. Já nas duas fontes térmicas destacadas, a geração de energia elétrica somada produz somente 8,4% do total nacional, apesar de acarretarem altas porcentagens de impacto na maioria das categorias analisadas.

Figura 2 – Avaliação de impactos da matriz elétrica de 2016



Fonte: Elaboração própria

Nas categorias de eutrofização terrestre e marinha, percebe-se um mesmo padrão na análise de dominância, visto que nessas duas categorias, o nitrogênio é o principal fator de impacto. Logo, as fontes mais impactantes são o bagaço de cana e o carvão, com porcentagens entre 18% e 34%. Esses impactos estão relacionados aos fertilizantes

nitrogenados utilizados na produção da cana e a diversas emissões de óxidos de nitrogênio na mineração do carvão e na operação das termelétricas.

Na eutrofização de águas doces, o carvão responde por quase 90% dos impactos, devido a emissões de fosfatos nos processos de tratamento de resíduos da mineração. Já as hidrelétricas causam a maioria dos impactos na escassez hídrica, com taxa de 62,5% devido à instalação de grandes barragens que alteram o fluxo natural dos corpos hídricos.

Com relação à categoria de mudança climática, a energia hidráulica aparece como um dos processos mais impactantes (28,6%) devido à inundação de grandes áreas florestais, o que origina deposição de matéria orgânica e consequente liberação de GEE, principalmente CO₂ e CH₄. Apesar disso, fontes fósseis também apontam taxas de impacto consideráveis, com 15,3% para gás natural no ciclo convencional, 10,5% para gás natural no ciclo combinado e 24% para carvão. Isso se deve à maior participação dos combustíveis fósseis na matriz elétrica nacional, se comparado aos anos anteriores, aumentando as emissões de GEE nas termelétricas.

Análise de Cenários

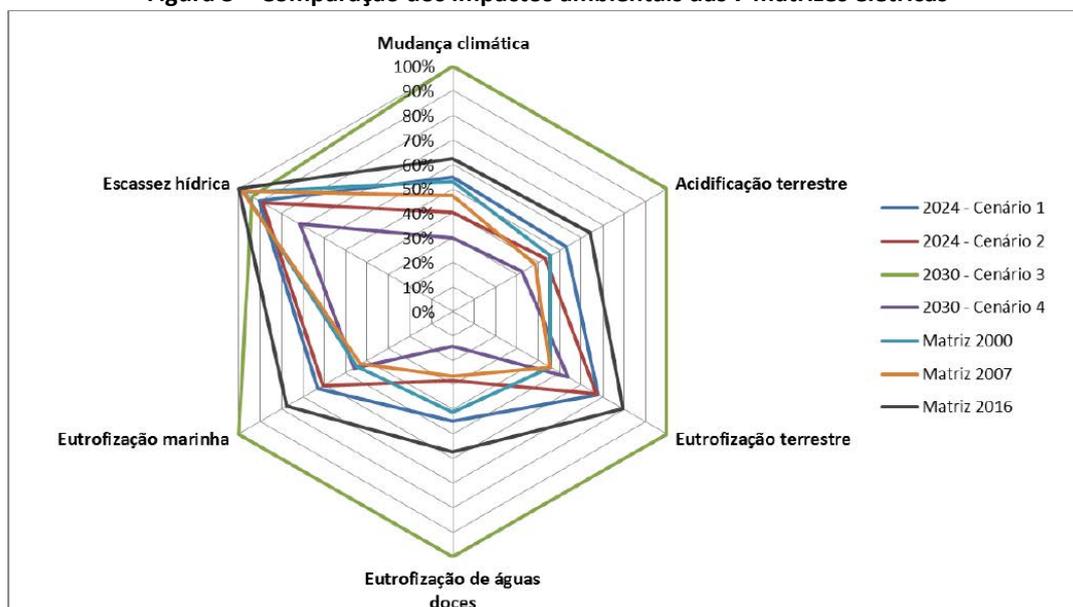
Na Figura 3, a comparação entre as sete matrizes elétricas analisadas é apresentada. Percebe-se que o cenário 3, com expansão de fontes não renováveis, é o mais impactante em todas as categorias avaliadas, com exceção de escassez hídrica. Isso evidencia que o possível aumento da participação de combustíveis fósseis e o pequeno crescimento no fornecimento a partir de fontes renováveis de energia pode piorar o desempenho ambiental da matriz elétrica futura.

Já o cenário 4, com maior participação de fontes solar e eólica, apresentou os menores impactos nas categorias de escassez hídrica, mudança climática, acidificação terrestre e eutrofização de águas doces. Além disso, na categoria de eutrofização marinha, os melhores desempenhos ambientais ocorreram no cenário 4 e nas matrizes de 2000 e 2007, com valores de impacto similares. Já para a eutrofização terrestre, as matrizes de 2000 e 2007 apresentaram melhores resultados, enquanto o cenário 4 teve impactos um pouco superiores devido à maior penetração de biomassa, aumentando a emissão de compostos nitrogenados causados pelo uso de fertilizantes nas produções agrícolas.

Vale ressaltar que na escassez hídrica, as porcentagens de impacto são similares entre as matrizes devido ao potencial de privação de água em diversas fontes de energia. Por exemplo, apesar da diminuição do consumo hídrico devido à menor geração a partir do carvão e do gás natural nos cenários 2 e 4, as hidrelétricas e as termelétricas a biomassa ainda apresentam uma grande parcela da geração elétrica, gerando impactos consideráveis na escassez hídrica.

A maior diferença entre as matrizes está na eutrofização de águas doces, em que o cenário 4, sem geração a partir de carvão, tem apenas 14% dos impactos observados no cenário 3, com maior participação de combustíveis fósseis. Isso mostra que as termelétricas movidas a carvão trazem níveis de emissões de compostos fosfatados muito acima das demais fontes energéticas, principalmente na etapa de mineração do carvão.

Figura 3 – Comparação dos impactos ambientais das 7 matrizes elétricas



Nos cenários relativos a 2024, percebe-se que o cenário 1, baseado no PDE 2024, tem um desempenho ambiental pior que o cenário 2, com maior penetração de fontes renováveis, em todas as categorias analisadas. Vale ressaltar que os dois cenários analisados para 2024 tiveram desempenho ambiental melhor que a matriz atual de 2016.

Logo, percebe-se que a redução total da geração de eletricidade a partir de carvão e petróleo, além do aumento significativo das gerações eólica e solar, tiveram resultados positivos na diminuição geral dos impactos ambientais nas seis categorias ambientais analisadas.

Conclusões

A matriz brasileira de produção de eletricidade foi obtida para os três anos considerados: 2000, 2007 e 2016. De acordo com os dados de impactos ambientais obtidos, pode-se inferir que a diversificação da matriz elétrica nacional, observada nos últimos anos, é importante para a segurança do fornecimento elétrico, mas essa mudança não está necessariamente relacionada à melhoria do desempenho ambiental da geração de eletricidade.

Na análise de cenários, o cenário 3, com foco na expansão de combustíveis fósseis, foi apresentado como o mais impactante entre as sete matrizes analisadas em todas as categorias ambientais, exceto escassez hídrica. Já o cenário 4, com crescimento principalmente das fontes solar e eólica, teve o melhor desempenho ambiental em todas as categorias, exceto eutrofização marinha e terrestre.

Dessa forma, pode-se inferir que os combustíveis fósseis realmente têm maiores potenciais de impacto no geral, enquanto fontes renováveis têm naturalmente um melhor desempenho ambiental. Vale ressaltar, porém, que a biomassa, apesar de renovável, traz consideráveis impactos ambientais tanto devido à produção agrícola quanto à operação das usinas térmicas. Nesse sentido, pode-se destacar o papel fundamental que as fontes de energia eólica e solar têm no sentido de proporcionar o desenvolvimento de matrizes elétricas ambientalmente favoráveis para o futuro da energia no Brasil.

Referências

- AMARANTE, Odilon A. et al. Atlas do potencial eólico brasileiro. Brasília: CEPEL, 2001.
- BANCO DE INFORMAÇÕES DE GERAÇÃO (BIG). Capacidade de Geração do Brasil. Site, 2017. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>>. Acesso em: 2 de outubro de 2017.
- BARROS, Murillo V. et al. Avaliação de Ciclo de Vida de sistemas de geração de energia elétrica mais limpa: uma análise de produção científica. 6th International Workshop of Advances in Cleaner Production, São Paulo, 2017.
- BOULAY, Anne-Marie et al. The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: Assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). The International Journal of Life Cycle Assessment, p. 1-11, 2017.
- DALE, Alexander T. et al. Modeling future life-cycle greenhouse gas emissions and environmental impacts of electricity supplies in Brazil. Energies, v. 6, n. 7, p. 3182-3208, 2013.
- DINATO, Ricardo M.; KULAY, Luiz A. The fossilization of the brazilian electric matrix under the lifecycle assessment perspective. 2nd Discussion Forum on Industrial Ecology and Life-Cycle Management, Coimbra, 2015.
- EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). Plano Decenal de Expansão de Energia 2024. Brasília: EPE, 2015.
- _____. Balanço Energético Nacional 2008: Ano base 2007. Rio de Janeiro: EPE, 2008.
- _____. Balanço Energético Nacional 2016: Ano base 2015. Rio de Janeiro: EPE, 2016.
- _____. Balanço Energético Nacional 2017: Ano base 2016. Rio de Janeiro: EPE, 2017.
- EUROPEAN COMMISSION - JOINT RESEARCH CENTRE (EC-JRC). International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. Luxemburg: Publications Office of the European Union, 2011.
- GARCIA, Rita; MARQUES, Pedro; FREIRE, Fausto. Life-cycle assessment of electricity in Portugal. Applied Energy, v. 134, p. 563-572, 2014.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (IEA). Electricity Information: Overview 2017. Paris: OECD / IEA, 2017. Disponível em <<https://www.iea.org/publications/freepublications/>>. Acesso em 2 de outubro de 2017.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (IEA). World Energy Outlook 2006. Paris: OECD / IEA, 2007. Disponível em <<https://www.iea.org/publications/freepublications/>>. Acesso em 2 de outubro de 2017.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 14040 - Environmental management, Life cycle assessment, Principles and framework. Geneva: ISO, 2006a.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 14044 - Environmental management - Life cycle assessment - requirements and guidelines. Geneva: ISO, 2006b.

LELEK, Lukasz et al. Life cycle assessment of energy generation in Poland. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 21, n. 1, p. 1-14, 2016.

LUCENA, André F.P. et al. Climate policy scenarios in Brazil: A multi-model comparison for energy. Energy Economics, v. 56, p. 564-574, 2016.

MIRANDA, Raul F.C. et al. Technical-economic potential of PV systems on Brazilian rooftops. Renewable energy, v. 75, p. 694-713, 2015.

MOORE, Claudia C. S. et al. The Brazilian Electricity Supply for 2030: A Projection Based on Economic, Environmental and Technical Criteria. Environment and Natural Resources Research, v. 7, n. 4, p. 17, 2017.

NAVARRO-PINEDA, Freddy S. et al. Potential effects of the Mexican energy reform on life cycle impacts of electricity generation in Mexico and the Yucatan region. Journal of Cleaner Production, v. 164, p. 1016-1025, 2017.

PIEKARSKI, Cassiano M. et al. Aplicação da ACV na matriz elétrica brasileira: Uma análise multi-cenários em termos de mudança climática, qualidade de ecossistema, saúde humana e recursos. Espacios, v. 34, n. 4, p. 1-9, 2013.

PORTUGAL-PEREIRA, Joana et al. Overlooked impacts of electricity expansion optimisation modelling: The life cycle side of the story. Energy, v. 115, p. 1424-1435, 2016.

PEGADA DE CARBONO DA FERTILIZAÇÃO NO CULTIVO DA CANA-DE-AÇÚCAR UTILIZANDO BIODISSÓLIDO E FERTILIZANTE COMERCIAL

Wallysson Klebson de Medeiros Silva¹, Cleiton de Souza Silva¹, Monica Carvalho², Raphael Abrahão^{2*}

¹Pós-Graduando do curso de Pós-Graduação em Energias Renováveis, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Paraíba, wallyssonk@gmail.com, cleiton.souza@cear.ufpb.br

²Docente/Pesquisador do Departamento de Engenharia de Energias Renováveis, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Paraíba, monica@cear.ufpb.br, raphael@cear.ufpb.br

*Autor para correspondência

Resumo: O aumento acentuado do uso do solo para a agricultura tem colaborado para a intensificação da emissão de gases de efeito estufa e, em consequência, às mudanças climáticas, impulsionando a busca por procedimentos que visem a diminuição das fontes desses gases. Objetivou-se com este trabalho aplicar a metodologia da avaliação do ciclo de vida para analisar e quantificar a pegada de carbono associada ao uso de biodissólido industrial e de fertilização química comercial para a produção de cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.) - variedade RB92579, para assim avaliar qual método de fertilização é mais viável ambientalmente. A avaliação do ciclo de vida tem sido uma das metodologias mais utilizadas, divulgadas e consolidadas para o cálculo de impactos ambientais, sendo capaz de quantificar os potenciais impactos de produtos ou sistemas, incluindo os fertilizantes. A parte experimental do estudo foi desenvolvida no município de Pedras de Fogo, no estado da Paraíba. O método de avaliação de impactos ambientais aplicado foi o IPCC 2013 GWP 100a, baseado nos fatores de conversão publicados pelo IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*), em 2013. O software usado foi o SimaPro® 8.4.0.0. As dosagens aplicadas de biodissólido foram baseadas nos critérios e procedimentos contidos na Resolução Conama 375/06 e para a fertilização comercial utilizou-se ureia, superfosfato simples e cloreto de potássio. Os resultados permitiram distinguir os principais processos impactantes, sendo importantes para o biodissólido o processo de calcinação e o transporte.

Palavras-chave: Cana-de-açúcar, biodissólido, fertilização química, avaliação do ciclo de vida.

Introdução

Levando em consideração que a agricultura é uma das atividades mais vulneráveis às mudanças climáticas e, ao mesmo tempo, uma das maiores emissoras de gases de efeito estufa, a utilização de biodissólido industrial como fertilizante pode ser uma alternativa ambiental à fertilização comercial, por ser um resíduo normalmente pouco aproveitado, mas com alto potencial de uso, podendo ser transformado em um insumo agrícola.

A cana-de-açúcar é considerada uma importante cultura mundial, devido ao seu alto rendimento e valor econômico. É uma planta típica de clima tropical e subtropical, com ciclo vegetativo extenso, permanecendo no solo ao longo de todas as estações do ano e, em razão disso, sua produtividade torna-se muito influenciada pelas variáveis climáticas. Considera-se a cana-de-açúcar um dos principais cultivos brasileiros, uma vez que o Brasil é o maior produtor mundial. A cana tem múltipla utilidade, podendo ser empregada *in natura* ou como matéria prima e, se adequadamente tratada, pode ser convertida em produto capaz de trazer amplos benefícios aos solos agrícolas. Desta maneira, diante da importância da cana-de-açúcar para a economia brasileira, a compreensão de sua pegada de carbono torna-se fundamental para a redução dos gases de efeito estufa emitidos (JAMES, 2004; GOMI; SHIMADA; MATSUOKA, 2010; SINGH *et al.*, 2015).

Nesse sentido, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) surge como uma metodologia indicada para este tipo de abordagem, permitindo calcular os impactos ambientais de um produto ou serviço ao longo da vida, sendo capaz de quantificar os potenciais impactos de produtos ou sistemas (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006), incluindo os fertilizantes agrícolas. A ACV tem sido uma das metodologias mais utilizadas, divulgadas e consolidadas para indicar as atividades mais sustentáveis e para comparar estratégias de diminuição de impacto de diversos setores (ABRAHÃO; CARVALHO; CAUSAPÉ, 2017).

Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo aplicar a metodologia da avaliação do ciclo de vida para analisar e quantificar a pegada de carbono associada ao uso de biodissólido industrial e de fertilização química comercial para a produção de cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.) - variedade RB92579, para assim avaliar qual método de fertilização é mais viável ambientalmente.

Metodologia

O *software* utilizado para a quantificação da pegada de carbono na execução e desenvolvimento da ACV foi o SimaPro® 8.4.0.0 (PRÉ-CONSULTANTS, 2017). Os bancos de dados aplicados foram o Agri-footprint (2017) e o Ecoinvent (2017). Para avaliar os impactos ambientais, o método escolhido foi o IPCC 2013 GWP 100a, que expressa os resultados em kg de CO₂-equivalente. A categoria de impacto escolhida refere-se à mudança climática, na qual detalha os processos que mais colaboram para a emissão de gases de efeito estufa (em kg de CO₂ equivalente) durante os processos de fabricação do fertilizante e do biossólido.

A área de estudo foi uma fazenda experimental localizada na cidade de Pedras de Fogo, estado da Paraíba, Brasil. As estimativas de emissões foram realizadas considerando-se um hectare de terreno cultivado de cana-de-açúcar. Consideraram-se também as experiências de manejo local para o cultivo (informações dos agricultores locais) e as recomendações técnicas identificadas na literatura pesquisada, como base para o desenvolvimento da pegada de carbono.

No que diz respeito à fertilização química comercial, em sua aplicação houve dosagens de ureia (100 kg/ha.ano), superfosfato simples (80 kg/ha.ano) e cloreto de potássio (80 kg/ha.ano), seguindo o manejo local. Para a aplicação de biossólido, as dosagens foram estabelecidas pela Resolução Conama 375/06, artigo 17 e anexo 3 (BRASIL, 2006). Assim, no “biossólido 1x” a quantidade dosada foi de 6000 kg/ha.ano em base seca, no “biossólido 2x” foi de 12000 kg/ha.ano, “biossólido 4x” foi colocado uma dosagem de 24000 kg/ha.ano e no “biossólido 8x” de 48000 kg/ha.ano. Para higienização e tratamento do biossólido foi aplicada cal hidratada, na proporção de 30% de cal para o peso seco dosado, conforme as orientações contidas na Resolução Conama 375/06 (BRASIL, 2006). O biossólido utilizado no experimento foi derivado de uma indústria têxtil.

Com o objetivo de reduzir os gastos e potencializar a produtividade da cana-de-açúcar, foi utilizada a irrigação por gotejamento. Foi empregado o modelo proposto por Hargreaves e Samani (1982), com a instalação de um termômetro para monitorar a temperatura máxima e mínima diária na área experimental. Para a irrigação foram usados gotejadores de 0,7 mm de espessura, vazão nominal de 1,5 L/h, com espaçamento de 0,5 m entre os gotejadores.

O inventário do ciclo de vida da fertilização química comercial aplicada está apresentado na tabela 1. Os dados de entrada da esfera tecnológica correspondem às substâncias utilizadas na fertilização do solo, como os fertilizantes químicos empregados no experimento e os transportes. A origem dos dados coletados para computar as quantidades finais expostas foram da base de dados do SimaPro, com base nos estudos de Kongshaug (1998) e de Davis e Haglund (1999), nos quais pesquisaram sobre a utilização de energia nos processos produtivos e emissões originárias da produção por fertilização, respectivamente.

Tabela 1. Inventário da fertilização utilizando os fertilizantes químicos no experimento.

Entradas da esfera tecnológica	Quantidade
Ureia	100 kg/ha.ano
Superfosfato	80 kg/ha.ano
Cloreto de potássio	80 kg/ha.ano
Transporte - Fábrica de produção da ureia (São Gonçalo do Amarante/RN – Pedras de Fogo/PB)	222 km
Transporte - Fábrica de produção do superfosfato (Recife/PE – Pedras de Fogo/PB)	89,5 km
Transporte - Fábrica de produção do cloreto de potássio (Recife/PE – Pedras de Fogo/PB)	89,5 km

Para o fertilizante químico comercial foram consideradas no processo produtivo as seguintes entradas da esfera tecnológica e suas especificações: ureia (amônia e dióxido de carbono como matérias-primas; o seu processamento, até a entrega do produto final em sacos de 25 kg), superfosfato (fosfato natural e ácido sulfúrico como matérias-primas; o processamento desse material, até a entrega do produto final) e cloreto de potássio (recebimento do cloreto de potássio em sua forma natural, seu processamento até a entrega do produto acabado). No que se refere ao



transporte, foi computado o transporte de onde foi produzido o fertilizante até a área experimental. Deste modo, foi contado todo o consumo energético e de materiais em todos os processos.

As entradas da esfera tecnológica da fertilização por biossólido estão apresentadas na tabela 2. Estabeleceram-se as quantidades dosadas de biossólido em quilograma por hectare, o transporte do local onde foi produzido o biossólido até a área experimental e a dosagem de cal hidratada para estabilização, de acordo com as normas da Resolução Conama 375/06 (BRASIL, 2006).

Tabela 2. Inventário da fertilização utilizando o biossólido industrial no experimento.

Entradas da esfera tecnológica	Quantidade
Biossólido 1x	6000 kg/ha.ano
Biossólido 2x	12000 kg/ha.ano
Biossólido 4x	24000 kg/ha.ano
Biossólido 8x	48000 kg/ha.ano
Cal hidratada	300 kg/ton de biossólido
Transporte do biossólido até a área experimental	35 km

Os processos constituintes da base de dados do Ecoinvent (2017) foram adaptados à realidade da produção da cal utilizada no experimento. Ao analisarem o inventário do Ecoinvent com a realidade do Brasil, Eicker *et al.* (2010) chegaram à conclusão que essa base de dados é aplicável para a caracterização de processos brasileiros em sua forma original ou através de adaptações. Os processos relacionados à energia elétrica usada para a desidratação do biossólido não foram computados, tendo em vista que esse processo iria ocorrer mesmo se o biossólido não fosse usado para fins agrícolas.

Resultados e discussão

Por meio das considerações feitas na etapa de inventário tornou-se possível estimar as emissões de CO₂ equivalentes gerados durante o experimento. A tabela 3 mostra as emissões geradas com a aplicação da fertilização química comercial. O total de emissão foi de 97 kg CO₂-eq/ha.ano, no qual 62,9%, ou seja, 61 kg de CO₂-eq. emitidos foram contribuição dos processos de fabricação e transporte da ureia até a fazenda experimental. O superfosfato simples contribuiu com 16,8% do total e o cloreto de potássio com 20,3%.

Neves *et al.* (2018), ao realizarem uma ACV para comparar a fertilização química e por biossólido na cultura do capim-elefante, chegaram a um total 165,4 kg de CO₂-eq na fertilização química comercial, sendo essa superior à da cana-de-açúcar. Abrahão *et al.* (2017), ao fazerem um ACV para a cultura do milho, chegaram à conclusão que 87% dos impactos gerados do sistema eram ocasionados pelos fertilizantes, sendo a maior parte da ureia.

Tabela 3. Emissões de CO₂-eq. oriundas do uso da fertilização química comercial no experimento.

Processo	Emissões (kg CO ₂ -eq/ha.ano)
Ureia (Fabricação, Embalagem) + Transporte	59,1 + 1,9 = 61,0
Superfosfato (Fabricação, Embalagem) + Transporte	14,6 + 1,7 = 16,3
Cloreto de potássio (Fabricação, Embalagem) + Transporte	18,5 + 1,2 = 19,7
TOTAL	97,0

No que se refere às emissões geradas pelo uso do biossólido, a tabela 4 mostra que para a dosagem calculada conforme as determinações da Resolução Conama 375/06 (BRASIL, 2006), o “biossólido 1x”, emitiu 70,4 kg de CO₂-eq./ha.ano, enquanto que para o “biossólido 2x” o resultado foi de 140,8 kg de CO₂-eq./ha.ano, o “biossólido 4x” foi de 281,6 kg de CO₂-eq./ha.ano e o “biossólido 8x” foi de 563,2 kg de CO₂-eq./ha.ano. Como as dosagens de biossólido são superiores a da fertilização química comercial, o seu transporte até a área experimental exigiu um gasto energético superior, potencializando deste modo a geração das emissões de CO₂. Uma vez que esse processo é

responsável pela maior parte das emissões, a consideração de um percurso menor em tais processos (quando possível) poderia levar a diferenças significantes nas emissões, além de também ser economicamente mais viável.

Em seu estudo, Neves *et al.* (2018), ao calcular a ACV do capim-elefante com a utilização de dosagem de “biossólido 1x” como fertilizante, chegaram a 135,3 kg CO₂-eq., uma redução de 17,7% em relação à fertilização química. Deste modo, a dosagem de “biossólido 1x” – calculada conforme a Resolução Conama 375/06 (BRASIL, 2006), obteve uma porcentagem aproximada a da cana-de-açúcar no presente trabalho, que foi uma redução de 27,4% de emissões de CO₂-eq/ha.ano em comparação ao uso da fertilização comercial. Isto retrata 26,6 kg CO₂-eq/ha.ano de emissões evitadas em relação à utilização do mix de fertilização química. Vale ressaltar que tanto para o capim-elefante quanto para a cana-de-açúcar os outros tratamentos com o biossólido tiveram uma quantidade de CO₂-eq. emitida superior ao tratamento com a fertilização química comercial.

Tabela 4. Emissões de CO₂-eq. oriundas do uso do biossólido no experimento.

Processo empregado	Emissões geradas (kg CO ₂ -eq./ha.ano)
Biossólido 1x + Cal + Transporte da Cal + Transporte Final	0 + 8,46 + 15,8 + 46,14 = 70,4
Biossólido 2x + Cal + Transporte da Cal + Transporte Final	0 + 16,92 + 31,6 + 92,28 = 140,8
Biossólido 4x + Cal + Transporte da Cal + Transporte Final	0 + 33,84 + 63,2 + 184,56 = 281,6
Biossólido 8x + Cal + Transporte da Cal + Transporte Final	0 + 67,68 + 126,4 + 369,12 = 563,2

A cana-de-açúcar é considerada uma das culturas com maior produtividade por hectare em um único corte. Esse desempenho está relacionado principalmente ao seu perfilhamento, cuja adubação por fertilização impulsiona a sua produtividade. Deste modo, além de entender as emissões por CO₂-eq., torna-se necessário saber a viabilidade do uso do biossólido através da produtividade. A tabela 5 apresenta a produtividade da cana-de-açúcar no experimento e as emissões por produção com utilização da fertilização química e do biossólido. O corte ocorreu onze meses após o plantio, de acordo com o estágio de maturação determinado pelo índice de maturação.

Tabela 5. Produtividade da cana-de-açúcar alcançada para cada tratamento e emissões geradas em relação à quantidade produzida.

Tratamento	Produtividade (t/ha)	kg CO ₂ -eq emitido/t produzida
Fertilização química comercial	145,9	0,66
Biossólido 1x	203,9	0,34
Biossólido 2x	169,0	0,83
Biossólido 4x	239,5	1,18
Biossólido 8x	268,4	2,10

A produtividade total da fertilização química foi inferior em 58,0 t/ha em relação ao tratamento com “biossólido 1x”. Pode-se observar que a produtividade da fertilização química comercial foi inferior ao biossólido em todos os tratamentos. Além disso, o tratamento por “biossólido 1x” se mostrou mais favorável que a fertilização química ao analisar o CO₂-eq emitido, produzindo 0,32 kg CO₂-eq emitido a menos por tonelada de cana-de-açúcar produzida. A fertilização comercial e o “biossólido 2x” tiveram resultados aproximados em produtividade e emissões de CO₂-eq.

Ao analisarem a produtividade do biossólido na cana-de-açúcar, Silva *et al.* (1998) aplicaram três doses de biossólido oriundo de esgoto (0, 15 e 30 t/ha), com e sem complementos minerais. Seus resultados expressaram ganho de produtividade de colmos sem perdas na sua qualidade tecnológica medida pelo Brix, Pol e ATR. Franco *et al.* (2008), também analisando a produtividade da cana-de-açúcar com biossólido de esgoto, concluiu que houve maior produtividade no uso do biossólido, simultaneamente com a vinhaça ou com complemento de cloreto de potássio, contribuindo com o aumento dos colmos e do açúcar de forma semelhante à adubação por fertilização química comercial.

Vale ressaltar que diversos autores afirmam que o uso de fertilizante químico comercial no cultivo é apontado como grande causador de outros impactos ambientais, além dos derivados das emissões de gases de efeito estufa, sendo

viável procurar formas de fertilização ambientalmente menos impactantes, como o biofósforo. Habitualmente, a fertilização química causa desestruturação e salinização do solo (OU *et al.*, 2009; SAVCI, 2012).

Diversas pesquisas apontam para os benefícios do uso do biofósforo como fertilizante agrícola, com melhorias significativas nas propriedades biológicas, químicas e físicas do solo. O biofósforo aumenta e conserva o nível de fertilização do solo, através da função de distribuição de nutrientes ou por intermédio de modificações dos seus atributos químicos (JACOBS; MCCREARY, 2001; BERTONCINI *et al.*, 2008; OJEDA *et al.*, 2008; TSADILAS *et al.*, 2011). Na cana-de-açúcar, a literatura tem mostrado benefícios na produtividade e maior rendimento da sacarose, além de melhorar as características nutricionais do solo e o acúmulo de nitrogênio vegetal (FRANCO *et al.*, 2008; JAMALI *et al.*, 2008).

Page *et al.* (1987), ao falarem sobre os metais pesados e substâncias tóxicas que podem ser encontradas no biofósforo, garantem que essas substâncias não afetam significativamente no sistema solo-planta, pois o biofósforo exerce juntamente papel de fonte e agente imobilizador no solo. A absorção dessas substâncias pelas culturas, em função das taxas de aplicação do resíduo, tem expressado diferentes tipos de resposta como reações próximas, lineares, efeitos negativos ou inexistentes. De acordo com Chang *et al.* (1997), a assimilação das plantas pelos metais pesados são mínimas, independentemente da quantidade de sua absorção.

A aplicação do biofósforo industrial como fertilizante na cana-de-açúcar se mostrou uma alternativa promissora para o desenvolvimento de sistemas agrícolas mais sustentáveis e produtivos. Deste modo, a utilização do “biofósforo 1x” se mostrou mais viável ambientalmente, com maior produtividade do que a fertilização química comercial e menor emissão de dióxido de carbono equivalente, contribuindo assim na redução da pegada de carbono do cultivo e solucionando o problema da destinação final desse resíduo.

Conclusões

A ferramenta de ACV permitiu avaliar a pegada de carbono associada aos processos de fertilização química comercial e por biofósforo industrial para a cana-de-açúcar, permitindo comparar qual tipo de fertilização é o mais viável ambientalmente. Essa análise foi condicionada a preocupações crescentes com as emissões de gases de efeito estufa e as mudanças climáticas.

Os resultados permitiram distinguir os principais processos impactantes, sendo importantes para o biofósforo o processo de calcinação e o transporte. As emissões de gases de efeito estufa geradas no cultivo da cana-de-açúcar podem ser diminuídas utilizando biofósforo como fertilizante aplicado à taxa recomendada pela Resolução Conama 375/06 (biofósforo 1x). Tais aplicações alcançam produtividades superiores em todos os tratamentos por biofósforo em comparação à fertilização química comercial, com a vantagem de uma menor pegada de carbono no tratamento “biofósforo 1x”.

Recomenda-se um estudo de ACV no qual sejam analisados outros métodos de avaliação de impactos ambientais, com o intuito de fornecer subsídios para comparação, compreensão e desenvolvimento de estratégias de diminuição de outros impactos ambientais do cultivo da cana-de-açúcar, além de um estudo de viabilidade econômica sobre a rentabilidade do uso do biofósforo em comparação à fertilização comercial.

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) por meio dos projetos 305419/2015-3, 303199/2015-6 e 401687/2016-3.

Referências

- ABRAHÃO, R.; CARVALHO, M.; CAUSAPÉ, J. Carbon and water footprints of irrigated corn and non-irrigated wheat in Northeast Spain. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, p. 5647-5653, 2017.
- AGRI-FOOTPRINT. **Database**, 2017. Disponível em: <<http://www.agri-footprint.com/>>. Acesso em: 21 fev. 2018.
- BERTONCINI, E. I.; D’ORAZIO, V.; SENESI, N.; MATTIAZZO, M. E. Effects of sewage sludge amendment on the properties of two Brazilian oxisols and their humic acids. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 4972–4979, 2008.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 375**, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos

derivados, e dá outras providências. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>. Acesso em: 29 nov. 2017.

CARVALHO, M.; GRILLO, M. M. S.; ABRAHAO, R. Comparison of greenhouse gas emissions relative to two frying processes for homemade potato chips. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, p. 1-7, 2017.

CHANG, A. C.; HYUN, H.; PAGE, A. L. Cadmium uptake for swiss chard grown on composted sludge treated fields plots: Plateau or time bomb?. **Journal of Environmental Quality**, v. 26, n. 1, p. 11-19, 1997.

DAVIS, J.; HAGLUND, C. **Life cycle inventory (LCI) of fertiliser production**. Fertiliser products used in Sweden and Western Europe. In: SIK Report No. 654. Go`teborg (Sweden): SIK, The Swedish Institute for Food and Biotechnology, 1999.

ECOINVENT. **Database**, version 3.4, 2017. Disponível em: <<http://www.ecoinvent.org/>>. Acesso em: 28 nov. 2017.

EICKER, M. O.; HISCHIER, R.; KULAY, L. A.; LEHMANN, M.; ZAH, R.; HURNI, H. The applicability of non-local LCI data for LCA. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 30, p. 192-199, 2010.

FRANCO, A.; MARQUES, M. O.; MELO, W. J. Sugarcane grown in an oxisol amended with sewage sludge and vinasse: nitrogen contents in soil and plant. **Scientia Agricola**, v. 65, n. 4, p. 408-414, 2008.

GOMI, K.; SHIMADA, K.; MATSUOKA, Y. A low-carbon scenario creation method for a local-scale economy and its application in Kyoto city. **Energy Policy**, v. 38, n. 9, p. 4783-4796, 2010.

HARGREAVES, G. H.; SAMANI, Z. A. Estimation of potential evapotranspiration. **Journal of Irrigation and Drainage Division ASCE**, v. 108, n. 3, p. 225- 230, 1982.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. Revised supplementary methods and good practice guidance arising from the Kyoto protocol, 2013. Disponível em <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/kpsg/>>. Acesso 06 fev 2018.

ISO 14040 - International Organization for Standardization. Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. Geneva, 2006.

ISO 14044 - International Organization for Standardization. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines, Geneva, 2006.

JACOBS, L.; MCCREARY W. D. S. **Utilizing Biosolids On Agricultural Land**. Department of Crop and Soil Sciences. Michigan State University. Extension Bulletin, 2001.

JAMALI, M. K.; KAZI, T. G.; ARAIN, M. B.; AFRIDI, H. I.; MEMON, A. R.; JALBANI, N.; SHAH, A. Use of Sewage Sludge After Liming as Fertilizer for Maize Growth. **Pedosphere**, v. 18, n. 2, p. 203-213, 2008.

JAMES, G. **Sugarcane**. 2 ed. London: Blackwell Publishing Ltd, 2004.

KONGSHAUG, G. **IFA Technical Conference**. In Energy Consumption and greenhouse gas emission in fertilizer production, 1998.

NEVES, T. I.; UYEDA, C. A.; CARVALHO, M.; ABRAHÃO, R. Environmental evaluation of the life cycle of elephant grassfertilization - *Cenchrus purpureus* (Schumach.) Morrone-using chemical fertilization and biosolids. **Environmental monitoring and assessment**, v. 190, p. 30, 2018.

OJEDA, G.; ALCAÑIZ J. M.; LE BISSONNAIS, Y. Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 125, p. 48-56, 2008.

OU, X. et al. Energy consumption and GHG emissions of six biofuel pathways by LCA in (the) People`s Republic of China. **Applied Energy**, v. 86, p. S197-S208, 2009.

PAGE, A. L.; LOGAN, T. J.; RYAN, J. A. **Land application of sludge: food chain implications**. Chelsea: Lewis Publishers, 1987.

PRÉ-CONSULTANTS. **Website SimaPro**. 2017. Disponível em: <<https://simapro.com/>>. Acesso em: 28 nov. 2017.

SAVCI, S. Investigation of Effect of Chemical Fertilizers on Environment. **APCBEE Procedia**, v. 1, p. 287-292, 2012.



SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEXE, C. A.; MENDONÇA, E. Cana-de-açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto: nutrientes, metais pesados e produtividade. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 33, n. 1, p. 1-8, 1998.

SINGH, A.; LAL, U. R.; MUKHTAR, H. M.; SINGH, P. S.; SHAH, G.; DHAWAN, R. K. Phytochemical profile of sugarcane and its potential health aspects. **Pharmacogn Rev**, v. 9, n. 17, p. 45–54, 2015.

TSADILAS, C.; MITSIOS, I.; GOLIA, E. Influence of biosolids application on some soil physical properties. **Soil Science Plant Analysis**, v. 36, n. 4, p. 709-716, 2011.

AValiação de Rotas Tecnológicas Alternativas para Redução dos Impactos na Produção de Nanocristais (NCC) de Fibra de Dendê

Kílvia de Freitas Alves¹, Nágila Freitas Souza², Tayane de Lima Santos³, Maria Cléa Figueiredo de Brito⁴, Morsyleide Rosa⁵

¹UTFPR, kilvia@alunos.utfpr.edu.br
^{2,3,4 e 5}EMBRAPA

Resumo: As fibras de dendê apresentam-se como fonte lignocelulósica potencial para obtenção de nanocelulose cristalina (NCC). A avaliação dos impactos ambientais da rota tecnológica inicial desenvolvida para essa obtenção concluiu que a etapa de branqueamento foi a mais impactante para o ambiente. Buscando minimizar esses impactos, foram propostas duas rotas de pré-tratamentos aplicados nas fibras submetidas a explosão à vapor: R1 – polpação acetosolv e R2 – polpação etanosolv. O objetivo deste estudo é avaliar o desempenho ambiental das rotas propostas e compará-las à rota inicial. O estudo foi realizado conforme as normas ISO 14040 e 14044, utilizando o método ReCiPe Midpoint hierárquico para avaliação das categorias: mudanças climáticas, acidificação do solo, depleção hídrica, toxicidade humana e eutrofização marinha e de água doce. Foi observado que R1 teve melhor desempenho ambiental que R2 na maioria das categorias avaliadas. Para ambas as rotas, o branqueamento continuou com contribuição significativa nos impactos ambientais. Em comparação à rota inicial, R1 teve impacto ambiental consideravelmente menor em todas as categorias, devido a melhorias no processo, como redução de tempo e concentração de reagentes. Conclui-se que a polpação acetosolv é mais eficiente na remoção de lignina que a etanosolv, tal que o branqueamento posterior pôde ser realizado em condições mais brandas, reduzindo os impactos ambientais sem comprometer a qualidade da NCC1. R1 é, portanto, a rota química mais indicada para extração de NCC a partir de fibras de dendê. Sugere-se ainda a avaliação de rotas por processo mecânico, visando melhoria no desempenho pela redução do uso de reagentes.

Palavras-chave: Fibras. Dendê. Nanotecnologia. Acetosolv. Etanosolv.

Introdução

A preocupação com as questões ambientais exige, cada vez mais, modificações no sistema atual de produção industrial, promovendo produção e consumo mais ambientalmente amigáveis. Para alcançar essa meta, um dos meios é optar pela produção com base em materiais de origem vegetal, como a celulose e a lignina, originadas de várias maneiras, inclusive por meio de resíduos fibrosos da agroindústria (KHALIL et al., 2012).

O uso destas fibras para desenvolvimento de novos produtos pode resultar não somente no aumento da biodegradabilidade dos produtos, mas também na redução da utilização de recursos não renováveis. Além disso, há a possibilidade de aumento de valor agregado às fibras vegetais e aos próprios produtos provenientes dos resíduos fibrosos da agroindústria (MELO et al., 2010; FARUK et al., 2012). Atualmente, as fibras vegetais processadas resultantes da produção do óleo de palma são utilizadas majoritariamente na obtenção de energia na forma de calor (KURIAN et al., 2013; YUNOS et al., 2012).

Uma das alternativas é a produção de nanocristais de celulose (NCC) ou nanocelulose a partir das fibras de dendê. Tais produtos possuem as mais diversas aplicações no mercado, como no desenvolvimento de filmes para embalagens para a indústria alimentar, além de suas destinações na indústria farmacêutica, na área médica e na produção de biocompósitos (SOUZA, 2016).

Souza (2016) traçou uma rota tecnológica otimizada para obtenção de nanocristais de celulose a partir das fibras de dendê. A viabilidade ambiental deste processo foi objeto de estudo realizado por Freitas (2016), no qual foi possível identificar que a etapa de maior impacto ambiental no processo foi o de branqueamento das fibras. A necessidade de reduzir os impactos da etapa de branqueamento implicou repensar todo o processo de obtenção de nanocristais de celulose, em especial o processo de pré-tratamento anteriores ao branqueamento.

Buscando minimizar esses impactos, o presente estudo agregou o processo de explosão à vapor nas fibras naturais para promover melhor desfibrilação no material e facilitar a descompactação da biomassa nos processos organosolv subsequentes. Assim, foram propostas duas rotas alternativas: Rota 1 (R1) - adição de explosão à vapor e pré-tratamento com polpação acetosolv e Rota 2 (R2) – adição de explosão à vapor e pré-tratamento com polpação

etanosolv. O objetivo deste estudo é, portanto, avaliar o desempenho ambiental das rotas propostas e compará-las à rota inicial, sem explosão à vapor, a fim de averiguar se representam ou não melhorias no desempenho ambiental.

Metodologia

O estudo foi baseado na metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), de acordo com as normas ISO 14040 e 14044 (NBR, 2009a, 2009b). O experimento foi realizado no Laboratório de Tecnologia da Biomassa da Embrapa Agroindústria Tropical, utilizando fibras da prensagem do mesocarpo do dendê (FPMD), obtidas da Embrapa Amazônia Oriental. A coleta e processamento de dados foram realizadas no período de março de 2016 a janeiro de 2017.

A unidade funcional é produção de 1g de nanocristais de celulose (cristal de celulose alongado, tipo haste, com diâmetro ou comprimento entre 0,1 e 100 nm). O escopo adotado no estudo foi do berço ao portão, contemplando a produção agrícola de dendê, extração de óleo, produção dos insumos, como energia e reagentes químicos e o macroprocesso de extração dos nanocristais. Este macroprocesso consiste nos seguintes processos unitários: moagem da fibra da prensagem do mesocarpo do dendê (FPMD), peneiramento da FPMD, explosão a vapor da FPMD, polpação acetosolv ou etanosolv da FPMD, branqueamento da fibra pós-acetosolv ou pós-etanosolv, hidrólise da fibra branqueada, centrifugação e ultrassonicação da polpa hidrolisada e diálise.

Os dados utilizados para produção agrícola de dendê, extração de óleo e produção dos insumos, como energia e reagentes químicos são dados secundários, obtidos na base de dados do Ecoinvent 3. Os dados utilizados para o macroprocesso de extração de nanocristais são dados primários, obtidos no Laboratório de Tecnologia da Embrapa Agroindústria Tropical.

Os valores alocados para cada produto, usando critérios de massa, estão na Tabela 1 abaixo.

Tabela 1 – Dados utilizados para alocação mássica

Saídas do processo de extração do óleo	Unidade	R1	R2
Fibra	g	345,8	345,8
Óleo	g	148,2	148,2
Alocação mássica			
Fibra	%	70	70
Óleo	%	30	30
Saídas do processo unitário de polpação no macroprocesso de extração de NCC	Unidade	R1	R2
Fibra	g	5,6	15,9
Licor de lignina	g	159,0	507,4
Alocação mássica			
Fibra	%	3,4	3,7
Licor de lignina	%	96,6	96,3

Fonte: Elaboração própria

Para a avaliação dos impactos ambientais gerados pela produção de NCC a partir das FPMD, foi utilizado o método ReCiPe hierárquico de ponto médio (midpoint) versão 1.11. Foram avaliadas as seguintes categorias de impacto: Mudança climática, Eutrofização de água doce, Eutrofização marinha, Acidificação do solo, Toxicidade humana e Depleção hídrica. Foi realizada Análise de Monte Carlo com 1000 simulações para obter o intervalo de incerteza dos resultados da comparação entre processos de extração.

Resultados e discussão

Na avaliação de desempenho ambiental (Figura 1) da obtenção de nanocristais de celulose pela Rota 1 (com polpação acetosolv), o processo unitário de branqueamento foi o mais impactante para as categorias eutrofização marinha e toxicidade humana. Na categoria de eutrofização marinha, o branqueamento teve impacto significativo por conta do consumo energético elevado, cujas práticas de obtenção geram resíduos dispostos em corpos d'água e levam ao

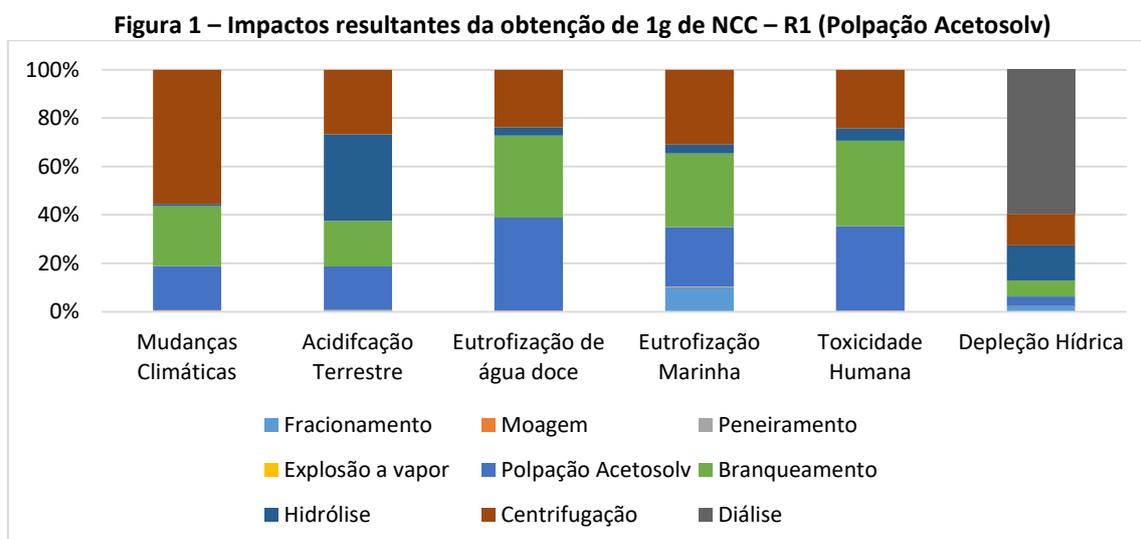
processo de eutrofização. Na categoria de toxicidade humana, novamente a produção de energia foi responsável pelo impacto mais significativo do branqueamento, pela liberação de metais pesados e outras substâncias com potencial tóxico, em especial nos métodos que obtêm energia por meio da queima de carvão.

Com relação as categorias de mudanças climáticas, a centrifugação foi a mais impactante devido ao consumo de energia proveniente do mix energético brasileiro. A fonte de energia mais relevante para esse impacto foi a hidrelétrica, por conta das emissões de gases estufa no processo de desmatamento e decomposição da matéria orgânica remanescente nas áreas inundadas.

Para acidificação terrestre, tem-se a hidrólise como processo mais impactante por conta, principalmente, da utilização de ácido sulfúrico. A obtenção de enxofre em refinarias e os eventuais despejos de efluentes do processo têm um grande impacto na acidificação do solo. Além disso, há consumo de energia, proveniente do mix energético da matriz brasileira. Contudo, para esta categoria, diferentemente das mudanças climáticas, a queima de carvão mineral foi o componente que contribui mais significativamente para acidificação.

Para a eutrofização de água doce, a polpação acetosolv e o branqueamento foram os mais impactantes e tiveram desempenho ambiental muito similar, apesar de a polpação acetosolv ter uma contribuição levemente maior. A degradação dos compostos utilizados em ambos os processos unitários demanda grande atividade aeróbica e consumo de oxigênio dissolvido na água, de modo a reduzir o teor de oxigênio dissolvido e aumentar a produção da biomassa, levando ao processo de eutrofização.

A diálise foi o processo mais impactante para depleção hídrica pelo uso direto e abundante de água, uma vez que para a neutralização dos nanocristais são executadas repetitivas trocas de água até a neutralização da solução final.

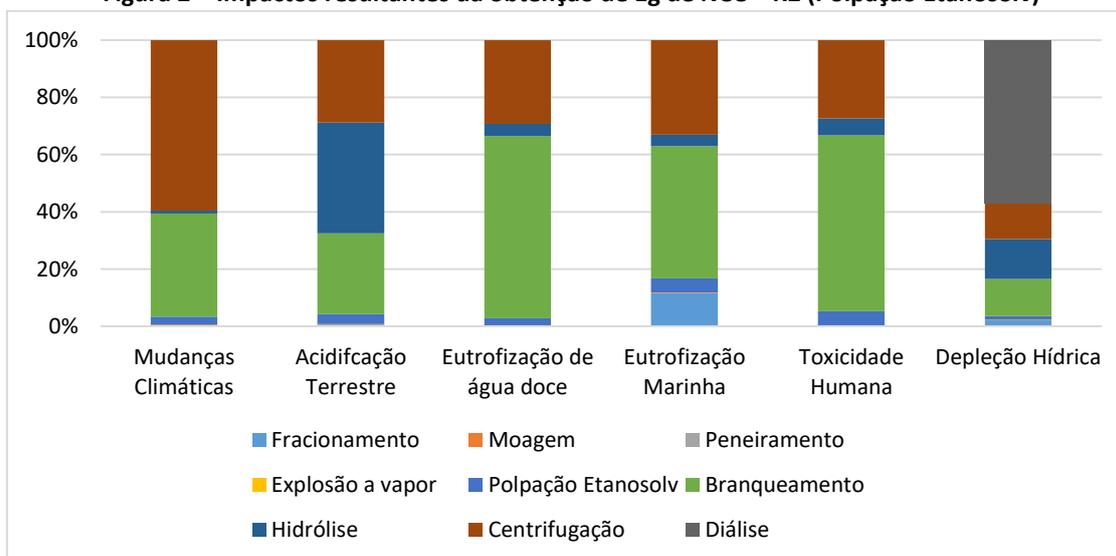


Fonte: Elaboração própria

Já na avaliação de desempenho ambiental (Figura 2) dos NCC obtidos pela Rota 2 (com polpação etanosolv), o processo unitário mais impactante para 3 das 6 categorias avaliadas (eutrofização de água doce, marinha e toxicidade humana) foi o branqueamento, novamente em face das práticas relacionadas à obtenção de energia. Assim como em R1, para a categoria depleção hídrica a diálise foi a etapa mais impactante, enquanto para mudanças climáticas foi a centrifugação e para acidificação terrestre, a hidrólise.

É possível perceber que para as categorias de mudanças climáticas, acidificação terrestre e depleção hídrica, os processos unitários mais impactantes são os mesmos, nas duas rotas tecnológicas (centrifugação, hidrólise e diálise, respectivamente). Esses processos contribuem de forma similar dentro dessas categorias. Em contrapartida, na eutrofização de água doce, marinha e toxicidade humana, o branqueamento foi significativamente mais impactante em R2 que em R1.

Figura 2 – Impactos resultantes da obtenção de 1g de NCC – R2 (Polpação Etanosolv)

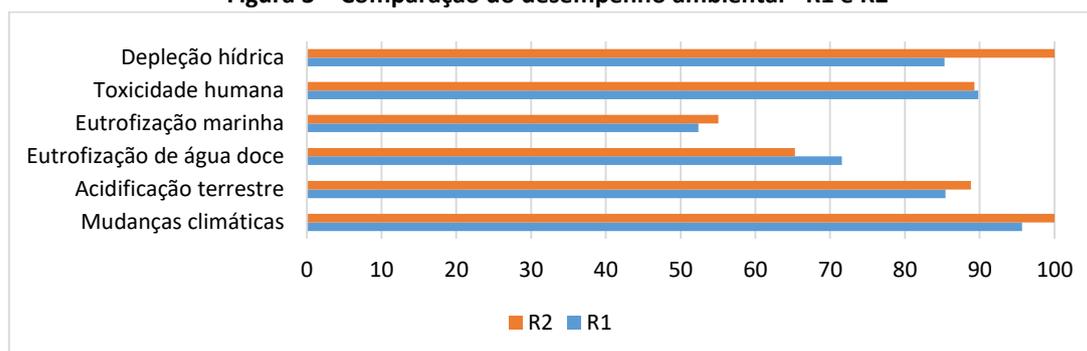


Fonte: Elaboração própria

Este comportamento deve-se ao fato de que a polpação acetosolv é um processo mais eficiente para remoção de lignina e hemiceluloses devido ao uso de ácidos que melhoram a extração da lignina e possibilitam a recuperação da polpa celulósica. Portanto, a polpa de celulose proveniente deste processo encontra-se com menores conteúdos amorfos (lignina), não requerendo tanta severidade na etapa subsequente de branqueamento. Em contrapartida, a polpação etanosolv é mais branda, utilizando solventes mais fracos e reagentes pouco concentrados, porém menos eficiente, acarretando menor remoção de lignina e hemicelulose da polpa gerada, quando comparada à polpação acetosolv. O branqueamento da polpa oriunda do pré-tratamento etanosolv precisa ser realizado em condições muito mais severas a fim de prover fibra branqueada de qualidade semelhante à proveniente do branqueamento pós-acetosolv. Além disso, é necessário um maior tempo de reação e conseqüentemente maior consumo energético e demanda de água.

Comparando os processos de obtenção de nanocristais de celulose utilizando polpação acetosolv (R1) e polpação etanosolv (R2), os resultados mostraram que R2 (com polpação etanosolv) foi mais ambientalmente impactante em 4 das 6 categorias avaliadas (Figura 3). A rota R2 é mais impactante para mudanças climáticas, acidificação terrestre, eutrofização marinha e depleção hídrica. Isto ocorre não somente por conta das condições do branqueamento posterior, mas também pelo fato de a polpação etanosolv ser uma etapa menos eficiente e demandar maior quantidade inicial de fibra para obtenção de uma mesma quantidade de NCC (1g). Portanto, todas os processos unitários de R2 foram realizados com uma quantidade maior de fibra, demandando, maior quantidade de água, reagentes e energia.

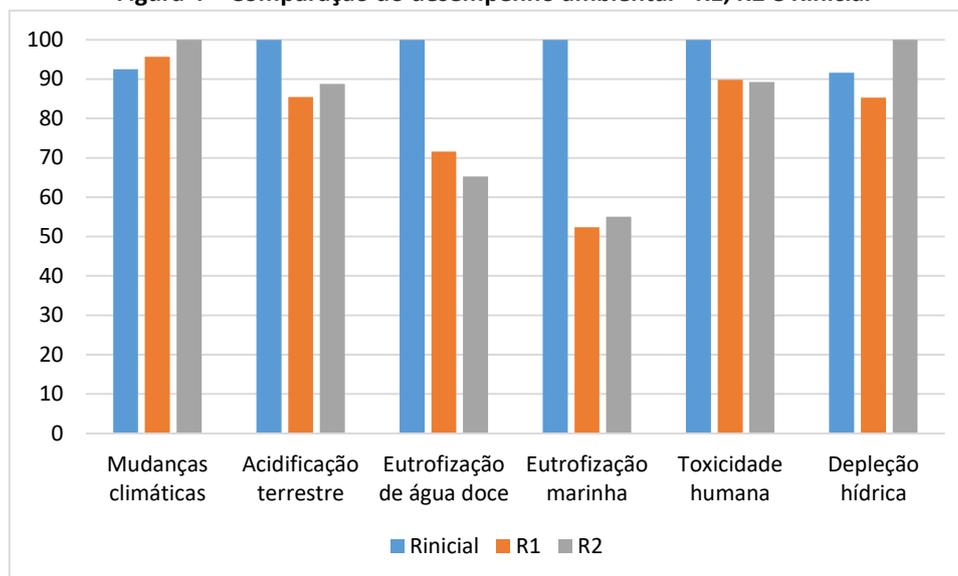
Figura 3 – Comparação do desempenho ambiental - R1 e R2



Fonte: Elaboração própria

Comparando as duas rotas propostas R1 e R2, com a Rota inicial (Rinicial) traçada por Souza (2016) e avaliada por Freitas (2016), é possível notar que R1 teve o melhor desempenho ambiental na maioria das categorias avaliadas: acidificação terrestre, eutrofização de água doce, eutrofização marinha e toxicidade humana (Figura 4). Isso acontece por conta da inclusão do processo de explosão à vapor, que promove a ruptura do material lignocelulósico, causando desagregação da matriz através da quebra das ligações inter e intramoleculares e facilitando a extração da celulose.

Figura 4 – Comparação do desempenho ambiental - R1, R2 e R inicial



Fonte: Elaboração própria

Conclusões

Com a execução deste estudo, foi possível observar quais processos unitários foram mais impactantes para as duas rotas tecnológicas propostas para extração de NCC a partir da FPMD. O branqueamento gerou impacto ambiental significativo em ambas as rotas propostas.

Comparando-se as rotas R1 e R2, observa-se que a obtenção de NCC por R2 (com polpação etanosolv) é mais impactante para o meio ambiente que a Rota 1 (com polpação acetosolv). A polpa proveniente do processo acetosolv se encontra com reduzido teor de lignina e hemicelulose devido a eficaz remoção desses constituintes, de modo que a etapa de branqueamento, posterior ao pré-tratamento-acetosolv, foi realizada em condições mais brandas e com menor tempo de reação, sem comprometer a qualidade da polpa de celulose obtida.

Nesse contexto, a polpação acetosolv é mais eficiente na remoção de lignina que a etanosolv. R1 é, portanto, a rota química mais indicada para extração de NCC a partir de fibras de dendê. Entretanto, antes do escalonamento desse processo, sugere-se ainda a avaliação de rotas por processo mecânico, para avaliar desempenho técnico e ambiental dos NCC.

Referências

FARUK, O., BLEDZKI, A.K., FINK, H.P., & SAIN, M. Biocomposites reinforced with natural fibers: 2000–2010. *Progress in Polymer Science*, v. 37, p. 1552– 1596, 2012.

FREITAS, T.S. Avaliação do ciclo de vida da produção de nanocristais de celulose a partir das fibras da prensagem do mesocarpo do dendê. 2016. Monografia – Departamento de Engenharia Civil. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

KHALIL, A. H. P. S.; BHAT A.H.; IREANA Y. A. F. Green composites from sustainable cellulose nanofibrils: A review. *Carbohydr Polymer*, v.87, p.963-979, 2012.



KURIAN, J.K.; NAIR, G.R.; HUSSAIN, A.; RAGHAVAN, G.S.V. Feedstocks, logistics and pre-treatment processes for sustainable lignocellulosic biorefineries: A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.25, p.205-219, 2013.

MELO. P. C. L.; SANTOS. M. M. GALVÃO. F. C. A.; ASSUNÇÃO. R. C. F.; CARIOCA. B. O. J.; ALMEIDA. L. F. M.; SEIDL. R. P.; FILHO. S. A. D.; MEDEIROS. F. E.; *Química Verde no Brasil 2010-2030*. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (CGEE). Brasília-DF, v.1, p.11, 2010.

SOUZA, N. F. Processos de obtenção de nanocelulose a partir das fibras da prensagem do mesocarpo do dendê. 2014. Dissertação - Departamento de engenharia Química. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

YUNOS, N.S.H.Md.; BAHUDDIN, A.S.; YUNOS, K.F.Md.; NAIM, M.N.; NISHID, H. Physicochemical property changes of oil palm mesocarp fibers treated with highpressure steam. *BioResources*, v.7(4), 5983-5994, 2012.

AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA (ACV) COMPARATIVA DA EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO E DA EXPLORAÇÃO CONVENCIONAL EM FLORESTA AMAZÔNICA

Jessica Borges¹, Dr. Thiago Rodrigues²

¹Ligna Engenharia e Meio Ambiente, jessicaborges_57@hotmail.com

²Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, Brasília, DF, Brasil, thiagor@unb.br

Resumo: A exploração madeireira ilegal e o posterior desmatamento da floresta podem ser apontados como os maiores responsáveis pela mudança do uso do solo na Amazônia (Nepstad *et al.*, 2001), enquanto o manejo florestal baseado no planejamento das operações e na técnica de exploração de impacto reduzido é uma alternativa legal da exploração não autorizada a qual mantém as atividades econômicas exploratórias nas regiões de floresta nativa enquanto que garante a conservação da floresta (IFT, 2012). A expansão das áreas sustentavelmente manejadas possui grande potencial para mitigação das mudanças climáticas (Fearnside *et al.*, 2009). Desse modo, este estudo visa contribuir com essa expansão ao verificar os benefícios ambientais da exploração de impacto reduzido sob o manejo florestal e compara-los à exploração convencional por meio da metodologia da Avaliação de Ciclo de Vida – ACV. Para tanto, levantou-se dados na literatura referente a um hectare de floresta nativa em Paragominas e usou-se o software GaBi para o processamento desses. A categoria de Potencial de Aquecimento Global do método CML 2001 foi utilizado. Os resultados mostram que a extração de 25,36 m³ em toras sob regime de exploração de impacto reduzido apresenta menor impacto na categoria de PAG quando comparado a exploração convencional, pois a primeira emite 78,5 kg de CO₂eq enquanto que a segunda emite 127 kg de CO₂eq. Esse melhor desempenho ambiental é conferido ao menor impacto da produção de óleo lubrificante, da construção da infraestrutura e do arraste das toras na área de manejo florestal devido ao planejamento prévio das operações.

Palavras-chave: Manejo Florestal Sustentável; Exploração não autorizada; Análise de Ciclo de Vida.

Introdução

A floresta Amazônica se destaca entre os ecossistemas tropicais mais importantes do mundo, não apenas por sua grande extensão territorial (Pereira *et al.*, 2010), mas também por sua rica biodiversidade e pelo importante papel que desempenha nos ciclos biológicos do planeta em nível regional e mundial (Fearnside *et al.*, 2009). No entanto, a conversão de áreas ocupadas por florestas em outros usos pelo aumento das necessidades humanas tem causado grandes impactos negativos nesse ecossistema. Nesse sentido, o manejo florestal é uma alternativa sustentável e legal para manter as atividades exploratórias madeireiras que exercem função econômica na região Amazônica e garantir a conservação da floresta aliada à manutenção da sustentabilidade dessa produção em longo prazo (IFT, 2012).

Em decorrência do caráter renovável de suas árvores e do controle de gás carbônico que as mesmas exercem durante o seu crescimento, muitos estudos consideram os sistemas florestais como neutros no balanço de carbono e, portanto, não contribuintes para o aquecimento global (Rodrigues, 2013). Entretanto, outras fontes de gases de efeito estufa (GEE) durante a exploração florestal devem ser consideradas, como a combustão de combustíveis fósseis para transporte de funcionários e uso do maquinário, o tipo de destinação do produto e o desmatamento da vegetação para a abertura de pátios e estradas (Dykstra, 2002; Rodrigues, 2013). A verdadeira neutralidade do balanço de GEE de sistemas florestais pode ser então confirmada por meio de uma análise sistêmica de todos os fluxos de massa e energia, das consequentes emissões do processo e dos vários processos adjacentes ao sistema (Rodrigues, 2013).

Visando o alcance das metas assumidas internacionalmente para redução das emissões de GEE, o Brasil se comprometeu a aumentar a área de manejo florestal sustentável rastreada em florestas nativas até 2030 (Brasil, 2016). De maneira oposta à exploração convencional (EC) ou não-autorizada dessas florestas nativas, a expansão das áreas sob manejo florestal sustentável se ampara em planejamento rigoroso, pretendendo-se uma Exploração de Impacto Reduzido (EIR). Nesse contexto, a análise dos reais benefícios ambientais da EIR em relação à EC, por meio da

metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), visa contribuir com a expansão da implementação do manejo florestal sustentável, fortalecendo a conservação e uso sustentável das florestas e o alcance das metas assumidas.

Metodologia

Escopo do estudo e unidade funcional

A fim de aprofundar o estudo de impactos da atividade florestal de extrativismo, o presente estudo considerou como *fronteira do sistema* apenas o “berço” do processo produtivo, ou seja, apenas a etapa florestal. A *função dos sistemas* é de fornecer matéria-prima (tora) para outros segmentos da cadeia produtiva madeireira.

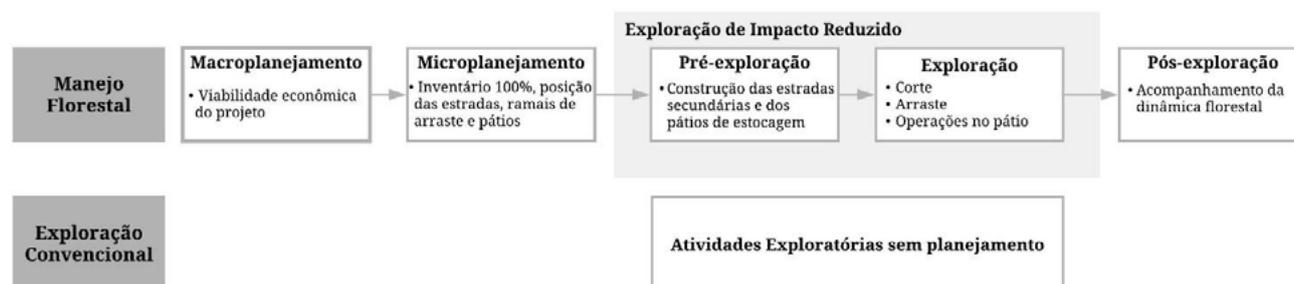
Considerou-se a região de Paragominas, no Pará, como cobertura geográfica do estudo. Dessa forma, utilizou-se a estimativa de 309 t/ha de biomassa viva acima do solo de floresta intacta e 49% de carbono na biomassa seca (Gerwing and Vidal, 2002). Segundo estes mesmos autores, a densidade média da biomassa morta com DAP maior que 10 cm é de 0,67 t/ha. A intensidade exploratória (unidade funcional) escolhida foi de 25,36 m³ de tora retirados da floresta, conforme volume padrão de extração de ambos os sistemas registrados por Holmes *et al.* (2002).

Descrição dos sistemas

O manejo florestal com base no sistema de Exploração de Impacto Reduzido (EIR) é uma alternativa à ilegalidade da exploração madeireira que concilia conservação e produção de forma sustentável (IFT, 2012). Atualmente, a exploração madeireira legal deve ser realizada atendendo as Instruções Normativas MMA 04 e 05/2006 e Resolução CONAMA 406/2009 de forma a considerar o meio físico e biológico da região, bem como a consonância entre intensidade exploratória e capacidade produtiva da floresta, e a promover a regeneração natural e monitoramento o desenvolvimento da floresta remanescente (IFT, 2012).

A terminologia “exploração convencional” (EC), por sua vez, é usada na Amazônia Brasileira para as atividades madeireiras exploratórias que não apresentam planejamento prévio das operações, operários qualificados e equipamentos apropriados (Sabogal, 2009). Segundo IFT (2012), esse sistema exploratório surgiu quando havia grandes extensões de florestas primária que foram incentivadas a serem exploradas para a colonização da Amazônia, desconsiderando o futuro da floresta e os princípios de resiliência. As etapas e atividades dos sistemas de exploração florestal avaliados são descritas na Figura 1.

Figura 1 – Etapas e atividades dos sistemas de exploração florestal



Inventário e premissas

Para a realização do Inventário de Ciclo de Vida (ICV), os sistemas exploratórios foram divididos em processos principais e auxiliares, conforme a seguinte estrutura:

Processos Principais

- Infraestrutura de exploração: Construção das estradas secundárias e dos pátios de estocagem;
- Extração: Corte, arraste e operações no pátio (separação, medição e carregamento das toras).

Processos auxiliares

- Produção de combustíveis fósseis (diesel e gasolina);
- Produção de óleos (lubrificante e hidráulico).

Utilizou-se o estudo comparativo realizado por Holmes et al. (2002) sobre as atividades exploratórias convencionais e de impacto reduzido na região de Paragominas para obtenção dos dados dos processos principais; já para os processos auxiliares, a base de dados foi o software GaBi.

No presente estudo, assumiu-se que a exploração florestal será feita pela primeira vez de maneira a excluir quaisquer impactos na estrutura e dinâmica natural da floresta derivados de atividades prévias. Desconsiderou-se as emissões da degradação da biomassa residual, a dinâmica da floresta pós-exploração e o produto final das toras extraídas.

Interpretação

Utilizou-se o GaBi 6 Software System: PE Europe GmbH and IKP University of Stuttgart, desenvolvido pela Thinkstep, como software de auxílio no processamento dos dados e o método CML, que foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Ambientais (Institute of Environmental Sciences), da Universidade Leiden, Holanda, para a avaliação dos impactos ambientais resultantes do ICV.

Resultados e Discussão

Os fluxos de entrada e saída para cada processo e total do sistema de exploração de impacto reduzido (EIR) é apresentada na Tabela 1 e os da exploração convencional na Tabela 2.

Tabela 1 – Fluxos de entrada e saída totais e por processo da EIR.

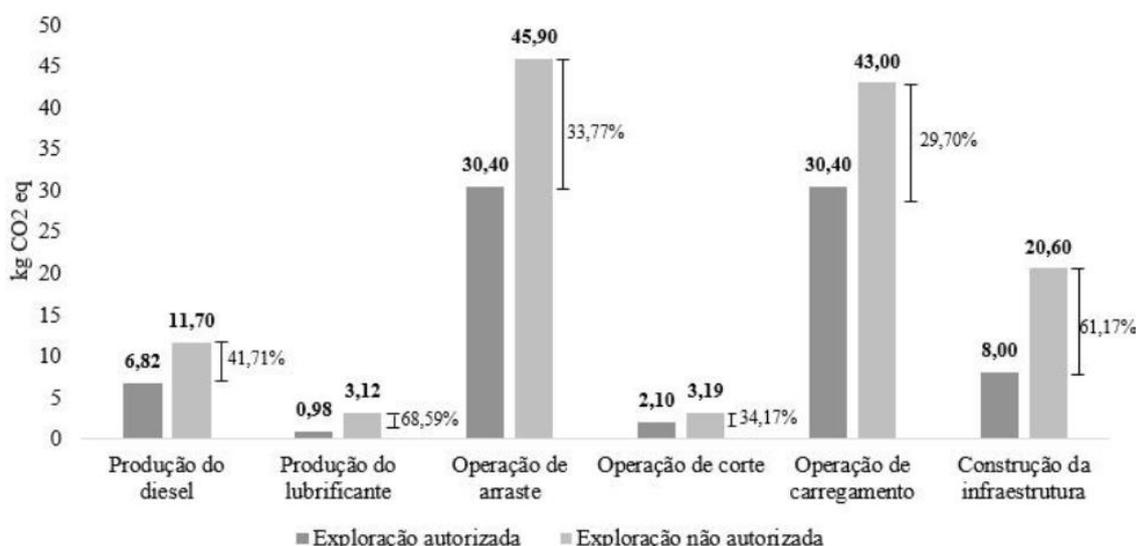
U.F (25,36 m ³ de tora/ha)	Entrada			Saída		
	Processos	Fluxo	Quantidade	Unidade	Fluxo	Quantidade
Infraestrutura	Diesel	3,16	l/ha	Área aberta	128,00	m ² /ha
	Óleo	0,24	l/ha	Biomassa suprimida	3,96	t/ha
				CO ₂	8,00	kg
Extração	Gasolina	1,06	l/ha	Área afetada	680,00	m ² /ha
	Óleo lubrificante	0,53	l/ha	Biomassa danificada	13,13	t/ha
				Toras abatidas	25,36	m ³ /ha
				CH ₄	0,01	kg
				CO ₂	1,83	kg
Arraste	Diesel	12,02	l/ha	Área afetada	390,00	m ² /ha
	Óleo	0,17	l/ha	Biomassa danificada	7,50	t/ha
				CO ₂	30,40	kg
Carregamento	Diesel	12,02	l/ha	CO ₂	30,40	kg
	Óleo	0,06	l/ha	Biomassa extraída	25,36	m ³ /ha

Tabela 2 – Fluxos de entrada e saída totais e por processo da EC

U.F (25,36 m ³ de tora/ha)	Entrada			Saída		
	Processos	Fluxo	Quantidade Unidade	Fluxo	Quantidade	Unidade
Infraestrutura	Diesel	8,16	l/há	Área aberta	240	m ² /ha
	Óleo	0,62	l/há	Biomassa suprimida	7,41	t/ha
				CO ₂	20,6	kg
Extração	Gasolina	1,61	l/há	Tora	25,36	m ³ /ha
	Óleo lubrificante	0,56	l/há	Área afetada	972	m ² /ha
				Biomassa danificada	19,29	t/ha
				CH ₄	0,0163	kg
				CO ₂	2,78	kg
Arraste	Diesel	18,12	l/há	Área afetada	766	m ² /ha
	Óleo	1,38	l/há	Biomassa danificada	16,88	t/ha
				CO ₂	45,9	kg
Carregamento	Diesel	16,99	l/há	CO ₂	43	kg
	Óleo	0,09	l/há	Biomassa extraída	25,36	m ³ /ha

O processo de extração de 25,36 m³ de tora em um hectare de floresta Amazônica nativa sob exploração convencional apresenta o PAG de 127 kg de CO₂ eq (5 kg de CO₂ eq/m³) e de 78,5 kg de CO₂ eq (3,09 kg de CO₂ eq/m³) para o mesmo processo sob manejo florestal com exploração de impacto reduzido. Nota-se, portanto, uma redução de 38% no PAG entre os sistemas de exploração.

A operação de arraste das toras e de carregamento (atividade no pátio) foram os processos que mais contribuíram para a categoria de PAG absoluto dos sistemas de exploração florestal analisados (Figura 2). Esse resultado está relacionado com consumo mais representativo de recursos energéticos dos equipamentos durante essas operações.

Figura 2 – Contribuição para o potencial de aquecimento global (PAG) da EC e da EIR


Em todos os processos analisados, observou-se diferenças relativas entre os sistemas de exploração. A média das diferenças de todos os processos foi de 44,85%. Assim como sugerido por Holmes *et al.* (2002), a diferença entre todos os processos analisados deve-se à maior produtividade das operações de EIR ocasionada principalmente pelo planejamento prévio das atividades sob esse sistema de operação.

Nota-se expressiva diferença percentual entre os sistemas de exploração na contribuição para o PAG do processo de produção de combustível (68,59%) e da construção da infraestrutura (61,17%), com diferença absoluta de 2,14 kg de

CO₂ eq e 12,6 kg de CO₂ eq, respectivamente. Esse resultado é devido ao maior consumo de óleo durante a atividade de arraste das toras da exploração convencional e à menor abertura de área florestal durante a construção de estradas secundárias e pátios na EIR.

Conclusão

A exploração de impacto reduzido (EIR) mostrou melhor desempenho ambiental na categoria de potencial de aquecimento global (PAG) durante esta análise do ciclo de vida da tora de madeira extraída. Os processos de construção da infraestrutura e de produção de óleo lubrificante são as atividades com maiores diferenças relativas entre os sistemas de exploração. Esse resultado é decorrência do maior planejamento das operações sob manejo florestal que aumenta a produtividade nas operações e diminui o consumo de combustíveis fósseis e óleo dos equipamentos.

Referências

- BRASIL. Pretendida contribuição nacionalmente determinada para consecução do objetivo da convenção-quadro das Nações Unidas sobre mudança do clima. Disponível em: http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/BRASIL-iNDC-portugues.pdf.
- DYKSTRA, D. P. (2002) Reduced impact logging: concepts and issues. In: FAO. Applying reduced impact logging to advance sustainable forest management. Bangkok, 2002. Chap. 2, pp. 23-29.
- FEARNSIDE, P. M.; et al. Biomass and greenhouse-gas emissions from land-use change in Brazil's Amazonian "arc of deforestation": The states of Mato Grosso and Rondônia. *Forest Ecology and Management* 258.9: 1968-1978. 2009.
- GERWING, J.; VIDAL, E. (2002) Degradação de Florestas pela exploração madeireira e fogo na Amazônia oriental brasileira. *Série Amazônia*, V. 20.
- HOLMES, T. P.; Blate, G. M.; Zweede, J. C.; Pereira Junior, R.; Barreto, P.; Boltz, F. (2002) Custos e benefícios financeiros da exploração de impacto reduzido em comparação à exploração florestal convencional na Amazônia Oriental. Belém: Fundação Floresta Tropical, 2ª edição, pp. 66.
- INSTITUTO FLORESTA TROPICAL - IFT (2012) Manejo florestal e exploração de impacto reduzido em florestas naturais de produção da Amazônia. Informativo Técnico do IFT 1. Belém: IFT. Disponível em: www.ift.org.br.
- NEPSTAD, D.; CARVALHO, G.; BARROS, A.; ALENCAR, A.; CAPOBIANCO, J.; BISHOP, J., ... & PRINS, E. (2001) Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest ecology and management*, 154(3), 395-407.
- PEREIRA, D.; SANTOS, D.; VEDOVETO, M.; GUIMARÃES, J.; VERÍSSIMO, A. (2010) Fatos Florestais da Amazônia. IMAZON – Belém, PA.
- RODRIGUES, T. O. (2013) Avaliação dos Impactos Ambientais da Produção de Bioóleo a partir de Serragem no Estado do Pará. Tese de Doutorado em Ciências Florestais, Publicação PPGEFL.TD – 29/2013, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- SABOGAL, C. (2009) Diretrizes técnicas de manejo para produção madeireira mecanizada em florestas de terra firme na Amazônia brasileira / César Sabogal...[et al.]. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2009, pp 217.



OIL AND GAS "OFFSHORE" FACILITIES ASSESSMENT: EXTERNAL PROCESS ANALYSIS

Edgar A. Silveira¹, Armando Caldeira-Pires¹

¹ Mechanical Engineering Department, University of Brasília, Brazil.

E-mail: edamaral@hotmail.com

Abstract: With new challenges in offshore oil exploration and production, it is essential to increase knowledge of environmental impact sources thus leading to management tools and methodologies development. This study is an environmental diagnosis by identifying mass flows within a technological model of an offshore primary oil processing plant. In the environmental diagnosis carried out an external processes expressive contribution was evidenced leading to a detailed analysis to identify which flows contributed to this highlight. Within processing plant, external processes are limited to chemical components used in oil and gas processing (de-emulsifying, defoaming, anti-fouling and anti-corrosive) and fuels to the power generation (Gasoline, Heavy Fuel Oil and Diesel). Using secondary data, a quantitative comparison for each chemical and fuel component was performed allowing GHG emissions evaluation and resource, energy consumption and emissions critical process identification. The study uses flow diagram characterization of systems and processes in an offshore primary processing plant through the Life Cycle Assessment methodology and the environmental impacts system CML2001 (version 201X). In fuels analysis Gasoline owns 63% of water consumption and 50% of Phosphate emission. Diesel appears with 61% of GWP and holds 50% of Phosphate and Nitrate emissions. Regarding atmospheric emissions, Gasoline appears as the fuel higher impact, dominating almost all emissions except for CO, CH₄ and THC. For chemical analysis within the gas treatment the two most relevant chemicals were Diethylene Glycol and Methanol. In Oil Treatment, the most representative chemicals were Ethylene Glycol and Ammonium Sulphate.

Keywords: Life Cycle Assessment, Oil E&P, offshore.

Introduction

The world as we know is dependent on Oil, Gas and its derivatives for power generation, transportation and production of various petrochemical consumer goods. Highlighted as a high pollution segment, the offshore petroleum E&P has the potential to generate a large range of environmental impacts. Being a substantial economic activity for Brazil and for the rest of the world, offshore Oil and Gas E&P is under expansion and growth in Brazil. New technological challenges comes with deeper drilling and exploration, as in the Pre-Salt layer.

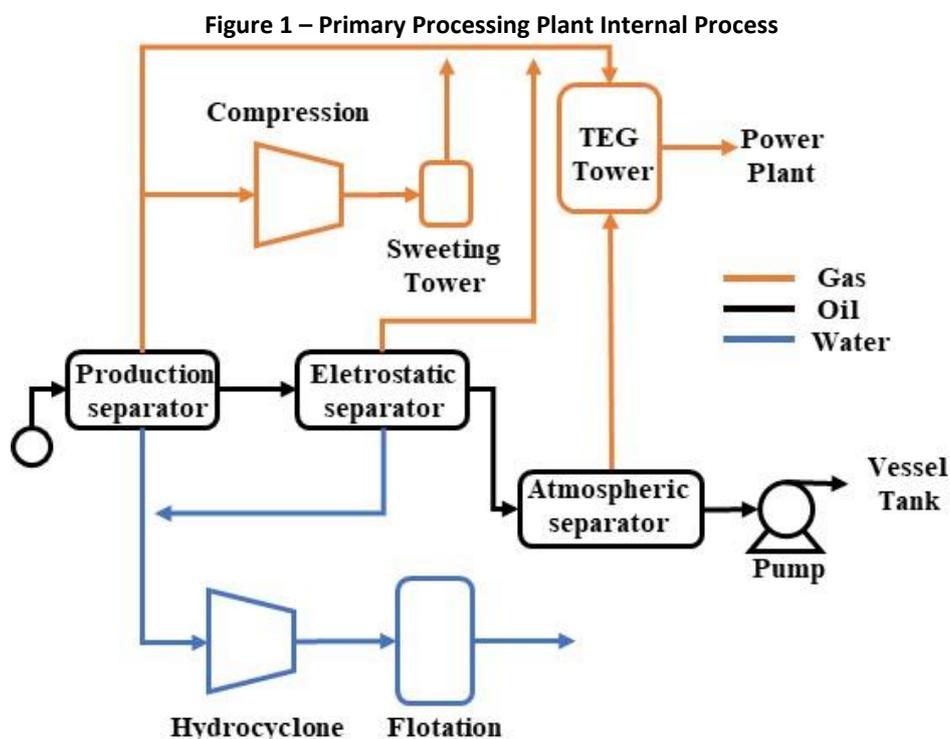
With the biggest challenges for the sector, it is essential to improve the knowledge about the environmental impact sources thus leading to the development of new management tools and methodologies. These tools will allow the monitoring, evaluation and control of the systems performance through a more precise description of their interactions with the environment.

Objective

This work aims to perform an environmental diagnosis, through the main mass flows identification of an offshore oil and gas primary processing plant. To this end, a generic model for an Oil and Gas primary processing plant in a floating production storage and offloading (FPSO) was used (SILVEIRA, 2015) applying a multi-scale modeling (SILVEIRA et al., 2017). With this, a simulation of the greenhouse gas emissions and toxicity were performed using secondary data within a Life Cycle Assessment (LCA) approach. An investigation of the input and output flows and their emissions for the six main treatment processes allowed the construction of the life cycle inventory (LCI) (SILVEIRA, 2015). The power plant, separation and oil, gas, water and waste treatment were simulated with Gabi LCA software. The sensitivity analysis was performed for the external process identifying where pollutant emissions were more relevant.

Methodology

A FPSO unit analysis was performed on pursuing for a national exploration technologies scenario map. The analysis allowed to generate a generic technological model that encompasses a plurality of processing systems possibilities figure 1.



The LCA was performed according to the recommendations of the current ISO standards (ISO, 2006^{a,b,c,d}; ISO, 2009; ISO, 2012). The presented model is made up of a FPSO primary processing plant operating on Scenario II of production. The processes were divided in two categories: Internal Process (IP) that are the ones linked to the operation systems and makes up the FPSO physical configuration and External Processes (EP) that include the supply chain of each auxiliary element for the FPSO operation, table 1. Each External Process has its participation in a particular Internal Process.

Table 1. Identification of internal and external processes

Internal Process	External Process
Separation	Solid Waste Treatment
Oil Treatment	Cargo Ships and Trucks
Gas Treatment	Chemicals Production
Water Treatment	Fuels Production
Power Generation	
Flare	

All external processes and flows of internal processes were taken from the Software GaBi database. Thus, the secondary data obtained in the bibliographic study only quantified existing flows from GaBi database. This care is important because to create extra-software flows undertakes the evaluation model adopted, since currents created by the user does not contain predefined weights related to the impact of categorical adopted by a particular valuation model. The study boundary (gate to gate analysis) is confined to the oil production stage, particularly to the primary processing plant. It was only quantified the input and output system processing data, also considering the impacts of the generation and treatment of effluents. The impacts of drilling, completion, exploratory unit construction, oil and gas offloading, abandonment and final disposal of equipment were not considered. The functional unit of one (01) kg of treated oil was established. This unit was used as a factor for calculating the input and output of the main system

unit processes discussed. In the case of the processing plant, the allocation procedure was performed based on the mass criteria for oil, gas and water.

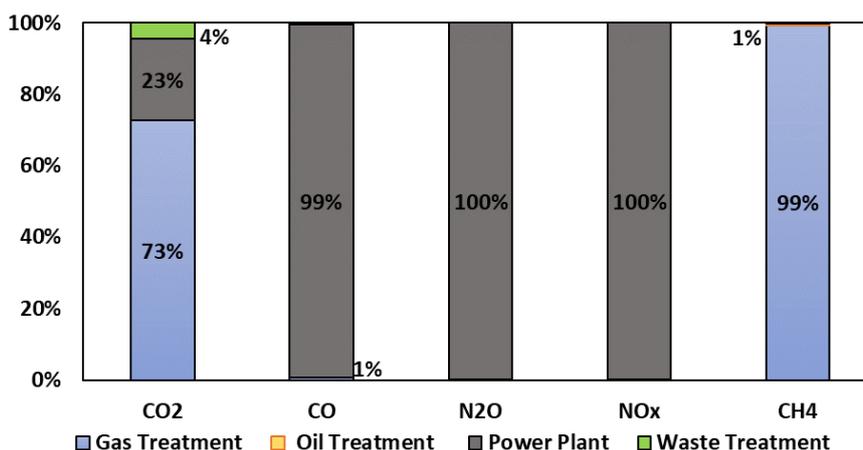
A midpoint pointers impact profile was adopted to provide a more concise picture of the products environmental performance evaluation. An intermediate impact categories model (considers the impacts from the primary point of environmental intervention) was selected and within the GaBi software, the CML 2001 (version 201X) method was used.

The environmental impact categories have been selected to adequately represent the environmental profile. These categories are the Global Warming Potential, Human Toxicity Potential, Freshwater Ecotoxicity Potential, Marine Ecotoxicity Potential, Terrestrial Ecotoxicity Potential. All data used to build the developed LCI model were secondary data from public theses (CAMPOS, 2012; FERREIRA, 2004; CHEHEBE, 1998; MARIANO, 2007; MARTINS, 2008; MONTEIRO, 2008; SANT'ANNA, 2005; VAZ, 2009; CALDEIRA-PIRES, 2002), academic papers (OLIVEIRA, 1997) and quantitative performance reporting companies (OGX, 2011 ; PETROBRAS, 2007 ; PETROBRAS 2010^{a,b,c} ; TCEQ, 2010, US EPA, 2006; EC-JRC, 2010) treated with the necessary reliability and representativeness precautions according to the ISO 14040 quality criteria. Due to the difficulty of obtaining accurate data from a single production unit, it was necessary to extract information from different studies in different years.

Results and discussion

The LCA results are presented in a comparison between internal and external process represented by greenhouse gases emissions (CO, CO₂, N₂O, NO_x, CH₄) and environmental impact categories related to toxicology and Global Warming. From this analysis it can be identified in figure 2 (external process analysis) that Power Plant (power generation) is more significant than the other processes having 99% of CO, 100% of N₂O and 23% CO₂. These values are a consequence of the internal combustion equipment arrangement and the external fuels production processes. The Oil Treatment process appears with the minimal contribution of 1% of CH₄ emission due to the oil storage process. The Gas Treatment has 73% of CO₂ emissions because of the utilized chemicals products and 99% of CH₄ emissions due mainly to the venting internal process.

Figure 2. Greenhouse emissions performance in the main processes of the FPSO



Considering the greenhouse gases emissions, Figure 3 illustrates the comparison between internal and external process. The external process represents 62% of CO₂ emissions and 3% of CO. These emissions are related to the production processes of the chemical products used by Gas and Oil Treatments.

Figure 4 shows the participation of internal and external process by categories of impact. The external processes represent 63% of the Marine Aquatic Ecotoxicity Potential, 38% of the Freshwater Aquatic Ecotoxicity Potential and 4% of the Terrestrial Ecotoxicity. In the comparative environmental assessment performed between internal and external production processes is depicted a significant contribution of external processes in each treatment system.

Figure 3. Comparison of greenhouse gases for the internal and external production unit processes

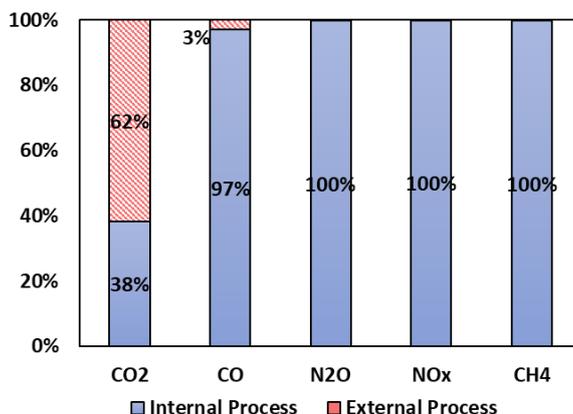
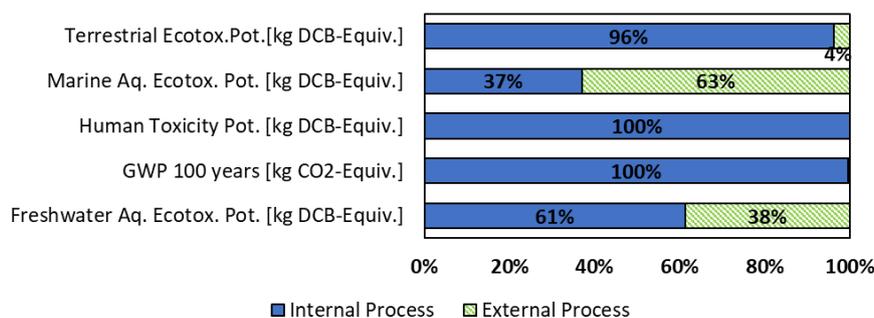


Figure 4. Percentage of internal and external processes participation in the impact categories



Conclusions

The Oil and Gas primary processing plant generic model was able to map and characterize the offshore facility. External and internal processes contributions were evidence and the critical points for the main treatments pointed out. This assessment allowed a better understand and provide a general model for further studies and give the perspective to perform more complex offshore assessment.

References

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT NBR 10004 de maio de 2004. Rio de Janeiro, Brasil, 2004
- CALDEIRA-PIRES, A.; RABELO, R.R.; XAVIER, J. H. Uso potencial da análise do ciclo de vida associada aos conceitos da produção orgânica aplicados à agricultura familiar. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, v. 19, p. 149– 178, 2002.
- CAMPOS, M. G. DE. Abordagem de Ciclo de Vida da Avaliação de Impactos Ambientais no Processamento Primário Offshore. p. 127, 2012.
- CHEHEBE, J. R.. *Análise do Ciclo de Vida de Produtos - Ferramenta Gerencial da ISO 14.000*. Qualitymark, p. 104, 1998.
- EC-JRC. Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment - background document. *ILCD Handbook - International Reference Life Cycle Data System*, European Union. JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION. 2010.
- EPE. *Balço Energético Nacional 2013: Ano base 2012*. p. 182, 2013.
- FERREIRA, J. V. R. *Análise de ciclo de vida dos produtos*. Tese de D.Sc., GESTÃO AMBIENTAL/ Instituto Politécnico de Viseu. Viseu, Portugal, 2004.

GUINÉE, J. B.. Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publishers., 2002.

ISO, 2009. "14040. Gestão Ambiental - Avaliação de ciclo de vida - Gestão e Estrutura".

ISO/TR. 14047, 2012. "Environmental management - Life cycle assessment - Illustrative examples on how to apply ISO 14044 to impact assessment situations Management". Genebra, Suíça.

ISO, 2006a. "International Organization for Standardization, ISO 14040:2006 Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework". Genebra, Suíça.

ISO, 2006b. "International Organization for Standardization, ISO 14044:2006 - Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines". Genebra, Suíça.

ISO, 2006c. "International Organization for Standardization, ISO/TR 14049:2012 - Environmental Management - Life Cycle Assessment - Illustrative Examples on How to Apply ISO 14044 to Goal and Scope Definition and Inventory Analysis". Genebra, Suíça.

ISO, 2006d. "International Organization for Standardization, ISO/TS 14048:2002 -Environmental Management – Life Cycle Assessment - Data documentation format". Genebra, Suíça.

MARIANO, J. B., Proposta de Metodologia de Avaliação Integrada de Riscos e Impactos Ambientais para Estudos de Avaliação Ambiental Estratégica do Setor de Petróleo e Gás Natural em Áreas Offshore. Tese de D.Sc., Programa de Planejamento Energético/ UFRJ. Rio de Janeiro, 2007.

MARTINS, A. A. B. Estudo de Caso Aplicado ao Gerenciamento de Resíduos Sólidos em Instalações Marítimas de Produção de Petróleo da Bacia de Campos. Revista Perspectivas Online, v. 5, 2008.

MMA (Ministério do Meio Ambiente), Resolução CONAMA N° 237 de dezembro de 1997. Dispõe sobre a revisão e

MONTEIRO, M. F. Mestrado profissional em gerenciamento e tecnologias ambientais no processo produtivo. 2008.

OGX. Desenvolvimento e Escoamento da Produção de Petróleo nos Blocos BM-C-39 e BM-C-40, Bacia de Campos. , p. 112, 2011.

OLIVEIRA, S. DE; HOMBEECK, M. Exergy Analysis of Petroleum Separation Processes in Offshore Platforms. Elsevier, Energy Convers, 1997.

PETROBRAS. Processamento Primário de Petróleo. p. 53, 2007.

PETROBRAS. Sistema de Produção e Escoamento de Óleo e Gás Natural nos Módulos 3 (P-55) e 4 (P-62) do Campo Roncador, Bacia de Campos. 2009.

PETROBRAS. Sistema de Produção e Escoamento de Óleo e Gás Natural nos Módulos 3 (P-55) e 4 (P-62) do Campo de Roncador, Bacia de Campos., p. 218, 2010a.

PETROBRAS. Sistema Piloto de Produção para Teste de Longa Duração no Reservatório Quissamã, Concessão BM-C-36, Bloco Exploratório Aruanã, Bacia de Campos. 2010b.

PETROBRAS. Atividade de Produção e Escoamento de Petróleo e Gás Natural do Polo Pré-Sal da Bacia de Santos. 2013.

RIBEIRO, F. M. Inventário de ciclo de vida da geração hidrelétrica no Brasil - Usina de Itaipu: primeira aproximação. Paulo. Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, p. 243, 2003.

SANT'ANNA, A. A., Simulação de Processamento de Gás Natural em Plataforma Off-Shore. Projeto Final de Curso, Escola de Química/ UFRJ. Rio de Janeiro, 2005.

SANTOS, L. M. M. DOS. Avaliação Ambiental de Processos Industriais. São Paulo: Signus Editora, 2006.

TCEQ (TEXAS COMISSION ON ENVIRONMENTAL QUALITY), Offshore Oil and Gas Platform Report, Final Report. Preparado por Eastern Research Group, Inc., ERG No. 0227.03.025. Carolina do Norte, EUA. 2010.

US EPA - United States Environmental Protection Agency, Associate Waste Report: Crude Oil Tank Bottoms and Oily Debris. Office of Solid Waste. Washington, DC, 2000.

US EPA - United States Environmental Protection Agency, Life Cycle Assessment: Principles and Practice. National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development, Cincinnati, 2006.

VAZ, J. C. Síntese de Controle e Análise de Cenários em Plantas Offshore de Óleo e Gás. Escola de Química/ UFRJ, 2009.



AVALIAÇÃO COMPARATIVA DO CICLO DE VIDA DO *BUS RAPID TRANSIT* (BRT) E METRÔ: UM ESTUDO DE CASO DO BRT TRANSCARIOCA E DA LINHA 4 DO METRÔ DO RIO DE JANEIRO

Isabelle Duran Martins¹, Ana Carolina Maia Angelo¹

¹Laboratório de Sistemas Avançados de Gestão de Produção, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Programa de Engenharia de Produção – SAGE/COPEP/UFRJ. Cidade Universitária, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. +5521 3622-3545, isabelle@sage.coppe.ufrj.br

Resumo: Para sediar os Jogos Olímpicos e Paralímpicos de 2016, a cidade do Rio de Janeiro, nos últimos anos, recebeu investimentos, principalmente na infraestrutura de transportes com a inclusão da Linha 4 do metrô e adoção do sistema de *Bus Rapid Transit* (BRT). No contexto em que é fundamental tornar a mobilidade urbana mais sustentável, o presente artigo tem como objetivo comparar o desempenho ambiental do BRT Transcarioca e da Linha 4 do metrô, através da aplicação da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) atribucional. A fronteira do sistema adotada foi do berço à roda, incluindo a extração e produção de matérias primas, construção e manutenção da infraestrutura, manufatura e manutenção dos veículos, e operação do sistema. Os resultados obtidos, a partir da aplicação da metodologia de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) ReCiPe, possibilitaram identificar que o metrô apresenta melhor desempenho ambiental que o BRT em 12 das 17 categorias de impacto analisadas, ressaltando a importância de se avaliar diversos impactos ambientais além das emissões de CO₂, reforçando a fragilidade dos estudos de ACV focados em apenas uma categoria de impacto. Além de evidenciar a importância da visão do ciclo de vida para avaliação da sustentabilidade ambiental de sistemas de transportes, este estudo corrobora a necessidade de se considerar aspectos que não sejam somente econômicos na tomada de decisão referente a investimentos públicos.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida, BRT, metrô, sistemas de transporte, Rio de Janeiro.

Introdução

O planejamento do transporte de uma cidade deve ser estruturado de forma que o transporte público se torne mais conveniente do que o uso de veículos individuais, buscando reduzir as emissões de gases do efeito estufa (GEE) e os riscos para a saúde, entre outros benefícios (Banister, 2008). O setor de transportes contribui com 14% das emissões globais de GEE (IPCC, 2014) e 30% das emissões na cidade do Rio de Janeiro (CENTRO CLIMA/COPPE, 2013). A maior parte dos deslocamentos na cidade do Rio de Janeiro são feitos por meio rodoviário. A lei 12.187/2009, que estabelece a Política Nacional sobre Mudança do Clima, menciona a intensificação do uso do transporte público como um meio para reduzir as emissões antrópicas de GEE (BRASIL, 2009). A lei estadual 5.690/2010 reforça esse ponto (SEA-RJ, 2012). Os objetivos estaduais incluem a expansão da rede de transporte coletivo, com expansão e melhorias da qualidade de serviço do metrô e do sistema BRT. Para alcançar os objetivos estabelecidos e receber os Jogos Olímpicos e Paralímpicos de 2016, o Rio de Janeiro recebeu investimentos em novas linhas de Veículo Leve sobre Trilhos (VLT), *Bus Rapid Transit* (BRT) e metrô.

O presente artigo tem como principal objetivo comparar os potenciais impactos ambientais de sistemas de metrô e BRT, ao longo do ciclo de vida, de acordo com a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), a partir do estudo de caso do do BRT Transcarioca e na linha 4 do metrô, ambos situados na cidade do Rio de Janeiro.

Metodologia

A metodologia aplicada para a ACV atribucional comparativa dos modais BRT e metrô seguiu as normas ISO 14.040 e ISO 14.044 (ISO, 2006), com auxílio do software Umberto® para modelagem. O método de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) utilizado foi o ReCiPe Midpoint (H) w/o LT (Goedkoop et al., 2013), considerando 17 categorias de impacto: Ocupação de Terra Agrícola (OTA); Mudanças Climáticas (MC); Depleção de Combustíveis Fósseis (DCF); Ecotoxicidade de Água Doce (ETD); Eutrofização de Água Doce (EAD); Toxicidade Humana (TH); Radiação Ionizante (RI); Ecotoxicidade Marinha (ETM); Eutrofização Marinha (EM); Depleção de Recursos Minerais (DRM); Transformação de Área Natural (TAN); Redução da Camada de Ozônio (RCO); Formação de Material Particulado (FMP); Formação de Oxidantes Fotoquímicos (FOF); Acidificação Terrestre (AT), Ecotoxicidade Terrestre (ETT) e Depleção Hídrica (DH). A

categoria de impacto Ocupação do Solo Urbano (OSU) não foi considerada na análise já que a base de dados não contém dados específicos para metrô subterrâneo, além da ausência de dados reais para adaptação.

A maior parte dos estudos de ACV focam em uma (ANDRADE e D'AGOSTO, 2016; CUI et al., 2010; ROZYCKI, KOESER e SCHWARZ, 2003) ou poucas (CHESTER e HORVATH, 2009; CUELLAR, BUITRAGO-TELLO e BELALCAZAR-CERON, 2016) categorias de impacto, com grande foco nas emissões de CO₂. Apesar de simplificar os resultados, pode deixar alguns aspectos importantes de fora da análise. O estudo se torna mais confiável para dar suporte a uma tomada de decisão e ao desenvolvimento de políticas públicas quando considera diversos aspectos e categorias de impacto (CHESTER e HORVATH, 2009; Meng et al., 2017), além de permitir identificar possíveis *trade-offs* entre potenciais impactos ambientais (CHESTER et al., 2013). EUROPEAN COMMISSION (2010) reforça que estudos comparativos em pegada de carbono devem mostrar que outras categorias de impacto não alterariam as conclusões e recomendações.

A unidade funcional utilizada é 1 passageiro-quilômetro viajado (1pkm), de forma a incluir os efeitos da taxa de ocupação dos veículos na análise e a distância percorrida pelo usuário. Os dados utilizados para o cálculo do pkm do BRT foram o histórico de passageiros para 1 ano, distância média viajada por passageiro (11 km) e vida útil de 60 anos (ITDP, 2014; 2015), chegando a 41.689.470.900 pkm. Como a vida útil da via de concreto é de 30 anos, foi considerada uma troca completa, assim como foram considerados 6 renovações da frota de ônibus articulados, já que a vida útil deste é de 10 anos (HIDALGO et al., 2013). O pkm utilizado para o metrô foi calculado em ANDRADE (2016), de 87.747.683.773 pkm, com base em previsões de demanda da Linha 4, para uma vida útil de 60 anos. Ainda segundo o mesmo autor, a vida útil dos trens é de 30 anos, logo foi considerada uma troca completa da frota.

Alguns estudos de ACV de transporte focam somente nos impactos da fase operacional, como em CUELLAR *et al.* (2016). Apesar das emissões da operação serem responsáveis por uma grande parcela das emissões totais, um sistema de transporte requer uma infraestrutura robusta para o seu funcionamento, com intenso uso energético e de matéria prima para a construção (CHESTER et al., 2013). Assim, a fronteira do sistema adotada inclui a manufatura do veículo, construção da infraestrutura, manutenção e operação do veículo e da infraestrutura. O fim de vida não foi incluído, assim como em (ANDRADE e D'AGOSTO, 2016; CHESTER et al., 2013; CHESTER e HORVATH, 2009; FEDERICI, ULGIATI e BASOSI, 2008; NAHLIK e CHESTER, 2014; ROZYCKI, KOESER e SCHWARZ, 2003), devido a alta complexidade de se avaliar as rotas de destinação final e a falta de dados disponíveis no Brasil.

O BRT Transcarioca e o a linha 4 do metrô foram tomados como estudo de caso para a comparação entre os modais. Embora ocupem a função de transportes complementares no contexto em que se encontram inseridos na cidade do Rio de Janeiro, o BRT e metrô podem ser vistos como substitutos pelos tomadores de decisão, justificando a aplicação de uma ACV comparativa (ex. CHESTER; HORVATH, 2009; CUELLAR *et al.*, 2016). Ademais, um antigo projeto de construção de uma linha de metrô no Rio de Janeiro, que ligaria a Cidade Universitária à zona Oeste da cidade (ALTINO, 2015), trajeto similar ao atual BRT Transcarioca, reforça tal ideia.

Para a análise de inventário do metrô, os dados foram obtidos de ANDRADE (2016), que possui dados reais oriundos das empresas responsáveis pela construção da L4 ou dados estimados com base nas operações do sistema em funcionamento no Rio de Janeiro. Quanto ao BRT, informações da construção da infraestrutura, produção de combustível e operação foram tiradas do próprio sistema BRT e de revisão bibliográfica. O inventário da manufatura do veículo foi estimado a partir de uma comparação por massa entre a produção de um ônibus comum retirado da base de dados do Ecoinvent 3.1 e o chassi de um ônibus articulado. Os dados de manutenção do BRT e os dados secundários de ambos os sistemas, como o extração de matéria prima, foram retirados da base de dados e adaptados para o contexto local quando possível. Por exemplo, o banco de dados possui o *dataset* da matriz energética do Brasil, permitindo adaptações nos processos, assim como a matriz energética da China, onde são produzidos os trens para o metrô.

Resultados e discussão

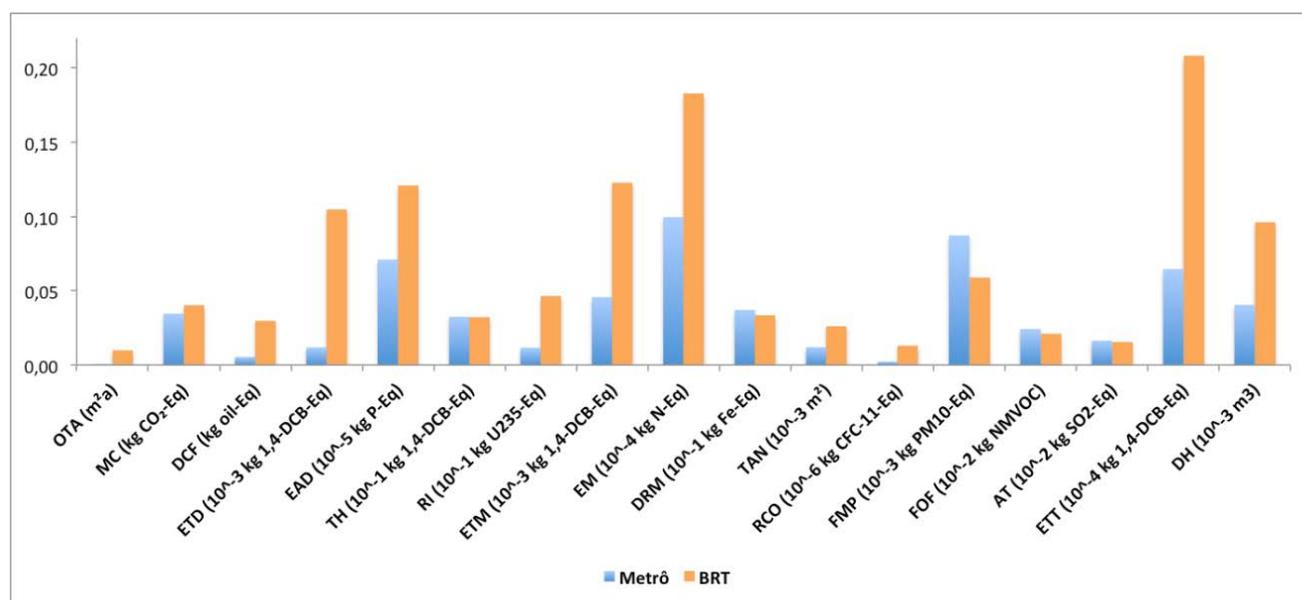
A figura 1 apresenta os resultados dos impactos potenciais para 1 pkm da L4 do metrô e do BRT Transcarioca. Observa-se que, das 17 categorias de impacto analisadas, o BRT apresenta-se potencialmente mais impactante em 12 delas. Logo, o metrô é mais impactante para: Toxicidade Humana, Depleção de Recursos Minerais, Formação de Material Particulado, Formação de Oxidantes Fotoquímicos e Acidificação Terrestre.

Quanto à Toxicidade Humana e Depleção dos Recursos Minerais, a fase de construção da via contribui com 0,002 kg 1,4-DCB eq/pkm (81,5%) e 0,003 kg Fe-eq/pkm (82,2%) do impacto do metrô, respectivamente, principalmente devido a produção de aço, cimento e concreto, principais materiais utilizados. Para Formação de Material Particulado,

Formação de Oxidantes Fotoquímicos e Acidificação Terrestre, a fase de operação contribui, respectivamente, com $0,04 \times 10^{-3}$ kg PM₁₀ eq/pkm (50,4%), $0,01 \times 10^{-2}$ kg NMVOC/pkm (60,8%) e $0,01 \times 10^{-2}$ kg SO₂ eq/pkm (48,9%).

De acordo com MARTINS et al. (2017), as categorias de impacto Mudanças Climáticas, Formação de Material Particulado e Formação de Oxidantes Fotoquímicos podem ser consideradas mais relevantes para a cidade do Rio de Janeiro, devido a lei municipal 5.248/2011 que estabelece metas de redução da emissão antrópica de GEE e ao monitoramento constante das emissões de CO, SO₂, O₃, NOx e MP₁₀. As figuras 2 e 3 permitem analisar mais profundamente tais categorias de impacto, mostrando a contribuição relativa de cada uma das fases do ciclo de vida para o metrô e o BRT.

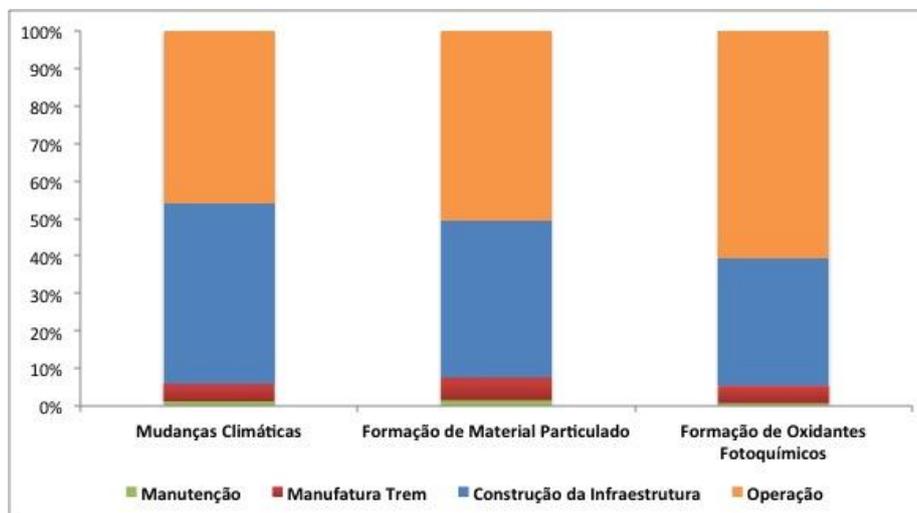
Figura 25 – Resultados da ACV para 1 pkm – Impactos Potenciais do metrô e BRT



Fonte: Elaboração própria

A figura 2 mostra que a construção da infraestrutura (48,2%) é a etapa do ciclo de vida que mais contribui para a categoria de impacto Mudanças Climáticas do metrô, enquanto que a operação (60%) é a fase que mais contribui no caso do BRT, de acordo com a figura 3. A figura 1 mostra que o ciclo de vida do metrô tem menor contribuição potencial para a categoria em análise do que o BRT. Isso se deve principalmente à matriz energética brasileira para produção de eletricidade ser predominantemente renovável, com cerca de 85,8% (EPE, 2017), reduzindo as emissões por pkm, enquanto que o BRT utiliza combustível fóssil para o seu funcionamento. Sistemas de transporte elétricos auxiliam a redução da emissão de GHG quando comparados a carros e ônibus (ANDRADE e D'AGOSTO, 2016), contanto que a matriz energética local não seja majoritariamente fóssil. Logo, investir em fontes de energia renováveis é uma das melhores alternativas para reduzir os impactos ambientais de sistemas de transporte elétrico (ANDRADE; D'AGOSTO, 2016; CHESTER et al., 2013; DEL PERO et al., 2015).

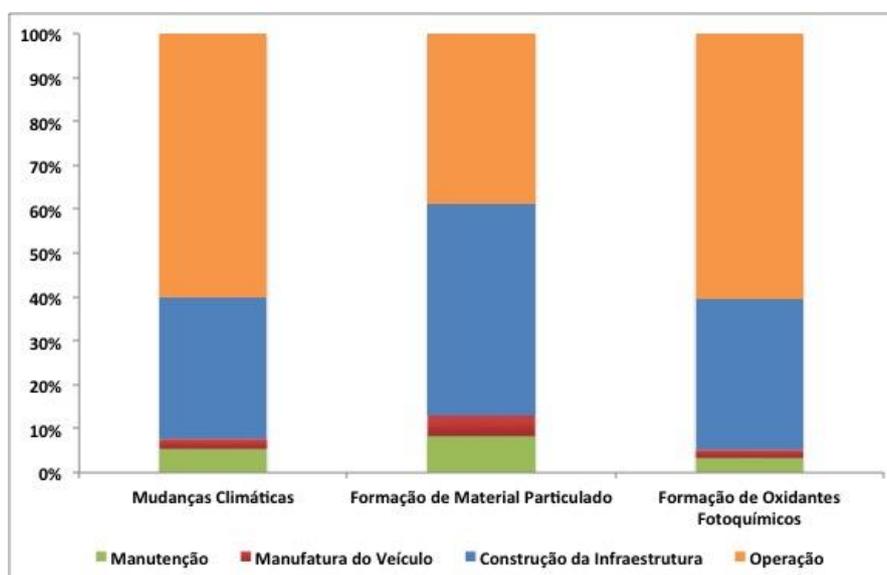
Figura 26 – Análise de contribuição das fases do ciclo de vida do metrô para as categorias de impacto Mudanças Climáticas, Formação de Material Particulado e Formação de Oxidantes Fotoquímicos



Fonte: Elaboração própria

Para a categoria de impacto Formação de Material Particulado, a operação (50,4%) é a fase de maior contribuição para o metrô (figura 2), enquanto que em relação do BRT, a fase de construção da infraestrutura (48,2%) se sobressai (figura 3). De acordo com a figura 1, o BRT apresenta menor contribuição que o metrô na categoria de impacto em análise devido a redução do teor de enxofre em combustíveis fósseis (CHESTER; HORVATH, 2009) e ao uso de termoeletricas, as quais fazem parte da matriz energética que fornece eletricidade para a operação do metrô. A emissão de particulados e dióxido de enxofre aumentam devido as térmicas à carvão e petróleo, prejudicando a qualidade do ar, principalmente na região onde as térmicas estão localizadas (VONBUN, 2015). Como mencionado anteriormente, a fase de operação é a que mais contribui para a categoria de impacto Formação de Oxidantes Fotoquímicos, assim como para o BRT (60,4%). Os oxidantes fotoquímicos são um produto da reação de NO_x e compostos orgânicos voláteis (COVs), resultantes na queima de combustíveis fósseis (CETESB, 2016).

Figura 27 - Análise de contribuição das fases do ciclo de vida do BRT para as categorias de impacto Mudanças Climáticas, Formação de Material Particulado e Formação de Oxidantes Fotoquímicos



Fonte: Elaboração própria

Conclusões

O presente artigo aplicou a metodologia de ACV ao BRT e ao metrô, tendo o BRT Transcarioca e a L4 do metrô como estudos de caso, desde a extração da matéria-prima até a operação, buscando comparar o potencial desempenho ambiental desses sistemas de transporte nas 18 categorias de impacto da metodologia ReCiPe de AICV. O presente estudo de ACV possibilitou identificar que o metrô apresenta melhor desempenho ambiental que o BRT em 12 das 17 categorias para uma vida útil de 60 anos, exceto em Toxicidade Humana, Depleção de Recursos Minerais, Formação de Material Particulado, Formação de Oxidantes Fotoquímicos e Acidificação Terrestre. O resultado reforça a necessidade de avaliar diversas categorias de impacto, e não focar apenas nas emissões de GEE, já que pode omitir possíveis *trade-offs* entre os potenciais impactos. A matriz energética brasileira ser predominantemente renovável é uma vantagem para os veículos elétricos. Além disso, as políticas públicas devem incentivar o aumento do uso de recursos renováveis.

Estudos como esse permitem ao tomador de decisão comparar o desempenho ambiental de diversos modais, adicionando o critério ambiental à outros critérios classicamente utilizados para uma tomada de decisão, como o econômico. Esse tipo de estudo pode ser aplicado à outros modos de transporte. Ainda, pode ser complementado para trabalhos futuros com outras ferramentas para tomada de decisão, como métodos multicritério de apoio à decisão.

Referências

- ALTINO, L. (2015) Metrô em Jacarepaguá e expansão até o Recreio já tem traçado debatidos. **O Globo**, 14 dez.
- ANDRADE, C. E. S. DE; D'AGOSTO, M. D. A. (2016) Energy use and carbon dioxide emissions assessment in the lifecycle of passenger rail systems: The case of the Rio de Janeiro Metro. **Journal of Cleaner Production**, v. 126, p. 526–536.
- BANISTER, D. (2008) The sustainable mobility paradigm. **Transport Policy**, v. 15, n. 2, p. 73–80.
- CENTRO CLIMA/COPPE (2013) **Greenhouse Gas Emissions Inventory of the city of Rio de Janeiro in 2012 and updating of the municipal plan of action for emission reduction.**
- CHESTER, M. et al. (2013) Infrastructure and automobile shifts: positioning transit to reduce life-cycle environmental impacts for urban sustainability goals. **Environmental Research Letters**, v. 8, n. 1, p.p. 2-10.
- CHESTER, M. V; HORVATH, A. (2009) Environmental assessment of passenger transportation should include infrastructure and supply chains. **Environmental Research Letters**, v. 4, n. 2, pp. 1-8.
- CUELLAR, Y.; BUITRAGO-TELLO, R.; BELALCAZAR-CERON, L.-C. (2016) Life cycle emissions from a bus rapid transit system and comparison with other modes of passenger transportation. **CT&F - Ciencia, Tecnología y Futuro**, v. 6, n. 3, p. 25–36,
- CUI, S. et al. (2010) Carbon footprint analysis of the Bus Rapid Transit (BRT) system: a case study of Xiamen City. **International Journal of Sustainable Development & World Ecology**, v. 17, n. 4, p. 329–337.
- DEL PERO, F. et al. (2015) Life Cycle Assessment of a heavy metro train. **Journal of Cleaner Production**, v. 87, n. 1, p. 787–799.
- DURAN MARTINS, I. et al. (2017) **LIFE ASSESSMENT OF BUS RAPID TRANSIT (BRT): A CASE STUDY OF TRANSCARIOCA.** VII Conferencia Internacional de Análisis de Ciclo de Vida en Latinoamérica. **Anais...Medellín.**
- EPE (2017) **Plano Decenal de Expansão de Energia 2026.**
- EUROPEAN COMMISSION (2010) **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition. Traduzido por Luiz Marcos Vasconcelos. Publications Office of the European Union.** Luxemburg.
- FEDERICI, M.; ULGIATI, S.; BASOSI, R. A (2008) thermodynamic, environmental and material flow analysis of the Italian highway and railway transport systems. **Energy**, v. 33, n. 5, p. 760–775.
- HIDALGO, D. et al. (2013) TransMilenio BRT system in Bogota, high performance and positive impact - Main results of an ex-post evaluation. **Research in Transportation Economics**, v. 39, n. 1, p. 133–138.



IPCC (2014) **Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.** Geneva, Switzerland.

ITDP (2014) **Padrão De Qualidade BRT.** Disponível em: <https://www.itdp.org/wp-content/uploads/2014/07/ITDP-Brasil_Padrão-de-Qualidade-BRT-2014_em-PT_versão-WEB.pdf>.

ITDP (2015) **Análise de Impacto do BRT TransCarioca na Mobilidade Urbana do Rio de Janeiro.**

MENG, F. et al. (2017) Energy efficiency of urban transportation system in Xiamen, China. An integrated approach. **Applied Energy**, v. 186

NAHLIK, M. J.; CHESTER, M. V. (2014) Transit-oriented smart growth can reduce life-cycle environmental impacts and household costs in Los Angeles. **Transport Policy**, v. 35, p. 21–30.

ROZYCKI, C. VON; KOESER, H.; SCHWARZ, H. (2003) Ecology profile of the german high-speed rail passenger transport system, ICE. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 2, p. 83–91.

SANCHES DE ANDRADE, C. E. (2016) **Avaliação da emissão de dióxido de carbono e do uso de energia no ciclo de vida de sistemas metroferroviários de passageiros: Aplicação Na Linha 4 Do Metrô Do Rio De Janeiro.** Tese de D. Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

SEA-RJ (2012) **Plano Estadual sobre Mudança do Clima.**

VONBUN, C. (2015) Impactos Ambientais E Econômicos Dos Veículos Elétricos E Híbridos Plug-in: Uma Revisão Da Literatura. **(Syn)thesis**, v. 8, n. 2, p. 45–63.

INCERTEZAS RELACIONADAS À ETAPA DE MANUTENÇÃO DE EDIFICAÇÕES HABITACIONAIS: ESTUDO DE CASO DE PAREDES DE ALVENARIA ESTRUTURAL

Natalia Reguly^{1*}, Michele Morales^{2*}, Ana Paula Kirchheim^{3*}, Ana Passuello^{4*}

**Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Construção e Infraestrutura, Núcleo Orientado para Inovação na Edificação. Av. Osvaldo Aranha, 99, Porto Alegre, RS, Brasil.*

*¹e-mail: natalia.reguly@ufrgs.br; ²e-mail: michelefd.morales@gmail.com; ³e-mail: anapaula.k@ufrgs.br
⁴e-mail: ana.passuello@ufrgs.br*

Resumo: O setor de edificações é um grande gerador de impactos ambientais, consumindo elevada quantidade de recursos não renováveis durante toda sua vida útil. Ao longo do ciclo de vida do edifício, são necessárias manutenções dos componentes da construção para garantir o cumprimento da sua vida útil de projeto. Tais manutenções geram impactos devido à produção e transporte dos materiais bem como sua a operação propriamente dita. Nesse contexto, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta que permite mensurar quantitativamente os possíveis impactos ambientais associados à etapa de manutenção das edificações, surgindo como alternativa para análise ambiental de materiais e sistemas. Sendo assim, objetivo deste estudo é quantificar as incertezas relacionadas à etapa de manutenção de edificações, através da definição de cenários de manutenção para 1m² de paredes de alvenaria estrutural de blocos cerâmicos ao longo de 50 anos. O escopo do estudo é do berço ao túmulo, e os dados de inventário utilizados são provenientes da base Ecoinvent 3.3, tendo sido adaptados ao contexto local. O software utilizado foi o OpenLCA 1.6.3. Visando transparência, foi conduzida análise de incertezas dos resultados considerando a qualidade dos dados. Resultados preliminares indicam que a fase de manutenção embora não seja a mais impactante, possui expressiva participação, com em média de 41,4% no ciclo de vida. Estas constatações demonstram a relevância das manutenções no impacto total de uma edificação e reforçam a importância de prever adequadamente esta etapa.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), etapa de manutenção, avaliação de incerteza.

Introdução

O setor da construção civil é considerado atualmente um grande gerador de impactos ambientais. Frente a essa realidade, a preocupação com o meio ambiente aumentou e está cada vez mais presente na construção civil, uma vez que o setor vem se conscientizando da sua responsabilidade ambiental (CBIC, 2014). Nesse contexto, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), preconizada pela NBR ISO 14044/2009 (ABNT, 2009b), é uma ferramenta que permite quantificar os possíveis impactos ambientais associados ao ciclo de vida das edificações, viabilizando sua mensuração desde a extração dos recursos, produção dos materiais, construção, uso e manutenção, e fim de vida.

A longa vida útil dos edifícios acarreta complexidade na sua avaliação, uma vez que, os impactos de uma edificação já se iniciam na extração e produção da matéria-prima a ser utilizada na construção, transporte até o canteiro de obras, produção do edifício, operação da edificação (consumo de energia, consumo de água, etc.), manutenção da edificação (necessária para garantir a sua segurança em uso) e, finalmente, sua disposição final (CEN EN 15978, 2011a).

Estudos indicam que a etapa de uso e operação de uma edificação pode responder pela maior parte dos seus impactos. Morales et al. (2018) em estudo comparativo entre tipologias habitacionais comuns na região sul do Brasil, identificaram que a operação de edificações habitacionais de interesse social (HIS) no Brasil pode responder por até 70% dos seus impactos na categoria aquecimento global, sendo 24% deste total oriundo das manutenções. Moraga (2017) também observou predominância da etapa operacional sobre os impactos totais de HIS unifamiliares construídas em diferentes sistemas construtivos.

Considerando o longo ciclo de vida de uma edificação, e as necessárias manutenções dos componentes da construção, realizadas para garantir o cumprimento de sua Vida Útil de Projeto (VUP), este trabalho tem por objetivo quantificar as incertezas relacionadas à longa vida útil das edificações, particularmente a etapa de manutenção. Adicionalmente será realizada análise de incertezas dos resultados considerando a qualidade dos dados através da aplicação da abordagem da Matriz de Pedigree (WEIDEMA B. P., 1998).

Previsão de Vida Útil de Materiais de Construção

No Brasil, a ABNT NBR 15575-1:2013 constitui-se na principal fonte de pesquisa para definição do período de vida útil da edificação. Esta norma determina que as edificações habitacionais devam obrigatoriamente atingir um nível de

desempenho mínimo pelos diferentes elementos e sistemas da construção, por um período mínimo de tempo (CBIC, 2013). Para tal são definidos valores mínimos de VUP - que é uma estimativa de tempo de vida útil que depende de diversos fatores para ser alcançada (Tabela 1).

Tabela 1 – Exemplos de VUP de acordo com a ABNT NBR 15575:1 (2013)

Sistema		Vida útil de projeto (em anos) de acordo com a ABNT NBR 15575:1.		
		VUP- Mínimo (50 anos)	VUP-Intermediário (63 anos)	VUP-Superior (75 anos)
Estrutura Principal		≥50	≥63	≥75
Revestimento de Parede Aderido	Interno	≥13	≥17	≥20
	Externo	≥50	≥50	≥50
Pintura	Interno	≥3	≥4	≥5
	Externo	≥8	≥10	≥12

Fonte: Elaborada a partir da NBR 15575:1/2013 (ABNT, 2013).

Entretanto, características dos materiais e da qualidade da construção como um todo, o correto uso e operação da edificação e de suas partes, a constância e efetividade das operações de limpeza e manutenção, alterações climáticas e níveis de poluição no local da obra, mudanças no entorno da obra ao longo do tempo, entre outros, interferem na vida útil da edificação (ABNT NBR 15575-1, 2013). Sendo assim, a vida útil das construções pode variar consideravelmente. Cenários que empregam suposições padrão podem gerar resultados incorretos, neste sentido, para obtenção de resultados próximos à realidade, os pressupostos relativos à substituição, reparação e manutenção dos materiais devem ser definidos da maneira mais realista possível (GRANT; RIES; KIBERT, 2014).

Devido à dificuldade de estimar as operações de manutenção das edificações, grande parte dos estudos empregam ciclos fixos de substituição dos materiais e de sistemas, que muitas vezes excluem manutenções e reparos dos componentes da edificação (GRANT; RIES; KIBERT, 2014). Em contraponto, uma das principais normas orientativas para elaboração de avaliações ambientais de edificações, a norma europeia CEN EN 15643-2:2011, recomenda considerar manutenções, reparos, substituições e a eventual remodelação da edificação. Neste sentido, incluí-los nos estudos de ACV é importante, uma vez que manutenções são necessárias para garantir o cumprimento da vida útil dos componentes (CEN EN 15643-2, 2011b).

Metodologia

Para realização deste estudo foram seguidas as orientações da NBR ISO 14040/2009 (ABNT, 2009a) e NBR ISO 14044/2009 (ABNT, 2009b). As fases da ACV são apresentadas nos itens a seguir:

Objetivo e Escopo

O objetivo deste trabalho é quantificar as incertezas relacionadas à longa vida útil das edificações, especialmente a etapa de manutenção, através da definição de cenários de manutenção para 1m² de paredes de alvenaria estrutural de blocos cerâmicos ao longo de 50 anos. Neste estudo, o escopo selecionado é do berço ao túmulo sendo considerados os impactos incorporados iniciais (produção), recorrentes (manutenção) e da destinação final, não sendo considerados impactos operacionais já que a unidade funcional selecionada é 1 m² de parede construída.

Análise do Inventário

Para elaboração do inventário foi utilizada a base de dados Ecoinvent versão 3.3 e o modelo de sistema *cut-off* (WEIDEMA B. P. et al., 2013). Os dados utilizados foram adaptados para a realidade brasileira por Moraga et al. (2017) a partir de dados da literatura. Na Tabela 2 são apresentados os materiais considerados na ACV. Os resíduos gerados nas etapas de manutenção e fim de vida foram classificados de acordo com a Resolução 307/2002 do CONAMA, a qual os classifica como Classe A, e a disposição final considerada foi disposição em aterro. O processo de tratamento de

resíduos da base Ecoinvent 3.3 adotado foi *treatment of inert waste, inert material landfill RoW*. Não foi considerado o processo de triagem dos resíduos.

Tabela 2 – Inventário dos materiais utilizados no estudo com dados adaptados (MORAGA et al., 2017)

Sistema	Materiais	Processo Ecoinvent	Matriz de Pedigree ¹	Qtd (kg)
Pintura Paredes Internas	Tinta Acrílica Fosca	Adaptado a partir do processo <i>Alkyd paint production, white, water-based, product in 60% solution state</i> .	(4;4;4;3;3)	0,29
Pintura Paredes Externas				0,29
Revestimento Argamassa Interno	Cimento CPIV, Areia, Cal, Aditivo	Adaptado utilizando areia e cimento brasileiros e processo <i>Cement mortar RoW</i> . Traço da empresa construtora.	(4;4;3;3;2)	30,36
Revestimento Argamassa Externo	Cimento CPIV, Areia, Cal, Aditivo			91,86
Alvenaria	Bloco Cerâmico	ANICER (2012)	(2;3;2;4;4)	105,21
	Argamassa Assentamento	Adaptado utilizando areia e cimento brasileiros e processo <i>Cement mortar RoW</i> . Traço publicado pela ANICER (2012).	(4;4;3;3;2)	27,00
	Graute (0,02 m ³)	Adaptado utilizando areia, brita e cimento brasileiros e processo <i>Concrete production 20 MPa RoW</i> .	(4;4;3;3;2)	46,19
	Aço	Adaptado a partir do processo <i>Reinforcing steel RER</i> .	(3;3;3;3;4)	1,04

¹ WEIDEMA, B. P. (1998) Multi-User Test of the Data Quality Matrix for Product Life Cycle Inventory. Int. J. Life Cycle Ass. 3(5):259-265.

Avaliação de Impactos

O cálculo da avaliação de impactos foi realizado no software OpenLCA 1.6.3. Para esta etapa do estudo adotou-se somente as categorias de impacto previstas na norma CEN EN 15804 (2013), conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 – Categorias de impacto avaliadas no estudo com dados adaptados

Indicador	Unidade	Método ¹
Potencial de Aquecimento global – GWP - 100	kg de CO ₂ -Eq. (100a)	IPCC 2007
Potencial de Acidificação – AP	kg SO ₂ -Eq. (generic)	CML 2001
Potencial de Eutrofização – EP	kg PO ₄ -Eq. (generic)	CML 2001
Potencial de Oxidação Fotoquímica – POCP	kg etileno-Eq. (low NOx)	CML 2001
Potencial de Depleção da Camada de Ozônio – ODP	kg CFC-11-Eq. (steady state)	CML 2001
Potencial de Depleção de Recursos Abióticos de Origem Não Fóssil - ADPN	kg antimônio-Eq. (reserve base)	CML 2001
Potencial de Depleção de Recursos Abióticos de Origem Fóssil – ADPF	MJ-Eq. (reserve base)	CML 2001

¹ WINTER S. et al. OpenLCA 1.4 - Comprehensive user manual. Germany. 2015. Disponível em: <<http://www.openlca.org/learning/>>.

Avaliação de Incertezas

A base de dados Ecoinvent declara para todos seus dados uma incerteza chamada de básica, que está relacionada aos erros obtidos na coleta dos dados. Além da incerteza básica, pode ser incluída uma incerteza adicional que é baseada nos indicadores de qualidade dos dados, que são convertidos em parâmetros estatísticos numa abordagem de matriz de pedigree. Neste estudo foram consideradas a incerteza básica do Ecoinvent e a matriz de pedigree (tabela 2) dos dados (WEIDEMA, 1998; WEIDEMA e WESNAES, 1996; WEIDEMA et al., 2013). No cálculo das incertezas foi utilizada a simulação de Monte Carlo com 1000 iterações e intervalo de confiança de 90%.

Para os blocos cerâmicos foi utilizada a matriz de pedigree publicada em ANICER (2012) apenas para a confiabilidade e representatividade dos dados. Os demais indicadores foram estimados pelos autores da adaptação dos dados.

Definição dos Cenários de Manutenção

Para definição dos cenários de manutenção foi realizada revisão de literatura buscando declarações ambientais de produto (DAP)¹³ fornecidas pelos fabricantes e na norma ABNT NBR 15575-1 (2013), na qual foram levantados valores mínimos de VUP para cada material que necessita manutenção durante o período de 50 anos: revestimento interno, pintura interna e pintura externa. A partir desta revisão foram elaborados 4 cenários de manutenção apresentados na Tabela 4. O cenário CI foi delineado considerando valores de VUP mínima de argamassa de revestimento interno previstos na ABNT NBR 15575-1 (2013) combinado aos valores de vida útil previstos em DAPs de fabricantes de tintas^{2,3}. Para o cenário CII foi considerada VUP superior prevista na ABNT NBR 15575-1 (2013) para o revestimento interno e valores de vida útil previstos em DAPs de fabricantes de tintas^{2,3}. Para os cenários CIII e CIV foram considerados somente valores de VUP (mínima e superior respectivamente) encontrados na ABNT NBR 15575-1 (2013). O cálculo do número de substituições de cada componente foi baseado nos critérios recomendados pela CEN EN 15978 (2011a). As DAP utilizadas são referentes a tintas acrílicas à base de água, específicas para pintura de ambientes de alvenaria interiores e exteriores.

Tabela 4 – Cenários utilizados no estudo

Cenários	Cenário I (C I)	Cenário II (C II)	Cenário III (C III)	Cenário IV (C IV)
Vida Útil revestimento interno (anos)	13 interno	20 interno	13 interno	20 interno
Número de substituições revestimento interno	3 interno	2 interno	3 interno	2 interno
Vida Útil Pintura (anos)	15 ² interna 5 ³ externa	15 ² interna 5 ³ externa	3 interna 8 externa	5 interna 12 externa
Número de repinturas considerado	3 interna 9 externa	3 interna 9 externa	16 interna 6 externa	9 interna 4 externa

² NSF International, Harmony, Sherwin-Williams Company, Cleveland, Estados Unidos, 2016. Disponível em: <<http://info.nsf.org/Certified/Sustain/ProdCert/EPD10081.pdf>>. Acesso em 19 jan.2018.

³ NSF International, SuperPaint Exterior, Sherwin-Williams Company, Cleveland, Estados Unidos, 2016. Disponível em: <<http://info.nsf.org/Certified/Sustain/ProdCert/EPD10115.pdf>>. Acesso em 19 jan.2018.

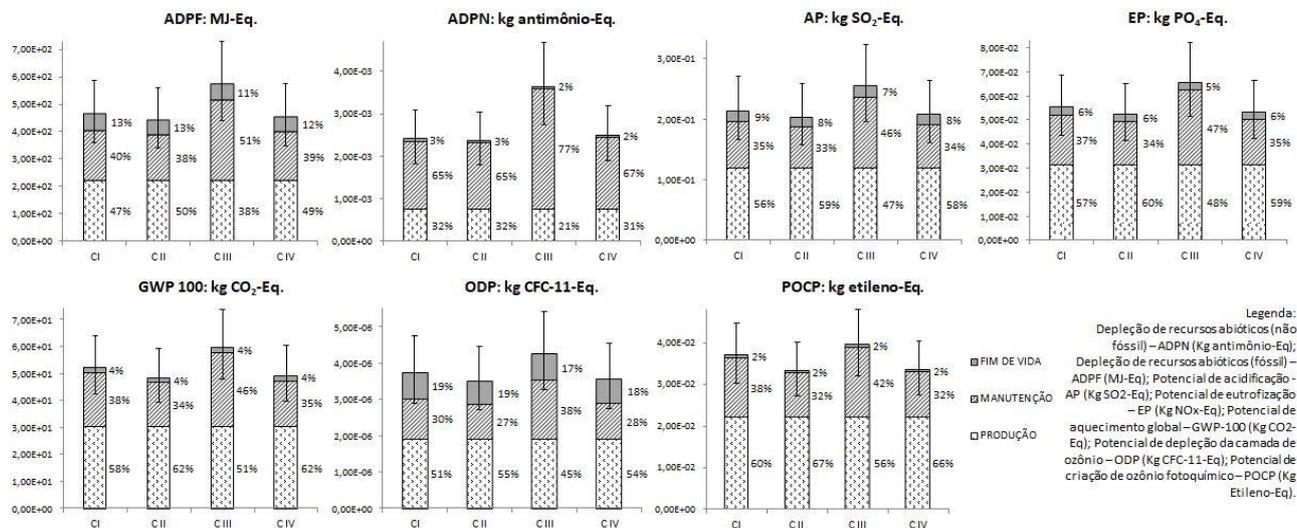
Resultados e discussão

No Gráfico 1 são apresentados os impactos potenciais para todo o ciclo de vida da parede em cada um dos cenários definidos juntamente com as incertezas relacionadas à qualidade dos dados. Inicialmente observa-se maior participação da etapa de produção sobre as demais com, em média: 46% na categoria ADPF, 55% em AP, 56% em EP, 58% em GWP, 51% em ODP e 62% em POCP. Somente na categoria ADPN a etapa de produção apresentou menor participação, com em média 29% dos impactos. Embora a etapa de manutenção não seja predominante, nesta etapa observam-se resultados próximos aos encontrados na etapa de produção, com participação média de 31% a 42% dos impactos, excetuando-se a categoria ADPN, na qual a manutenção responde por em média 68% dos impactos totais.

As diferenças entre os cenários de manutenção propostos também se mostraram relevantes com variações de 10 a 13%. Neste sentido é importante destacar que foram consideradas manutenções somente para aqueles sistemas com VUP menor que 50 anos (pintura interna e externa e revestimento argamassado interno). Estes materiais em conjunto respondem por aproximadamente 41% da massa de materiais necessários para produzir a parede, contudo o elevado número de repetições das manutenções, bem como o alto impacto ambiental de alguns dos materiais considerados, acarretaram elevada participação desta etapa em todas as categorias, chegando esta a se sobrepor sobre a etapa de produção, como observado na categoria de impacto ADPN.

¹³ BRASIL. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior - Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia - INMETRO. Portaria nº 100 de 07 de março de 2016. 2016.

Gráfico 1 – Impactos ao longo do ciclo de vida de 1m² de parede e incertezas relacionadas à qualidade dos dados.



Estas constatações demonstram a relevância das incertezas relacionadas aos cenários de manutenção sobre o impacto total de uma edificação, e reforçam, a importância de prever adequadamente esta etapa. Em consonância, ao observar cada um dos cenários de manutenção propostos, verifica-se que o cenário CIII predomina sobre os demais em todas as categorias, seguido pelo cenário CI. Tal fato se deve ao maior número de substituições do revestimento de argamassa interno (3 vezes) e também ao número de repinturas (22 no cenário CIII e 12 no cenário CI).

Ainda no Gráfico 1 é apresentada a variação dos impactos ao longo do ciclo de vida da parede a partir das incertezas da qualidade dos dados utilizados. Assim, é possível ter maior confiabilidade no resultado gerado, visto que o impacto não é um valor fixo, e sim um intervalo de valores que podem ser assumidos pelos cenários, ou seja, tem-se um intervalo de confiança de 90% no qual há valores prováveis estimados, logo, pode ser feita uma comparação mais clara entre os cenários. Conforme pode ser observado, o cenário CIII nem sempre vai ser o cenário mais impactante, já que ele pode, quando em seu valor mínimo, ser ultrapassado ou igualado aos cenários CI e CIV em seus respectivos valores máximos, em todas as categorias de impacto. Já o cenário CII, mesmo quando em seu valor máximo, não ultrapassará qualquer valor do cenário CIII, logo, nesse caso, o cenário CII terá redução de impactos se comparado ao cenário CIII. O cenário CII, em seu valor mínimo, é o cenário de melhor desempenho ambiental em todas as categorias, comparado aos demais cenários em qualquer valor dos intervalos.

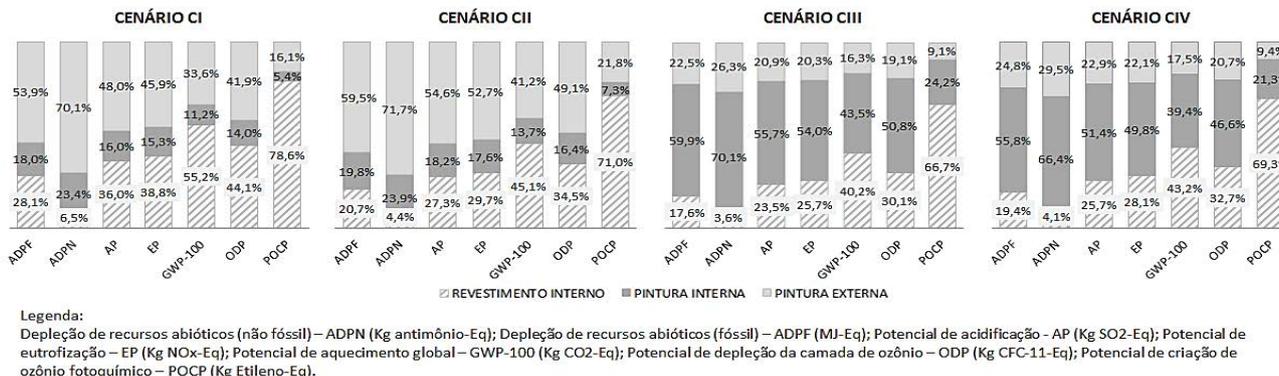
Na categoria ADFP, por exemplo, o cenário CI ao ter sua média comparada com a do cenário CIII, apresenta melhor desempenho ambiental. Entretanto, dentro dos 1000 resultados possíveis simulados, observa-se que 71,1% destes resultados pertencem a um mesmo intervalo de prováveis valores de impactos, igualando-os nesta faixa. Ainda nesta categoria, o cenário CII pode, em 53,1% dos resultados simulados, apresentar melhor desempenho ambiental que o cenário CIII. Já na categoria GWP100, é provável que o cenário CIV, que em média apresenta impactos reduzidos em comparação ao cenário CIII, tenha em 64,1% dos seus resultados, valores de impactos dentro do mesmo intervalo que o cenário CIII, ou seja, dentro da faixa de incertezas, em algum momento o cenário CIII pode mostrar melhor desempenho que o cenário CIV.

Portanto, a avaliação das incertezas da qualidade dos dados se mostra importante para que as decisões possam ser tomadas com clareza, visto que há um intervalo de valores que podem ser assumidos, possibilitando outras escolhas. Por exemplo, o cenário CIII poderia ter sido selecionado como o cenário de maior impacto, entretanto nota-se que em alguns momentos ele pode ser o cenário de menor impacto. A partir destas constatações, observa-se que os cenários podem se sobrepor em alguns momentos, e assim alterar o *ranking* dos resultados.

Ao detalhar a etapa de manutenção no Gráfico 2, o sistema de pintura é o de maior impacto na etapa, predominando sobre o revestimento interno. As exceções são no cenário CI: GWP e POCP - devido aos impactos da produção do cimento; nos cenários CII/CIII e CIV: POCP - também devido à produção do cimento. Nos demais cenários, as repinturas (internas e externas) são as maiores responsáveis pelos impactos ambientais. Em razão das diferentes fontes selecionadas, nos cenários CI e CII, baseado em DAPs, a pintura externa predomina, já nos cenários CIII e CIV, baseados na ABNT NBR 15575:1, a pintura interna predomina. Esta informação se mostra relevante sob dois aspectos,

primeiro no tocante a pintura externa, nos cenários CIII e CIV, esta ocorre com menor frequência que a interna, escolha que deve ser avaliada uma vez que ambientes externos sofrem maior agressão devido à exposição às intempéries. Já no tocante a pintura interna, esta sofre menos reposições nos cenários CI e CII (3 vezes), e isto também deve ser avaliado visto que muitas vezes repinturas, principalmente em ambientes internos, ocorrem por hábitos do usuário e não somente por término da vida útil.

Gráfico 2 – Impactos relacionados à etapa de manutenção de 1m² de parede.



Conclusões

Este estudo avaliou as incertezas relacionadas à etapa de manutenção de 1m² de parede de alvenaria estrutural. Na metodologia foi utilizada a ACV com o objetivo de quantificar os impactos gerados em sete categorias de impacto e adicionalmente foi realizada a análise das incertezas da etapa de manutenção, a partir da definição de cenários de manutenção e da qualidade dos dados utilizados.

Os resultados mostram que a etapa de manutenção é relevante no ciclo de vida da edificação, visto que ela apresenta elevada participação em todas as categorias de impacto. Ao detalhar esta etapa, nota-se que as repinturas são as grandes responsáveis pelos impactos ambientais e que, dependendo das fontes utilizadas para definição da VUP destes materiais, a proporção de qual sistema predomina no impacto total do cenário é variável.

A qualidade dos dados se mostrou relevante nos resultados, viabilizando uma comparação mais clara entre os cenários, visto que existe uma faixa de valores que podem ser assumidos por cada cenário, e assim eles podem se sobrepor alterando a ordem de classificação dos resultados.

Na definição dos cenários de manutenção as fontes utilizadas para definição da VUP dos materiais são importantes, dado que alteram a participação dos materiais na etapa de manutenção, em razão do número de substituições necessárias durante o ciclo de vida da edificação. Os resultados obtidos demonstram a importância de considerar as diversas fontes de incertezas em estudos de ACV de edificações, visto que traz clareza ao resultado gerado. Logo, cenários de manutenção condizentes com a realidade bem como considerar à qualidade dos dados, são aspectos importantes a serem aperfeiçoados nestes estudos.

Agradecimentos

Os autores agradecem às instituições que apoiam os pesquisadores envolvidos neste estudo: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) e ao projeto Capacity Building and Knowledge Sharing Networking Events in the field of Life Cycle Assessment (LCA) in Brazil.

Referências

ANICER - ASSOCIAÇÃO NACIONAL DA INDÚSTRIA CERÂMICA. Análise comparativa do ciclo de vida de paredes construídas com blocos cerâmicos, blocos de concreto e concreto armado moldado in loco. Rio de Janeiro, 2012.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro. 2009a.

_____. NBR ISO 14044: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro. 2009b.

_____. NBR 15575: Edificações Habitacionais — Desempenho Parte 1: Requisitos gerais. Rio de Janeiro. 2013.

CBIC - CÂMARA BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO. Desenvolvimento com Sustentabilidade. Brasília, 2014.

_____. Desempenho de Edificações Habitacionais: guia orientativo para atendimento à norma ABNT NBR 15575/2013. Brasília, 2013.

CEN - EUROPEAN COMMITTEE FOR STANDARDIZATION. EN 15978 - Sustainability of construction works - Assessment of environmental performance of buildings— Calculation method. Luxemburg: Publications Office of the European Union, 2011a.

_____. EN 15643 - Sustainability of construction works - Assessment of buildings - Part 2: Framework for the assessment of environmental performance. Luxemburg: Publications Office of the European Union, 2011b.

_____. EN 15804 - Sustainability of construction works - Environmental product declarations — core rules for the product category of construction products. Luxemburg: Publications Office of the European Union, 2013.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. (2002) Resolução nº 307 de 05 de julho de 2002. Minist. do Meio Ambiente.

GRANT, A., RIES, R., KIBERT, C. Life cycle assessment and service life prediction: a case study of building envelope materials. J. Ind. Ecol. n.18, p.187–200, 2014.

MORAGA, G. L. Avaliação do ciclo de vida e simulação termoenergética em unidade habitacional unifamiliar do Programa Minha Casa Minha Vida. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017.

MORAGA, G. et al. (Org.). (2017) Relatório técnico de adaptação de dados de Inventário de Ciclo de Vida de materiais de construção. Porto Alegre: [s.n].

MORALES, M. et al. LCA as a tool to support decision making in social housing program: a comparison between two conventional typologies in southern Brazil. In: 1st SDEWES Lat. Amer. Conf.: Sustainable on Devel. Energy, Water and Environ. Syst. Rio de Janeiro, 2018.

WEIDEMA, B. P. (1998) Multi-User Test of the Data Quality Matrix for Product Life Cycle Inventory. Int. J. Life Cycle Ass. 3(5):259-265.

WEIDEMA, B. P.; WESNAES, M. S. (1996) Data quality management for life cycle inventories - an example of using data quality indicators. J. Clean. Prod. 4(3-4):167-174.

WEIDEMA B. P. et al. (2013). Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1(v3). St. Gallen: The Ecoinvent Centre.

APLICAÇÃO DE AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV) NO PROCESSO CONSTRUTIVO DE UM POÇO RASO

*José Adson A. Carvalho Filho¹, Anderson Luiz Ribeiro de Paiva², José Vitor Silva Aragão³, Armando Dias Duarte⁴,
Jacqueline da Silva Macêdo⁵*

Grupo de Gestão Ambiental Avançada (GAMA) – Análise de Ciclo de Vida

¹*Discente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, Campus Agreste – UFPE, adson.carvalhojr@gmail.com*

²*Docente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, Campus Agreste – UFPE, andersonlrpaiva@gmail.com*

³*Discente de Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Federal de Pernambuco, Campus Agreste – UFPE, vitor.csc.13@gmail.com*

⁴*Discente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, Campus Agreste – UFPE, armando01.dias@gmail.com*

⁵*Discente do Programa de Pós-graduação em Moda e Mercado da Faculdade SENAI, Campus Campina Grande – Paraíba, line.silvam@gmail.com*

Resumo: A construção de poços é um mecanismo de se atingir reservas de água subterrânea. A qual é uma das fontes hídricas de água doce de maior potencial, diante do que já estão comprometidos a maioria dos cursos de água por poluição diversa, principalmente próximo aos centros urbanos. A ACV é uma ferramenta que trata com abrangência e permite avaliar de forma generalizada todas as questões ambientais e os potenciais impactos que estão associados a um sistema de produção. Esta pesquisa tem como objetivo a aplicação da ACV no processo de construção de um poço localizado próximo as margens do rio Beberibe, em Olinda/PE, sendo um poço instalado para aplicação do processo de tratamento denominado filtração em margem. Na análise do processo construtivo levou-se em consideração os materiais utilizados em sua estrutura física. A aplicação da metodologia de ACV no poço raso se deu através do *Software SimaPro*® utilizando o método de análise *ReCipe Midpoint* onde foram plotados dados do inventário de sua estrutura para as categorias: mudança climática, depreciação da camada de ozônio, toxicidade humana, ecotoxicidade de água doce e depreciação fóssil. Em relação às mudanças climáticas o PVC foi o material que mais impactou seguido do cimento, já para as demais categorias o cimento foi o material mais impactante, enquanto o PVC não apresentou nenhum impacto para tais. Os demais materiais tiveram pouca relevância nas categorias analisadas. Através destes diagnósticos, foi possível identificar os pontos críticos da estrutura, analisar os impactos e assim, pretende-se buscar alternativas afim de atenuá-los.

Palavras-chave: *Análise de ciclo de vida, qualidade de água, impacto ambiental, poço raso.*

Introdução

Olivo & Ishiki (2014) afirmam que apesar de ser um recurso tão abundante na terra que já foi considerado inesgotável, a água possui apenas uma pequena fração disponível para o uso e exploração de forma direta. Segundo o Ministério da Saúde (2006), nas últimas décadas, com o desenvolvimento econômico e o crescimento populacional, a poluição hídrica torna-se cada vez mais significativa comprometendo parte desse recurso que já é limitado. Além da problemática da alta demanda de água disponível, deve-se garantir também que a água distribuída esteja dentro dos devidos padrões exigidos para uso (SILVA *et al.*, 2016).

Grande parte dos recursos hídricos superficiais do Brasil encontra-se com algum tipo de poluição, principalmente nos casos de cursos d'água que atravessam áreas urbanas ou em áreas com presença de atividades antrópicas. A contaminação dos recursos hídricos e dos mananciais de abastecimento público por rejeitos oriundos das atividades antrópicas tem sido um dos principais fatores de risco para saúde humana, especialmente em áreas com baixas condições de suprimento de água potável e saneamento básico; sendo visível em regiões brasileiras com altas concentrações urbanas, como em áreas rurais (MINISTÉRIO DA SAÚDE 2006; OLIVO & ISHIKI, 2014). Nesse contexto, com toda a poluição existente principalmente nos mananciais superficiais e/ou a escassez do mesmo, técnicas de exploração de novas reservas de água veem suprir tais necessidades; como a construção de poços, no intuito de captar águas dos aquíferos subterrâneos. Embora seja considerado um processo de captação de água que não agride

o meio ambiente, ainda assim é provável que o mesmo gere diferentes tipos de impactos ambientais, principalmente em sua fase de construção.

Diante disto, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) surge como uma ferramenta importante na avaliação de impactos ambientais. A ACV consiste em uma técnica avaliativa dos aspectos ambientais e do potencial impacto associado a cadeia produtiva de um determinado produto, que pode ser observado por meio da compilação do inventário de entradas e saídas relevantes de um sistema e a avaliação do seu impacto ambiental; por fim, a interpretação dos resultados das análises de inventário e das fases relativas ao objetivo de estudo (GALLEGO *et al.*, 2008).

Avaliar o ciclo de vida é uma técnica de gestão ambiental que consiste em identificar toda a sistemática, considerando os *inputs* e *outputs* de todo o processo produtivo sendo os *inputs* os recursos adquiridos no ambiente que serão empregados na produção e os *outputs* materiais ou resíduos dispersos do processo para o ambiente (MANZINI & VEZZOLI, 2008). Para Ferreira (2004), compilar esses dados de entrada e saída de processo identificando os impactos desse sistema produtivo define a ACV.

A NBR ISO 14040, define que uma ACV divide-se em quatro etapas, sendo elas:

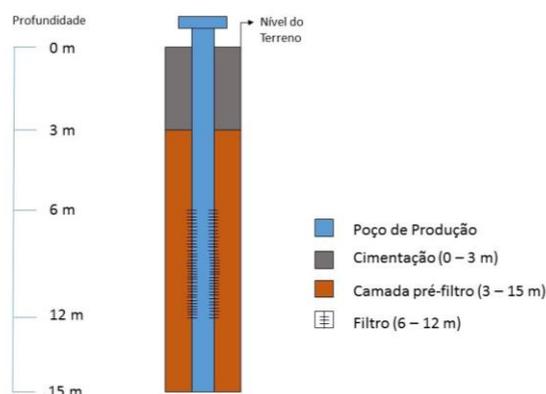
1. Definição do objetivo e âmbito;
2. Análise do inventário;
3. Avaliação de impactos;
4. Interpretação dos resultados.

Esta pesquisa tem como objetivo a aplicação da ACV no processo de construção de um poço raso localizado próximo as margens do rio Beberibe, em Olinda/PE, sendo ele, um poço instalado para aplicação do processo de tratamento, denominado filtração em margem.

Metodologia

O poço raso está inserido as margens do rio Beberibe em Olinda, no estado de Pernambuco, na região nordeste do Brasil. Encontra-se a cerca de 15 m de distância do rio Beberibe e vem operando em bombeamento contínuo desde o primeiro semestre de 2009. Para a elaboração do inventário da fase de construção, foram utilizados os dados do projeto construtivo, disponível pela equipe do GRH (Grupo de Recursos Hídricos) da UFPE. O poço raso foi feito por método de perfuração rotativa com circulação direta de fluido, nesse caso, o Polisafe 2000, à base tanto de água quanto de fluido orgânico. O diâmetro de perfuração do poço foi de 12 ¼" e o diâmetro final do poço, com tubulação de PVC, foi de 6". Os poços possuem uma profundidade de 15 m e seção de filtro na profundidade de 6 a 12 m (FREITAS, 2014).

Figura 28 – Esboço esquemático dos poços de produção instalados nas margens do rio Beberibe – PE



Fonte: Elaboração própria

Foram utilizados tubos de PVC do tipo geomecânico para o revestimento dos poços de produção, além disso, a parte do pré-filtro ou encascalhamento, foi feita desde os 3 m até os 15 m de profundidade, a cimentação foi feita de 3 metros de profundidade até a superfície de cada poço (Figura 1) (FREITAS, 2014) e o inventário descrito na Tabela 1.

Tabela 12 - Inventário dos materiais utilizados para a montagem do poço

Material	Quantidade (kg)
Água	20
Areia	162,55
Brita	1247,76
PVC	166,46
Cimento	138,64

Fonte: Elaboração própria

A aplicação da metodologia de ACV no poço raso se deu através do *Software* SimaPro® utilizando o método de análise ReCipe *Midpoint* onde foram plotados dados do inventário de sua estrutura física para as categorias: mudança climática, depreciação da camada de ozônio, toxicidade humana, ecotoxicidade de água doce e depreciação fóssil.

Resultados e discussão

Os resultados da construção do poço são descritos através da Tabela 2 abaixo e os gráficos por categoria descritos na Figura 2.

Tabela 2 - Impacto por categoria da construção de um poço raso

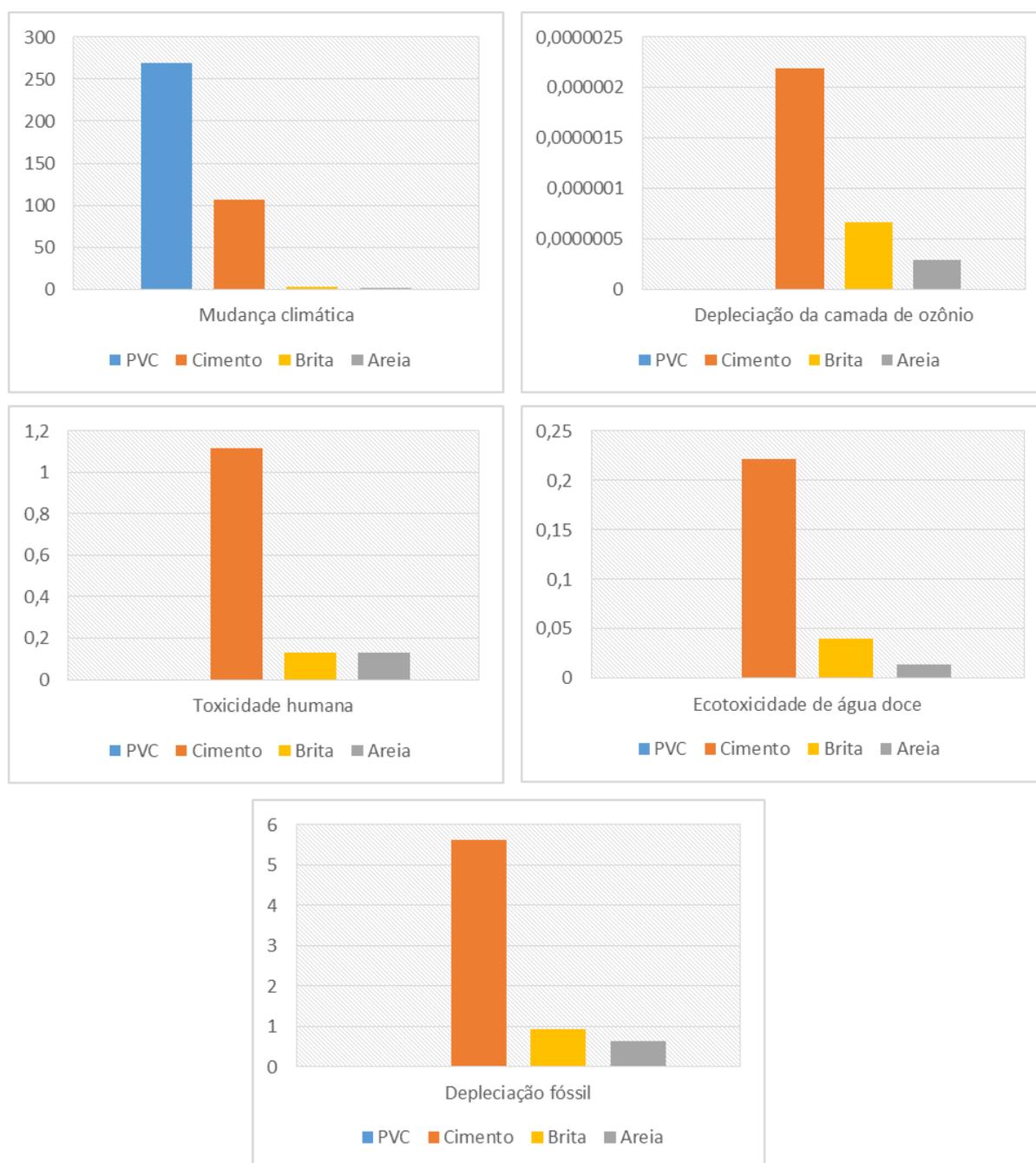
Categoria de impacto	Unidade	Total	PVC (%)	Cimento (%)	Brita (%)	Areia (%)
Mudança climática	kg CO2 eq	381,36	70,67%	27,97%	0,81%	0,55%
Depleção da camada de ozônio	kg CFC-11 eq	3,14E-06	0,00%	69,77%	21,05%	9,18%
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	1,379	0,00%	81,09%	9,33%	9,57%
Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DB eq	0,274	0,00%	80,62%	14,39%	4,98%
Depleção fóssil	kg oil eq	7,160	0,00%	78,49%	12,75%	8,76%

Fonte: Elaboração própria

Nas categorias analisadas o PVC aparece apenas na categoria de mudança climática com o maior impacto (70,67%). O cimento apresentou a maior contribuição dentre as demais categorias de impactos, sendo sua maior contribuição (81,09%) na toxicidade humana.

Na categoria de mudanças climáticas a substância que mais impactou foi o dióxido de carbono com um total de 375 kg CO2 eq. Para a categoria de depleção da camada de ozônio, a substância que obteve maior representatividade foi o metano com o total de 1,2E-6 kg CFC-11 eq. Para a toxicidade humana a substância mais representativa foi o mercúrio com 0,905 kg 1,4-DB eq. Ambas três substâncias tiveram como compartimento de propagação o ar. Já para a ecotoxicidade de água doce, a substância mais impactante foi o cobre com um total de 0,0987 kg 1,4-DB eq. Tendo como meio de propagação a água. A depleção fóssil apresentou o óleo bruto como a substância mais presente, com um total de 2,13 kg óleo eq.

Figura 29 – Categorias por impactos



Fonte: Elaboração própria

Conclusões

No presente estudo a ferramenta de Análise de Ciclo de Vida foi utilizada na identificação dos principais impactos ambientais da construção de um poço raso, responsável pelo abastecimento humano. Os dados demonstraram que o cimento aparece como o principal impacto nas categorias do estudo, o que sugere substituição por outro material menos impactante como exemplo a argila. No entanto, para uso da argila é necessário verificar situação que evite o ressecamento e contração do material, e o movimento da água ao ponto de arrastar as partículas (CPRM, 1998).

Agradecimentos

A equipe envolvida no trabalho e ao Grupo de Gestão Avançada (GAMA).

Referências

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas (2009). NBR ISO 14040: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro.
- BRASIL. Ministério da Saúde (2006). Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano. Ministério da Saúde - Secretaria de Vigilância em Saúde. Brasília.
- CPRM - Serviço Geológico do Brasil (1998). Noções básicas sobre poços tubulares – Cartilha Informativa.
- FERREIRA, J. V. R. (2004). Gestão ambiental: análise de ciclo de vida dos produtos. Instituto Politécnico de Viseu.
- FREITAS, D. A. (2014). Uso da técnica de filtração em margem para remoção de *Cryptosporidium spp.* e *Giardia spp.* e outros micro-organismos patogênicos no rio Beberibe – Pernambuco. Doutorado em Engenharia Civil – Área de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Tese de Doutorado. Recife – PE. 196 p.
- GALLEGO, A.; HOSPIDO, A.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. (2008). Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. *Resources, Conservation and Recycling*, v.52, p.931-940.
- MANZINI, E.; VEZZOLI, C. (2008). O desenvolvimento de produtos sustentáveis. 1. ed. 2. reprint. São Paulo: Edusp.
- OLIVO, A. de M.; ISHIKI, H. M. (2014). Brasil frente a escassez de água. *Colloquium Humanarum*. v.11, n.3. p.41-48, set/dez.
- SILVA, E. M. da; FABIAN, J. de M.; CAMARGO, M.; SANTOS, M. R. dos; HÜBER, M. (2016). Sustentabilidade e responsabilidade socioambiental: o uso indiscriminado de água. *Revista Maiêutica*. v.4, n.1, p.57-66.



IMPACTOS AMBIENTAIS E FORMULAÇÃO DE RAÇÃO PARA FRANGO DE CORTE

Jossivaldo de Carvalho Pacheco¹, José Machado Moita Neto², Elaine Aparecida da Silva³

¹Universidade Federal do Piauí, jpacheco@ufpi.edu.br

²Universidade Federal do Piauí

³Universidade Federal do Piauí

Resumo: A avicultura tem papel de destaque na economia e nutrição dos brasileiros. A ração é o principal insumo para a criação de frangos de corte. A indústria avícola trabalha com formulações de menor custo, isto é, formula dietas que satisfazem as necessidades nutricionais do animal, alterando os quantitativos dos ingredientes ou ainda os próprios ingredientes presentes na formulação, em função do preço de mercado dos mesmos. Contudo, os aspectos ambientais não são considerados na definição da formulação. Neste trabalho, a Avaliação do Ciclo de Vida foi utilizada com a finalidade de identificar e avaliar os potenciais impactos da produção de ração para frango de corte, levando-se em consideração situações distintas de formulação. O estudo em questão teve como base as normas ABNT NBR ISO 14040 e 14044 (2009). Os dados para elaboração do inventário do ciclo de vida foram obtidos a partir de visitas realizadas nos anos de 2014 e 2015 em uma cooperativa de avicultores de Teresina-PI e foram processados no software SimaPro versão PhD 8.0.3.14. Pequenas variações nas combinações de soja e milho nas formulações, visando menor custo, foram investigadas em relação aos seus aspectos ambientais. Excetuando-se a categoria “transformações de terras naturais”, as demais categorias do método *ReCiPe Midpoint (H) v1.10 / World Recipe H* não mostraram diferença de impacto entre as três formulações de ração crescimento. A soja foi o principal contribuinte nesta categoria de impacto. Considera-se que os estudos sobre a ACV são essenciais para a compreensão das externalidades negativas ao meio ambiente na avicultura.

Palavras-chave: avicultura; produção de ração; frango de corte; avaliação do ciclo de vida; impacto ambiental.

Introdução

O consumo de carnes no mundo, em especial, frangos, tem despertado o interesse da economia, na medida em que a cadeia de frangos responde atualmente por cerca de 88 milhões de toneladas da pecuária produtiva internacional. Especificamente sobre a dinâmica da avicultura brasileira, as pesquisas demonstram a existência de uma cadeia de carne de frango, atingindo 12,90 milhões de toneladas em 2016 (ABPA, 2017).

Da produção brasileira de frango, 66% é destinada ao mercado interno e 34% para exportação. Em termos de consumo, o Brasil em 2016 teve um consumo per capita de carne de frango de 41,10 kg.hab⁻¹ (ABPA, 2017).

Nesta conjuntura, ressalta-se que na produção de ingredientes para alimentação animal, no transporte desses ingredientes e no processo produtivo nas fábricas de rações são utilizados recursos naturais e emitidos CO₂ para a atmosfera, o que provoca impactos em diversas categorias de indicadores ambientais, como transformações de terras naturais, depleção da camada de ozônio, ecotoxicidade, etc (TONGPOOL et al., 2012).

No intuito de melhorar a sustentabilidade ambiental do sistema produtivo da avicultura, é importante ter à mão uma ferramenta que possa de forma holística quantificar os impactos ambientais decorrentes desta produção (LEINONEM E KYRIAZAKIS, 2016). Nesse sentido, é que se insere a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) que é uma ferramenta analítica capaz de identificar os impactos ambientais globais de um produto, processo ou atividade humana, desde a aquisição de matéria-prima, passando pela produção, utilização até a gestão de resíduos (GUINÉE et al. 2011; CURRAN, 2013).

A avicultura tem papel de destaque na economia e nutrição dos brasileiros. Para uma produção satisfatória do frango de corte, há vários fatores que, em conjunto, devem agir corretamente para que se tenha como resultado frangos saudáveis e de qualidade comercial. Dentre eles, destaca-se a produção de ração.

No contexto ambiental da produção de aves, Boggia et al., (2010) em um estudo sobre a avaliação de impacto ambiental em diferentes sistemas de produção de aves na Itália com o uso da ACV identificaram que a alimentação para as aves é o principal causador de impacto ambiental negativo.

A produção de grãos, especialmente a voltada para a avicultura interfere no ecossistema, haja vista que provoca impactos ambientais e sociais (PELLETIER, 2008; NGUYEN et al., 2012; TONGPOO et al., 2012; PRUDÊNCIO DA SILVA et al.; 2014). Além do desmatamento, as emissões nas fazendas (nitrogênio e fósforo nas atividades agrícolas, uso de

pesticidas no controle de pragas e herbicidas nas ervas daninhas) de produção de milho e soja são as principais causas de impacto ambiental negativo (PRUDÊNCIO DA SILVA et al., 2014).

As exigências nutricionais do frango de corte dependem, dentre outros fatores, da fase em que ele se encontra, exigindo formulações distintas para cada faixa etária de vida (ROSTAGNO et al., 2011). A indústria avícola trabalha com formulações de menor custo, isto é, formula dietas que satisfazem as necessidades nutricionais do animal, alterando os quantitativos dos ingredientes ou ainda os próprios ingredientes presentes na formulação, em função do preço de mercado dos mesmos (BUNDGAARD et al., 2014). De maneira geral, o custo de produção da ração depende do valor dos ingredientes que compõem a formulação, isto é, é estimado como a soma dos preços dos componentes da ração antes da mistura.

O objetivo deste trabalho foi investigar se a variação nas formulações das rações para frango de corte interfere de forma significativa nas categorias de impacto ambiental, através do uso da ACV.

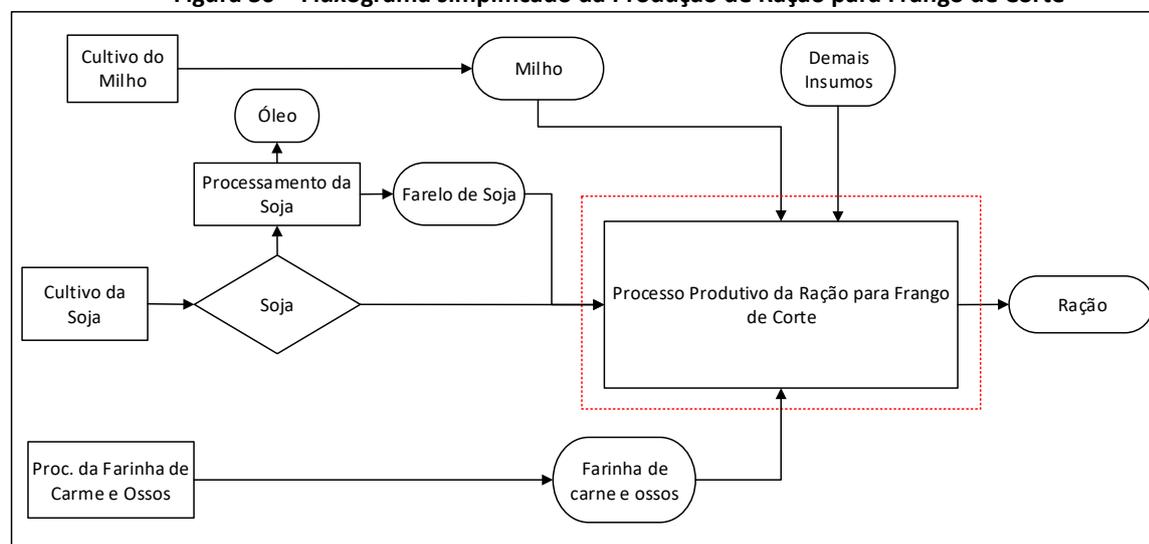
Metodologia

O estudo em questão teve como base as normas ABNT NBR ISO 14040:2009 e 14044:2009 sobre Avaliação do Ciclo de Vida. O inventário do ciclo de vida e a avaliação dos impactos ambientais foram obtidos a partir do uso de dados primários e secundários, processados no software *SimaPro* versão PhD 8.0.3.14.

A fábrica de ração onde os dados primários foram coletados pertence a uma cooperativa, situada na cidade de Teresina, capital do estado do Piauí, Brasil.

O estudo abrangeu os processos de produção de ingredientes (milho, soja, farelo de soja), transporte terrestre (modal rodoviário) dos ingredientes até a fábrica de ração e o processo produtivo na fábrica (Figura 1).

Figura 30 – Fluxograma simplificado da Produção de Ração para Frango de Corte



Fonte:

Elaboração própria

A unidade funcional (UF) considerada foi de 1 kg de ração processada para frango de corte.

Os ingredientes da ração, tais como a soja e o milho, foram produzidos no próprio estado do Piauí, especificamente no Cerrado piauiense. O farelo de soja utilizado na fábrica é processado na Bunge Alimentos, localizada no município de Uruçuí-PI a 457 km de Teresina.

Para o cálculo das emissões do transporte dos ingredientes, considerou-se a distância entre as áreas de produção (municípios de Uruçuí-PI e Sebastião Leal-PI) até a fábrica de ração, cuja distância média é de 497,87 km.

Os frangos de corte apresentam, em cada faixa etária, necessidades mínimas de nutrientes, estes devem ser fornecidos em proporções específicas, para isso é preciso dispor de uma fórmula levando em consideração as

exigências nutricionais das diferentes fases¹⁴ de vidas. Nesse estudo, foi considerada a fase de Crescimento I (22 a 33 dias), pois é nesta fase que acontece o maior consumo de ração (ROSTAGNO et al., 2011).

Os dados primários foram obtidos por meio de visitas à fábrica de ração entre os anos de 2014 e 2015, o que possibilitou conhecer todo o processo produtivo, construir um fluxograma que retrata as várias etapas, desde a obtenção da matéria prima, além de sua origem e quantidade, até o produto final, que é a ração pronta. Utilizou-se também, dados secundários que foram obtidos nas bibliotecas *Swiss Center of Life Cycle Inventories* (Ecoinvent 3) e *U.S. Life Cycle Inventory Database* (USLCI), disponíveis no banco de dados do *software SimaPro* versão PhD 8.0.3.14 (PRÉ CONSULTANTS, 2014).

Para a avaliação do impacto, foi escolhido o método *ReCiPe Midpoint* (H) V1.10 / *World Recipe* H (GOEDKOOP et al., 2013). A análise de incerteza dos resultados foi realizada a partir da técnica de Monte Carlo, integrada ao *software SimaPro* (1000 interações; 95% de confiança), baseada nos valores do coeficiente de variação relativo para cada categoria de impacto analisada.

Resultados

A fábrica de ração onde os dados foram coletados pertence a uma cooperativa, que foi fundada no ano de 1979, por iniciativa de quarenta e sete produtores e está situada na cidade de Teresina no Estado do Piauí-Brasil.

A fábrica produz ração, exclusivamente, para consumo dos seus associados, sua média mensal de produção é de quatro mil toneladas de ração, suficientes para uma produção de mais de dois mil toneladas de frango. Para tanto, consome na produção de ração, ingredientes, tais como, milho, soja, farelo de soja, farinha de carne e ossos e ainda outros insumos, dentre eles, bicarbonato de sódio, cloreto de sódio, premix e etc. A fábrica trabalha com vários tipos de rações, dentre elas: pré-inicial, ração inicial, ração de crescimento I, ração de crescimento II e ração final.

O custo médio que a cooperativa teve por tonelada de ração produzida, tendo como referência, a soma dos valores dos ingredientes, foi de: a) em 10/04/2014 R\$ 966,88; b) em 05/11/2014 R\$ 887,35 e c) em 16/12/2014 R\$ 1.107,36. Essas variações ocorreram em consequência dos valores de milho, farelo de soja e soja na época (Tabela 1).

Tabela 1 – Valor em R\$ por quilograma de ingrediente

Ingrediente	10/04/2014	05/11/2014	16/12/2014
Milho	0,550	0,450	0,600
F. de Soja	1,181	1,180	1,140
Soja Integral	1,213	1,130	1,410

Fonte: Elaboração própria a partir das visitas

Assim, as taxas de incorporação do milho, farelo de soja e soja dependia da situação de custo desses ingredientes no mercado (Tabela 2).

Tabela 2 – Total de ingrediente por toneladas (%)

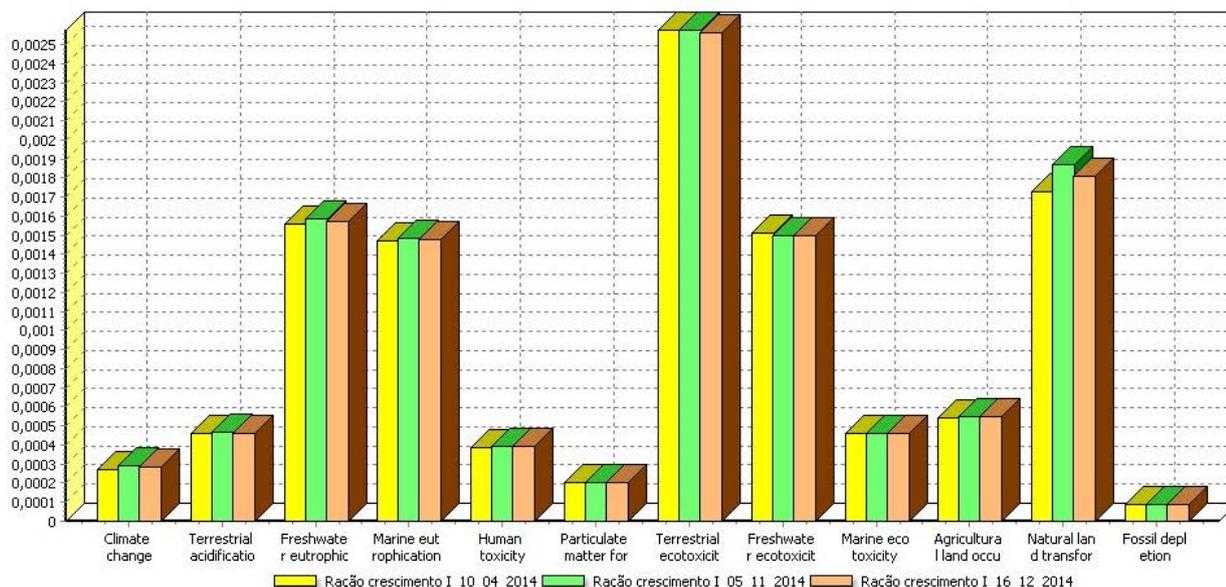
Ingrediente	10/04/2014	05/11/2014	16/12/2014
Milho	64,2	62,7	63,0
F. de Soja	06,4	05,4	06,2
Soja Integral	23,1	25,5	24,5

Fonte: Elaboração própria a partir das visitas

Pequenas variações nas combinações de soja e milho nas formulações, visando menor custo foram investigadas em relação aos seus aspectos ambientais. Excetuando-se a categoria “transformações de terras naturais”, as demais categorias não mostraram diferença de impacto entre as três formulações de ração crescimento I (Figura 2). A análise de incerteza dos resultados baseado nos valores do coeficiente de variação para a categoria “transformações de terras naturais” apresentou valores 18,1% (10/04/2014), 19,9% (05/11/2014) e 19,1% (16/12/2014).

¹⁴ Fases de consideradas por Rostagno et al., (2011) para fins de nutrição: i) Pré-inicial (1 a 7 dias); Inicial (8 a 21 dias); Crescimento I (22 a 33 dias); Crescimento II (34 a 42 dias) e Final (43 a 46 dias).

Figura 2 – Normalização¹⁵ de impactos potenciais por formulação considerando o aspecto financeiro



A comparar 1 kg 'Ração crescimento I_10_04_2014', 1 kg 'Ração crescimento I_05_11_2014' e 1 kg 'Ração crescimento I_16_12_2014'; Método: ReCiPe Midpoint (H) V1.10 / World Recipe H / Norme

Fonte: Elaboração própria no software *Simapro*

O impacto na categoria Transformação de Terras Naturais teve na soja seu principal contribuinte (Tabela 3).

Tabela 3 – Contribuição por ingrediente na categoria Transformações de Terras Naturais (%)

Ingrediente	10/04/2014	05/11/2014	16/12/2014
Milho	17,3	15,7	16,2
F. de Soja	00,8	00,7	00,8
Soja Integral	81,8	83,7	83,0

Fonte: Dados normalizados obtidos no Diagrama de Redes no *Software Simapro* para a Categoria Transformações de Terras Naturais com corte de 5% para visualização

Portanto, os impactos ambientais pela formulação que leva em conta o menor custo dependerá da situação de mercado e seu efeito sobre a ração. Pode-se verificar que os impactos tendiam a aumentar com o conteúdo de energia e proteína na formulação, sobretudo, quando se tratava do aumento da soja.

Discussão

Estudos anteriores sobre o desempenho ambiental no setor de produção de frangos de corte evidenciam que a produção das dietas para os animais é a fase que mais contribui com impactos ambientais negativos, explícitos nas categorias de impacto estudadas, especialmente por causa do uso dos ingredientes ricos em energia (milho) e proteína (soja) (NGUYEN et al., 2012; PELLETIER, 2008; TONGPOOL et al., 2012).

Outro aspecto, é que, na produção de ração para frango de corte, utilizam-se formulações que visam proporcionar uma dieta que atenda às necessidades da ave, com o menor custo e também com a possibilidade de maximizar a margem de lucro. Nguyen et al. (2012) realizaram estudo na França que tinha como objetivo reduzir os impactos ambientais da produção de ração para aves utilizando a ACV, com ração de custo mínimo e fórmulas de baixo impacto. Esse trabalho revelou que os impactos ambientais tendem a aumentar com o aumento do conteúdo de

¹⁵ A normalização é feita pela divisão da média do valor do impacto de cada categoria pelo respectivo valor da categoria. Deste modo, na normalização, os valores de y são adimensionais.

energia e proteína nas fórmulas; mas também propicia melhores taxas de conversão alimentar¹⁶. Concluíram também que é possível encontrar formulações com desempenho ambiental melhorado e aumento de custo modesto. Os mesmos autores ressaltam que, os impactos ambientais de fórmulas de menor custo dependerá da situação de mercado dos ingredientes e efeito na composição alimentar da ração.

Um destaque a se fazer é que, a região de Uruçuí, uma das principais fornecedoras de milho e soja para a fábrica de ração em estudo, se destaca em termos de produtividade. Nos últimos anos o rendimento médio do milho chega a triplicar o da soja por hectare (IBGE, 2016a; IBGE 2016b), isto é, para produzir uma tonelada de soja é necessário o triplo da área para produzir uma tonelada de milho. E ainda, o cerrado piauiense apresenta elevada taxa de retirada da cobertura nativa, pois entre 2002 e 2010, a Mesorregião Sudoeste Piauiense foi responsável por 10% dos desmatamentos no país, com ênfase para os municípios de Baixa Grande do Ribeira e Uruçuí (BRASIL 2014).

Os ajustes nas formulações para obter o menor preço são limitados pela performance nutricional das rações, tendendo apenas a reagir a preços excessivos em componentes específicos de mercado. Ao razoável equilíbrio entre preço e performance nutricional, diante de pequenas variações de composição, acrescenta-se os impactos ambientais. Maiores variações, principalmente em maior teor de soja, afetam mais a categoria de “Transformações de Terras Naturais”.

Conclusões

Após investigar as pequenas variações nas combinações de soja e milho nas formulações, visando menor custo, em relação aos seus aspectos ambientais, conclui-se que excetuando a categoria “transformações de terras naturais”, as demais categorias não mostraram diferença de impacto entre as três formulações de ração crescimento I. Onde teve na soja seu principal contribuinte.

Na cooperativa *locus* do estudo, a ACV pode proporcionar a escolha por insumos menos impactante dentre os disponíveis e que garanta a qualidade nutricional do frango.

Assim, considera-se que os estudos sobre a ACV são essenciais para a compreensão das externalidades negativas ao meio ambiente, decorrentes da expansão no setor primário da economia, particularmente na avicultura.

Agradecimentos

Ao CNPq – Projeto n° 401320/2016-2.

Referências

ABPA – Associação Brasileira de Proteína Animal (2017) Relatório Anual de 2017. Disponível em: http://abpa-br.com.br/storage/files/3678c_final_abpa_relatorio_anual_2016_portugues_web_reduzido.pdf. Acesso em: 23 fev. 2018.

ABNT – Associação Brasileira De Normas Técnicas – **ABNT NBR ISO 14040:2009**. Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro.

_____. **ABNT NBR ISO 14044:2009**. Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **PPCerrado**: plano de ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas no cerrado. 2. Fase (2014/2015). Brasília: MMA, 2014.

BUNDGAARD, A.M.; DALGAARD, R.; GILBERT, C.; THRANE, M. Assessment of the potential of digestibility-improving enzymes to reduce greenhouse gas emissions from broiler production. **Journal of Cleaner Production**, 73, 218-226, 2014.

¹⁶ A conversão alimentar representa a eficácia com que o animal (no nosso caso o frango) converteu o alimento consumido em carne. O Índice de Conversão Alimentar é a razão do consumo de ração do animal em um período de tempo pelo seu ganho de peso no mesmo período (ROSTAGNO et al., 2011).

CURRAN, M. A. Life Cycle Assessment: A review of the methodology and its application to sustainability. **Current Opinion in Chemical Engineering**, v.2, 273-277, 2013.

GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; DE SCHRYVER, A.; STRUIJS, J.; ZELM, R. V. **ReCiPe 2008**: a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, 2013. Disponível em: http://www.lcia-recipe.net/file-cabinet/ReCiPe_main_report_MAY_2013.pdf?attredirects=0. Acesso em: 10 abr. 2016.

GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; ZAMAGNI, A.; MASONI, P.; BUONAMICI, R.; EKVALL, T.; RYDBERG, T. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. **Environmental Science & Technology**, vol. 45, n. 1, 90–96, 2011.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **SIDRA**: bancos de dados sobre o rendimento médio da produção das lavouras temporárias no Brasil, Piauí e Uruçuí (PI) entre 2005 e 2014, 2016a. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/99#resultado>. Acesso em: 02 abr. 2017.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **SIDRA**: bancos de dados sobre a área plantada, área colhida, quantidade produzida, rendimento médio e valor da produção da lavoura temporária no Piauí 1990 e 2014, 2016b. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1612#resultado>. Acesso em: 02 abr. 2017.

LEINONEN, I.; KYRIAZAKIS, I. How can we improve the environmental sustainability of poultry production? **Proceedings of the Nutrition Society**, vol. 75, 265-273, 2016.

NGUYEN, T. T. H.; BOUVARELA, I.; PONCHANT, P.; VAN DER WER, H.M.G., Using environmental constraints to formulate low-impact poultry feeds. **Journal of Cleaner Production**, 28, 215-224, 2012.

PELLETIER, N. Environmental performance in the US broiler poultry sector: life cycle energy use and greenhouse gas, ozone depleting, acidifying and eutrophying emissions. **Agricultural Systems** 98, 67-73, 2008.

PRÉ CONSULTANTS. SimaPro. Versão PhD 8.0.3.14, 2014.

PRUDÊNCIO DA SILVA, V., VAN DER WERF, H.M.G., SOARES, S.R., CORSON, M.S. Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: an LCA approach. **J. Environ. Manag.** 133 (0), 222-231, 2014.

ROSTAGNO, H.S.; ALBINO, L.F.T.; DONZELE, J.L.; GOMES, P. C.; OLIVEIRA, R. F.; LOPES, D. C.; FERREIRA, A. S.; BARRETO, S. L. T.; EUCLIDES, R. F. **Tabelas brasileiras para aves e suínos**: composição de alimentos e exigências nutricionais. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 2011.

TONGPOOL, R.; PHANICHAVALIT, N.; YUVANIYAMA, C.; MUNGCHAROEN, T. Improvement of the environmental performance of broiler feeds: a study via life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production** 35, 16-24, 2012.

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA CARNE DE FRANGO COMO SUBSÍDIO PARA A ELABORAÇÃO DA REGRA DE CATEGORIA DO PRODUTO

Luana Leite dos Santos¹, Joan S. Matos¹, Camila D. Willers², Henrique L. Maranduba³, Anilma S. Cardoso¹, José Adolfo de Almeida Neto¹, Luciano B. Rodrigues³

¹Universidade Estadual de Santa Cruz, Campus Soane Nazaré de Andrade. Rodovia Jorge Amado, km 16, Salobrinho, CEP: 45662-900, Ilhéus, Bahia, Brasil. llsantos@uesc.br

²Instituto Federal de Bahia, Av. Amazonas, 3150 - Zabelê, CEP: 45030-220, Vitória da Conquista, Bahia, Brasil.

³Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Rodovia BR 415, km 03, S/N, CEP: 45700-000, Itapetinga, Bahia, Brasil.

Resumo: O Brasil é o maior exportador mundial de carne de frango. A permanência do país nessa posição de liderança implica no atendimento às exigências crescentes com relação à qualidade do produto, incluindo os aspectos ambientais. Neste contexto destaca-se a obtenção da Declaração Ambiental do Produto (DAP), dentro do processo de rotulagem ambiental, o qual inclui estudos que fundamentam a elaboração da Regra de Categoria do Produto (RCP). Este trabalho propôs trazer contribuições para subsidiar o processo de rotulagem ambiental da carne de frango produzida no Brasil. Foi realizada uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) atribucional, do berço ao portão da indústria. Os impactos ambientais foram avaliados pelo método ReCiPe *midpoint*, nas categorias de mudanças climáticas, acidificação, eutrofização, uso da terra, depleção abiótica e depleção da água. A etapa da produção de ração foi a principal contribuinte na maioria das categorias de impacto avaliadas, enquanto que a etapa de abate foi a que apresentou os impactos menos significativos. Os pontos críticos associados à carne de frango são devidos às emissões de dióxido de carbono, às mudanças no uso da terra, às emissões de amônia e ao consumo de água na produção de milho. Foi possível identificar aspectos relevantes para a elaboração da RCP, como a definição de parâmetros para o escopo, para a adequação do inventário e para a seleção das categorias de impactos.

Palavras-chave: Impactos ambientais; avicultura; declaração ambiental de produto

Introdução

Agropecuária é um dos principais setores produtivos da economia brasileira, apresentando constante crescimento anual em seus indicadores. No segundo trimestre 2017, o setor apresentou um crescimento de 14,9%, sendo ainda, o principal responsável pelo crescimento de 0,3% do PIB brasileiro em relação ao mesmo período de 2016 (IPEA, 2017).

Com números de produção expressivos tanto na agricultura como na pecuária, o Brasil alcança destaque mundial no setor. Atualmente, o país é conhecido como um grande produtor e exportador de carnes, com destaque para a carne de frango, onde aparece com o segundo maior produtor (atrás apenas dos EUA) e o maior exportador do mundo com 12,9 milhões de toneladas produzidas e 4,384 milhões de toneladas exportadas em 2016 (USDA, 2017; ABPA, 2017). Além disso, essa atividade é responsável pela geração direta e indireta de 5 milhões de empregos em toda a cadeia produtiva (CAMPOS, 2016).

Embora a produção de carne de frango resulte em benefícios econômico e sociais, assim como qualquer outra atividade produtiva, ela também resulta em impactos negativos ao ambiente, causando desequilíbrio ao tripé da sustentabilidade. Estes impactos são devido ao uso de recursos naturais e geração de resíduos, os quais podem resultar, por exemplo, na escassez e degradação dos recursos e contaminação da água, do solo e do ar.

O aumento da preocupação em relação as questões ambientais têm impulsionado a implantação de medidas que busquem reduzir as cargas ambientais dos produtos e serviços. Ao mesmo tempo, tem sido crescente a busca por iniciativas de comunicações destas ações, de modo a deixar o consumidor informado acerca das iniciativas de redução dos potenciais impactos ambientais associados. Os rótulos ambientais são uma dessas iniciativas, cuja a principal finalidade é comunicar os aspectos ambientais do ciclo de vida do produto (KOHLRAUSCH, 2004; GOMES & CASAGRANDE JUNIOR, 2016).

Os rótulos ambientais são classificados em três tipos: tipo I, tipo II e tipo III. O rótulo tipo I indica que o produto atendeu a critérios ambientais, pré-estabelecidos por uma instituição de terceira parte, levando em conta seu ciclo de vida. O tipo II são autodeclarações utilizadas para descrever um aspecto ambiental do produto, criadas por fabricantes, distribuidores ou qualquer pessoa que pode ser beneficiado, não havendo necessidade de ser baseado no ciclo de vida do produto. A rotulagem do tipo III são declarações ambientais que tem por finalidade informar os aspectos ambientais do ciclo de vida de um produto de forma quantificada, servindo como um meio de comunicação

entre empresas, ou em alguns casos, podendo ser usada para comunicar os aspectos ao consumidor (ABNT 14024, 2004; ABNT 14021, 2013; ABNT 14025, 2015).

Nesse contexto, iniciativas vem sendo tomadas, visando orientar os procedimentos necessários para que o processo de comunicação seja eficiente. Assim, em 2016, o Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (Inmetro) criou o programa voluntário de rotulagem tipo III, instituído pela Portaria nº 100, de 07 de março de 2016. O programa traz todas as diretrizes para a elaboração da Declaração Ambiental do Produto (DAP) e da Regra de Categoria do Produto (RCP), dentro do processo de rotulagem ambiental (BRASIL, 2016).

A carne de frango foi escolhida para compor o projeto piloto da DAP no Brasil em função da sua importância econômica e as crescentes exigências no mercado internacional. Para isso, faz-se necessária a construção da RCP da carne de frango. A RCP é um documento que estabelece as regras, diretrizes e critérios para que um grupo de produtos de mesma função possam desenvolver sua declaração ambiental. Ele deve ser elaborado pelo órgão responsável pelo programa de rotulagem ambiental tipo III. No Brasil, o responsável é a Comissão Técnica do Inmetro (BRASIL, 2016). A elaboração da RCP implica na realização de um estudo de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) do produto, devendo trazer informações sobre o mesmo, além dos parâmetros relevantes para o desenvolvimento da DAP (ABNT 14025, 2015).

A ACV permite avaliar um processo ou serviço, através dos balanços de entradas e saídas do sistema. Esse método realiza a avaliação do produto do “berço ao túmulo”, ou seja, do início do processo, nas entradas da matéria-prima até o momento da disposição final dos resíduos (EPA, 2006). Há ainda a flexibilidade na definição da fronteira, podendo o estudo contemplar as etapas do “berço ao portão”.

Assim, o objetivo deste trabalho foi realizar uma ACV atribucional da carne de frango produzida como subsídio para o estabelecimento dos parâmetros para elaboração da sua Regra de Categoria de Produtos.

Metodologia

Foi realizada uma ACV atribucional, do berço ao portão, considerando-se a produção do frango desde o recebimento dos pintos de corte na granja até a obtenção do frango abatido na indústria. O objetivo do estudo foi avaliar os impactos ambientais da produção da carne de frango, considerando como unidade funcional 1 kg de carne.

Sendo considerada uma pecuária de precisão, a produção de frangos de corte possui pouca variação entre os períodos e etapas de produção. As etapas definidas para este trabalho foram: produção da ração, crescimento e terminação, e abate. Assim, foi considerado um período de produção de 42 a 49 dias, mais a etapa de limpeza e desinfecção do galpão após a saída de todos os frangos (IGAYARA, 2006). Nesse estudo foi considerado a produção de 22 mil frangos em um período de 45 dias, sendo o peso final de cada ave viva de 2,6 kg (SILVA et al., 2012).

A produção de ração levou em conta uma formulação específica para frangos de corte (RUFINO, 2017), sendo a energia elétrica necessária correspondente a 5,5 kWh por tonelada de ração produzida (ALVARENGA, 2010). Para os cálculos relacionados ao transporte dos insumos, considerou-se que todas as etapas de produção ocorrem no município de Ilhéus/BA. Os insumos, por sua vez são provenientes dos municípios produtores mais próximos, a saber: Luís Eduardo Magalhães/BA (milho e farelo de soja), Pains/MG (calcário), Feira de Santana/BA (óleo de soja e os pintos de corte), Salvador/BA (fosfato bicálcico) e Itabuna/BA (sal mineral).

A água utilizada na produção foi considerada de duas origens, sendo a primeira proveniente de um rio (posteriormente tratada para que não interfira na homeostase das aves), a qual é utilizada para a produção do frango vivo na granja, e a outra oriunda da empresa de abastecimento de água local, para as atividades referentes ao abate. Os principais resíduos da etapa de crescimento e terminação (granja) são a cama de frango e as carcaças mortas, para os quais considerou-se a destinação para a compostagem, por ser um processo eficiente na estabilização de resíduos aviários, principalmente na eliminação de organismos patogênicos (ORRICO et al., 2010). Na indústria, o efluente foi destinado a um sistema australiano de lagoas para tratamento (OLIVEIRA & SÁ, 2015). Os coprodutos do frango abatido foram separados, utilizando alocação mássica, em comestíveis (moela, fígado, coração, pescoço, pés) e não comestíveis (cabeça, sangue, penas, estômago, intestino, pulmões) (FERROLI, 2001).

O uso de produtos de limpeza foi desconsiderado assim como foi feito por González-García et al. (2014) e Bengtsson & Seddon (2013) em seus trabalhos. As vacinas também não foram contabilizadas por falta de informações.

Os impactos ambientais foram avaliados pelas categorias mudanças climáticas, eutrofização, acidificação, uso da terra, depleção fóssil e depleção da água. A escolha das categorias foi realizada com base nas emissões e consumo dos recursos naturais relacionados com o ciclo de vida da produção de frango. Para modelar o sistema de produto foi utilizado o *software* SimaPro 8.2®, utilizando o método ReCiPe *midpoint* para avaliar os impactos ambientais, a partir dos dados do inventário do ciclo de vida da produção (Tabela 1).

Tabela 1. Inventário do ciclo de vida de 1 kg de frango vivo

Produção de ração			Crescimento e terminação			Abate de frango		
Entradas	Quant.	Unid.	Entradas	Quant.	Unid.	Entradas	Quant.	Unid.
Milho ¹	1,0589	kg	Cama de frango ³	0,77	kg	Frango vivo	1	kg
Farelo de soja ¹	0,52508	kg	Água ^{4,5}	2,6048	L	Eletricidade ¹⁰	0,15	kWh
Calcário ¹	0,01851	kg	Ração ⁶	1,7	kg	Água ¹¹	6,154	L
Fosfato bicálcico ¹	0,02482	kg	Eletricidade ⁷	0,0388	kWh	Saídas		
*Sal mineral ¹	0,0057	kg	Transporte	0,00609	t.km	Frango abatido ¹²	0,734	kg
Óleo de soja ¹	0,0051	kg	Saídas			**Coprodutos ¹²	0,265	kg
Outros	0,0619	kg	Frango vivo	1	kg	Emissões água ¹³		
Eletricidade ²	0,00935	kWh	Cama (resíduo) ³	0,77	kg	DBO ₅	0,450	g
Saídas			Carcaça ⁶	0,0465	kg	N	0,922	g
Ração	1,7	kg	Efluente ⁵	0,3214	L	P	0,12	g
			Emissões ar ⁸					
			CH ₄	0,00524	kg			
			N ₂ O	0,00039	kg			
			NH ₃	0,00851	kg			
			Emissões água ⁹					
			NO ₃ ⁻	41,27	g			
			PO ₄ ³⁻	0,2261	g			

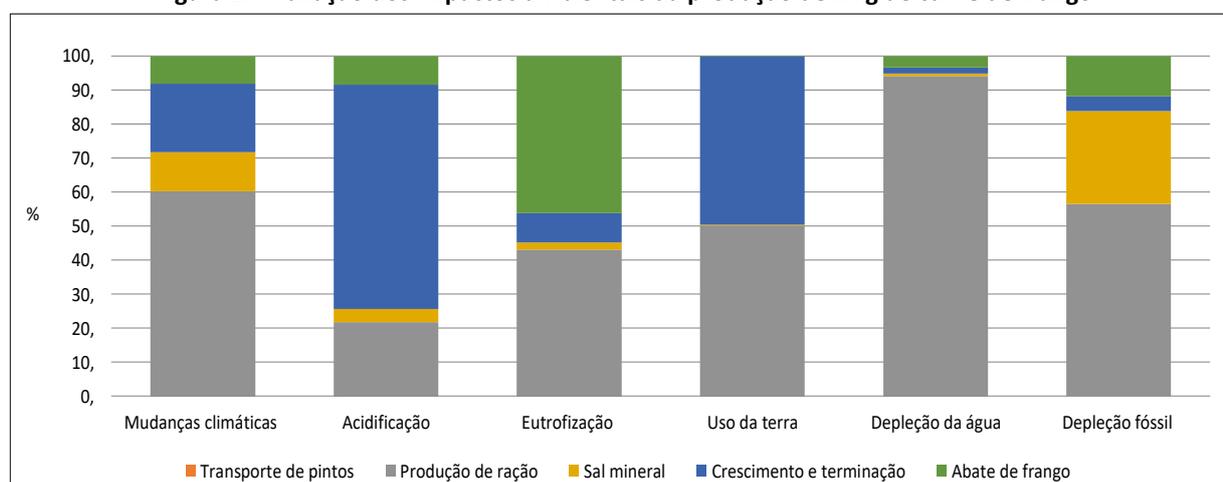
Fonte: ¹ Rufino (2017), ² Alvarenga (2010), ³ Bado (2006), ⁴ Bell & Weaver (2002), ⁵ Bellaver & Oliveira (2009), ⁶ Oliveira & Gai (2016), ⁷ Silva et al. (2012), ⁸ Silva et al. (2014), ⁹ Halberg (2003), ¹⁰ Bueno et al. (2015), ¹¹ Souza (2015), ¹² Ferroli (2001), ¹³ Oliveira & Sá (2015).

*Inventário utilizado de Willers et al. (2017)

** Coprodutos: moela, fígado, coração, pescoço, pés, cabeça, sangue, penas, estômago, intestino, pulmão.

Resultados e discussão

A produção de ração foi a etapa que mais gerou impactos nas categorias de mudanças climáticas, depleção da água, uso da terra e depleção fóssil (Figura 1). Em concordância com os trabalhos de González-García et al. (2014) e Silva et al. (2014), essa é a etapa que tem os maiores impactos na maioria das categorias.

Figura 1. Avaliação dos impactos ambientais da produção de 1 kg de carne de frango


Fonte: Elaboração própria

Na categoria de mudanças climáticas, os impactos ocorreram principalmente devido ao uso do milho (30%), do farelo de soja (29,1%), e do sal mineral (11,5%), em decorrência das emissões de dióxido de carbono fóssil e mudanças no uso da terra. A produção de ração resultou nos maiores impactos referentes à depleção da água, sendo o milho o principal contribuinte com 88,6% dos impactos, seguido pelo farelo de soja com 5,26%. O alto consumo de água na produção de milho se dá devido a necessidade hídrica dessa cultura no período crítico, do pendoamento até o enchimento de grãos, etapa que garante a alta produtividade (BERGAMASCHI, 2004).

A etapa de crescimento e terminação foi a responsável por 66% dos impactos na categoria de acidificação, em decorrência das emissões de amônia que são geradas no galpão devido à combinação das excretas, pH e umidade do ambiente (OVIEDO-RONDÓN, 2008). A etapa de crescimento e terminação das aves também teve grande participação na categoria de uso da terra, com 49,6%, influenciada em grande parte pelo uso de maravalha para a cama de frango, único material considerado para esse estudo.

A etapa de abate foi mais impactante na categoria de eutrofização com 46%; nas outras categorias essa etapa obteve valores pouco representativos. A eutrofização ocorre em função da grande emissão de fósforo nos corpos hídricos, mesmo depois do tratamento dos efluentes na indústria (OLIVEIRA & SÁ, 2015). A etapa de produção de ração também teve grande influência na categoria de eutrofização (43%), em função das emissões de fosfato provenientes do uso de fertilizantes no cultivo dos grãos (ALVARENGA, 2010).

O valor encontrado para as mudanças climáticas incluindo todas as etapas da produção da carne de frango foi 2,124 kg CO₂ eq. Esse valor apesar de ser o menor valor, ele se aproxima dos valores encontrados na literatura internacional: 3,707 kg de CO₂ eq. (BENGTSSON & SEDDON, 2013), 2,49 kg de CO₂ eq. (THÉVENOT et al., 2013), 5,52 kg de CO₂ eq. (CESARI et al., 2017), 2,41 kg de CO₂ eq. (GONZÁLEZ-GARCÍA et al., 2014), 2,75 kg de CO₂ eq. (SILVA et al. 2014) e 2,77 kg de CO₂ eq. (LÓPEZ-ANDRÉS et al., 2018)

Quando comparados com estudos que consideraram apenas as etapas dentro da granja, não levando em conta a etapa de abate (PELLETIER, 2008; LEINONEN et al., 2013; TALLENTIRE et al., 2017), o valor encontrado de 1,953 kg de CO₂ eq. estava próximo aos valores encontrados na literatura 1,395, 3,06 e 4,36 kg de CO₂ eq. para os respectivos trabalhos supracitados.

Para a categoria de acidificação, o valor encontrado foi de 0,031 kg SO₂ eq. para as etapas dentro da granja e 0,034 kg SO₂ eq. para todas as etapas incluindo o abate. Quando comparados com trabalhos que consideram a etapa de abate, o valor encontrado está próximo com os trabalhos de Cesari et al. (2017), González-García et al. (2014) e Silva et al. (2014), 0,0284, 0,04425 e 0,0418 kg SO₂ eq., respectivamente. No entanto em comparação com 0,0594 kg SO₂ eq. encontrado por Thévenot et al. (2013) o valor está muito abaixo. Os trabalhos que apresentam seus resultados separados por etapas permite observar que assim como no presente estudo, a produção do frango possui maior impacto na categoria de acidificação, comparado com a etapa de abate que possui pequena influência nessa categoria.

Para a categoria de eutrofização os valores encontrados foram 0,000528 kg P eq., até o portão da fazenda, e 0,000979 kg P eq., incluindo a etapa de abate. O valor obtido para a granja está próximo dos valores encontrados por Tallentire et al. (2017), que avaliou fazendas nos Estados Unidos (0,0006657 kg P eq.) e no Reino Unido e (0,0004154 kg P eq.).

Foi encontrado para a categoria de uso da terra 3,87 m².ano, quando considerado até o portão da fazenda para que fosse possível comparar com outros trabalhos. O valor se encontra muito próximo dos trabalhos de Tallentire et al. (2017), para sistemas de produção nos Estados Unidos (2,775 m².ano) e no Reino Unido (4,675 m².ano) e Putman et al. (2017), nos Estados Unidos com 3,152 m².ano. Todos os trabalhos utilizaram como principais insumos na ração o milho, soja e outros grãos, que são responsáveis por demandarem grandes extensões de área para suas produções.

Na categoria de depleção da água foi encontrado um valor muito acima que o de Bengtsson & Seddon (2013). Isso pode ser explicado pelo fato do autor não ter utilizado o milho como insumo da produção de ração do seu trabalho. Como já dito anteriormente a cultura de milho possui grande demanda de água para sua produção.

A depleção fóssil foi grandemente influenciada pela produção de ração (56%) devido a produção de milho (40,2%) e de sal mineral (27,3%), esse último influenciado em sua maior parte pelo transporte.

Conclusões

O presente trabalho apresentou as primeiras contribuições para a elaboração da RCP da carne de frango no Brasil, tais como: definição de escopo, contemplando a unidade funcional e as etapas de produção essenciais, análise de inventário com o levantamento de dados, realização de cálculos e utilização de alocação e a seleção das principais categorias de impactos pertinentes aos processos considerados.

O estudo também permitiu identificar as etapas do processo com maiores e menores contribuições para os impactos ambientais. Os pontos críticos associados à produção da carne de frango foram as emissões de dióxido de carbono, as mudanças no uso da terra, as emissões de amônia e ao consumo de água na produção de milho.

Referências

- ALVARENGA, R. A. F. (2010) Avaliação de métodos de AICV: um estudo de caso de quatro cenários de ração para frangos de corte, 2010. 158 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2004) NBR 14024: Rótulos e declarações ambientais — Rotulagem ambiental do tipo II — Princípios e procedimentos. Rio de Janeiro, p. 13.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2013) NBR 14021: Rótulos e declarações ambientais — Autodeclarações ambientais (Rotulagem do tipo II). Rio de Janeiro, p. 38.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2015) NBR 14025: Rótulos e declarações ambientais — Declarações ambientais de Tipo III — Princípios e procedimentos. Rio de Janeiro, p. 35.
- ABPA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. (2017). Relatório anual. Disponível em: <http://abpa-br.com.br/storage/files/3678c_final_abpa_relatorio_anual_2016_portugues_web_reduzido.pdf>. Acesso em: 1 mar 2018.
- BADO, C. (2006) Gestão de resíduos resultantes da produção de frangos de corte, 2006. 80 f. Dissertação (Mestrado em geografia) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- BELL, D.D.; WEAVER, W.D. (2002). Chicken meat and egg production. 5th Ed. [S.L.]: Kluwer Academic Publishers. 1365p.
- BELLAVER, C. OLIVEIRA, P.A. (2009). Balanço da água nas cadeias de aves e suínos. *Avicultura Industrial*, n.10, pp.39-44.
- BENGTSSON, J.; SEDDON, J. (2013). Cradle to retailer or quick service restaurant gate life cycle assessment of chicken products in Australia. *Journal of Cleaner Production*, v. 41, pp. 291-300.
- BERGAMASCHI, H.; DALMAGO, G.; BERGONCI, J.; BIANCHI, C.; MÜLLER, A.; COMIRAN, F.; HECKLER, B. (2004). Distribuição hídrica no período crítico do milho e produção de grãos. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, v.39, n.9, pp.831-839.
- BRASIL. Portaria nº 100, de 07 de março de 2016. Aprovar os Requisitos Gerais do Programa de Rotulagem Ambiental Tipo III – Declaração Ambiental de Produto (DAP).
- BUENO, L.; ROSSI, L.; SOUZA, S.; TERUEL, B.; BUENO, B. (2015). Diagnosis of electric energy use in a poultry slaughterhouse. *Energia na Agricultura, Botucatu*, vol. 30, n.1, pp.41-46.
- CAMPOS, A. (2016) Brazil's poultry industry. *Repórter Brasil – Organization for Communication and Social Projects*: São Paulo.
- CESARI, V.; ZUCALI, M.; SANDRUCCI, A.; TAMBURINI, A.; BAVA, L.; TOSCHI, I. (2017). Environmental impact assessment of an Italian vertically integrated broiler system through a Life Cycle approach. *Journal of Cleaner Production*, v. 143, pp. 904-911.
- EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (2006) Life cycle assessment: principles and practice. Scientific Applications International Corporation (SAIC): EPA/600R-06/060.

- FERROLI, P.; NETO, M.; CASAROTTO, N.; CASTRO, J. (2001). Fábricas de subprodutos de origem animal: a importância do balanceamento das cargas dos digestores de vísceras. *Produção*, vol.10, n.2, pp.5-20.
- GOMES, N. S.; CASAGRANDE JUNIOR, E. F. (2016) O conhecimento e o ponto de vista de consumidores a respeito da rotulagem ambiental de produtos. *Sustentabilidade em Debate*, v. 7, pp. 79-90.
- GONZÁLEZ-GARCÍA, S.; GOMEZ-FERNÁNDEZ, Z.; DIAS, A.; FEIJOO, G.; MOREIRA, M.; ARROJA, L. (2014). Life Cycle Assessment of broiler chicken production: a Portuguese case study. *Journal of Cleaner Production*, v. 74, pp. 125-134.
- HALBERG, N. (2003). Poultry farm production. Disponível em: <<http://www.lcafood.dk/processes/agriculture/poultryfarms.html>>. Acesso em: 30 jan 2018.
- IGAYARA, L. (2006) Granjas de frango de corte. In: OLIVO, R. O mundo do frango: cadeia produtiva da carne de frango. Criciúma, SC: Editora do Autor, pp. 51- 60.
- IPEA - INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (2017) Atividade Econômica: Desempenho do PIB. Carta de Conjuntura, número 35, junho 2017. Brasília: IPEA.
- KOHLRAUSCH, A. K.; CAMPOS, L. M. S.; SELIG, P. M. (2004) O Comportamento do consumidor de produtos orgânicos em Florianópolis: uma abordagem estratégica. *Revista Alcance (Online)*, v. 11, p. 157/1-177.
- LEINONEN, L.; WILLIAMS, A.; WALLER, A.; KYRIAZAKIS, I. (2013). Comparing the environmental impacts of alternative protein crops in poultry diets: The consequences of uncertainty. *Agricultural Systems*, v. 121, pp. 33–42.
- LÓPEZ-ANDRÉS, J.; AGUILAR-LASSERRE, A.; MORALES-MENDOZA, L.; AZZARO-PANTEL, C.; PÉREZ-GALLARDO, J.; RICO-CONTRERAS, J. (2018). Environmental impact assessment of chicken meat production via an integrated methodology based on LCA, simulation and genetic algorithms. *Journal of Cleaner Production*, v. 174, pp. 477-491.
- OLIVEIRA, C.; SÁ, O. (2015). Avaliação da eficiência do tratamento de efluentes em um abatedouro do município de Passos, MG, Brasil. *Ciência et Praxis*, v. 8, n. 16.
- OLIVEIRA, L. P.; GAI, V. F. (2016) Desempenho de frango de corte em aviários convencional e aviários Dark house. *Revista Cultivando o Saber*, v. 9 - n°, pp. 93 – 101.
- ORRICO, M.; ORRICO, A.; JÚNIOR, J. (2010). Compostagem dos Resíduos da Produção Avícola: Cama de Frangos e Carcaças de Aves. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.30, n.3, pp.538-545.
- OVIDO-RONDÓN, E. (2008). Tecnologias para mitigar o impacto ambiental na produção de frangos de corte. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v.37, suplemento especial, pp.239-252.
- PELLETIER, N. (2008). Environmental performance in the US broiler poultry sector: Life cycle energy use and greenhouse gas, ozone depleting, acidifying and eutrophying emissions. *Agricultural Systems*, v. 98, pp. 67–73.
- PUTMAN, B.; THOMA, G.; BUREK, J.; MATLOCK, M. (2017). A retrospective analysis of the United States poultry industry: 1965 compared with 2010. *Agricultural Systems*, v. 157, pp. 107–117.
- RUFINO, J.P.F. (2017). *Formulação e Fabricação de Rações (Aves, Suínos e Peixes)*. Manaus: EDUA, 2017.92 p.
- SILVA, E.; PINTRO, T.; BISCHOFF, T.; PALOSCHI, C.; SIQUEIRA, J.; NOGUEIRA, C. (2012) Diagnóstico energético em aviários de frangos de corte. *Cultivando o Saber*, Cascavel, v.5, n.2, pp.104-112.
- SILVA, V. P.; VAN DER WERF, H. M.G.; SOARES, S. R.; CORSON, M. S. (2014) Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: An LCA approach. *Journal of Environmental Management*, v.133, pp. 222-231.
- SOUZA, A.C. (2015). Consumo de água e de energia: uma análise sob a ótica do licenciamento ambiental na indústria de abate de animais do estado da Bahia. 102f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Estadual de Feira de Santana.
- TALLENTIRE, C.; MACKENZIE, S.; KYRIAZAKIS, I. (2017). Environmental impact trade-offs in diet formulation for broiler production systems in the UK and USA. *Agricultural Systems*, v. 154, pp. 145–156.
- THÉVENOT, A.; AUBIN, J.; TILLARD, E.; VAYSSIÈRES, J. (2013). Accounting for farm diversity in Life Cycle Assessment studies - the case of poultry production in a tropical island. *Journal of Cleaner Production*, v. 57, pp. 280-292.



USDA - United States Department of Agriculture (2017) Livestock and Poultry: World Markets and Trade. Foreign Agricultural Service/USDA. Disponível em: https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/livestock_poultry.pdf.

WILLERS, C.; MARANDUBA, H.; ALMEIDA, J.; RODRIGUES, L. (2017). Environmental Impact assessment of a semi-intensive beef cattle production in Brazil's Northeast. International Journal Life Cycle Assessment, v. 22, pp.516–524.



IMPACTOS AMBIENTAIS DE CULTURAS ENERGÉTICAS: UMA COMPARAÇÃO ENTRE O CULTIVO DE SOJA E DENDÊ PARA A PRODUÇÃO DE BIODIESEL

João Gabriel Gonçalves de Lássio¹ e Alessandra Magrini²

^{1,2}Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Planejamento Energético, joao.gabriel@ppe.ufrj.br

Resumo: A substituição dos combustíveis fósseis por biocombustíveis tem se revelado promissora em virtude não só do seu potencial de redução de emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) e da dependência energética dos países, mas também da sua compatibilidade com setores da economia. O uso de oleaginosas na produção de biodiesel corresponde a uma das alternativas para substituir total ou parcialmente o óleo diesel fóssil. Neste contexto, o presente trabalho visa comparar os impactos ambientais associados ao cultivo das culturas de soja e dendê orientadas para a produção de biodiesel no Brasil. Para isto, aplicou-se a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Os dados referentes aos insumos necessários à produção das matérias-primas foram obtidos na literatura disponível e empregados para a unidade funcional de 1 MJ de biodiesel produzido. A ACV se deu por meio do software SimaPro, com o banco de dados Ecoinvent e método de cálculo Eco-Indicator 99. Os resultados apontam um melhor desempenho ambiental para a cultura de dendê devido sobretudo à sua maior produtividade em termos de óleo vegetal. Apesar disso, sua promoção na cadeia produtiva do biodiesel enfrenta hoje obstáculos especialmente técnicos e econômicos. Mais do que atender uma escala comercial, o cultivo de dendê voltado à produção de biodiesel pode contribuir tanto para simplificar problemas de suprimento energético em locais isolados quanto para recuperar áreas degradadas no país. Verificou-se também que o uso de fertilizantes e pesticidas sintéticos predominou nas categorias de impacto de Ecotoxicidade e Acidificação/eutrofização para ambas as culturas energéticas.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida, Biocombustíveis, Oleaginosas.

Introdução

Durante quase cinco milênios de história pré-industrial, o homem dependeu essencialmente da biomassa e dos esforços humano e animal para fornecer energia as suas atividades produtivas. O domínio dos combustíveis fósseis ocorreu apenas nos últimos séculos, mais substancialmente a partir da primeira Revolução Industrial. Desde então, a composição química da atmosfera vem se alterando na medida em que estes recursos não renováveis têm se tornado as principais fontes de energia utilizadas pelo homem (LE TREUT & JANCOVICI, 2009). Hoje, cerca de 80% da energia mundial provém de combustíveis fósseis (CARVALHO, 2015). Isto implica não só no aumento da concentração de Gases de Efeito Estufa (GEE) na atmosfera mas também no esgotamento progressivo de recursos energéticos não renováveis.

Por essas razões, o desafio de se desenvolver alternativas renováveis diante da demanda crescente de energia é pauta indispensável na agenda internacional. Neste cenário, os biocombustíveis são promissores substitutos dos combustíveis fósseis graças à sua adequação aos setores de transporte e industrial, ao seu potencial de redução de emissões de GEE e da dependência energética dos países e a uma melhor disponibilidade territorial e sazonal de suas matérias-primas (CAPAZ, 2009; SINGH *et al.*, 2013). Com uma pluralidade de aplicações e matérias-primas, os diferentes biocombustíveis apresentam potenciais energéticos e impactos ambientais variáveis (LE TREUT & JANCOVICI, 2009).

Diversas análises podem ser conduzidas para selecionar as melhores alternativas em termos econômicos, ambientais e sociais. Hoje, uma das mais utilizadas e reconhecidas para fins ambientais tem sido a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) que essencialmente analisa os impactos potenciais sobre o meio ambiente ao longo da vida de um produto ou serviço.

O biodiesel produzido a partir de oleaginosas corresponde a um biocombustível de primeira geração e pode substituir total ou parcialmente o óleo diesel fóssil em motores automotivos ou estacionários (COSTA, 2007). Segundo Oliveira & Coelho (2016), o seu principal benefício ambiental é a redução das emissões de dióxido de carbono (CO₂) que varia entre 20% a 70% com o óleo de soja no país. Esteves (2015) aponta ainda a redução de emissões de compostos sulfurados, monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos e materiais particulados. Para o autor, apesar do biodiesel acarretar um aumento nas emissões de óxidos de nitrogênio (NO_x), o seu impacto final sobre a qualidade do ar é menor.



Nesse sentido, o Programa Nacional de Produção de Uso do Biodiesel foi lançado em 2004 visando introduzir o biodiesel na matriz energética nacional de modo sustentável e com um melhor aproveitamento de óleos vegetais disponíveis regionalmente (CARVALHO, 2015). Para isto, Sachs (2007) destaca a necessidade de se desenvolver pesquisas sobre novas plantas de produção – especialmente o dendê – a fim de melhorar a produtividade dos cultivos já existentes e expandir a diversidade de oleaginosas. No Brasil, a soja é a matéria-prima mais representativa – respondendo por cerca de 65% da produção total de biodiesel (ANP, 2017) ao passo que no cenário global, o óleo de dendê é predominante – correspondendo a cerca de 72% dos óleos vegetais utilizados (LEE & OFORI-BOATENG, 2013). Cabe ressaltar que a cultura de dendê apresenta uma maior capacidade de produção de óleo em relação a outras oleaginosas. Um hectare seu rende entre 4 a 6 toneladas de óleo por ano, enquanto a soja rende cerca de 0,5 toneladas (CARVALHO, 2015).

Apesar disso, a soja desempenha um papel estratégico no país na medida em que atende à demanda dos segmentos de alimento e energia. Esta oleaginosa possui grande extensão de área cultivada e escala de produção, mercado consumidor internacional estabelecido e cadeia produtiva altamente organizada (ABIOVE, 2009). Por outro lado, o cultivo de dendê voltado para a produção em escala comercial de biodiesel enfrenta gargalos tecnológicos, econômicos e de infraestrutura (CÉSAR *et al.*, 2015). No entanto, o dendê pode contribuir para mitigar problemas de suprimentos de energia em localidades isoladas do país e recuperar áreas degradadas na região amazônica (*idem*; CARVALHO, 2015).

Diante desse quadro, este trabalho se configura relevante na medida em que tem por objetivo analisar a poluição ambiental do cultivo de soja e dendê orientado para a produção do biodiesel no Brasil através não só de uma análise da literatura disponível mas também da comparação entre as duas culturas por meio da aplicação da metodologia de ACV. Deste modo, pretende-se fornecer subsídios teóricos para estudos e tomadas de decisão acerca da substituição do óleo diesel convencional pelo biodiesel proveniente destas culturas.

Alguns trabalhos já se utilizaram dessa metodologia para analisar o biodiesel proveniente das culturas de soja e dendê. No contexto nacional, Esteves *et al.* (2016) examinaram a produção de biodiesel a partir da soja associando a metodologia de ACV com as mudanças do uso do solo. Já Queiroz *et al.* (2012) avaliaram o balanço energético durante as fases de cultivo de dendê e produção do seu óleo e biodiesel na região amazônica. No cenário internacional, Lee & Ofori-Boateng (2013) analisaram os impactos ambientais, consumo de energia, uso do solo e alteração do uso do solo associados à produção do biodiesel a partir do óleo de dendê, por meio de uma abordagem *well-to-wheel*. Sob o ponto de vista comparativo, Rocha *et al.* (2014) confrontaram os impactos ambientais e o balanço energético do ciclo de vida do etanol de cana-de-açúcar e dos biodieseis de óleos de soja e de dendê, por meio de uma abordagem *well-to-tank*.

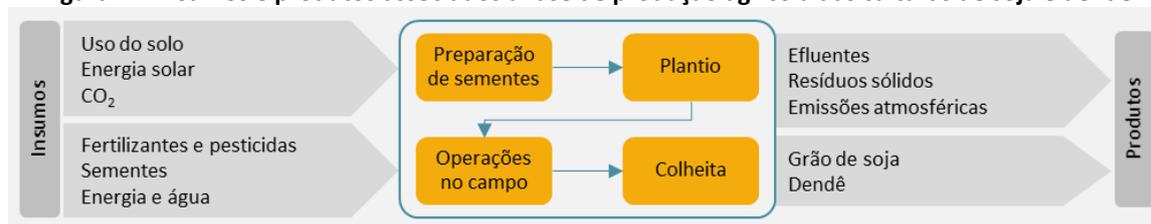
Metodologia

Em um primeiro momento, são identificados a partir da literatura disponível as principais características e impactos ambientais dos cultivos das culturas de soja e dendê. Em seguida, estes impactos são confrontados por meio da aplicação da metodologia de ACV cujos dados de entrada foram obtidos junto à Cavalett & Ortega (2010) e Souza *et al.* (2010). Com o uso do *software* SimaPro v7.2 é obtida a avaliação de impactos destas culturas no que diz respeito às categorias de impacto de *Mudanças Climáticas*, *Ecotoxicidade*, *Acidificação/Eutrofização* e *Uso do solo*. Esta avaliação é ainda seguida por uma interpretação e análise de suas incertezas pelo método de Monte Carlo – presente no *software* SimaPro – a qual garante uma maior confiabilidade aos resultados obtidos.

Objetivo da análise e domínio de aplicação

Afim de se comparar o desempenho ambiental das culturas energéticas de soja e dendê, foram consideradas as seguintes etapas: preparação de sementes, plantio, operações no campo e colheita. Adotou-se 1 MJ de biodiesel produzido durante o período de um ano como unidade funcional. A fronteira estabelecida não leva em conta nem os transportes fora da unidade produtiva, nem os processos de infraestrutura – construção de fábricas e produção de equipamentos e veículos. Nesta análise utilizou-se a base de dados *Ecoinvent* e o método de cálculo *Eco-Indicator 99*.

Inventário e coleta de dados

Figura 1 – Insumos e produtos associados à fase de produção agrícola das culturas de soja e dendê


Fonte: Elaboração própria a partir de dados de Rocha *et al.* (2014) e Esteves (2015).

Os dados de entrada e saída reportados ao sistema estudado foram catalogados conforme a Figura 1. A obtenção das informações referentes aos insumos para a produção das matérias-primas do biodiesel se deu a partir de estudos disponíveis na literatura. Enquanto Cavalett & Ortega (2010) forneceram os dados referentes a cultura de soja, Souza *et al.* (2010) forneceram os dados referentes a cultura de dendê. As quantidades destes insumos expressas em função de uma unidade de MJ de biodiesel produzido a partir das culturas de soja e dendê podem ser observadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Insumos necessários para produção de 1 MJ de biodiesel

Etapas	Insumos	Unidade	Culturas agrícolas		
			Soja ^a	Dendê ^b	
Preparação de sementes	Sementes	kg/MJ _{biodiesel}	$2,24 \cdot 10^{-3}$	$6,84 \cdot 10^{-6}$	
	<i>Pueraria phaseoloides</i>	kg/MJ _{biodiesel}	-	$3,42 \cdot 10^{-5}$	
	Água	kg/MJ _{biodiesel}	-	$6,30 \cdot 10^{-3}$	
Plantio	Calcário	kg/MJ _{biodiesel}	$1,22 \cdot 10^{-2}$	-	
	Uso do solo	ha/MJ _{biodiesel}	$3,24 \cdot 10^{-5}$	$6,30 \cdot 10^{-6}$	
Operações no campo	Fertilizantes	Nitrogênio (N)	kg/MJ _{biodiesel}	-	$2,60 \cdot 10^{-4}$
		Fósforo (P ₂ O ₅)	kg/MJ _{biodiesel}	$1,10 \cdot 10^{-3}$	$5,06 \cdot 10^{-4}$
		Potássio (K ₂ O)	kg/MJ _{biodiesel}	$2,12 \cdot 10^{-3}$	$9,27 \cdot 10^{-4}$
		Magnésio (MgO)	kg/MJ _{biodiesel}	-	$6,63 \cdot 10^{-5}$
	Boro (B)	kg/MJ _{biodiesel}	-	$3,68 \cdot 10^{-6}$	
	Diesel	kg/MJ _{biodiesel}	$1,77 \cdot 10^{-3}$	$2,92 \cdot 10^{-4}$	
	Herbicidas	kg/MJ _{biodiesel}	$1,56 \cdot 10^{-4}$	$1,58 \cdot 10^{-5}$	
	Inseticidas	kg/MJ _{biodiesel}	$1,04 \cdot 10^{-4}$	$7,62 \cdot 10^{-6}$	
	Água	kg/MJ _{biodiesel}	^c	^c	
Colheita		-	Manual	^d	

Fonte: Elaboração própria a partir de dados de ^a Cavalett & Ortega (2010) e ^b Souza *et al.* (2010); Observações: ^c Sem necessidade de irrigação; ^d Fluxos de materiais e de energia já contabilizados na etapa de *Operações no campo*.

Resultados e discussão

Poluição ambiental das culturas de soja e dendê

Os impactos ambientais mais significativos verificados na produção de uma cultura agrícola estão relacionados ao uso do solo e a sua alteração (ESTEVES, 2015; OLIVEIRA & COELHO, 2016). Causadas por uma rede complexa de fatores biofísicos e socioeconômicos, as mudanças no uso do solo têm o potencial de gerar emissões de GEE – uma vez que os solos constituem um grande reservatório de carbono (CARVALHO, 2015). Além disso, as práticas agrícolas empregadas no equilíbrio de nutrientes do solo – como nitrogênio, fósforo e potássio – estão habitualmente associadas ao uso intensivo de fertilizantes sintéticos (*idem*; CASTANHEIRA *et al.*, 2014; HARRIS & NARAYANASWAMY, 2009).

A soja que é maciçamente cultivada na região do cerrado solicita o aporte de calcário, fertilizantes – especialmente o fósforo – e de adubação de cobertura a fim de amenizar a elevada acidez e a baixa fertilidade dos solos. É dispensável o uso de fertilizantes nitrogenados graças à fixação biológica de nitrogênio pela própria planta (CAPAZ, 2009; ESTEVES, 2015). Já para o cultivo de dendê, apesar de não haver necessidade de calcário em virtude da sua tolerância à acidez do solo, é comum a aplicação de fertilizantes quando se trata de um sistema de monocultura. Isto tem implicações

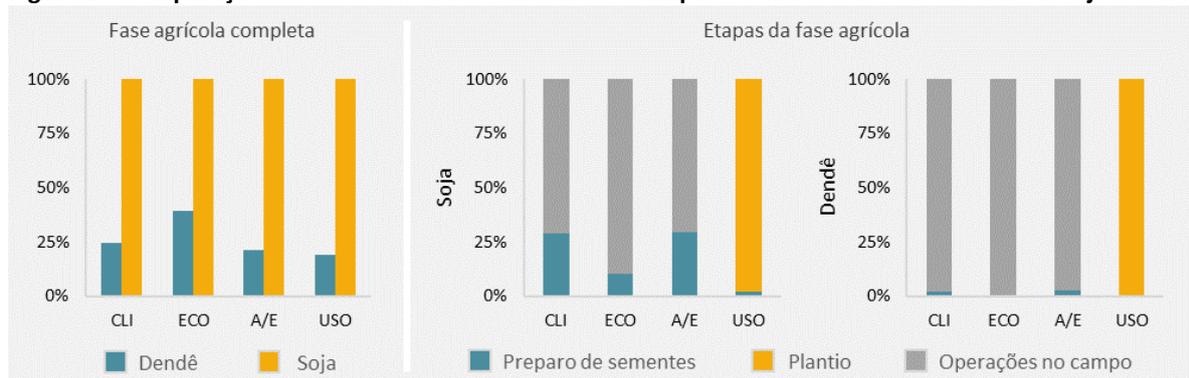
sobretudo para a qualidade de corpos hídricos. No caso da região amazônica – um dos principais polos produtores de dendê no país – o seu clima chuvoso aumenta as chances de percolação destas substâncias químicas (CARVALHO, 2015).

O uso intensivo de fertilizantes pode levar ao aumento da concentração de nutrientes – particularmente o nitrogênio e o fósforo – em águas continentais (CASTANHEIRA *et al.*, 2014; ESTEVES, 2015). Este fenômeno denominado como eutrofização é amplamente reconhecido como um dos principais impactos ambientais da agricultura. Seus efeitos vão desde o aumento do crescimento de plantas flutuantes microscópicas e algas até ao aumento de GEE (HARRIS & NARAYANASWAMY, 2009). A maioria dos fertilizantes nitrogenados tendem a provocar ainda a acidificação dos solos (CARVALHO, 2015). O emprego de inseticidas e herbicidas sintéticos corresponde a outra ameaça uma vez que são tóxicos aos seres vivos e podem ser persistentes e móveis no solo, na água e no ar. Além disso, a aplicação destes agroquímicos e a execução de outros procedimentos agrícolas estão associados ao uso de máquinas e equipamentos que consomem combustíveis fósseis e energia elétrica em suas atividades (CAPAZ, 2009).

Interpretação dos resultados

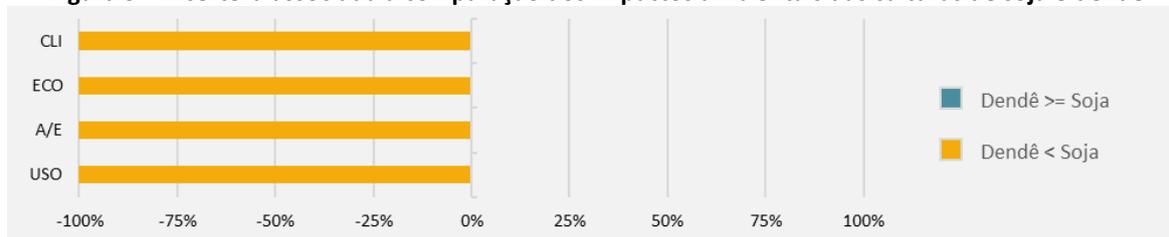
Por um lado, a disparidade entre os indicadores ambientais das culturas de soja e dendê pode ser explicada sobretudo pelas suas diferentes produtividades de óleo. Por outro, o domínio da etapa *Operações no campo* em quase todas as categorias de impacto se deve em grande parte ao uso intensivo de fertilizantes e pesticidas sintéticos (Figura 2). No que diz respeito à análise de incerteza, a aplicação do método de Monte Carlo indica que a probabilidade da cultura de soja ser mais impactante que a de dendê nas categorias de impacto consideradas neste estudo é de 100% (Figura 3).

Figura 2 – Comparação das fases de cultivo em termos de impactos ambientais das culturas de soja e dendê



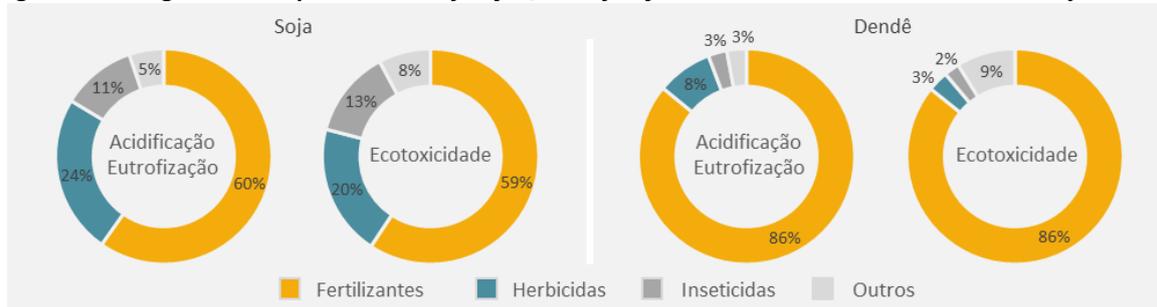
Observações: CLI (Mudanças climáticas), ECO (Ecotoxicidade), A/E (Acidificação/eutrofização), USO (Uso do solo); Método de cálculo: *Eco-Indicator 99*; Caracterização.

Figura 3 – Incerteza associada à comparação dos impactos ambientais das culturas de soja e dendê



Observações: Coeficiente de confiança: 95%; nº de iterações: 1.000; Método de cálculo: *Eco-Indicator 99*; Caracterização.

Este trabalho avança ainda em uma análise sobre a etapa mais impactante de *Operações no campo* e as categorias de impacto *Acidificação/eutrofização* e *Ecotoxicidade*. Isto porque não só há uma carência de estudos de ACV acerca da bioenergia que avaliem impactos locais e regionais (WILOSO & HEIJUNGS, 2013); mas também por estas categorias serem as mais significativas no cultivo agrícola (HARRIS & NARAYANASWAMY, 2009). Verifica-se, portanto, que o uso de fertilizantes, herbicidas e inseticidas é responsável por mais de 90% dos impactos destas categorias para ambas as culturas (Figura 4). Além disso, os fertilizantes se destacam e respondem por mais impactos no caso da cultura de dendê.

Figura 4 – Categorias de impacto de Acidificação/eutrofização e Ecotoxicidade das culturas de soja e dendê


Observações: Método de cálculo: *Eco-Indicator 99*; Caracterização; *Cut-off*: 1%.

Conclusões

Este trabalho revelou que a cultura de dendê apresenta um desempenho ambiental superior à soja devido sobretudo a sua maior produtividade em termos de óleo vegetal. Os resultados obtidos por meio da aplicação da metodologia de ACV convergem com os apontamentos dos estudos examinados que indicam menores impactos ambientais no cultivo de dendê e atribuem ao uso intensivo de agroquímicos a responsabilidade pela maior parte dos impactos gerados no cultivo das duas culturas. Apesar disto, a soja conserva ainda seu protagonismo na produção de biodiesel no país em razão da organização de sua cadeia produtiva e da sua diversificação e capacidade de resposta a mudanças no mercado. Ou seja, sob a ótica da sustentabilidade, é fundamental levar em conta, além dos aspectos ambientais, os econômicos e sociais em escalas local, regional e nacional. Neste sentido, o cultivo de dendê voltado para a produção de biodiesel poderia ser privilegiado em locais isolados que enfrentam problemas de suprimentos energéticos e em áreas degradadas enquanto se alcança as suas viabilidades técnica e econômica em uma escala comercial no país. Quanto aos agroquímicos, seu uso intensivo pode, em geral, ser reduzido por meio de um planejamento e organização da unidade de produção agrícola visando a integração e rotação de culturas, controle biológico de pragas e adubação orgânica.

Por fim, como sugestão para futuros trabalhos acerca da fase agrícola de culturas energéticas, seria fundamental se considerar a influência tanto da alocação de co-produtos quanto do carbono biogênico nos resultados do presente estudo. De modo mais geral, é imperativa a necessidade de se elaborar uma biblioteca nacional de inventários de cargas ambientais uma vez que bancos de dados internacionais disponíveis atualmente não refletem a realidade do nosso país.

Referências

- AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (2017). Boletim mensal do biodiesel – Fevereiro 2017. Boletins ANP. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/wwwanp/publicacoes/boletins-anp/>.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DE ÓLEOS VEGETAIS (2009) Desmistificando o Programa Nacional de Produção e Uso de Biodiesel: A visão da indústria brasileira de óleos vegetais. Disponível em: <http://www.abiove.org.br>.
- CAPAZ, R. (2009) Estudo do desempenho energético da produção de biocombustíveis: Aspectos metodológicos e Estudos de caso. 121 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Energia) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá.
- CARVALHO, C. (2015) A expansão sustentável do cultivo da palma na produção de biodiesel no Brasil: o caso do estado do Pará. 105 f. Tese (Doutorado em Planejamento Energético) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- CASTANHEIRA, E.; GRISOLI, R.; FREIRE, F.; PECORA, V.; COELHO, S. (2014) Environmental Sustainability of Biodiesel in Brazil. *Energy Policy*. V.65, pp. 680-691.
- CAVALETT, O.; ORTEGA, E. (2010) Integrated environmental assessment of biodiesel production from soybean in Brazil. *Journal of Cleaner Production*. V.18, pp. 55-70.
- CÉSAR, A. S.; BATALHA, M.; ZOPELARI, A. (2013) Oil palm biodiesel: Brazil's main challenges. *Energy*. V.60, pp. 485-491.

- COSTA, R. (2007) Inventário do Ciclo de Vida do biodiesel obtido a partir do óleo de palma para as condições do Brasil e da Colômbia. 195 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Energia) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá.
- ESTEVES, R. A. (2015) Avaliação do Ciclo de Vida do biodiesel obtido a partir do óleo de soja e do sebo bovino: Estudo comparativo dos impactos ambientais da cadeia produtiva. 177 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Biosistemas) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, Rio de Janeiro.
- ESTEVES, V.; ESTEVES, E.; BUNGENSTAB, D.; LOEBMANN, D.; VICTORIA, D.; VICENTE, L.; ARAÚJO, O.; MORGADO, C. (2016) Land use change (LUC) analysis and life cycle assessment (LCA) of Brazilian soybean biodiesel. *Clean Techn Environ Policy*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- HARRIS, A.; NARAYANASWAMY, V. A. (2009) Literature Review of Life Cycle Assessment in Agriculture. Rural Industries Research and Development Corporation. Australian Government, N.29, 32 p.
- LE TREUT, H.; JANCOVICI, J-M. (2009) *Allons-nous changer le climat?* Paris: Flammarion (Champs Sciences), 2009. 223 p.
- LEE, K.; OFORI-BOATENG, C. (2013) Life Cycle Assessment of Biodiesel from Palm Oil. *Life Cycle Assessment of Renewable Energy Sources*. Springer, pp. 95-130.
- OLIVEIRA, F.; COELHO, S. (2016) History, evolution, and environmental impact of biodiesel in Brazil: A review. *Renewable and Sustainable. Energy Reviews*. No prelo.
- QUEIROZ, A.; FRANÇA, L.; PONTE, M. (2012) The life cycle assessment of biodiesel from palm oil (“dendê”) in the Amazon. *Biomass and Bioenergy*, V.36, pp. 50-59.
- ROCHA, M.; CAPAZ, R.; LORA, E.; NOGUEIRA, L.; LEME, M.; RENÓ, M.; DEL OLMO, O. (2014) LCA for biofuels in Brazilian conditions: A meta-analysis. *Renewable and Sustainable. Energy Reviews*. V.37, pp. 435-459.
- SACHS, I. (2007) The Biofuels Controversy. In: UN CONFERENCE ON TRADE AND DEVELOPMENT, 2007. UNCTAD/DITC/TED/2007/12, 28p. Disponível em: http://unctad.org/en/Docs/ditcted200712_en.pdf.
- SINGH, A.; OLSEN, S.; PANT, D. (2013) Importance of Life Cycle Assessment of Renewable Energy Sources. *Life Cycle Assessment of Renewable Energy Sources*. Springer, pp. 1-12.
- SOUZA, S.; PACCA, S.; ÁVILA, M.; BORGES, J. (2010) Greenhouse gas emissions and energy balance of palm oil biofuel. *Renewable Energy*. V.35, pp. 2552-2561.
- WILOSO, E.; HEIJUNGS, R. (2013) Key Issues in Conducting Life Cycle Assessment of Bio-based Renewable Energy Sources. *Life Cycle Assessment of Renewable Energy Sources*. Springer, pp. 13-36.

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE UM MÓDULO FOTOVOLTAICO: EFEITOS DA LOGÍSTICA E DA MATRIZ ENERGÉTICA DA PRODUÇÃO NA CHINA E NO BRASIL

Adriana de Souza Oliveira¹, Thiago Oliveira Rodrigues² e Sandra Maria da Luz³

¹Mestra, UnB, drika.so@gmail.com

²Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia, ACV-Ibict

³ Programa de pós-graduação em Integridade de Materiais da Engenharia, UnB-GAMA

Resumo: O uso da energia fotovoltaica é uma opção para a redução de impactos ambientais no meio ambiente. A produção do módulo fotovoltaico é realizada através do processo de extração da matéria-prima, purificação do silício até 99,9% de pureza, produção da célula e do módulo. Geralmente os módulos fotovoltaicos (FV) são confeccionados na China e depois transportados para montagem no Brasil, podendo apresentar impactos ambientais devido a logística e às fontes energéticas usadas nestes países. Desta forma, neste trabalho pretende-se comparar dois cenários considerando tipos de transportes e fontes energéticas para: 1) Produção do módulo FV na China e 2) Produção do módulo FV entre China e Brasil. Para isso, será realizada a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) no processo produtivo do módulo (FV) e aplicação do módulo para alimentação de energia em uma casa de porte médio com consumo de 330 kWh/mês. Como fluxo de referência será utilizado 1 kWh. As categorias de impacto analisadas foram o consumo de água e energia, o Potencial de Aquecimento Global, Potencial de Acidificação, Potencial de Eutrofização e o Potencial de Toxicidade Humana do método CML 2001. Analisando os resultados, percebeu-se que a modelagem dos transportes foi semelhante nos dois cenários. Já a fonte de energia utilizada na China e no Brasil foram fatores importantes para a tomada de decisão pois a matriz energética chinesa possui grande contribuição do carvão e no Brasil com a fonte hidrelétrica.

Palavras-chave: Módulo Fotovoltaico, Avaliação de Ciclo de Vida, Impactos Ambientais.

Introdução

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta na gestão ambiental que estuda aspectos ambientais e impactos que são gerados durante a produção de um produto ou sua utilização (BLUMENSCHNEIN & MILLER, 2016). Desta forma, a ACV é uma ferramenta para tomada de decisões bastante importante na produção do módulo fotovoltaico. A ACV na produção do módulo fotovoltaico identifica as principais etapas que possam contribuir com os impactos ambientais gerados ao longo do seu processo produtivo. De acordo com SHERWANI et al., (2011), a utilização da ACV na tecnologia fotovoltaica foca no levantamento do inventário, no uso da energia no ciclo de vida e na geração de gases do efeito estufa (GEE).

A energia fotovoltaica é considerada uma energia limpa. No entanto, a energia fotovoltaica somente é considerada de tal forma durante a sua fase de uso. Assim, é necessário avaliar os tipos de impactos que são causados durante a fabricação dos componentes que compõe o sistema fotovoltaico tendo como principal produto o módulo fotovoltaico. PENG et al (2012) concorda com as informações acima e ainda ressalta que a tecnologia fotovoltaica consome muita energia e impactos ambientais durante a fase de produção. Assim, a ACV é essencial para mensurar a sustentabilidade do sistema fotovoltaico.

Este artigo tem por objetivo apresentar os impactos ambientais que são gerados durante a produção do módulo fotovoltaico a partir de dois cenários diferentes. O Cenário 1 com a produção do módulo sendo realizado na China e o Cenário 2 com a produção sendo feita entre China-Brasil.

Metodologia

O inventário para modelagem dos cenários foi coletado a partir do artigo *Environmental Life Cycle Inventory Of Crystalline Silicon Photovoltaic Module Production* (ALSEMA & WILD-SCHOLTEN, 2005). A análise da ACV foi realizada no software *Thinkstep GaBi* versão *education 2016*.

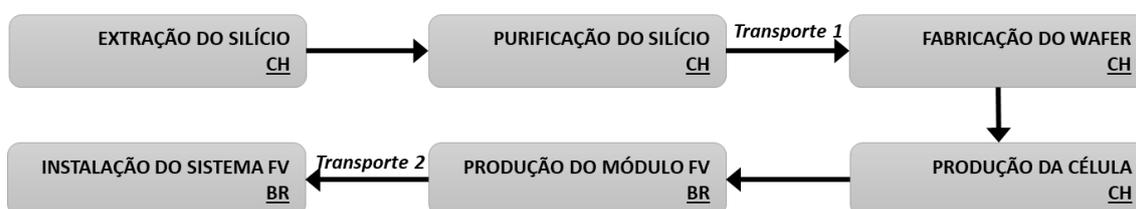
O processo de produção do módulo fotovoltaico foi dividido em cinco etapas: a purificação do silício cristalino, produção do *wafer* policristalino, produção da célula policristalina e produção do módulo fotovoltaico.

A unidade funcional escolhida foi 1 kWh. A fronteira do sistema foi definida como *cradle to grave* (“do berço ao túmulo”). Este termo se inicia com a fase de extração da matéria-prima até a disposição final do produto ou a reciclagem do mesmo (SILVA & OLIVEIRA, 2014). No entanto, a reciclagem não foi abordada neste trabalho.

Modelagem dos Cenários

Grande parte dos módulos fotovoltaicos comercializados no mundo são produzidos na China. As principais fábricas de purificação de silício estão localizadas na China. Assim, empresas importam o silício purificado ou a célula cristalina e montam os módulos em seus países locais. Devido à esta cenarização mundial, foram escolhidos dois tipos de cenários para serem abordados. O Cenário 1 mostra o módulo fotovoltaico tendo toda a sua produção sendo realizado na China e transportado para o Brasil para que seja instalado em Brasília. O Cenário 2 representa a produção da célula fotovoltaica sendo produzida na China e transportada para o Brasil para que o módulo fotovoltaico seja montado no Brasil e instalado em Brasília. Por já haver empresas nacionais realizando esta modelagem do Cenário 2, foi que se fez necessário abordar esta modelagem de cenário. Abaixo é ilustrado um esquema do Cenário 1.

Figura 1 – Produção do módulo fotovoltaico sendo realizado na China e instalado em Brasília.



Fonte: Elaboração própria.

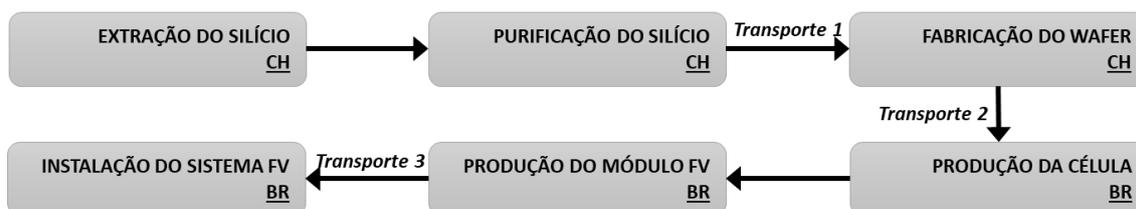
O Cenário 1 representa toda a produção do módulo fotovoltaico sendo realizado na China. Desta forma, as entradas dos processos que são a água, materiais e energia são provenientes do local aonde acontece a produção. A principal fonte de energia elétrica utilizada na China provém do carvão mineral, fonte não renovável e bastante emissora de gases poluentes. Além da modelagem de onde foram produzidos os módulos fotovoltaicos, também foram analisadas as distâncias utilizadas em cada cenário. A Tabela 1 mostra as distâncias e o tipo de transporte utilizado no Cenário 1.

Tabela 1 – Tipos de transportes e distâncias utilizadas no Cenário 1.

TRANSPORTE	MODELAGEM	DISTÂNCIA (km)
Transporte 1: Caminhão	Fábrica de Fine Silicon - Fábrica Hainan	2.597
Transporte 2: Caminhão + navio	Fábrica De Hainan - Porto de Yangpu-Porto de Itajaí-Brasília	34.997

Foi escolhido uma fábrica de purificação de silício na China onde o silício como matéria prima foi purificado a grau solar com 99,9% de pureza. Este silício purificado foi transportado (transporte 1) para uma outra fábrica produtora de módulos fotovoltaicos. Com o módulo pronto, o mesmo foi enviado por caminhão e navio (transporte 2) para o Brasil. O Cenário 2 teve a produção do módulo fotovoltaico dividido entre China e Brasil. A Figura 2 representa a modelagem deste cenário apresentando também a quantidade de transportes utilizados.

Figura 2 – Produção do wafer sendo realizado na China e montado no Brasil.



Fonte: Elaboração própria.

Analisando a Figura 2, pode-se observar que o transporte 1 não se altera. Após a produção do *wafer*, o mesmo é transportado (transporte 2) para o Brasil por navio e caminhão. Ao chegar no Brasil, o *wafer* foi levado para uma fábrica montadora de módulos fotovoltaicos em São Paulo. Após o módulo ter sido produzido, ele foi levado (transporte 3) para ser instalado em Brasília como mostrado na Tabela 2.

Tabela 2 – Identificação dos tipos de transportes e distâncias utilizadas no Cenário 2.

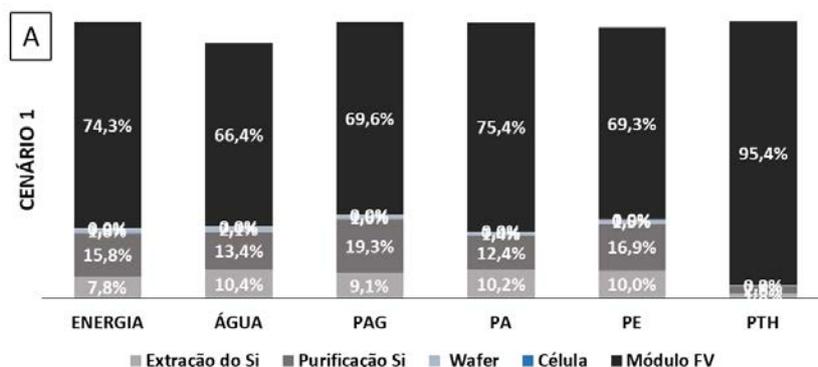
TRANSPORTE	MODELAGEM	DISTÂNCIA (km)
Transp 1: Caminhão	Fábrica de Fine Silicon- Fábrica Hainan	2.597
Transp 2: Caminhão + navio	Fáb. De Hainan- Porto deYangpu-Porto de Itajaí-Valinhos	34.076
Transp. 3: caminhão	Valinhos- Brasília	928

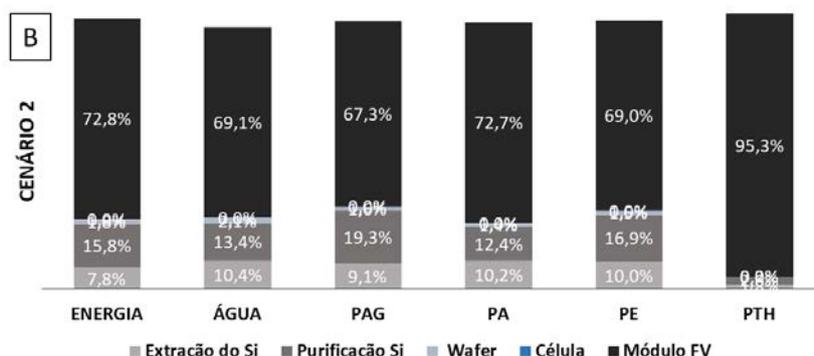
Resultados e Discussão

Após a modelagem dos cenários, os resultados foram analisados a partir do método de avaliação *midpoint* CML 2001 (2010). As categorias de impacto analisadas foram a energia, água, o potencial de aquecimento global e o potencial de acidificação. A Figura 3 apresenta a contribuição relativa que cada processo de produção contribui para as categorias de impacto de acordo com cada cenário.

De acordo com a Figura 3, pôde-se observar que em todas as categorias de impacto, o módulo fotovoltaico foi o que apresentou maior contribuição quando comparado às outras etapas do processo produtivo. Isso se deve ao fato que além do módulo fotovoltaico agregar os impactos causados durante a produção de todos os processos anteriores desde a extração do silício até a produção do módulo em si, ele também apresentou os impactos causados aos componentes que em conjunto compõe o módulo fotovoltaico como o alumínio e o vidro. ALSEMA & PHYLIPSEN (1995) mostraram em seu livro que os principais contibuintes em emissões gasosas na produção do módulo fotovoltaico são o vidro e o alumínio. Com isso, o módulo fotovoltaico foi a etapa que mais contribui em todas as categorias de impacto, seguida da purificação do silício, extração do silício, produção do wafer e célula.

Figura 3 – Impactos ambientais para o Cenário 1 (A) e Cenário 2 (B) a partir das categorias de impacto de energia (Energia), Consumo de água (Água), Potencial de Aquecimento Global (PAG), Potencial de Acidificação (PA), Potencial de Eutrofização (PE) e Potencial de Toxicidade Humana (PTH) respectivamente.





Observou-se também que o Cenário 1 apresentou contribuições nas categorias de impacto maiores que no Cenário 2. Desta forma, toda a produção do módulo fotovoltaico sendo realizado na China, apresentou maiores impactos ambientais do que com a produção do módulo sendo realizado no Brasil. Para o Cenário 1, a emissão do PAG pelo módulo fotovoltaico foi de 69,6% e para o Cenário 2 foi de 67,3%. A Tabela 3 mostra os resultados absolutos encontrados para o consumo de energia e água durante a produção do módulo fotovoltaico.

Tabela 3 – Consumo da energia líquida (*net calorific value*) em cada processo de acordo com os cenários em kWh e o consumo de água em Kg para uma unidade funcional de 1 kWh.

ETAPAS	ENERGIA (kWh)			ÁGUA (kg)		
	CENÁRIO 1	CENÁRIO 2	Diferença Relativa	CENÁRIO 1	CENÁRIO 2	Diferença Relativa
Extração do Silício	4,14	4,14	-	8,16	8,16	-
Purificação do Silício	8,46	8,46	-	18,6	18,6	-
Produção do Wafer	0,957	0,957	-	1,6	1,6	-
Produção da Célula	0,001	0,001	-	0,006	0,0145	58,6%
Produção do Módulo	39,6	39,1	1,26%	57,3	64,7	11,4%
Transporte 1	0,008	0,008	-	0,462	0,462	-
Transporte 2	0,07	0,063	10%	0,125	0,07	44%
Transporte 3	N/A	0,048	-	N/A	0,049	-
TOTAL	53,4	52,8	1,12%	86,2	93,6	7,9%

N/A: Não se aplica

Analisando o consumo de energia o Cenário 1 apresentou um consumo de 53,4 kWh contra 52,8 kWh durante todo o processo produtivo do módulo fotovoltaico. A extração e a purificação do silício apresentaram uma boa representatividade no consumo de energia. Durante o processo de extração do silício, o principal consumo foi de carvão mineral. Na purificação do silício, os principais contribuintes no consumo de energia foram a energia térmica proveniente de gás natural e o mix de energia chinesa. No processo de produção do módulo FV, o consumo de energia de 39,6 kWh tiveram contribuição do alumínio, vidro e da eletricidade chinesa. Percebeu-se que a matriz energética chinesa além de utilizar fontes não renováveis na sua produção de energia, também apresentou um consumo maior que a matriz energética brasileira para a produção do módulo fotovoltaico. Observando o consumo de água, verificou-se que o Cenário 2 com a produção do módulo sendo fabricado no Brasil apresentou um consumo maior quando comparado ao Cenário 1. O consumo de água apresentado nos Cenários são relacionados principalmente na fabricação dos componentes. A água também foi utilizada na limpeza e refrigeração das etapas produtivas como a produção dos *wafers*, vidro, células e módulos como também na preparação de soluções químicas. (CANADA,2012).

A Tabela 4 apresenta as categorias de impacto do Potencial de Aquecimento Global (PAG) e do Potencial de Acidificação (PA). Durante a análise no Gabi Software, observou-se que os principais compostos que influenciara no PAG foram o dióxido de carbono (CO₂) e o metano. O CO₂ apresentou maior contribuição na produção do módulo fotovoltaico e na purificação do silício. Já o metano este mais presente somente na produção do módulo fotovoltaico. O alumínio e o vidro também apresentaram contribuições significantes durante a produção do módulo fotovoltaico. O alumínio com 3,85 kg de CO₂ Equiv e o vidro com 2,06 kg de CO₂ Equiv para o Cenário 1. Em valores totais, o Cenário 1

também apresentou resultados maiores na categoria de impacto do que o Cenário 2. Para o PA, os componentes que mais obtiveram representatividade foram o dióxido de enxofre (SO₂) e o óxido de nitrogênio (NO). Eles estavam representados principalmente no alumínio, vidro e purificação do silício. Os Cenários 1 e 2 apresentaram valores semelhantes com um total de 0,038 kg SO₂-Equiv. O SO₂ apresentou uma maior emissão com 0,0223 kg SO₂-Equiv e o NO com 0,004 kg SO₂-Equiv, ambos presentes na produção do módulo FV.

Tabela 4 – Compostos que mais contribuíram no PAG (kg CO₂ Equiv) e no PA (kg SO₂-Equiv.) no Cenário 1 e no Cenário 2 de acordo com a modelagem de cada um deles para uma unidade funcional de 1 kWh.

ETAPAS	PAG (kg CO ₂ Equiv.)			PA (kg SO ₂ -Equiv.)		
	CENÁRIO O 1	CENÁRIO 2	Diferença Relativa	CENÁRIO 1	CENÁRIO 2	Diferença Relativa
Extração do Silício	0,805	0,805	-	0,0038	0,0038	-
Purificação do Silício	1,705	1,705	-	0,0085	0,0085	-
Produção do Wafer	0,138	0,138	-	0,00053	0,00053	-
Produção da Célula	0,0002	0,0001	50%	1,15E-6	5,18E-7	54,9%
Produção do Módulo	6,15	5,98	2,76%	0,0287	0,0281	2,09%
Transporte 1	0,0018	0,0018	-	1,67E-5	1,67E-5	-
Transporte 2	0,002	0,0009	55%	1,4E-5	5,05E-6	63,92%
Transporte 3	N/A	0,0001	-	N/A	7,72E-7	-
TOTAL	8,83	8,66	1,92%	0,038	0,0386	1,5%

N/A: Não se aplica

A Tabela 5 descreve os resultados absolutos encontrados para o potencial de eutrofização (PE) e para o Potencial de Toxicidade Humana (PTH). Para o PE, o dióxido de nitrogênio (NO₂) foi o principal contribuinte no módulo fotovoltaico e na purificação do silício. O mix de energia chinesa foi o que mais contribuiu com o PE com 0,002 kg Fosfato Equiv. presente na purificação do silício. Mesmo assim, valores obtidos para os Cenários 1 e 2 foram muito semelhantes. Para o PTH, os valores dos dois Cenários também foram semelhantes, os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP) foram os componentes que mais contribuíram nos Cenários 1 e 2. Esta contribuição obteve maior representatividade durante a produção do módulo devido à presença do alumínio. O HAP provém da queima de combustíveis como o petróleo e seus derivados onde em índices alterados, podem trazer mal à saúde.

Tabela 5 – Compostos que contribuíram no PE (kg Fosfato Equiv.) e PTH (kg DCB - Equiv.) para uma unidade funcional de 1 kWh.

ETAPAS	PE (kg Fosfato Equiv.)			PTH (kg DCB - Equiv.)		
	CENÁRIO 1	CENÁRIO 2	Diferença Relativa	CENÁRIO 1	CENÁRIO 2	Diferença Relativa
Extração do Silício	0,0002	0,0002	-	0,24	0,24	-
Purificação do Silício	0,0006	0,0006	-	0,597	0,597	-
Produção do Wafer	0,00003	0,00003	-	0,0277	0,0277	-
Produção da Célula	8,69E-8	4,6E-8	11,08%	0,0001	2,58x10 ⁻⁵	74,2%
Produção do Módulo	0,00174	0,0017	2,29%	13	12,9	0,76%
Transporte 1	2,66E-6	2,66E-6	-	1,67x10 ⁻⁵	1,67x10 ⁻⁵	-
Transporte 2	2,91E-5	1,33E-6	95,4%	1,83x10 ⁻⁴	8,38x10 ⁻⁶	95,4%
Transporte 3	N/A	1,54E-7	-	N/A	9,72x10 ⁻⁷	-
TOTAL	0,00251	0,00253	0,79%	13,6	13,7	0,73%

N/A: Não se aplica. DCB: Diclorobenzeno.

Conclusões

Concluiu-se que durante as etapas do processo produtivo, o módulo fotovoltaico foi o que apresentou maiores contribuições nas categorias de impacto analisadas. O alumínio e o vidro foram os componentes no módulo fotovoltaico que mais obtiveram mais representatividade na emissão dos impactos. Seguindo da purificação do silício onde a extração do silício e o uso do mix de energia chinesa contribuíram na emissão dos impactos deste processo. Analisando de uma forma geral, os componentes que mais contribuíram para os impactos ambientais foram o alumínio, o vidro, silício e o mix de energia chinesa. Como o alumínio e o vidro estão mais presentes no módulo FV, o

mesmo foi o processo que mais apresentou impacto em toda a linha produtiva. Conclui-se que o Cenário 2 apresentou menos impactos do que o Cenário 1. Desta forma, a produção do módulo no Brasil emitiu menos impactos ao meio ambiente do que sendo realizado todo na China.

Agradecimentos

À Universidade de Brasília. Ao Departamento de Ciências Mecânicas. Aos meus orientadores, Sandra Luz e Thiago Rodrigues. Ao Gabi. Ao GCV 2018 e ao IBICIT.

Referências

ALSEMA, E., & PHYLIPSEN, G. J. Environmental life-cycle assessment of multicrystalline silicon solar cell modules. Agency for Energy and the Environment, *NOVEM*, 67. 1995.

ALSEMA, E. Environmental impacts of crystalline silicon photovoltaic module production. *Research Gate*, 11. 2005.

BLUMENSCHIN, R. N., & MILLER, K. B. *Inmetro*. Fonte: Análise de Ciclo de Vida: conceitos e função: Disponível em: http://www.inmetro.gov.br/qualidade/responsabilidade_social/apresentacoes/3.pdf . 14 Nov 2016.

CANADA. Assessment of the Environmental Performance of Solar Photovoltaic Technologies. Canadá: *Environmental Canada*. 2012.

SHERWANI, A. F., USMANI, J. A., VARUN, & SIDDHARTHA. Life cycle assessment of 50 kWp grid connected solar photovoltaic (SPV) system in India. *International Journal Of Energy And Environment*, p.9. 2011.

PENG, J., LU, L., & YANG, H. Review on life cycle assessment of energy payback and greenhouse gas emission of solar photovoltaic systems . *Renewable and Sustainable Energy Review*, p. 20. 1 Dez 2012.

AVALIAÇÃO COMPARATIVA DO DESEMPENHO AMBIENTAL DE LÍQUIDOS IÔNICOS EMPREGADOS NA CAPTURA DE CO₂

Cristiane Izahias de Oliveira¹, Kaique B. dos Santos¹, Marcus Seferin^{2,3}, Vinícius G. Maciel^{2,3}

¹Escola de Ciência, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul – PUCRS, vinicius.maciel@acad.pucrs.br

²Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Tecnologia de Materiais, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul - PUCRS, Brasil

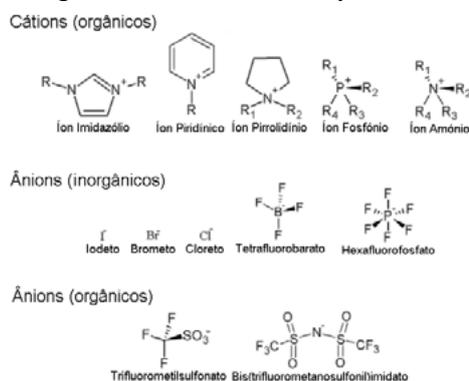
Resumo: Este trabalho apresenta uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) comparativa da síntese de LIs baseado em imidazole para a captura de CO₂. Os LIs estudados foram o tetrafluoroborato de 1-butil-3-metilimidazólio ([Bmim][BF₄]) e o bis-(trifluorometanosulfonyl)imidato de 1-butil-3-metilimidazólio ([Bmim][NTf₂]). Ambos os LIs foram sintetizados a partir da troca do íon cloreto (Cl⁻), presente no LI ([Bmim][Cl]), pelo íons NTf₂⁻ e BF₄⁻. A ACV foi conduzida a partir de dados disponíveis na literatura. As fronteiras do sistema foram definidas do berço ao portão e a unidade funcional foi definida como sendo 1 kg de CO₂ dissolvido no LI. A modelagem da ACV foi realizada no software SimaPro®, com banco de dados Ecoinvent v3.2 e o método de caracterização utilizado foi o IMPACT 2002+. O [Bmim][NTf₂] possui uma eficiência de solubilidade ao dióxido de carbono 35 % superior quando comparado ao [Bmim][BF₄]. No entanto, considerando os impactos do ciclo de vida o [Bmim][BF₄] possui melhor desempenho ambiental. Este estudo mostra que um sistema mais eficiente em termos de solubilidade ao CO₂ não necessariamente apresenta o melhor desempenho ambiental e que um ciclo de vida mais longo, com mais etapas de produção, teve influência sobre o resultado. Além disso, os resultados indicam que a viabilidade do uso destas substância depende da sua reciclagem e reuso.

Palavras-chave: líquidos iônicos, avaliação do ciclo de vida, captura de CO₂, dióxido de carbono

Introdução

Nas últimas décadas a captura e armazenamento de dióxido de carbono (CO₂) vêm ganhando atenção pela comunidade científica, especialmente devido a grande enfoque para estudos por se apresentar como uma alternativa para mitigação de gases do efeito estufa GEE. (Kumar et al., 2014; Ozkutlu et al., 2016; Zhang et al., 2012). De acordo com Olajire (2010) diferentes técnicas de captura de CO₂ são reportadas na literatura, como a absorção, adsorção, uso de membranas e criogenia. Dentre estas, os líquidos iônicos (LIs) vem se destacando-se e apresentam-se como uma opção viável e ambientalmente amigável quando comparados as tecnologias tradicionais à base de solventes orgânicos (Cui et al., 2016; Li et al., 2013; Torralba-Calleja et al., 2013). Os LIs são solventes líquidos constituídos de um cátion orgânico e um ânion orgânico ou inorgânico (Figura 1) com baixo ponto de fusão e alto ponto de ebulição e apresenta características como boa estabilidade térmica, baixa pressão de vapor, características físico-químicas ajustáveis e capacidade de solubilizar o CO₂ (Hasib-ur-Rahmana, 2010).

Figura 31 - Estrutura dos líquidos iônicos



Fonte: adaptado de Hasib-ur-Rahman et al. (2010)

Uma das vantagens dos LI é sua capacidade de diversificar suas propriedades a partir da escolha apropriada de cátions e ânions. Por outro lado, LI são substâncias emergentes e há um limitado número de dados disponível (Farahipour and Karunanithi, 2014). Os estudos publicados até agora cobriram principalmente o cátion imidazole ([Bmim⁺]) e seu uso na sínteses de LI e em reações como um solvente. (Amado Alviz and Alvarez, 2017; Farahipour and Karunanithi, 2014;

Huebschmann et al., 2011; Mehrkesh and Karunanithi, 2016a). Logo, há poucos estudos que abordam os impactos de sua produção e uso o que torna a escolha uma tarefa difícil, principalmente quando há mais de um tipo de LI disponível para uma mesma função.

Neste contexto, a avaliação de ciclo de vida (ACV) é uma metodologia com sólido reconhecimento científico para a avaliação e comparação de desempenho ambiental, além de já ser empregada na literatura para Lis (Amado Alviz and Alvarez, 2017; Farahipour and Karunanithi, 2014; Righi et al., 2011). Portanto, este estudo apresenta uma ACV do berço ao portão da síntese de um LI baseado em imidazole e posterior troca do seu íon pelo íon NTf_2^- e BF_4^- visando seu emprego em tecnologias de captura de CO_2 em sistemas de exaustão.

Metodologia

O objetivo do trabalho é comparar o desempenho ambiental das sínteses de Lis para a captura de CO_2 . Os Lis estudados foram o tetrafluoroborato de 1-butil-3-metilimidazólio ($[\text{Bmim}][\text{BF}_4]$) e o bis-(trifluorometanosulfonil)imidato de 1-butil-3-metilimidazólio ($[\text{Bmim}][\text{NTf}_2]$). Ambos Lis foram produzidos a partir da troca do íon cloreto (Cl^-) do LI ($[\text{Bmim}][\text{Cl}]$) pelo íons NTf_2^- e BF_4^- . A condução da ACV foi realizada de acordo com as normas NBR 14040:2009 (ABNT, 2009a) e 14044:2009 (ABNT, 2009b). As fronteiras do sistema foram definidas do berço ao portão. A unidade funcional (UF) definida foi de 1 kg de CO_2 dissolvido no LI. A modelagem foi realizada em software SimaPro versão *faculty* com banco de dados Ecoinvent v 3.2. Dados secundários relacionados ao ciclo de vida dos LI e seus componentes intermediários foram coletados da literatura. O método de caracterização empregado foi o IMPACT 2002+ e as categorias de impactos saúde humana, qualidade do ecossistema, mudanças climáticas e recursos foram avaliadas.

A Figura 2 apresenta a fronteira do sistema com os processos de sínteses e uso dos Lis $[\text{Bmim}][\text{BF}_4]$ e $[\text{Bmim}][\text{NTf}_2]$, onde os processos em azul são aqueles que foram modelados, ou seja, que não estavam disponíveis pelas base de dados da Ecoinvent 3.2 e tiveram que ser construídos. E o processo em brancos são aqueles disponíveis. Cabe salientar que o método empregado construção do ICV foi o *Life-cycle tree*. Nesta abordagem um árvore dos processos relacionados à produção de um determinado produto é construída, considerando todas as substâncias intermediárias. De acordo com Cuéllar-Franca et al., (2016) este método é ideal para substâncias emergentes sendo recomendado para LI. A etapa de CO_2 capturado apresenta-se fora da fronteira do sistema tendo o seu impacto ambiental desconsiderado, por ser considerado o aproveitamento deste gás.

Construção do Inventário

Síntese dos Líquidos Iônicos: O inventário de ciclo de vida (ICV) da produção do LiNTf_2 foi obtido a partir dos estudos de Peterson (2013). A síntese do $[\text{Bmim}][\text{NTf}_2]$ foi considerada a partir de Dunn *et al.* (2012). De acordo com este autor para a produção de 28,0 mmol de $[\text{Bmim}][\text{NTf}_2]$ são necessários 38,8 mmol de $[\text{bmim}][\text{Cl}]$ e 41,0 mmol de LiNTf_2 e o rendimento da reação é de 72%. Os dados de ICV de $[\text{Bmim}][\text{Cl}]$ foram encontrados a partir de Righi *et al.* (2011) e suas substâncias intermediárias, não disponíveis pela base de dados Ecoinvent v 3.2 foram encontradas a partir de Mehrkesh and Karunanithi, (2016). A energia consumida para a síntese do $[\text{Bmim}][\text{NTf}_2]$ foi calculada a partir do método proposto por Cuéllar-Franca et al., (2016) (Equações 1-3). Neste método, o consumo de energia teórica para síntese de composto químico é estimado a partir da entalpia de reação. Após o resultado do calor de reação é estimado à escala industrial usando fatores empíricos que levam em conta as perdas de energia. Neste trabalho, assumiu-se que nenhum trabalho é realizado e que a energia cinética e potencial é zero.

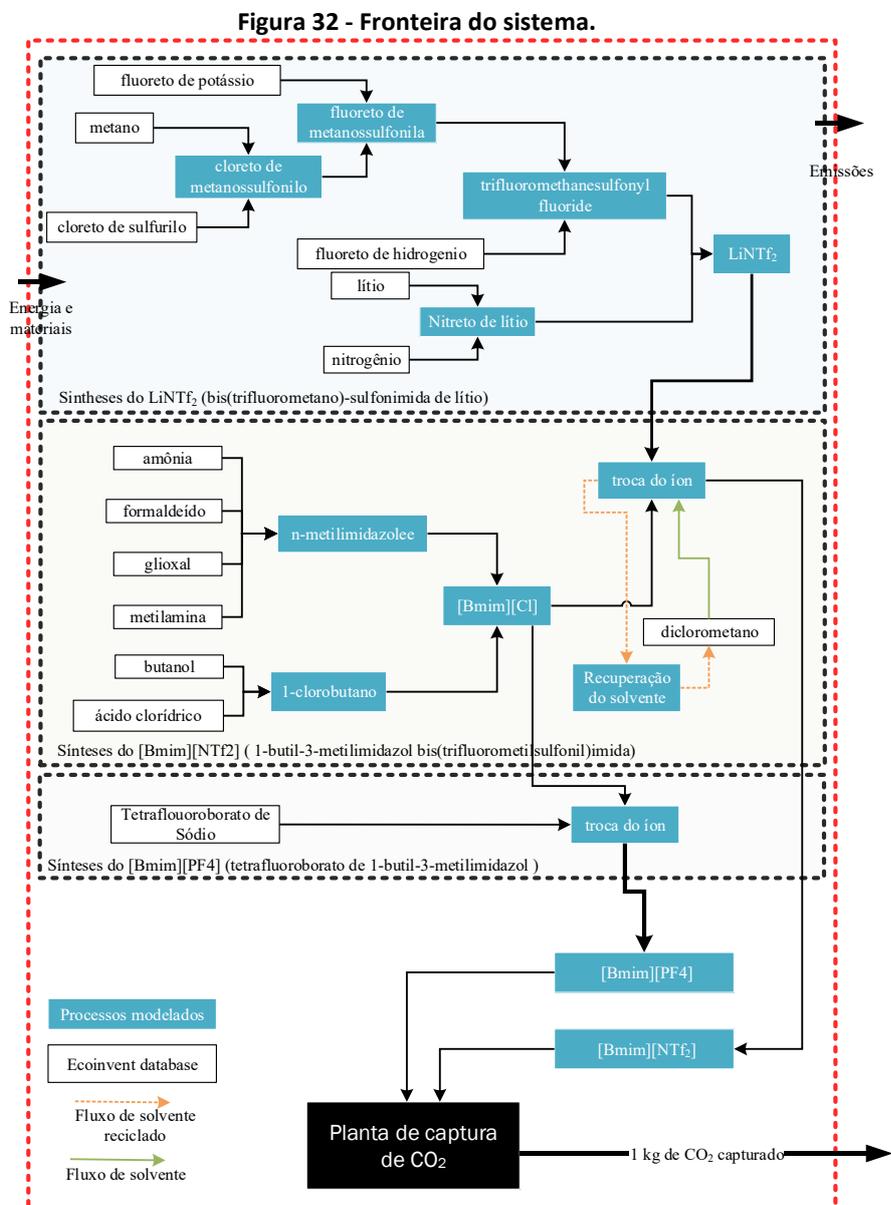
$$(1) E_i = \Delta H \times F_c$$

$$(2) \Delta H = \sum (n \times \hat{H})_{\text{outputs}} - \sum (n \times \hat{H})_{\text{inputs}}$$

$$(3) \hat{H} = \Delta \hat{H}^{\circ} + \int_{T_1}^{T_2} C_p \times \Delta T$$

Onde: ΔH é a entalpia de reação; n é o número de mols, H é a entalpia do reagente; $\Delta \hat{H}^{\circ}$ é a entalpia de formação; C_p é a capacidade térmica; T_1 é a temperatura de referência (25 °C); T_2 é a temperatura final da reação e F_c é são fatores

empíricos, 4.2 para reações endotérmicas e assumido como fornecido pelo gás natural e 3.2 para reações exotérmicas e assumiu que o resfriamento é fornecido pela eletricidade (Mehrkish and Karunanithi, 2013).



Fase de uso: Os dados da solubilidade do CO₂ nos LIs foram calculados e realizado a média dos resultados obtidos conforme mostra a tabela 1. Portanto, a quantidade mássica dos LIs foram calculadas para a UF, obtendo-se o resultado de 13,42 kg do [Bmim][BF₄] e 15,52 kg do [Bmim][NTf₂]. Para este estudo o reciclo/reuso dos LIs foram considerados iguais para ambos, assim como a energia demandada para o processo de captura do CO₂.

Tabela 1 – Fração molar de CO₂ dissolvido no Líquido Iônico

Líquido Iônico	Hou and Baltus, (2007)	Kroon et al., (2005)	Média
[Bmim][BF ₄]	0,26	0,29	0,28
[Bmim][NTf ₂]	0,37	0,39	0,38

Resultados e discussão

Conforme mostra a Tabela 2 a produção e uso do [Bmim][NTf₂] para captura de 1 kg de CO₂ apresentou valores mais elevados de impactos ambientais em todas as categorias quando comparado com o [Bmim][BF₄]. Logo, os resultados indicam que a troca do íon BF₄⁻ pelo NTf₂⁻ provocou um acréscimo considerável dos impactos em todas as categorias avaliadas. Os resultados deste estudo sugerem que o LI [Bmim][NTf₂] apesar de apresentar uma maior solubilidade ao CO₂, demandando menos massa de LI para captura de 1 kg de CO₂, apresentou maiores impactos ambientais.

Tabela 2 – Resultados da ACV para captura de 1 kg de CO₂

Categoria de danos	Unidade	[Bmim][BF ₄]	[Bmim][NTf ₂]
Saúde Humana	DALY	1.75E-04	5.31E-04
Qualidade do ecossistema	PDF*m ² *yr	1.26E+01	4.13E+01
Mudanças climáticas	kg CO ₂ eq	1.24E+02	3.10E+02
Recursos	MJ primary	2.91E+03	6.27E+03

Estudos anteriores relatam a importância da reutilização de IL, por exemplo em Amado Alviz and Alvarez, (2017) os resultados mostraram que a recuperação de solventes é um parâmetro crucial que pode tornar o uso de líquidos iônicos uma alternativa atraente comparável ao tolueno para produção de ácido acetilsalicílico. Zhang et al., (2008) estudaram, a partir de uma análise de sensibilidade, o número de vezes que a reutilização de solventes foi avaliada considerando 5 a 20 vezes a reutilização. Segundo esse autor, mesmo com reutilização de 20 vezes, os processos que utilizam água ou IL ainda exibem um impacto maior no ciclo de vida quando comparados ao processo tradicional com solventes orgânicos. Por outro lado, Farahipour and Karunanithi (2014) em seu estudo comparativo entre o acetato de 1-butil-3-metilimidazólio ([Bmim][Ac]) e metil etil amina (MEA) em processo de captura e seqüestro de carbono (CCS) assumiu uma reutilização completa do líquido iônico, ou seja, não assumiram nenhuma degradação ou perda do LI. Segundo seus resultados o uso de LI em CCS apresentou uma redução das emissões de gases de efeito estufa em 50%.

Neste trabalho os resultados também apontam que as emissões, em termos de CO₂ eq. são elevadas e viabilidade do uso dos LI para captura de CO₂, pelo menos em escala laboratorial, depende da reciclagem e reuso dos LI.

Conclusões

Este trabalho sugere que sistemas de captura de CO₂ com melhores resultados de solubilidade ao dióxido de carbono não necessariamente são os que apresentam melhor desempenho ambiental. O LI [Bmim][NTf₂] apesar de apresentar eficiência de solubilidade ao dióxido de carbono 35 % superior quando comparado ao [Bmim][BF₄] apresentou os maiores impactos ambientais em todas as categorias avaliadas. O estudo demonstrou que a troca do íon NTf₂⁻ pelo BF₄⁻ realizada em um líquidos iônicos baseados em imidazol reduziu consideravelmente os impactos ambientais. Por outro lado, os resultados dos impactos de ciclo de vida de ambas as substâncias avaliadas ainda é muito superior à quantidade de CO₂ capturada. Portanto, é possível afirmar que a viabilidade do uso dos LI, em tecnologia de captura de CO₂, depende da quantidade de vezes que o LI será reciclado.

Referências

- ABNT, 2009a. NBR ISO 14040: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro.
- ABNT, 2009b. NBR ISO 14044. Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, Brazil.
- Amado Alviz, P.L., Alvarez, A.J., 2017. Comparative life cycle assessment of the use of an ionic liquid ([Bmim]Br) versus a volatile organic solvent in the production of acetylsalicylic acid. *J. Clean. Prod.* 168, 1614–1624. doi:10.1016/j.jclepro.2017.02.107
- Cuéllar-Franca, R.M., García-Gutiérrez, P., Taylor, S.F.R., Hardacre, C., Azapagic, A., 2016. A novel methodology for assessing the environmental sustainability of ionic liquids used for CO₂ capture †. *Faraday Discuss.* 192, 283–301. doi:10.1039/C6FD00054A

- Cui, G., Wang, J., Zhang, S., 2016. Active chemisorption sites in functionalized ionic liquids for carbon capture. *Chem. Soc. Rev.* 45. doi:10.1039/c5cs00462d
- Dunn, M.H., Cole, M.L., Harper, J.B., 2012. Effects of an ionic liquid solvent on the synthesis of γ -butyrolactones by conjugate addition using NHC organocatalysts. *RSC Adv.* 2, 10160. doi:10.1039/c2ra21889e
- Farahipour, R., Karunanithi, A., 2014. Life Cycle Environmental Implications of CO₂ Capture and Sequestration with Ionic Liquid 1-butyl-3-methylimidazolium acetate. *ACS Sustain. Chem. Eng.* 2, 2495–2500. doi:10.1021/sc400274b
- Hasib-ur-Rahman, M., Siaj, M., Larachi, F., 2010. Ionic liquids for CO₂ capture-Development and progress. *Chem. Eng. Process. Process Intensif.* 49, 313–322. doi:10.1016/j.cep.2010.03.008
- Hou, Y., Baltus, R.E., 2007. Experimental {Measurement} of the {Solubility} and {Diffusivity} of {CO} $\text{\textit{2}}$ in {Room}-{Temperature} {Ionic} {Liquids} {Using} a {Transient} {Thin}-{Liquid}-{Film} {Method}. *Ind. Eng. Chem. Res.* 46, 8166–8175. doi:10.1021/ie070501u
- Huebschmann, S., Kralisch, D., Loewe, H., Breuch, D., Petersen, J.H., Dietrich, T., Scholz, R., 2011. Decision support towards agile eco-design of microreaction processes by accompanying (simplified) life cycle assessment. *Green Chem.* 13, 1694. doi:10.1039/c1gc15054e
- Kroon, M.C., Shariati, A., Costantini, M., Van Spronsen, J., Witkamp, G.J., Sheldon, R.A., Peters, C.J., 2005. High-pressure phase behavior of systems with ionic liquids: Part V. the binary system carbon dioxide + 1-butyl-3-methylimidazolium tetrafluoroborate. *J. Chem. Eng. Data* 50, 173–176. doi:10.1021/je049753h
- Kumar, S., Cho, J.H., Moon, I., 2014. Ionic liquid-amine blends and CO₂BOLs: Prospective solvents for natural gas sweetening and CO₂ capture technology-A review. *Int. J. Greenh. Gas Control* 20, 87–116. doi:10.1016/j.ijggc.2013.10.019
- Li, L., Zhao, N., Wei, W., Sun, Y., 2013. A review of research progress on CO₂ capture, storage, and utilization in Chinese Academy of Sciences, in: *Fuel*. doi:10.1016/j.fuel.2011.08.022
- Mehrkes, A., Karunanithi, A.T., 2016a. Life-Cycle Perspectives on Aquatic Ecotoxicity of Common Ionic Liquids 1–12.
- Mehrkes, A., Karunanithi, A.T., 2016b. Life-Cycle Perspectives on Aquatic Ecotoxicity of Common Ionic Liquids. *Environ. Sci. Technol.* 50, 6814–6821. doi:10.1021/acs.est.5b04721
- Mehrkes, A., Karunanithi, A.T., 2013. Energetic ionic materials: How green are they? A comparative life cycle assessment study. *ACS Sustain. Chem. Eng.* 1, 448–455. doi:10.1021/sc3001383
- Olajire, A.A., 2010. CO₂ capture and separation technologies for end-of-pipe applications - A review. *Energy*. doi:10.1016/j.energy.2010.02.030
- Ozkutlu, M., Orhan, O.Y., Ersan, H.Y., Alper, E., 2016. Kinetic Performance of Ionic Liquid – Diethanolamine System for CO₂ Absorption. *Chem. Data Collect.* doi:10.1016/j.cdc.2016.05.001
- Peterson, J.E., 2013. Ionic Liquid/CO₂ Co-Fluid Refrigeration: CO₂ Solubility Modeling and Life Cycle Analysis. PhD Thesis, University of Notre Dame.
- Righi, S., Morfino, A., Galletti, P., Samori, C., Tugnoli, A., Stramigioli, C., 2011. Comparative cradle-to-gate life cycle assessments of cellulose dissolution with 1-butyl-3-methylimidazolium chloride and N-methyl-morpholine-N-oxide. *Green Chem.* 13, 367–375. doi:10.1039/c0gc00647e
- Torralba-Calleja, E., Skinner, J., Gutiérrez-Tauste, D., 2013. CO₂ Capture in Ionic Liquids: A Review of Solubilities and Experimental Methods. *J. Chem.* 473584. doi:10.1155/2013/473584
- Zhang, X., Zhang, X., Dong, H., Zhao, Z., Zhang, S., Huang, Y., 2012. Carbon capture with ionic liquids: overview and progress. *Energy Environ. Sci.* 5, 6668. doi:10.1039/c2ee21152a
- Zhang, Y., Bakshi, B.R., Demessie, E.S., 2008. Life cycle assessment of an ionic liquid versus molecular solvents and their applications. *Environ. Sci. Technol.* 42, 1724–1730. doi:10.1021/es0713983

AValiação de Ciclo de Vida de Estratégias de Tratamento de Efluente Doméstico e Resíduos de Alimento nos Estados Unidos

Adilson Moacir Becker Jr.^{1,2}, Kevin Yu², Lauren B. Standler³, Adam L. Smith³

¹*Universidade de Santa Cruz do Sul, UNISC, Santa Cruz do Sul, RS, Brasil, adilsonj@unisc.br*

²*University of Southern California, Los Angeles, CA, Estados Unidos*

³*Rice University, Houston, TX, Estados Unidos*

Resumo: Resíduos orgânicos representam importante parcela de energia perdida na destinação final, e equivale a 21% dos resíduos sólidos urbanos (RSU) nos Estados Unidos. Destinação de resíduos orgânicos resultam na produção de gás metano, assim como também demanda capacidade de aterramento. Neste contexto, o presente estudo objetivou avaliar a performance ambiental da co-digestão de resíduos orgânicos de alimentos junto ao tratamento doméstico de efluente utilizando a tecnologia de Biorreatores Membranas Anaeróbias (AnMBR), comparada a tecnologias de lodo ativado de taxa rápida (HRAS) considerando três opções para a destinação dos resíduos orgânicos: Aterro (LF), digestão anaeróbia (AD) e compostagem (CP). A metodologia de avaliação de impacto utilizada foi a TRACI. Simulações de Monte Carlo foram utilizadas para avaliar incertezas de dados. A maioria dos parâmetros analisados esteve associada com a tecnologia de membranas, que representa uma forma inovadora na biotecnologia, a qual combina o tratamento anaeróbio com a separação por membranas. Em relação aos resultados, todos os cenários avaliados atingiram um balanço energético favorável, indicando que energia foi recuperada. Os cenários avaliados para AnMBR e HRAS/AD apresentaram resultados similares quanto ao balanço energético. O sistema de membranas recuperou 62% mais energia através da produção de biogás, porém demandou maior quantidade de energia para controle de incrustação. O cenário AnMBR também foi influenciado pelo metano dissolvido no efluente. A cogestão permite potencializar sinergias que podem dar suporte a redução de impactos ambientais. Este trabalho, portanto, enfatiza as oportunidades como também os desafios relacionados a sistemas alternativos de tratamento de efluentes e resíduos orgânicos.

Palavras-chave: Resíduos Orgânicos, Digestão Anaeróbia, Membranas, Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), Cogeração de energia

Introdução

Resíduos orgânicos de alimentos, descartados ou perdas na cadeia de suprimento, representam uma fonte de energia que atualmente é pouco aproveitada. Nos Estados Unidos, aproximadamente 39,7 milhões de toneladas de resíduos de alimentos são aterrados por ano representam a maior contribuição na gestão de resíduos sólidos municipais (21,1% de todos os resíduos gerados) (BSR, 2012). Todavia, ao aterrar resíduo orgânico, este resulta na produção de metano que, quando não coletado e controlado, contribui para o aquecimento global em um fator de vinte e oito vezes maior que dióxido de carbono em um intervalo de 100 anos.

Compostagem e digestão anaeróbia são duas das tecnologias aplicadas para gerenciar e extrair recursos (energéticos e nutrientes) dos restos de alimento. A compostagem representa uma mistura de resíduos orgânicos em camadas para possibilitar a degradação aeróbia e formação de composto. Por outro lado, a digestão anaeróbia representa uma alternativa atrativa aos aterros uma vez que a energia pode ser recuperada através da obtenção de biogás rico em metano, o qual, por sua vez, pode ser convertido em eletricidade via cogeração de energia. Mesmo que a energia também possa ser recuperada de forma semelhante através do gás de aterro, em média, apenas 28% deste gás é utilizado, enquanto que 22% é queimado e 50% emitido para a atmosfera (European Commission Joint Research Centre, 2010). Sistemas de digestão anaeróbia são usualmente encontrados para estabilizar a produção de lodo em estações de tratamento de efluentes (ETEs), principalmente nos EUA, possibilitando assim uma oportunidade para co-gerenciar resíduos orgânicos de alimentos e efluente doméstico utilizando processos convencionais de tratamento e digestão anaeróbia, ou mesmo novas biotecnologias como reatores de membranas anaeróbias (AnMBRs).

Em relação aos processos de tratamento de efluente, Lodos Ativados de Alta Taxa (HRAS) combinados com Digestão Anaeróbia representam uma das tecnologias já estabilizadas e com rendimento significativo quanto ao tratamento de efluentes domésticos. Enquanto isso, novas tecnologias, como membranas, vêm sendo estudadas de modo a maximizar a energia recuperada, sem, no entanto, considerar uma percepção holística quanto aos potenciais impactos ambientais e ganhos reais do sistema. AnMBRs combinam o tratamento anaeróbio com o processo de separação por membranas, de modo a obter recuperação de energia diretamente dos resíduos ao invés do tratamento de lodo, quando aplicada a tecnologia de digestão anaeróbia. Assim, o co-gerenciamento de efluentes domésticos e resíduos orgânicos pode ser obtido tanto através do sistema de digestão quanto membranas anaeróbias. Estudos anteriores



Foi definida uma unidade funcional de 5 milhões de galões por dia (MGD) de efluente doméstico tratado, de modo a atingir os requisitos de tratamento secundário da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA). Esta unidade justifica-se com base nos dados do projeto *U.S. EPA's CHP Partnership*, que sugere este valor como vazão mínima para que sistemas de cogeração de energia sejam economicamente viáveis. Uma taxa de vazão de 5 MGD representa a geração de efluente por aproximadamente 71.000 pessoas, com base na média de 2.54 pessoas por residência nos EUA (U.S. Census, 2015) e geração de 70,6 galões per capita por dia (Tchobanoglous et al., 2003). Além disso, uma pessoa nos EUA gera em média 4,38 libras de resíduos sólidos por dia, sendo 21,1% resíduos alimentícios (U.S EPA, 2014). Portanto, estima-se que uma população equivalente a 71.000 pessoas gera aproximadamente 29.700 kg de resíduos alimentícios por dia. Assumindo uma porcentagem de resíduos alimentícios seco igual a 30%, 95% de sólidos voláteis por resíduo seco e 1,54 kg de Demanda Química de Oxigênio (DQO) por kg de resíduo alimentício, com base no relatório desenvolvido por (PE Americas, 2011), estimou-se que esta quantidade de resíduo adicionaria 688 mg DQO/L na composição do efluente doméstico. Ao adotar uma concentração de efluente doméstico de concentração média igual a 430 mg DQO/L (Tchobanoglous et al., 2003), a adição de resíduo orgânico alimentício ao efluente doméstico contribuiria para uma concentração total de 1120 mg DQO/L.

A performance do sistema de membranas foi baseada em sistemas de bancada e de escala-piloto. A produção de biogás para o sistema AnMBR foi calculado com base na remoção de DQO menos a DQO associada a redução de sulfato (Smith et al., 2013) e estimativa de crescimento de biomassa (Hu e Stuckey, 2006). Foi estimada uma produção de metano de 0,369 m³/kg DQO, com base em (Tchobanoglous et al., 2003). Metano dissolvido foi calculado pela lei de Henry e estimado estar saturado na linha da base. O gerenciamento de lodo foi modelado com base nas práticas de disposição de lodo nos EUA (60% aplicação em solo, 22% incineração e 17% aterro sanitário) (WEF, 2006). As propriedades das membranas foram baseadas em membranas de fibras ocas, considerando os materiais e componentes específicos de acordo com os fabricantes. Neste aspecto, é importante destacar que os resíduos alimentícios agregados ao efluente podem contribuir com a incrustação dos módulos de membranas. Ainda assim, Pretel et al., (2015 a,b) demonstraram que a adição de resíduos alimentícios podem não representam risco de incrustação desde que mantenha-se um pré-tratamento adequado. Neste trabalho, os resíduos foram modelados como sendo coletados em pontos específicos e transportados para aterros, centros de compostagem, ou ETEs centralizadas. A distância de coleta foi estimada em 50km para aterros e centros de compostagens, e 25km para ETEs. A energia de pré-tratamento para os resíduos alimentícios foi definida como 140 kWh/tonelada (Takata et al., 2013). O balanço de energia líquido foi calculado como soma de todas as demandas energéticas para o tratamento menos a eletricidade gerado via co-digestão. A eletricidade necessária para os equipamentos da estação foi estimada para bombas, sopradores e misturadores.

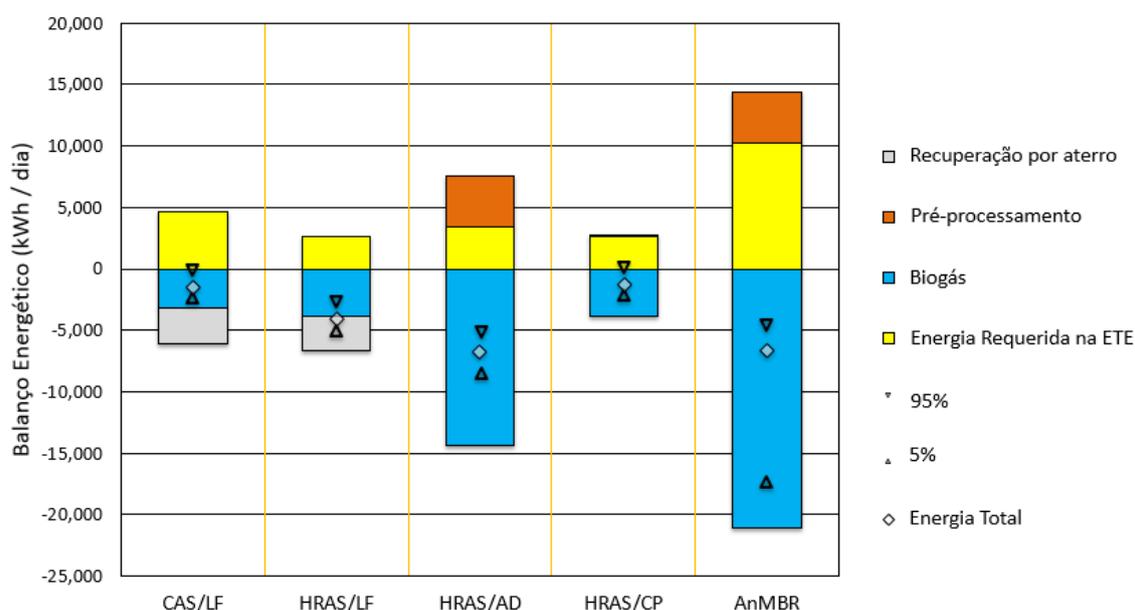
Foi definido o método TRACI 2.0 para a avaliação de impacto de ciclo de vida. Em relação aos dados, foram utilizados processos unitários preferencialmente do banco de dados da Ecoinvent, sendo necessário em alguns casos a busca em outras bibliotecas. O modelo foi construído com a aplicação do MS Excel e os bancos de dados extraídos do SimaPro 8. Para avaliação de incertezas, a análise de Monte Carlo, com 50.000 simulações, foi aplicada para avaliar o impacto agregado dos dados assumidos. A maioria dos parâmetros analisados estão associados ao sistema AnMBR, devido ao estágio recente de desenvolvimento. Dentre estes, foram definidas diferentes porcentagens para recuperação de metano dissolvido (0 a 100%) e eficiência a cogeração de energia (0 a 100%), variabilidade na distância percorrida, como também na energia necessária para pré-processamento de resíduos orgânicos. Por outro lado, análises de sensibilidade foram realizadas para avaliar a performance dos sistemas baseada na porcentagem de resíduo alimentício desviado dos aterros sanitários (método convencional) para as opções alternativas de tratamento (compostagem, digestão anaeróbia e AnMBR).

Resultados e discussão

Todos os cenários analisados apresentaram um balanço energético negativo, indicando recuperação energética. O cenário base CAS/LF apresentou os menores índices de recuperação energética, equivalente a 1460 kWh/d, principalmente devido a considerável demanda energética na ETE como também a baixa produção de biogás, exclusivamente para digestão do lodo do tratamento secundário. Os cenários HRAS/AD e AnMBR apresentaram resultados totais similares para recuperação energética; ainda assim, AnMBR recuperou 62% mais energia através da produção de biogás. No entanto, esta recuperação energética foi parcialmente compensada por uma demanda maior em relação a energia necessária para controle de incrustação nos módulos de membranas, o que representou 61% da demanda energética na Estação de Tratamento e foi cinco vezes maior que a demanda energética para a Estação HRAS. Portanto, mesmo que recupere uma quantidade de energia significativa, há um consumo maior devido a

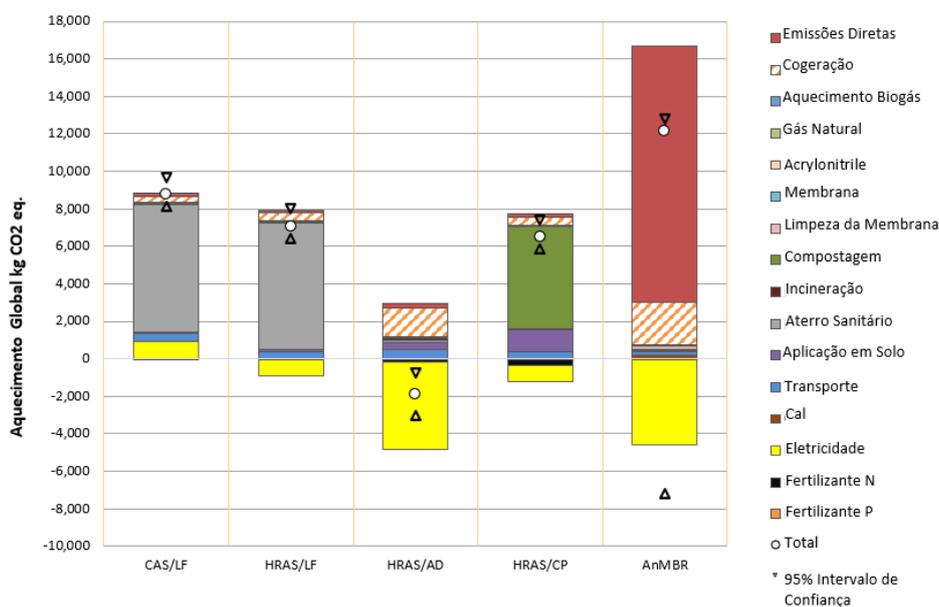
manutenção do sistema de membranas, conforme pode ser visualizado na Figura 2. A análise de incertezas do sistema AnMBR demonstrou um intervalo de confiança 95% mais amplo, comparado aos demais cenários, devido a uma variação maior dos parâmetros de controle de incrustação e outras propriedades do sistema de membranas, como recuperação de metano dissolvido e energia. As incertezas relacionadas ao pré-processamento dos resíduos alimentícios não contribuíram significativamente para os resultados. Em resumo, as incertezas para o cenário AnMBR sugerem uma tendência para maior potencial de recuperação energética deste cenário.

Figura 2 – Balanço Energético para os cinco cenários analisados.



Emissões fugitivas de gases de efeito estufa, como metano, representam a principal preocupação em relação a processos de tratamento de resíduos e efluentes que produzam biogás. Para o cenário de AnMBR as emissões do metano dissolvido em efluente contribuem significativamente para a categoria de aquecimento global. Para este estudo, foi assumido 0% de metano dissolvido recuperado no sistema de membranas anaeróbias o que contribuiu para que 81% das emissões de aquecimento global estivessem relacionadas as emissões fugitivas (Figura 3). Desta forma, é importante destacar que as emissões fugitivas do metano dissolvido no efluente representam um *hot spot* do processo de tratamento; portanto, reduzir o impacto ambiental desta tecnologia, principalmente no que diz respeito a emissões de GEE, deve estar correlacionado com prevenir a liberação de metano, e consequentemente, aumentar a eficiência de recuperação do gás. Além disso, com esta recuperação mais eficiente, a proposta pode vir a compensar as emissões da matriz elétrica nacional. A matriz elétrica americana é representada por aproximadamente 52% proveniente da queima de carvão mineral, 20% nuclear, 16% gás natural, 7% hidroeleticidade e 5% representativo a energias. Tecnologias para recuperação de metano dissolvido vem sendo estudadas, de modo a viabilizar o tratamento tanto pela perspectiva econômica, quanto ambiental (Bandara et al., 2012; Cookney et al., 2012; Cookney et al., 2016).

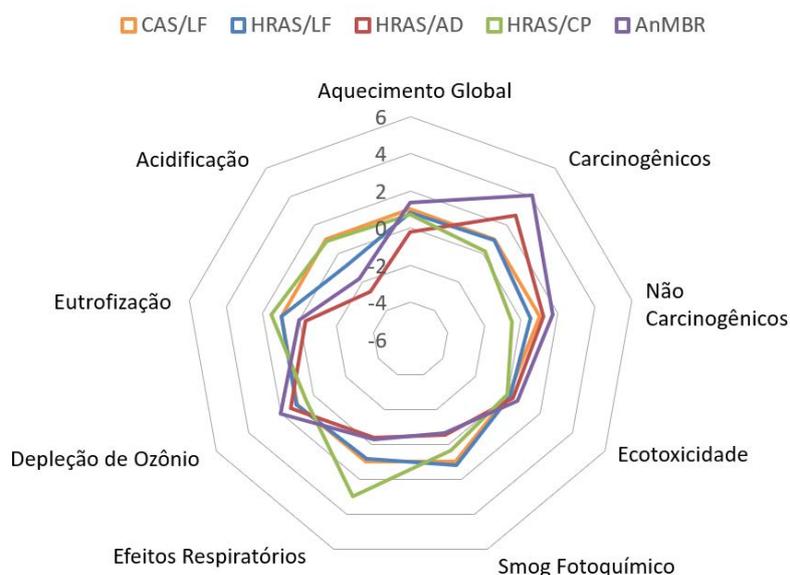
Figura 3 – Categoria de aquecimento global para os cenários estudados.



Os cenários CAS/LF, HRAS/LF e HRAS/CP também apresentaram impactos significativos na categoria de aquecimento global, devido respectivamente as emissões fugitivas dos aterros sanitários (nos dois primeiros cenários), e na compostagem resultado de gases como metano (pelo processo anaeróbio, quando não evitado) e óxidos nitrosos (pela presença de nitrogênio). Neste sentido, o cenário HRAS/AD foi o único a compensar emissões de gases de efeito estufa.

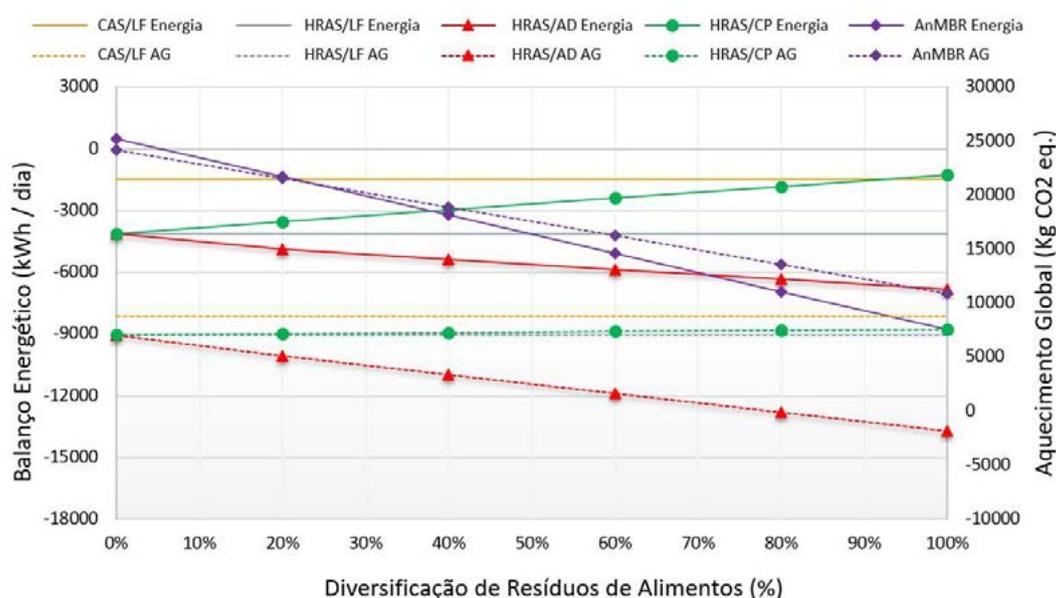
No gráfico abaixo (Figura 4), pode ser observado os resultados normalizados para as categorias de impacto em todos os cenários. Os cenários HRAS/AD e AnMBR demonstram resultados positivos decorrentes da recuperação energética, como pode ser observado na categoria de Aquecimento Global; porém, também apresentam efeitos adversos decorrentes da recuperação energética, que contribuem negativamente para a categoria de carcinogênicos, não-carcinogênicos e depleção de ozônio, efeito direto da cogeração de eletricidade através do biogás produzido.

Figura 4 – Gráfico radar demonstrando os impactos ambientais para todos os cenários avaliados.



Além dos resultados já elencados, também é importante ressaltar a diversificação de resíduos alimentícios. Os cenários avaliados anteriormente demonstraram os impactos decorrentes da diversificação de 100% dos resíduos alimentícios para os tratamentos alternativos; desta forma, os cenários HRAS/AD, HRAS/CP e AnMBR avaliaram toda a diversificação dos resíduos para respectivamente digestão anaeróbia, compostagem e tratamento combinado a membranas anaeróbias. A partir dos resultados já discutidos, a Figura 5 apresenta a diversificação gradual dos resíduos alimentícios para os respectivos tratamentos expostos em cada cenário. A partir destes resultados, observa-se que o cenário AnMBR apresentou a maior sensibilidade em relação a diversificação de resíduos alimentícios, afetando tanto o panorama de recuperação energética como também de aquecimento global (Figura 5). O balanço energético tornou-se gradativamente mais favorável à medida que a diversificação do resíduo alimentício foi aumentada, principalmente para o cenário AnMBR. Os impactos de aquecimento global, por sua vez, reduziram com a maior parcela de resíduo alimentício sendo considerada, resultado de uma maior recuperação energética e redução dos impactos decorrentes de aterros sanitários. Comportamento semelhante é observado para o cenário HRAS/AD, sendo assim também positivamente afetado por um maior percentual de resíduo orgânico recuperado.

Figura 5 - Análise de sensibilidade considerando a variação de resíduo alimentício diversificado em todos os cenários analisados*



*O parâmetro energia (apresentado como linhas sólidas no gráfico) representa o balanço energético gradativo com a diversificação dos resíduos, enquanto que a categoria AG representa o potencial de aquecimento global gradativo (apresentado como linhas pontilhadas).

Conclusões

O co-gestão de efluente doméstico e resíduo alimentício pode possibilitar ganhos quanto a performance ambiental, se comparado a gestão segregada. A utilização de sistemas de lodo ativado de alta taxa e digestão anaeróbia para resíduos orgânicos (HRAS/AD) apresenta o melhor cenário de recuperação energética, como também de reduzido impacto ambiental, nas categorias e condições avaliadas neste estudo de ACV. Ainda assim, destaca-se a desvantagem do impacto relacionado a cogeração de eletricidade do biogás. O cenário de membranas (AnMBR) apresenta resultados promissores em alguns aspectos, porém ainda carece de futuras pesquisas e desenvolvimento de modo a reduzir impactos, como a emissão de metano pela concentração de metano dissolvido no efluente.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Universidade do Sul da Califórnia, ao departamento de Engenharia Civil e Ambiental Sonny Astany, a CAPES e ao CNPQ.

Referências

- BANDARA, W.M., KINDAICHI, T., SATOH, H., SASAKAWA, M., NAKAHARA, Y., TAKAHASHI, M., OKABE, S., 2012. Anaerobic treatment of municipal wastewater at ambient temperature: analysis of archaeal community structure and recovery of dissolved methane. *Water Res.* 46 (17), 5756–5764.
- BSR, 2012. Food Waste: Tier 1 Assessment. Prepared for The Grocery Manufacturers Association (GMA) and Food Marketing Institute (FMI).
- COOKNEY, J., CARTMELL, E., JEFFERSON, B., MCADAM, E., 2012. Recovery of methane from anaerobic process effluent using poly-di-methyl-siloxane membrane contactors. *Water Sci. Technol.* 65 (4).
- COOKNEY, J., MCLEOD, A., MATHIOUDAKIS, V., NCUBE, P., SOARES, A., JEFFERSON, B., MCADAM, E.J., 2016. Dissolved methane recovery from anaerobic effluents using hollow fibre membrane contactors. *J. Membr. Sci.* 502, 141–150.
- European Commission Joint Research Centre, 2010. ELCD Life Cycle Inventory Database.
- HU, A.Y., STUCKEY, D.C., 2006. Treatment of dilute wastewaters using a novel submerged anaerobic membrane bioreactor. *J. Environ. Eng.-ASCE* 132 (2), 190–198.
- PE Americas, 2011. Life Cycle Assessment of Systems for the Management and Disposal of Food Waste.
- PRETEL, R., DURAN, F., Robles, A., Ruano, M., Ribes, J., Serralta, J., Ferrer, J., 2015a. Designing an AnMBR-based WWTP for energy recovery from urban wastewater: the role of primary settling and anaerobic digestion. *Sep. Purif. Technol.* 156, 132–139.
- PRETEL, R., SCHOENER, B., FERRER, J., GUEST, J., 2015b. Navigating environmental, economic, and technological trade-offs in the design and operation of submerged anaerobic membrane bioreactors (AnMBRs). *Water Res.* 87, 531–541.
- SMITH, A.L., SKERLOS, S.J., RASKIN, L., 2013. Psychrophilic anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater. *Water Res.* 47 (4), 1655–1665.
- SMITH, A.L., STADLER, L.B., CAO, L., LOVE, N.G., RASKIN, L., SKERLOS, S.J., 2014. Navigating wastewater energy recovery strategies: a life cycle comparison of anaerobic membrane bioreactor and conventional treatment systems with anaerobic digestion. *Environ. Sci. Technol.* 48 (10), 5972–5981.
- TAKATA, M., FUKUSHIMA, K., KAWAI, M., NAGAO, N., NIWA, C., YOSHIDA, T., TODA, T., 2013. The choice of biological waste treatment method for urban areas in Japan—an environmental perspective. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 23, 557–567.
- TCHOBANOGLIOUS, G., Burton, F.L., STENSEL, H.D., 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw-Hill, New York, NY.
- U.S. Environmental Protection Agency, 2014. Food Waste to Energy: How Six Water Resource Recovery Facilities are Boosting Biogas Production and the Bottom Line.
- U.S. Environmental Protection Agency. Combined Heat and Power (CHP) Partnership. Portal: <https://www.epa.gov/chp>
- U.S. Census, 2015. Portal: <https://www.census.gov/>
- WEF, 2006. A Guide to Understanding Biosolids Issues. Water Environment Federation.

AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA NA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM PEQUENOS MUNICÍPIOS NO SUL DO BRASIL: ESTUDO DE CASO EM VERA CRUZ – RS.

Adilson Moacir Becker Jr.¹, Adriane Lawisch Rodríguez^{1,2}, Ênio Leandro Machado^{1,2}, Pâmela Andréa Mantey dos Santos², Diosnel Antonio Rodríguez Lopez^{1,2}

¹ Departamento de Engenharia, Arquitetura e Ciências Agrárias, Universidade de Santa Cruz do Sul, UNISC - RS, Brasil, adilsonj@unisc.br

² Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul, UNISC - RS, Brasil

Resumo: O presente estudo teve como objetivo realizar um diagnóstico do Sistema de Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) de Vera Cruz, RS, Brasil, através da Avaliação de Ciclo de Vida. Cinco cenários foram avaliados no presente trabalho: (0) Sistema de gestão convencional atual, (1), Sistema de gestão considerando triagem de 43% de materiais recicláveis, (2) Sistema de gestão assumindo recuperação de 30% dos resíduos orgânicos gerados em compostagens, (3) Sistema integrado com as respectivas recuperações em triagem de recicláveis e compostagem e (4) Sistema integrado otimizado considerando 80 e 85% de recuperação para materiais recicláveis e orgânicos, respectivamente. O programa *Umberto Know the Flow* foi utilizado para modelagem dos inventários e avaliação dos impactos utilizando a método CML 2000. A Unidade Funcional adotada foi equivalente a produção de resíduos sólidos em um ano de referência. Entre os resultados, o cenário atual representou um impacto de 157,8 toneladas de CO₂ equivalente e 1113,2 kg de SO₂ equivalente, respectivamente para as categorias de Aquecimento Global e Acidificação. No Cenário 4, foi possível reduzir o impacto de ambas as categorias em respectivamente 57 e 56%, enquanto que cenários intermediários representaram uma redução de menor magnitude. Transporte e destinação final estão entre as etapas de gestão de resíduos com a maior parcela de contribuição nos impactos ambientais. A ACV, portanto, pode auxiliar na quantificação de potenciais impactos e desta forma auxiliar no processo de tomada de decisão na gestão pública de modo a identificar o melhor cenário de gestão e tratamento para os resíduos sólidos.

Palavras-chave: Gestão de Resíduos, ACV, Impactos Ambientais, triagem, compostagem.

Introdução

Gestão sustentável dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) representa um tópico crucial para as gestões municipais, especialmente em países em desenvolvimento, onde os impactos ambientais e a saúde pública estão intrinsecamente ligados (Jeswani e Azapagic, 2016). Além disso, a gestão dos resíduos também tem suma importância devido aos altos custos relacionados, bem como a defasagem em discernimento aos fatores que afetam as diferentes etapas, como também recursos econômicos limitados (Goulart Coelho e Lange, 2016). A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei Nº 12305/2010, regulamentada pelo Decreto Nº 7404/2010, estabelece os princípios, objetivos e ferramentas almejadas pela gestão integrada de resíduos sólidos (Brasil, 2010; Deus et al., 2017). Nesta, o principal objetivo destacado é a eliminação de práticas ilegais de disposição de resíduos, os lixões ou aterros não controlados. De acordo com publicações da ABRELPE (2011), aproximadamente 40% dos resíduos gerados no país foram destinados de forma inadequada. Mesmo reconhecendo que aterros sanitários, são projetados para proteger o meio ambiente de potenciais impactos, ainda assim apresentam diversas desvantagens, tais como: Considerável geração de metano (que muitas vezes não apresentam coleta e recuperação adequada), risco de vazamento de chorume, e necessidade de áreas consideráveis para implantação, as quais são de difícil adequação em densas regiões urbanas.

Muito em função destas considerações, a compostagem tem se tornado uma alternativa para aterros sanitários. Na compostagem da fração orgânica ocorre a mistura com material degradável, e revolvimento deste material, permitindo assim a decomposição aeróbica e formação de húmus (composto). Esta técnica representa uma alternativa tecnológica adequada para países como o Brasil, de modo a gerenciar a fração orgânica, que representa um desafio para a gestão atual (Deus et al., 2017). Além disso, a recuperação e reciclagem de materiais recicláveis secos também deve ser considerada, uma vez que um dos objetivos da PNRS é justamente promover o uso de matérias primas advindas de materiais recicláveis. Desta forma, a aplicação de compostagem e triagem/reciclagem dos materiais propícios apresenta-se com um potencial ganho ambiental e possibilita atingir as metas estabelecidas pelo governo. Porém, ao fazer isto, é essencial a avaliação detalhada do ciclo de vida destes materiais, desde seu início

até os novos ciclos que possam se estabelecer com a proposta de novas tecnologias a um sistema convencional (de Andrade Junior et al., 2017).

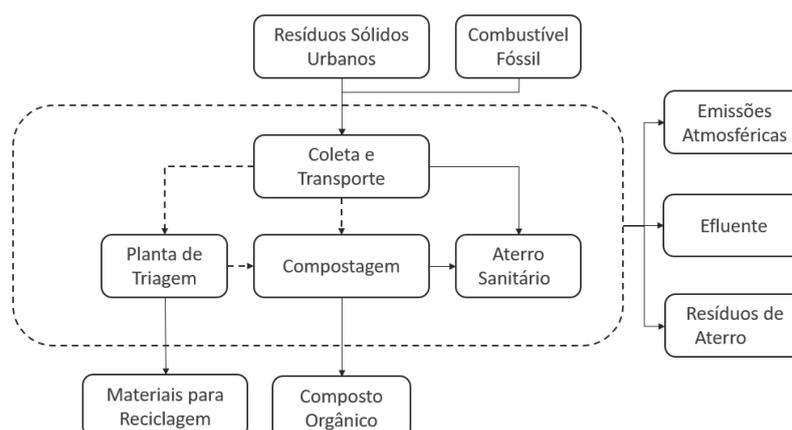
Em conjunto com a busca por novas alternativas, os impactos ambientais associados devem ser avaliados. Assim, a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) representa uma importante forma de analisar estes aspectos, através das quatro fases de sua aplicação, regulamentada pela ISO 14040 e ISO 14044: Definição de objetivos e escopo, inventário de ciclo de vida, avaliação de impacto de ciclo de vida e análise e interpretação dos resultados (ISO, 2006). O presente estudo foi desenvolvido, portanto, com o propósito de diagnosticar e avaliar o cenário atual de gestão de resíduos municipais no município de Vera Cruz, localizado no Estado do Rio Grande do Sul. Esta demanda está intrinsecamente relacionada a diagnósticos que os municípios devem realizar e gerenciar adequadamente, inclusive para garantir fundos de investimento para melhorar as etapas do Setor (Brasil, 2010). Deste estudo, quatro alternativas foram propostas e simuladas para avaliar diferentes impactos ambientais e comparar estes cenários. Com este estudo, é possível identificar problemáticas e sugerir melhorias no sistema de gestão atual.

Metodologia

O estudo foi desenvolvido no município de Vera Cruz -RS, que representa condições de pequenos municípios no sul do Brasil. O município está localizado no Vale do Rio Pardo, 166 km da capital Porto Alegre, com uma área de 310 km² e população de 23,983 habitantes (Censo 2010). As coordenadas de referência são 29°42'53" S e 52°30'20" O (DATUM WGS84). Os dados relevantes a este estudo foram obtidos por questionários, reuniões e pesquisa junto a administração pública do município e empresa responsável pela coleta dos resíduos. As quantidades geradas de resíduos foram avaliadas por séries históricas e quantidades atuais. Os resíduos sólidos foram caracterizados pela técnica de quarteamento: caminhões de coleta de resíduos, vindos de diferentes bairros, descarregaram os materiais em um local provisório, previamente autorizado pela prefeitura. Estas amostragens foram então misturadas até obter uma amostra homogênea, sendo em seguida dividida em quatro partes iguais. Este processo foi repetido até obtenção de quantidades consideráveis para possibilitar a caracterização física dos resíduos. Através de separação manual, os resíduos foram então divididos nas diferentes categorias de materiais.

Em relação a Avaliação de Ciclo de Vida, as fronteiras do sistema estão restritas as etapas de geração, transporte, acondicionamento, tratamento e destinação final do resíduo. A destinação do material reciclado não foi avaliada e o escopo limitou-se ao ponto o qual o material a ser reciclado foi coletado e então destinado para posteriores usos. A definição da Unidade Funcional foi baseada na geração anual de resíduos sólidos. Mesmo que alguns estudos utilizem a unidade funcional de uma tonelada de RSU, optou-se pela quantidade gerada anualmente devido a visibilidade que os resultados poderiam expressar; além disso, objetivou-se evitar a comparação de uma tonelada de resíduo em diferentes localidades sem suficiente informação do sistema de gestão. O inventário de ciclo de vida foi desenvolvido para cada cenário e as fronteiras do sistema foram definidas conforme visualizado na Figura 1.

Figura 1 – Limites e fronteiras do sistema avaliado.



No presente estudo, cinco cenários foram considerados: O cenário atual e quatro alternativos para a gestão de RSU no município. O cenário atual representa a gestão convencional, onde o resíduo é gerado, coletado e transportado para disposição final no aterro sanitário de Minas do Leão – RS. O Cenário 1 (C1) representa proposta alternativa na gestão onde os resíduos recicláveis são triados em uma etapa intermediária, estimados em 43% de redução destes resíduos para destinação em aterros sanitários, conforme representado pelas diretrizes nacionais (ICLEI, 2012).

Assim, este cenário representa a redução de 43% em cada material reciclável considerado, respectivamente para papel, plástico, metal e vidro. O Cenário 2 (C2) representa a simulação onde a compostagem é considerada. Sendo assim, a recuperação de 30% da fração orgânica é estimada (ICLEI, 2012). Os Cenários 3 (C3) e 4 (C4) combinam os objetivos propostos anteriormente em um sistema integrado, com diferentes estimativas de recuperação (Tabela 1).

Tabela 1 - Estimativas de taxa de recuperação para triagem, reciclagem e compostagem.

Material	Estimativas de taxas de recuperação para cada material			
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Vidro	43%	0%	43%	80%
Papel	43%	0%	43%	80%
Metal	43%	0%	43%	80%
Plástico	43%	0%	43%	80%
Orgânico	0%	30%	30%	85%

Os principais parâmetros considerados para o transporte e coleta dos resíduos são apresentados (Tabela 2).

Tabela 2 – Parâmetros considerados para transporte e coleta dos resíduos.

Parâmetros	Cenário base	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Rota de coleta diária	88,33 km	88,33 km	88,33 km	88,33 km	88,33 km
Distância até o aterro sanitário	96 km	96 km	96 km	96 km	96 km
Transporte por ruas primárias	80%	80%	80%	80%	80%
Transporte por ruas rurais	10%	10%	10%	10%	10%
Transporte no Município	10%	10%	10%	10%	10%

Neste estudo, o programa Umberto – *Know the flow* foi utilizado para modelagem. Dados primários foram utilizados quando disponíveis, os quais incluem: Caracterização física dos resíduos sólidos, quantidade de resíduo gerada, distâncias percorridas para transporte e recuperação de frações orgânicas e recicláveis. Dados secundários foram considerados também para complementação dos dados requeridos para a realização da ACV. Neste aspecto, é importante destacar que dados secundários internacionais foram utilizados.

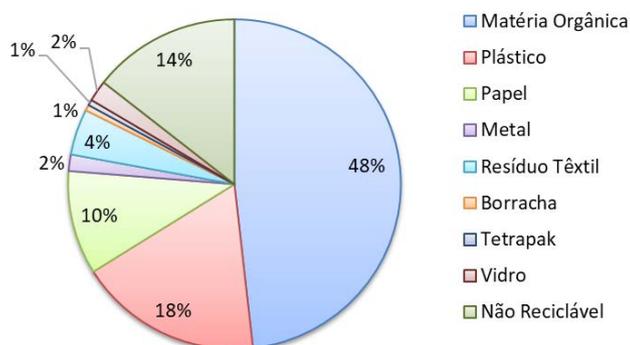
A etapa de coleta e transporte caracteriza a coleta dos RSU nas residências e subsequente transporte até uma área de transbordo e, após, ao aterro sanitário. No estudo, estas etapas foram divididas em dois processos unitários separadas, devido às etapas de triagem e compostagem. O caminhão de coleta de resíduos viaja em média 88,33 km por dia. Esta distância é definida como constante em todos os cenários avaliados, de modo a evitar variação do impacto dentro de categorias ambientais com diferentes distâncias viajadas, o que poderia causar uma interpretação equivocada. Foi assumido que as centrais de compostagem e triagem estariam localizadas próximas a estação de transbordo, mantendo assim a consistência na modelagem de ACV. Assim, a mesma quantidade de resíduos é simulada em todos os cenários; mas, em cenário alternativos, a recuperação de recicláveis e orgânicos reduzir a massa total final de resíduos transportada ao Aterro Sanitário, em Minas do Leão. Este, por sua vez, fica localizado a uma distância de 96 km de Vera Cruz. O método CML 2000 foi selecionado entre os métodos de avaliação de impacto disponíveis. O sistema de avaliação CML permite uma AICV de acordo com os requisitos do ISO 14040 (ISO 2006). As categorias de impacto avaliadas foram: Depleção de recursos abióticos, acidificação, eutrofização, potencial de aquecimento global, toxicidade humana, ecotoxicidade, oxidação fotoquímica. Foi decidido trabalhar com todas as categorias de impacto disponibilizadas pelo método, à exceção de ecotoxicidade marinha, devido à localização geográfica do local em estudo. A escolha das categorias de impacto justifica-se para evitar pontos cegos e interpretações difusas durante a análise. Além disso, foi selecionado o método de alocação *cut off*. Segundo Nicholson et al. (2009), o método de corte define que cada produto sob avaliação deve receber apenas impactos diretamente

causados por esse produto. O estudo seguiu as instruções de *cut off* conforme estabelecido pela ECOINVENT (2017), que recomenda que a produção primária de materiais seja alocada para o usuário principal de um material. Além disso, os produtores de resíduos não recebem nenhum crédito pela reciclagem ou reutilização de produtos resultantes de qualquer tratamento de resíduos, o que não considera os créditos nem impactos de reciclagem e outros processos além dos limites do sistema.

Resultados e Discussões

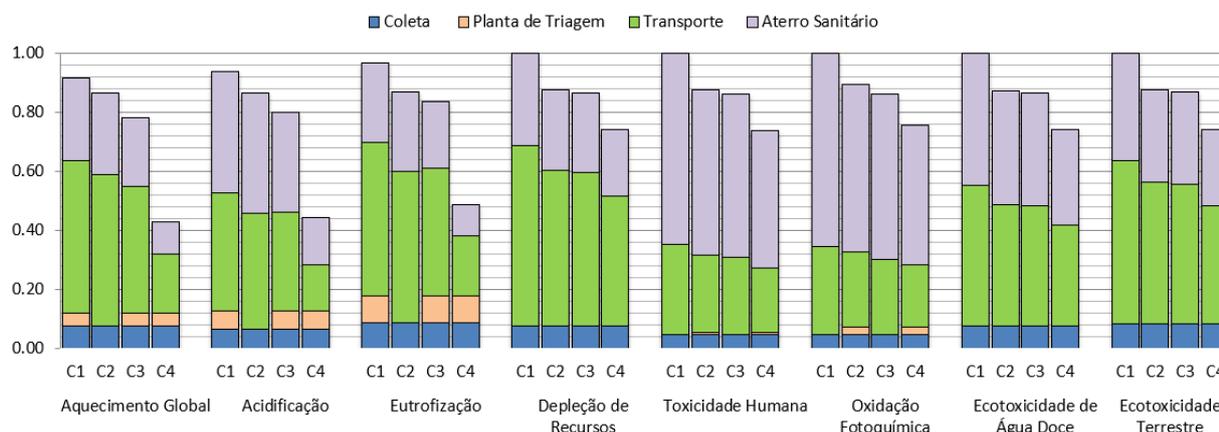
A quantidade anual de resíduos gerados foi de 3,193.75 toneladas / ano, dos quais 32,15% são classificados como potencialmente reciclável, 48,28% matéria orgânica e 19,57% como rejeitos. A Figura 2 apresenta os resultados obtidos através da caracterização física dos resíduos. Os valores médios para Resíduos Sólidos Urbanos consistem em aproximadamente 51,4% de matéria orgânica, 31,9% de material reciclável e 16,7% de outros resíduos. Entre os materiais recicláveis, o plástico representa 13,5% do total, e papel, papelão e Tetra Pak compreendem 13,1%. O metal e o vidro representam 2,9% e 2,4%, respectivamente (ABRELPE 2011). Com base nesses valores, a composição dos Resíduos Sólidos Urbanos em Vera Cruz é semelhante à média brasileira. Segundo Deus et al. (2017), os países em desenvolvimento tendem a apresentar uma maior fração de matéria orgânica e menos materiais reciclados, em comparação com os países desenvolvidos. Bisinella et al. (2017) enfatiza a importância crucial da composição dos resíduos nos estudos de ACV, uma vez que pode influenciar o desempenho ambiental de soluções individuais de gerenciamento de resíduos.

Figura 2 – Caracterização do Resíduo Sólido Urbano em Vera Cruz – RS.



A Figura 3 apresenta os resultados normalizados de acordo com a Unidade Funcional definida.

Figura 3 – Resultados normalizados para as categorias de Impacto Ambiental (método CML 2000).





Os resultados mostraram tendências semelhantes para várias categorias. É possível identificar que o cenário 4 representa a percentagem mais baixa de impacto ambiental através de diferentes categorias. Uma vez que a coleta de resíduos foi definida em distâncias constantes, não há mudanças ao longo das simulações, para esta categoria. Comparando a importância da compostagem e reciclagem, existe uma tendência para a compostagem e, portanto, para o tratamento de resíduos orgânicos como ligeiramente mais benéfico, dentro dos limites deste estudo. Isto é observado devido à maior fração de resíduos orgânicos dentro da composição RSU, quando comparado com materiais recicláveis. Turner et al. (2016) identificaram que o melhor desempenho entre os cenários estudados foi o que considerou aumentar a captação de resíduos alimentares e, ao fazê-lo, desviando os resíduos orgânicos do aterro sanitário. Desta forma, a compostagem e outras possíveis opções de tratamento para a alta parcela da corrente orgânica são de fato essenciais para um manejo sustentável, principalmente nas condições indicadas neste estudo (Deus et al., 2017). Enquanto que a compostagem é amplamente reconhecida como uma alternativa adequada em contextos de baixa renda, aspectos como conhecimento técnico sobre o processo de compostagem, localização e escala do projeto, aceitação no uso de compostagem e a sustentabilidade financeira também devem ser considerados. É importante ressaltar que, ainda assim, ambos fluxos de resíduos orgânicos e recicláveis devem ser abordados adequadamente para diminuir os impactos ambientais globais.

Os resultados para o potencial de aquecimento global no cenário atual mostraram que o impacto predominante ocorre nas etapas de transporte de resíduos e aterro, correspondendo a 94,52 kg (60%) e 51,3 kg (33%) de CO₂ eq. por ano, respectivamente. O processo de transporte considera o ciclo de vida da pré-cadeia, contribuindo assim para uma maior proporção do impacto do aquecimento global. Por outro lado, os principais parâmetros que afetam o potencial de aquecimento global são o gás de aterro produzido, coletado, usado para eletricidade ou queimado, e liberado diretamente para a atmosfera. De fato, a contribuição devido à disposição em aterros sanitários é uma consequência direta das emissões de gases de aterro, particularmente CO₂ e CH₄. Paralelamente à necessidade de alternativas a diversos sistemas de gestão, é essencial manter a eficiência da coleta de gás o mais alto possível em aterros sanitários, a fim de reduzir o impacto do aquecimento global (Dong et al., 2014). Entre as simulações, o cenário 4 resultou no menor impacto estimado (aproximadamente 67,8 toneladas eq. de CO₂). Este cenário otimizado representa uma redução de aproximadamente 57% do cenário atual.

O impacto ambiental devido à acidificação é resultado do transporte e disposição final dos resíduos no aterro sanitário. No sistema de gestão atual, a coleta, transporte e deposição de aterros contribuem, respectivamente, para 6%, 46% e 47% do impacto. As etapas de coleta e transporte representam contribuições de impactos ambientais para os cenários de gerenciamento de resíduos, particularmente devido às emissões diretas de SO₂ (Goulart Coelho e Lange 2016). Já o impacto devido à eutrofização ocorre principalmente devido a altas concentrações de nitratos e amônia no lixiviado de aterro, mesmo quando adequadamente tratadas em estações de tratamento. A eutrofização está fortemente relacionada ao nitrogênio e ao fósforo liberados no ecossistema terrestre ou aquático (Erses Yay, 2015). O estudo atual identificou a etapa de transporte como principal contribuinte para a eutrofização, correspondendo a aproximadamente 60% do impacto, enquanto que 25% é devido à fase de aterro sanitário. Isto é explicado devido ao consumo de combustível, o que aumenta a emissão de óxidos e fosfatos de nitrogênio (Erses Yay, 2015). O aterro sanitário não só contribuiu para uma maior quantidade de geração de lixiviação, mas também uma maior concentração de poluentes de lixiviação (Dong et al., 2014).

A contribuição para o esgotamento dos recursos abióticos ocorre devido ao consumo de combustível fóssil durante as etapas de coleta e transporte de resíduos antes do tratamento final. É evidente que o primeiro cenário exerce o maior impacto nesta categoria, particularmente devido à coleta e transporte de resíduos para o aterro: longas distâncias a serem percorridas. Além disso, o sistema convencional não inclui a recuperação de resíduos. Todos os resíduos são enviados para o mesmo destino, o que causa alto consumo de combustível fóssil e, conseqüentemente, 61% do impacto desse cenário atual envolve o transporte de resíduos. O cenário 4 resulta em uma diminuição significativa do impacto e é explicado por um menor volume de disposição de resíduos e conseqüente redução no consumo de energia. A toxicidade humana diz respeito à liberação de metais pesados para a água. O impacto primário devido ao cenário atual é da disposição do aterro sanitário, o que representa aproximadamente 65% da contribuição. No entanto, o impacto do aterro diminui com os cenários alternativos e otimizados propostos, devido à menor

quantidade de resíduos destinados ao aterro sanitário. O cenário 4 representa 38% do impacto do cenário atual do sistema de gerenciamento, principalmente devido à contribuição reduzida associada ao aterro sanitário.

Conclusões

Este estudo de ACV concluiu que o atual sistema de gestão deve ser melhorado em certos aspectos. Os cenários variaram em termos de seus impactos ambientais. O principal motivo de tais diferenças é atribuído à redução nos resíduos dispostos no aterro sanitário, adotando alternativas de acordo com as diretrizes nacionais brasileiras. Os aterros sanitários representam um importante desafio para as gerações futuras e devem ser usados como último recurso na eliminação de MSW. Assim, a disposição final e o transporte são os passos que causam os maiores impactos. Neste estudo, utilizou-se a modelagem de software Umberto, que incorpora padrões europeus nos cálculos de impacto ambiental. Portanto, uma avaliação usando bancos de dados estritamente brasileiros levaria a resultados mais adequados à realidade nacional, o que vem sendo proposto como complementação a utilização da ACV no Brasil.

Um dos desafios da aplicação da ACV em RSU é integrar os benefícios ambientais das novas etapas de gerenciamento, como a compostagem e a reciclagem. Como essas alternativas podem contrabalançar os benefícios associados às atividades de prevenção de resíduos, esses benefícios devem ser sistematicamente identificados e quantificados. Os resultados desta ACV podem ser usados para quantificar a magnitude dos potenciais benefícios ambientais associados a certas decisões em relação ao sistema de gerenciamento de resíduos. Portanto, a ACV pode contribuir para o desenvolvimento de projetos futuros com o objetivo de reduzir os impactos ambientais.

Agradecimentos

Os autores agradecem a CAPES, CNPq e FAPERGS pelo suporte na realização deste trabalho. Também agradecem aos colaboradores: Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC-RS), RG Ghisleni Consultoria Ambiental e Prefeitura Municipal de Vera Cruz.

Referências

- ABRELPE (2011) Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. Brasil, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais.
- BISINELLA, V., GÖTZE, R., CONRADSEN K., DAMGAARD, A., Christensen, T. H., Astrup, T. F. (2017) Importance of waste composition for Life Cycle Assessment of waste management solutions. *Journal of Cleaner Production* 164: 1180-1191.
- BRASIL (2010) Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, Brasil, Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Lei nº 12.305.
- DE ANDRADE JUNIOR, M. A. U., ZANGHELINI, G. M., SOARES, S. R. (2017) Using life cycle assessment to address stakeholders' potential for improving municipal solid waste management. *Waste Management & Research* 35(5): 541-550.
- DEUS, R. M., BATTISTELLE, R. A. G., SILVA, G. H. R. (2017) Current and future environmental impact of household solid waste management scenarios for a region of Brazil: carbon dioxide and energy analysis. *Journal of Cleaner Production* 155: 218-228.
- DONG, J., CHI, Y., ZOU, D., FU, C., HUANG, Q., Ni, M. (2014) Comparison of municipal solid waste treatment technologies from a life cycle perspective in China. *Waste Management & Research* 32(1): 13-23.
- Ecoinvent (2017). Allocation cut-off by classification. T. E. Organisation. Switzerland.
- ERSES YAY, A. S. (2015). Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: a case study of Sakarya. *Journal of Cleaner Production* 94: 284-293.

GOULART COELHO, L. M., LANGE, L. C. (2016) Applying life cycle assessment to support environmentally sustainable waste management strategies in Brazil. *Resources, Conservation and Recyclin* 128: 438-450.

ICLEI (2012) Governos Locais pela Sustentabilidade. Planos de Gestão de Resíduos Sólidos: Manual de Orientação. Brasília, Brasil, Ministério do Meio Ambiente (MMA).

ISO (2006) ISO 14040. Avaliação de Ciclo de Vida: Princípios e Aplicações. Associação Brasileira de Normas Técnicas.

JESWANI, H. K., AZAPAGIC, A. (2016) Assessing the environmental sustainability of energy recovery from municipal solid waste in the UK. *Waste Management* 50: 346-363.

NICHOLSON, A. L., OLIVETTI, E. A. GREGORY, J. R., FIELD, F. R., KIRCHAIN, R. E. End-of-life LCA allocation methods: open loop recycling impacts on robustness of material selection decisions, *IEEE*.

TURNER, D. A., WILLIAMS, I. D., KEMP, S. (2016) Combined material flow analysis and life cycle assessment as a support tool for solid waste management decision making. *Journal of Cleaner Production* 129: 234-248.



AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA TÉRMICA E DO POTENCIAL DE IMPACTOS AMBIENTAIS DE SISTEMAS DE AQUECIMENTO SOLAR DE ÁGUA PRODUZIDOS A PARTIR DE MATERIAIS ALTERNATIVOS

Adrison Carvalho de Loreto², Adilson Moacir Becker Junior¹, Diosnel Antônio Rodriguez Lopez¹, Adriane de Assis Lawisch Rodriguez¹.

¹Departamento de Engenharia, Arquitetura e Ciências Agrárias, Universidade de Santa Cruz do Sul, UNISC - RS, Brasil
adrison2010@hotmail.com

²Curso de Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul, UNISC- RS, Brasil

Resumo: A energia solar é classificada como uma das alternativas potenciais a obtenção de energia limpa devido ao seu baixo potencial poluidor, além de ser abundante, o que permite a descentralização e expansão do seu uso. Dentre as formas de utilização, os painéis fototérmicos são bastante promissores, uma vez que, no Brasil, aproximadamente 30% da energia elétrica consumida é destinada ao aquecimento de água. Além disso, é de extrema importância garantir a eficiência térmica destes painéis, conciliando também a perspectiva de sustentabilidade dos mesmos. Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo inicial analisar a eficiência térmica de sistemas fototérmicos de cobre com agregação de Dióxido de Titânio nanoestruturado. A síntese do Dióxido de Titânio nanoestruturado foi realizada pelo método sol-gel para agregação em tinta preta fosca comercialmente utilizada para pintura do painel, com intuito de melhoria na eficiência do sistema. Através da comparação em diferentes cenários, observou-se um aumento de eficiência térmica de aproximadamente 8% na matriz de cobre. A partir desta análise, o trabalho objetiva realizar uma avaliação dos impactos e ganhos ambientais do sistema alternativo, constituído de placa com agregação de Dióxido de Titânio, comparando-o com sistema de placas comerciais convencionais. Foi proposta a metodologia de avaliação de ciclo de vida, utilizando como referência sistemas protótipos de aquecimento solar confeccionados em laboratório, com a função de aquecimento de água. O inventário construído será utilizado no programa SimaPro. O estudo visa identificar, portanto, a performance ambiental quando considerada a adição do Dióxido de Titânio na confecção das placas.

Palavras-chave: eficiência térmica, sistemas fototérmicos, dióxido de titânio, aquecimento de água.

Introdução

A crescente preocupação com o aumento da demanda energética e conseqüentemente com a possível escassez de combustíveis fósseis, tem motivado a procura por energias alternativas que em um futuro próximo possam suprir a demanda requerida (Peixoto Gomes, 2012). Neste contexto, a energia solar se destaca significativamente devido a sua caracterização como energia limpa, bem como seu alto potencial energético tanto para produção de energia fototérmica (COMODI, 2015). A energia fototérmica caracteriza-se pela capacidade de um corpo absorver a radiação solar em forma de calor, propiciando assim o funcionamento de sistemas de aquecimento solar de água (Da Rosa, 2016). No Brasil, os sistemas mais utilizados são denominados como sistemas de aquecimento solar de água termossifão. Esses sistemas têm como princípio fundamental a troca de densidade da água em função da temperatura onde a água fria possui maior densidade que a água quente (De Oliveira, 2014). Apesar de apresentar grande eficiência térmica, a produção dos sistemas de aquecimento solar de água apresenta uma alta taxa de impactos ambientais devido à natureza dos componentes dos sistemas, os quais podem se tornar nocivos as pessoas e aos ecossistemas onde são emitidos. Segundo De Loreto AC. et al (2015), os impactos ambientais desse tipo de sistema nas mudanças climáticas e toxicidade humana são derivados da produção e manuseio de metais, bem como da utilização do poliuretano para o isolamento térmico do sistema. Tomando este fator como referência, o presente trabalho propôs a criação de um sistema alternativo confeccionado experimentalmente, o qual foi produzido a partir de materiais alternativos que propiciariam uma diminuição dos impactos ambientais causados na produção do sistema, sem promover a perda da eficiência energética.

Metodologia

Definição do objetivo e escopo

O objetivo da ACV realizada consiste no levantamento dos hotspots do sistema confeccionado, bem como a comparação dos impactos analisados com a literatura. Além disso, foi calculada a eficiência energética procurando a comprovação de que o sistema em questão possui capacidade de substituir o chuveiro elétrico.



Os resultados expressos no presente trabalho irão abranger as seguintes fronteiras:

- Produção do sistema de aquecimento solar de água;
- Transporte da fábrica até o consumidor;
- Tempo de vida útil;
- Disposição final.

Na etapa de produção do sistema foram mensuradas todas as massas utilizadas para a confecção do reservatório térmico, bem como da placa coletora. Uma vez que todos os materiais utilizados para a montagem do sistema são fabricados em cidades diferentes, foram considerados os transportes dos mesmos através de caminhões objetivando a quantificação dos impactos ambientais causados durante o transporte. Posteriormente a 20 anos de uso, grande parte dos componentes do sistema serão dispostos em aterros sanitários, fato este que torna necessária a avaliação dos impactos ambientais produzidos através desta ação.

Definição da unidade funcional

Conforme a ISO 14040 (2006), a unidade funcional permite quantificar a função de um sistema ou produto de forma mais precisa, facilitando assim a matemática por trás da metodologia de quantificação.

Segundo Ardente F. (2004), a escolha da unidade funcional referente a todo o sistema permite avaliar o conjunto do equipamento, com os seus respectivos fluxos de referência para todos os materiais como um valor total.

Uma vez que os componentes de um sistema termossifão trabalham de forma interligada, procurou-se utilizar uma unidade funcional que abrangesse o funcionamento do sistema como um todo.

Segundo o Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (Inmetro), o uso de sistemas de aquecimento solar de água para atividades que consomem alta demanda de energia tais como o banho, traz consigo uma economia significativa devido a inativação do chuveiro elétrico. Conforme (Portaria 26ª, 2016 Inmetro) explana, a temperatura ideal do banho para seres humanos varia de 38 a 40 °C. Partindo deste princípio, o fluxo de referência escolhido para quantificar a unidade funcional adotada consiste no aquecimento de 26 L de água através de um sistema termossifão a uma temperatura maior ou igual a 38 °C, possibilitando assim, a utilização da água aquecida para banho.

Validação experimental da unidade funcional escolhida

Em busca do alcance do objetivo traçado através da escolha da unidade funcional, foram instalados termopares na entrada e saída da placa solar, bem como no reservatório térmico, objetivando a coleta das temperaturas nestes pontos a cada 30 minutos. As temperaturas mensuradas foram coletadas através de um aquisitor de dados modelo AGILIENT 34970A. Através da base de dados construídas pôde-se construir a rampa de aquecimento diária do sistema, buscando confirmar o alcance do objetivo traçado na escolha da unidade funcional.

Inventário do ciclo de vida

Confecção do reservatório térmico

Conforme demonstrado na figura 1, foi confeccionado um reservatório térmico composto por resina poliéster ortoftálica impregnada com 10% m/m de resíduo de girassol, de modo a substituir a utilização do aço e poliuretano e consequentemente reduzir os impactos ambientais relativos a utilização destes materiais. A resina escolhida para a produção do reservatório térmico consiste em um material termofixo produzido através de um processo de reciclagem de plásticos. Uma vez que a resina é solidificada, a mesma proporciona resistência ao fluxo de calor de dentro para fora do reservatório, trabalhando assim como material isolante térmico. O compósito de Girassol impregnado à resina promove maior resistência a este fluxo, aumentando assim a capacidade de isolamento térmico do reservatório produzido.

Confecção da placa solar

O presente trabalho propôs a criação de uma placa solar alternativa utilizando a substituição da matriz de cobre das placas coletores por aço galvanizado impregnado com dióxido de titânio nanoestruturado produzido experimentalmente. Em todas as etapas da montagem da placa, bem como a síntese do dióxido de titânio nanoestruturado. foram mensuradas as entradas e saídas de cada processo, servindo assim como base para o inventário de ciclo de vida.

Avaliação de impacto de ciclo de vida

A etapa da avaliação de impacto de ciclo de vida consiste na valoração da significância dos impactos ambientais advindos de um sistema ou produto, os quais podem ser avaliados através de comparação ou caracterização. Em geral, são escolhidas categorias específicas de impacto a fim de interpretar as grandezas dos impactos produzidos na ACV em análise (ISO 14040, 2006).

Para a realização dos cálculos referentes aos impactos ambientais causados pelo sistema em análise, foi utilizado o software SimaPro versão 8.4. O método de avaliação escolhido foi o Impact 2002.

A avaliação dos impactos foi analisada através da caracterização, buscando compreender quais são os componentes responsáveis por maior emissão de impactos ambientais nas categoriais de saúde humana, qualidade do ecossistema, mudanças climáticas e recursos naturais.

Resultados e discussão

Avaliação dos impactos ambientais

A avaliação dos impactos proporcionados pelo ciclo de vida do sistema confeccionado foi quantificada conforme as categorias referentes ao método Impact 2002+.

Conforme já informado, os limites estabelecidos para a presente ACV abrangeram desde o transporte dos materiais para a produção do sistema até a disposição final do mesmo, como mostrado na Tabela 1.

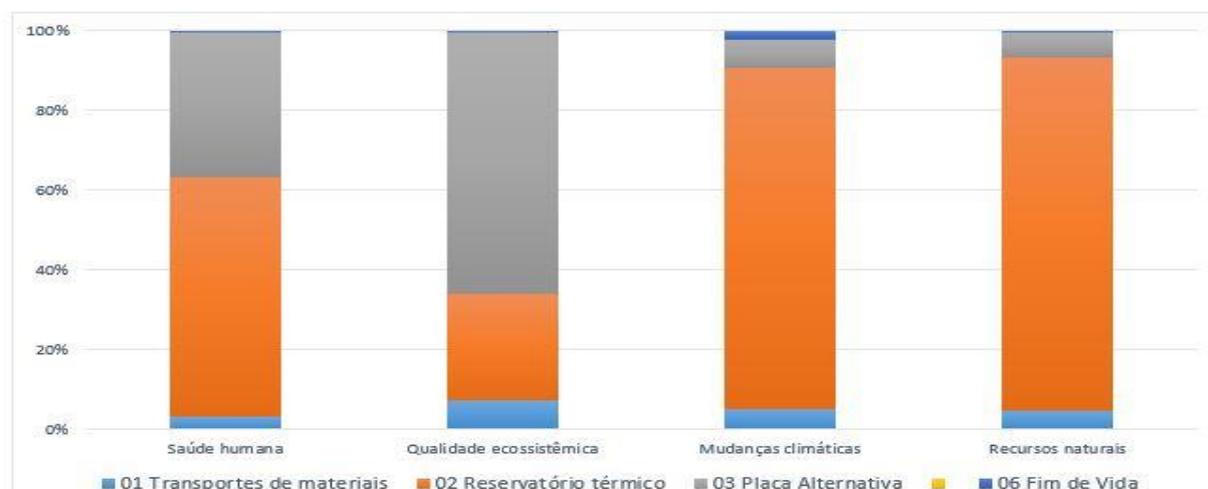
Tabela 1: Caracterização dos impactos ambientais nas categorias selecionadas

Categoria de danos	Unidade	Total	Transporte	Reservatório térmico	Placa solar	Fim de vida
Saúde humana	Expectativa de vida reduzida	0,0003	$8,99 \times 10^{-6}$	0,000182	0,0001	$2,03 \times 10^{-6}$
Qualidade ecossistêmica	Potencial de diminuição de espécies por m ²	114,3749	8,446412	30,43684	74,6957	0,7959
Mudanças climáticas	Kg Co2 eq.	248,0848	12,379926	212,2945	17,0254	6,3850
Recursos naturais	Consumo de energia primária	4446,917	203,89456	3945,341	271,0212	26,6594

Fonte: Elaboração própria

A Figura 1 demonstra uma caracterização dos impactos promovidos dentro das categorias selecionadas. Nas categorias de mudanças climáticas e recursos naturais há um predomínio do impacto ambiental advindo da produção do reservatório térmico, comparado aos demais componentes. Esta diferença é justificada pela alta taxa de energia consumida para a produção dos materiais utilizados para a confecção do reservatório térmico, tendo como principal contribuinte a resina poliéster saturada.

Figura 1: Resultados dos impactos nas categorias de AICV



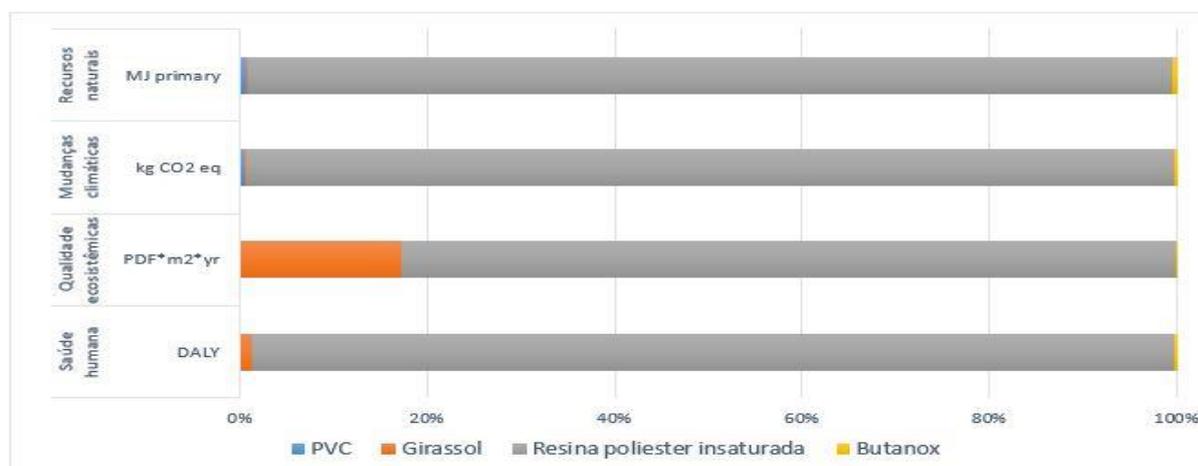
Fonte: Elaboração própria

Entretanto, nas categorias de Qualidade ecossistêmica, bem como saúde humana, a placa solar apresenta um aumento na contribuição nos impactos causados pelo sistema. Uma vez que a placa é composta basicamente por metais, dentre eles o cobre, o qual é um metal advindo de processos de mineração, conseqüentemente propicia um dano significativo a qualidade ecossistêmica.

A resina poliéster disponível no banco de dados é produzida a partir de compostos orgânicos derivados da extração do petróleo. Sendo assim, a obtenção da resina exige uma demanda significativa de energia, o que conseqüentemente representa grande significância nos impactos ambientais nas categorias da qualidade ecossistêmica e mudanças climáticas. Além disso, o manuseio da resina sem equipamentos de segurança pode trazer grandes riscos a saúde humana devido a sua toxicidade aos seres humanos.

Na categoria de qualidade ecossistêmica pôde-se observar uma contribuição do girassol para a produção de impactos ambientais. Apesar de ter sido usada somente a parte interna do caule de girassol para a produção do reservatório térmico, para obter-se o desenvolvimento do mesmo faz-se necessário passar por todas as etapas de crescimento da planta. Para haver um crescimento eficiente e livre de pragas, são utilizados agrotóxicos e fungicidas, produtos estes que propiciam grande impacto ao ecossistema onde são utilizados.

Figura 2: Impactos referentes a produção do reservatório térmico



Fonte: Elaboração própria

Quanto a análise dos impactos promovidos pela placa solar (**Figura 3**), a contribuição do cobre para os impactos ambientais discutidos anteriormente é confirmada. Por ser um material derivado de processos de mineração, há uma grande gama de impactos ambientais. Dentre eles, os principais ocorrem no solo e nas águas superficiais e subterrâneas. Uma vez que o cobre entra em contato com solo, a matéria orgânica presente no local é fortemente atacada, o que interrompe o crescimento da vegetação e propicia um desequilíbrio no ecossistema. Quando são emitidas as águas residuais da lavra, há grande probabilidade de contaminação de recursos hídricos devido a presença do cobre, tornando assim a água residual uma ameaça para a saúde humana se consumida contaminada.

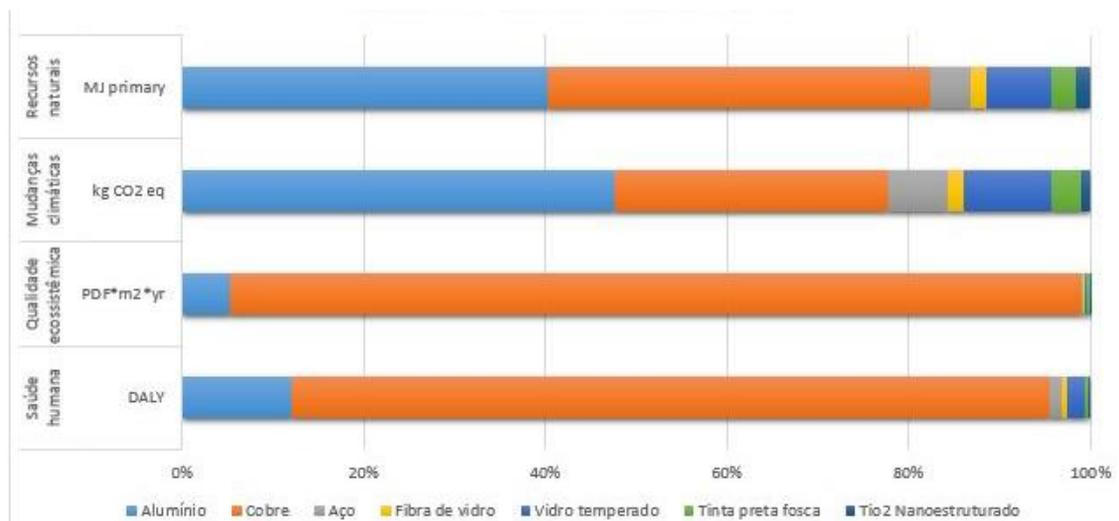
Nas categorias de Mudanças climáticas e Recursos naturais pôde-se notar uma contribuição significativa do alumínio. Conforme mencionado por Macedo et. al, (2016), a produção do alumínio, desde a extração da bauxita até a produção do alumínio geram gases tais como gás carbônico e perfluorcarbonetos. Além disso, a produção do alumínio exige grandes quantidades energéticas para as etapas de produção. A produção de eletricidade gera emissões de gases, pelo menos em parte da matriz energética, o que está correlacionado a categoria de mudanças climáticas. Além disso, a constante exposição humana à materiais presentes nas minas pode oferecer periculosidade a saúde humana, devido a gama de compostos químicos presentes nas áreas de mineração.

Avaliação da eficiência térmica do sistema

O sistema foi submetido a 30 dias de medições entre os meses de janeiro e fevereiro com o objetivo de validar a unidade funcional discutida na introdução.

A média diária nos 30 dias de levantamento de dados foi de 37,3 °C, com variância entre 49,5 e 31,3 °C. Desta forma, confirma-se a utilização do sistema nas condições citadas, bem como para avaliação perante a unidade funcional escolhida no presente estudo.

Figura 3: Impactos referentes a produção da placa solar



Fonte: Elaboração própria

Conclusões

Este estudo visou aplicar a avaliação de ciclo de vida para a identificação dos pontos mais críticos do sistema alternativo confeccionado e confirmação de sua utilização para a função proposta. Com base nos resultados concernentes aos impactos ambientais destaca-se a influência da resina poliéster e do cobre nos impactos ambientais. Contudo, estudos realizados confirmaram a redução dos impactos promovidos por um reservatório térmico na escala de 95% na categoria de toxicidade humana, ao substituir o aço pela resina poliéster. Quanto a placa solar, foi substituída a matriz de cobre pela matriz de aço galvanizado, material este que apresentou pequena participação nos impactos advindo da placa solar quando comparado ao cobre.

No quesito de eficiência térmica, apesar de ter sido realizada a substituição do cobre pelo aço galvanizado impregnado com TiO₂, o sistema apresentou capacidade de aquecimento da água para banho. A substituição do cobre

pelo aço galvanizado permitiu a interpretação de que é possível a redução do custo de produção de uma placa solar sem que a eficiência seja prejudicada.

Posteriormente, com o entendimento adequado dos impactos ambientais, bem como do comportamento da eficiência energética do sistema alternativo, pretende-se compará-lo ao sistema industrial, buscando a validação da proposta de criação do sistema alternativo de aquecimento solar de água.

Referências

ARDENTE, Fulvio et al. Life cycle assessment of a solar thermal collector: sensitivity analysis, energy and environmental balances. **Renewable Energy**, v. 30, n. 2, p. 109-130, 2005.

BOUÇAS, Lucas Netto. Condução térmica em metais: parte 1: experimento prático. 2011.

COMODI, Gabriele et al. Multi-apartment residential microgrid with electrical and thermal storage devices: Experimental analysis and simulation of energy management strategies. **Applied Energy**, v. 137, p. 854-866, 2015

COSTA, A. C. F. M. et al. Síntese e caracterização de nanopartículas de TiO₂. **Cerâmica**, v. 52, n. 324, p. 255-259, 2006.

KALOGIROU, Soteris A. Solar thermal collectors and applications. **Progress in energy and combustion science**, v. 30, n. 3, p. 231-295, 2004.

MARTINS, Manuel A.; TRINDADE, Tito. Os nanomateriais e a descoberta de novos mundos na bancada do químico. **Química Nova**, v. 35, n. 7, p. 1434-1446, 2012.

Montoya, A. C. A.; Produção de filmes de Dióxido de titânio para aplicações fotovoltaicas. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Itajubá, 2014.

NAHAR, N. M. Capital cost and economic viability of thermosyphonic solar water heaters manufactured from alternate materials in India. **Renewable Energy**, v. 26, n. 4, p. 623-635, 2002.

OLIVEIRA, L. F. C.; FERREIRA, R. C.; ALMEIDA, R. A.; LOBATO, E. J. V.; MEDEIROS, A. M. M. Potencial de redução do consumo de energia elétrica pela utilização de aquecedores solares. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.28, n.3, p.406-416, jul./set. 2008.

PEDAGÓGICO, Projeto. Curso de Licenciatura em Física. 2010.

PEREIRA, Enicio Bueno et al. **Atlas brasileiro de energia solar**. INPE, 2006.

SILVA, Cristiano Alves da; RODRIGUES, Luciano Brito; WILLERS, Camila Daniele. Avaliação do ciclo de vida no Brasil: uma investigação nas principais bases científicas nacionais. Prod. [online]. 2013, vol.23, n.2, p. 436-447

SIMÕES, F.; FERREIRA, T. Estudo sobre a produção, utilização e uso dos painéis solares como fonte de energia renovável. São Paulo, jan. 2012.

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DO PÓS-USO DA CONSTRUÇÃO CIVIL: UM ESTUDO DE CASO DA DEMOLIÇÃO NO RIO DE JANEIRO

Francisco Mariano Lima¹, Giancarlo Alfonso Lovón¹, Ligia Marcela Tarazona-Alvarado¹, Camila M.A.F Rangel²

¹Centro de Tecnologia Mineral - CETEM., flima@cetem.gov.br

²Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ

Resumo: O setor da construção civil é intensivo no uso de recursos minerais. A recuperação destes materiais após a vida útil dos prédios e da infraestrutura das cidades é uma mineração urbana que transforma resíduos da construção e demolição (RCD) em agregados reciclados. Uma das etapas mais importantes desta atividade é a separação dos resíduos na origem da geração dos mesmos, pois as propriedades dos agregados reciclados, assim obtidos, assemelham-se às propriedades dos agregados naturais. O objeto do artigo é avaliar o ciclo de vida de uma demolição seletiva e gestão dos resíduos de três prédios no Rio de Janeiro. Usando a abordagem atribucional, os dados do inventário foram obtidos a partir do acompanhamento da demolição seletiva de um conjunto de prédios no bairro de Copacabana. Os dados extraídos foram modelados para avaliar as fases de demolição e a destinação de resíduos para reciclagem, aterro e reuso. O método de avaliação dos impactos foi o ReCiPe e o software utilizado para o tratamento dos dados foi o Gabi. Os resultados do estudo mostraram que 2% dos resíduos foram destinados para o reuso, 77 % para a reciclagem e 9% para os aterros sanitários. O estudo evidenciou que o maior impacto está associado à categoria depleção de combustíveis fósseis, seguido da toxicidade humana e mudanças climáticas, devido ao consumo de Diesel para o transporte dos RCD.

Palavras-chave: Resíduos da Construção e Demolição (RCD); Agregados reciclados, Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

Introdução

A indústria de construção e demolição é responsável por uma das maiores produções de resíduos sólidos do planeta (MARZOUK; AZAB; 2013). A recuperação desses resíduos gerados nas atividades da construção civil é uma mineração urbana responsável por transformar Resíduos de Construção e Demolição (RCD) em agregados reciclados, na busca por uma redução dos impactos ao meio ambiente em uma perspectiva sustentável. A mineração pode ser enquadrada como atividade sustentável quando ela minimiza seus impactos ambientais e garante o bem-estar socioeconômico no presente e também nas gerações futuras (ENRÍQUEZ, 2007). Para isso, o estudo sobre o gerenciamento dos RCD torna-se necessário para uma gestão mais adequada dos mesmos.

De acordo com Da Costa (2007) as cidades brasileiras de médio e grande porte apresentam uma produção média anual de resíduos da construção e demolição (RCD) de 500 kg/habitante. Considerando que, pelo IBGE, o país possuía em 2014 perto de 202.033.670 de habitantes e que a massa unitária do RCD é de 1200 kg/m³, estima-se que a geração anual de RCD seja de 84.180.696 m³, o que representa de 40 a 70% da massa total dos resíduos sólidos urbanos.

A resolução N° 307 de julho de 2002 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão de RCD, propiciando um incentivo à geração de agregados reciclados. Além disso, visa à reinserção desses resíduos reutilizáveis ou reciclados no ciclo produtivo. Ainda, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PRNS, 2010), tem como princípios a coleta e a demolição seletiva.

No Brasil, as demolições são majoritariamente realizadas de modo tradicional, em que os resíduos apresentam-se compulsoriamente misturados. Dessa forma, há um comprometimento da oportunidade de reaproveitamento dos materiais (Trankler, et al 1996), pois sem uma pré-seleção dos materiais anterior à demolição, há perda de propriedades que poderiam ser mantidas e reaproveitadas, cujas qualidades são competitivas aos de origem natural. Uma das etapas mais importantes, portanto, da mineração urbana, é a separação seletiva. De acordo com Lima (2013), Demolição Seletiva é uma etapa, anterior à demolição destrutiva, que consiste em uma combinação de técnicas de demolição, desmonte e separação das partes construídas. Ao contrário do método tradicional, esta surge como uma alternativa que busca recuperar os materiais de uma construção, a partir da reutilização ou da reciclagem, visando melhor valorização dos RCD.

De acordo com Blengini (2009), com a metodologia de Análise do Ciclo de Vida (ACV) é possível saber em que medida os resíduos da demolição podem substituir os materiais virgens, em uma perspectiva de sustentabilidade ambiental. Este é um método que permite uma análise acerca dos impactos ambientais gerados desde a extração das matérias primas até a disposição final dos materiais, na fase de pós uso. Com isso, torna-se possível identificar os fatores que mais contribuem para a geração de impactos e, a partir dos resultados, escolher a alternativa mais viável entre reutilizar, reciclar ou direcionar ao aterro tais materiais. Este método é normatizado pela Organização Internacional para Padronização (ISO) nas ISO 14040 e 14044.

Adalbert (1997) avaliou o ciclo de vida de quatro edifícios na Suíça e obteve, como resultados, que cerca de 70 a 90% do total dos impactos ambientais ocorrem durante a sua fase de uso, estipulada como de 50 anos para o referido estudo. Na mesma linha de estudo, Citherlet e Defaux (2007) fizeram a ACV de três casas na Suíça e concluíram que os impactos ambientais poderiam ser significativamente reduzidos através da utilização de diferentes fontes de energia renováveis durante a sua respectiva fase de uso. Enquanto que Mercante et al. (2012) avaliaram o ciclo de vida do sistema de gestão dos RCD no caso espanhol e evidenciaram que as etapas de transporte, triagem e disposição contribuem significativamente nos impactos ambiental das instalações de tratamento de RCD. Os autores concluíram que os impactos ambientais poderiam ser reduzidos com uma separação seletiva na fonte, evitando a fase de separação nas instalações de reciclagem.

No estudo de Marzouk e Azab (2013), os autores avaliaram o impacto de duas alternativas de gerenciamento de resíduos na etapa de pós uso: reciclagem e descarte em aterro. Para isso, quantificaram, em termos de custo, de energia e de emissões gerados ou poupados. Como resultados, obtiveram que os custos para atenuar os impactos dos resíduos descartados em aterros foram muito altos, enquanto que a reciclagem dos RCD levou a uma redução das emissões, do uso de energia e do potencial de aquecimento global. Desse modo, concluiu-se que, no caso em questão, a reciclagem gerou bem mais benefícios do que o descarte em aterro. Por fim, o estudo ressalta a importância da ACV no gerenciamento adequado dos resíduos de construção e demolição. Dentro deste contexto, o objetivo do trabalho é avaliar o ciclo de vida da demolição e a gestão dos resíduos após a vida útil de um conjunto de prédios no bairro de Copacabana, no Rio de Janeiro. Para Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) o método de avaliação utilizado foi o ReCiPe, e o software utilizado para o tratamento dos dados foi o *Gabi*.

Metodologia

A metodologia empregada neste estudo foi separada em quatro etapas, de acordo com a norma ISO 14040 sobre Avaliação do Ciclo de vida, para determinação dos impactos ambientais gerados durante o processo de demolição. São as etapas: Definição de Escopo e Objetivo, contendo as intenções do estudo, as limitações do sistema sob estudo e a unidade funcional; Análise do Inventário do Ciclo de Vida, contendo a descrição geral deste, o dimensionamento das entradas e saídas do sistema e o procedimento da coleta de dados; Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida, contendo resultados da ACV dos impactos sob diferentes indicadores ambientais, para estimar os reais impactos ambientais; Interpretação do Ciclo de vida, etapa na qual são combinadas as análises do inventário e da avaliação de impacto, buscando alcançar conclusões.

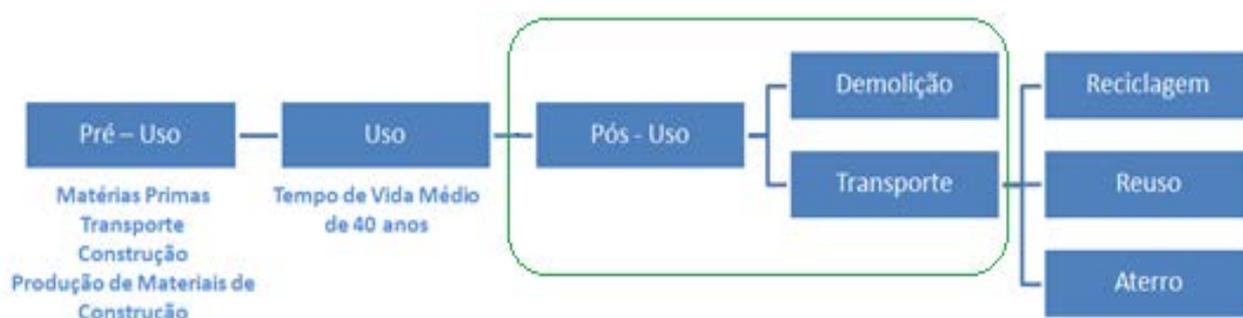
Tendo-se estabelecido o objetivo da pesquisa a realização de uma ACV a partir da demolição de três prédios em Copacabana, o presente estudo fez o acompanhamento da fase de pós uso, da demolição do ex-bingo e dos prédios adjacentes. Conforme mostrado na Figura 1.

Figura 1: Bingo Arpoador e prédios adjacentes



De acordo com Blengini (2009) os estudos de ACV de edificação, demolição e destinação de resíduos devem ser analisados nas fases de pré-uso, uso e pós-uso. Na figura 2, é apresentado fase pos-uso até o transporte da destinação final dos resíduos. Ainda na etapa de definição do escopo, alguns limites foram demarcados para obter um inventário que satisfizesse os requisitos de um estudo empírico. Assim, definiu-se uma unidade funcional para o estudo, de 1 Kg de resíduos provenientes da demolição dos edifícios entregues a sua destinação final: aterro, planta de reciclagem, ou planta de distribuição de matérias para reuso. A fronteira geográfica do estudo compreende o limite da fonte dos materiais demolidos em Copacabana até a entrega dos produtos nas plantas de reciclagem e reuso e/ou o aterro.

Figura 2 – Delimitação do Sistema



Fonte: Elaboração própria

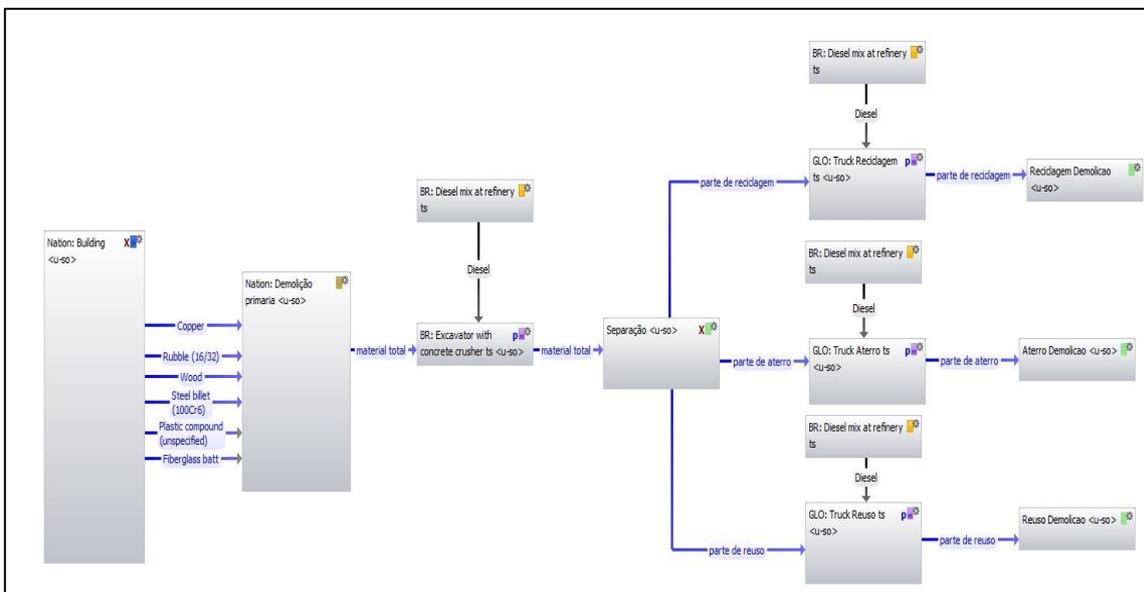
Para a Análise do inventário de Ciclo de Vida (AICV) a equipe do Centro de Tecnologia Mineral acompanhou a demolição que durou 85 dias, com uma carga horária diária mínima de 10 horas de trabalho, incluindo fins de semana. Como dados para o Inventário, a quantidade de material estimada para construção do prédio foi fornecida pela empresa de demolição, e durante o processo foram quantificadas as demais entradas e saídas do sistema. Após dimensionar e quantificar as estruturas dos prédios, foram inseridos os dados no software de ACV Gabi para a modelagem do sistema, de acordo com a unidade funcional definida de 1 Kg de resíduos da construção e demolição (RCD) entregues para reciclagem, reuso e aterro.

A demolição dos prédios iniciou-se com o desmonte manual por meio de mão de obra especializada, seguida da demolição destrutiva, por meio de equipamentos. Em sequência houve a separação, classificação e quantificação dos resíduos gerados no processo, e finalizando-se esta etapa de gerenciamento de resíduos dando a destinação adequada a estes. Dessa forma, na modelagem a demolição pôde ser representada, portanto, nestas três etapas: Desmonte/Demolição; Separação do material demolido; Transporte e a Distribuição. Esses resíduos foram destinados à usina de reciclagem ou empresas de venda de material de reuso, enquanto os resíduos inertes foram destinados para o aterro.

A representação esquemática da modelagem do sistema de demolição é apresentada na Figura 3, seus fluxos intermediários (concreto, argamassa, cerâmica, tijolo, aço, arames, gesso, plástico, madeira, granito), seus fluxos auxiliares (diesel e transporte), e as saídas de emissões atmosféricas, efluentes líquidos e resíduos sólidos.

A metodologia de avaliação de impacto ambiental ReCiPe v1.08, será utilizada para avaliar os dados do inventário. Nessa metodologia, são utilizadas as categorias de impactos ambientais associadas às três categorias de danos: Categoria de Danos à Saúde Humana; Categoria de Danos aos Ecossistemas e Categoria de Danos de Consumo de Recursos.

Figura 3 – Sistema de demolição do estudo de caso.



Resultados e discussão

A demolição foi dividida em tres fases. Na primeira fase foi realizada a demolição seletiva dos edificios, na segunda fase foi realizada a demolição destrutiva e na terceira fase os resíduos foram transportados aos seus respectivos destinos. Nas Figura 4 são apresentadas as fases de demolição seletiva e destrutiva.

Figura 4 – Demolição Seletiva (A) e Demolição Destrutiva (B)



A demolição foi realizada pelo método mecanizado com o uso de equipamentos e mão-de-obra especializada, dividida nas três etapas, etapa 1 foi o desmonte manual de uma para cada edificação. A Tabela 1 o inventário de demolição do ex-bingo arpoador e prédios adjacentes.

Tabela 1 - Inventário de Ciclo de Vida para Produção de 1 Kg de Resíduo

Entradas	Unidade	Quantidade
Concreto, Argamassa, Cerâmica, Tijolo	Kg	0,92920
Aço, Arames	Kg	0,02938
Gesso, Plástico	Kg	0,02245
Madeira	Kg	0,00911
Granito	Kg	0,00986
Mini Escavadeira com rompedor	Unitário	1

Escavadeira com concha	Unitário	1
Escavadeira com esmagadora de concreto	Unitário	1
Escavadeira com lança estendida	Unitário	1
Compressor de ar	Unitário	2
Maçaricos de corte	Unitário	4
Caminhão munck	Unitário	1
Caminhões basculantes	Unitário	15
Veículo de apoio	Unitário	3
Diesel	Litros	49364
Saídas		
Concreto, Argamassa, Cerâmica, Tijolo	Kg	0,95651
Aço, Arames	Kg	0,02761
Gesso, Plástico	Kg	0,00774
Madeira	Kg	0,00703
Granito	Kg	0,00111

Fonte: Elaboração própria

Terminada a etapa de demolição, realizou-se fase 3, o gerenciamento dos resíduos, ou seja, classificação, quantificação e destinação. A massa mais significativa foi de resíduos de alvenaria, concreto e argamassas, com destaque para as estruturas de concreto, armadas ou não. Esses resíduos foram destinados a usina de reciclagem para o beneficiamento destes. A sucata metálica, correspondente a cobertura metálica, entre outras formas presentes nas construções, como ferro, cobre e alumínio, representava um grande potencial de valorização e foi também destinada as usinas de reciclagem. A madeira, presente em portas, janelas entre outros, foi 50% reciclada e 50% reaproveitada. Mármore, vidro, sanitário foram reutilizados. Os resíduos inertes foram destinados para aterros específicos ou usinas de reciclagem através de caminhões basculantes com lona para evitar que o entulho fosse disperso em seu trajeto. Na Tabela 2 são apresentados os principais resíduos da demolição, distância e consumo de diesel, respectivamente.

Tabela 2 - Principais resíduos gerados na demolição do ex-Bingo Arpoador e prédios adjacentes

Origem	Destinação	Tipo de resíduos	Distância (Km)	Médio de Transporte	Consumo De Diesel(l)
R. Francisco Otaviano, 35 - Copacabana, Rio de Janeiro	Usina de Reciclagem	Entulho (90%), Aço	57,3	Caminhão	79,9
	Reuso	Madeira, Vidro, Cobre, Alumínio	496,2	Caminhão	545
	Aterro	Gesso, Plástico	39,1	Caminhão	6,3

Cabe destacar que se considerou para o consumo de recursos fósseis, o diesel brasileiro no banco de dados do Gabi. Os resultados do estudo mostraram que 2 % dos resíduos foram destinados para o reuso, 77 % para a reciclagem e 9% para os aterros sanitários. Uma vez em posse do inventário, pode-se prosseguir com a Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) do sistema em estudo, analisando todas as entradas e saídas do sistema para classificá-las em diferentes categorias de impacto que reflitam o perfil ambiental da produção de 1 kilo de resíduos da construção e demolição (RCD). A Tabela 3 mostra os resultados da AICV através da metodologia ReCiPe v1.08.

Tabela 3 - Resultados da AICV Demolição para produção de 1 Kg de resíduos da construção e demolição (RCD) pela metodologia ReCiPe v1.08

Categorias de Danos	Categorias de Impacto	Unidade	Total
Saúde Humana	Mudanças Climáticas	DALY	1,61

	Depleção da Camada de Ozônio	DALY	8,32e-9
	Toxicidade Humana	DALY	12,3
	Formação Fotoquímica	DALY	0,00132
	Material Particulado	DALY	0,313
	Radiação Ionizante	DALY	2,665E-5
Ecosistemas	Mudanças Climáticas para os Ecosistemas	espécies.ano	0,0829
	Acidificação Terrestre	espécies.ano	0,00063
	Eutrofização da Água	espécies.ano	5,39E-5
	Ecotoxicidade Terrestre	espécies.ano	0,00015
	Ecotoxicidade da Água	espécies.ano	2,17E-5
	Ecotoxicidade Marinha	espécies.ano	0,00806
	Ocupação da Terra Agrícola	espécies.ano	0,114
	Ocupação da Terra Urbana	espécies.ano	x
Consumo de Recursos	Transformação da Terra Natural	espécies.ano	x
	Depleção de Recursos Minerais	\$	0,0108
	Depleção de Combustíveis Fósseis	\$	19,2

Pode-se observar que, para os impactos da categoria de danos “Saúde Humana” (em DALY), os mais impactantes são: Toxicidade humana (86,4%), seguida de Mudanças Climáticas (11,3%) e Material Particulado (2,2%). Para a categoria de danos “Ecosistemas” (em espécies.ano), o principal impacto é o de Ocupação da Terra Agrícola (55,3%), seguida de Mudanças Climáticas para os Ecosistemas (40,2%); e finalmente, para a categoria de danos “Consumo de Recursos” (em \$), o impacto à Depleção de Combustíveis Fósseis (99,9%). Os resultados dessa AICV também podem ser avaliados com relação à contribuição de cada processo nas diferentes categorias de impactos ambientais.

Conclusões

Neste trabalho, avaliou-se o ciclo de vida de uma demolição seletiva e a gestão dos resíduos de três prédios no bairro de Copacabana, Rio de Janeiro. Os resultados do inventário do ciclo de vida mostraram o consumo de quantidades significativas de diesel, a qual foi influenciada pela distância percorrida desde a fonte até a sua destinação de reuso, reciclagem ou aterro. Além disso, a AICV através da metodologia ReCiPe demonstrou que as categorias de impactos ambientais mais relevantes são depleção de combustíveis fósseis, seguido toxicidade humana e mudanças climáticas. Trabalhos futuros e políticas que invistam em estudos aprofundados a respeito da viabilidade técnico-econômica sobre como lidar com os resíduos de construção e demolição civil no país são recomendados.

Referências

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnica. ISO 14040. Gestão Ambiental: Avaliação do ciclo de vida - princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009.
- ADALBERTH, K; ALMGREN, A; PETERSEN, E. H. (2001) Life cycle assessment of four multi-family buildings. *International Journal of Low Energy and Sustainable Buildings*. V.2, pp 1–21.
- BLENGINI, G. A. (2009) Life cycle of buildings, demolition and recycling potential: A case study in Turin, Italy. *Building and Environment*. V.44, pp 319–330.
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010: institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. *Diário Oficial da União, Brasília, DF*, 3 ago. 2010.
- CHUNG, S.S, LO, C.W.H. (2003) Evaluating sustainability in waste management: the case of construction and demolition, chemical and clinical wastes in Hong Kong. *Resources, Conservation and Recycling*. V. 37, N.2, pp 119-145.
- CITHERLET, S; DEFAUX, T. (2007) Energy and environmental comparison of three variants of a Family house during its whole life span. *Building and Environment*. V.42, N.2, pp 1–8.
- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 307, de 05 de julho de 2002: Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. *Diário Oficial da União, Brasília, DF*, 17 Jul. 2002. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30702.html>>. Acesso em: 07 Fev. 2018.



- COSTA, N; JUNIOR, N. C, LUNA, M. (2007) Planejamento de programas de reciclagem de resíduos de construção e demolição no Brasil: uma análise multivariada. Engenharia Sanitária e Ambiental. V. 12, N.4, pp. 446-456.
- COUTO, A. B; COUTO, J. P; CARDOSO, T. J. M. (2006) Desconstrução: uma ferramenta para a sustentabilidade da construção. In: Anais do 6º Seminário brasileiro da gestão do processo de projeto na construção de edifícios. São Paulo, Brasil.
- ENRÍQUEZ, M. A. (2007) Mineração: Maldição ou Dádiva? Os dilemas do desenvolvimento sustentável a partir de uma base mineira. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- GOEDKOPP, M; HEIJUNGS, R; de SCHRYVER, A. (2009) ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the end point level. V.1, pp. 132.
- LASSIO, J. G. G. (2013) Aplicação do programa SimaPro na avaliação dos ciclos de vida dos materiais da construção civil: Estudo de caso para um conjunto habitacional. Projeto de graduação. Rio de Janeiro, RJ.
- LIMA, S. A. (2013) Formação da mineração urbana no país. Reciclagem de RCD e a produção de agregados. Tese de Doutorado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- MARZOUK, M; AZAB, S. (2013) Environmental and economic impact assessment of construction and demolition waste disposal using system dynamics. Resources, Conservation and Recycling. V. 82, pp. 41-49.
- MECITHERLET, S; DEFAUX, T. (2007) Energy and environmental comparison of three variants of a Family house during its whole life span. Building and Environment. V.42, N.2, pp 1–8.
- MERCANTE, I.T; BOVEA, M.D; IBANEZ-FORES, V; ARENA, A.P. (2012) Life cycle assessment of construction and demolition waste management systems: a Spanish case study. The International Journal of Life Cycle Assessment. V.17, N.2, pp 232–241.
- TRANKLER, J.O. (1996) Environmental impact of demolition waste an overview on 10 years of research and experience. Waste Management. V.16, pp. 21-26.
- ZOCHE, L. (2014) Identificação das limitações da ACV sob a ótica de pesquisas acadêmicas. Tese de mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Paraná.



A AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE UM SISTEMA DE LOGÍSTICA REVERSA JÁ IMPLANTADO: O CASO DAS EMBALAGENS DE AGROTÓXICOS

Ariane Braga Oliveira¹, Sandro Donnini Mancini², Bruno Fernando Gianelli³

¹Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"- Unesp, ariane.braga.12@gmail.com

²Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"- Unesp

³Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo - IFSP

Resumo: A agricultura é um dos pilares da economia brasileira. Assim, observam-se grandes investimentos nesta área, principalmente em atividades que aumentam a produtividade das lavouras. A utilização de agrotóxicos é uma das ferramentas capazes de auxiliar no crescimento desses índices. O Brasil é considerado o maior consumidor mundial de agrotóxicos. Contudo, essa utilização em larga escala traz consigo algumas preocupações do ponto de vista ambiental, como, por exemplo, a administração adequada das embalagens vazias desses produtos. Existe, atualmente, no país uma série de leis e normas que controlam esse processo. As embalagens que antes eram, frequentemente, abandonadas nos campos, passaram a ser entregues em postos e centrais de recebimento e encaminhadas a recicladoras e incineradoras. Porém, esse novo processo trouxe outros impactos ambientais, causados principalmente pelo transporte dos recipientes vazios entre postos de recolhimento, centrais e pontos de destinação final. Esse trabalho tem justamente o objetivo de analisar os dados de transporte de uma central de recebimento, a de Piedade/SP. Para isso, utilizaram-se dados colhidos na própria central, referentes ao ano de 2013 e foi realizada uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) dessas embalagens, com auxílio do software SimaPRO®. Com esses dados preliminares foi possível verificar que, como esperado, o transporte é um dos maiores causadores de impacto ambiental nesse processo, juntamente com as embalagens que utilizam o plástico como componente principal. O resultado desse estudo também apontou a necessidade de estudar uma distribuição mais eficiente de postos entre as centrais de recebimento para diminuir esses problemas ao meio ambiente.

Palavras-chave: Avaliação do ciclo de vida; agrotóxicos; resíduos sólidos.

Introdução

Os resíduos sólidos que são gerados por atividades humanas causam impactos ambientais que, dependendo da origem da atividade, tornam-se vetores de contaminação do meio ambiente e, assim, são potencialmente perigosos para a saúde de homens e animais.

Uma das atividades humanas que geram resíduos sólidos perigosos é a do agronegócio. Para aumentar a produtividade e a longevidade de alguns produtos do campo, é utilizada uma grande quantidade de defensivos agrícolas, principalmente o agrotóxico.

As embalagens de agrotóxico são consideradas perigosas e por esse motivo não podem ser reutilizadas devendo assim ter uma destinação final adequada. Até o ano de 2000, essas embalagens não tinham qualquer tipo de controle ou fiscalização sobre o tratamento dado a elas, sendo assim os lixos domésticos e os terrenos, especialmente os próximos de corpos de água, eram os lugares mais comumente escolhidos para descarte esse tipo de embalagens.

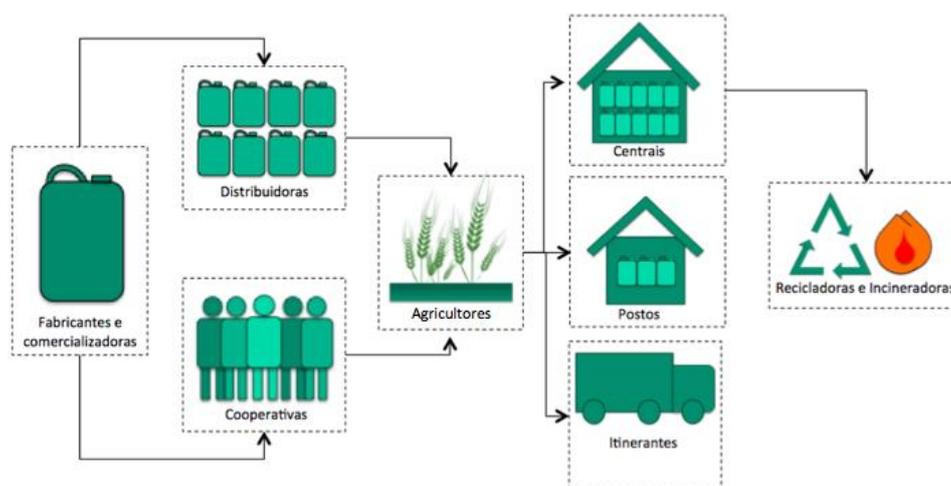
Quando a Lei n. 9.974/00 foi estabelecida, uma série de determinações foi posta em relação ao tratamento das embalagens vazias. Cada personagem desse processo tem uma responsabilidade: os comerciantes de agrotóxicos desde então devem orientar os agricultores sobre o local de entrega; os agricultores – após o uso – devem entregar no local indicado; os fabricantes que receberam essas embalagens dos locais de entrega devem fazer a destinação apropriada (reciclagem ou incineração) e o poder público deve fiscalizar os elos dessa desse processo para e verificar se todos estão cumprindo o seu papel conforme a legislação vigente (BRASIL, 2000).

Para auxiliar esse processo, os produtores e fabricantes de agrotóxico fundaram o inpEV (Instituto Nacional de Processamento de Embalagens Vazias) que tem como principal missão dar uma correta destinação para embalagens vazias de agrotóxico utilizadas no Brasil através da logística reversa. Basicamente o inpEV recolhe as embalagens entregues em postos/centrais de recebimento e as envia para empresas de reciclagem ou incineração conforme a Figura 1 (inpEV, 2015).

Mas o processo de coleta e destinação dessas embalagens não é tão simples e também traz impactos ambientais negativos, decorrentes, em especial, da quantidade de transporte necessário para o tratamento dos invólucros. Na logística implantada pelo inpEV, os postos de recolhimento recebem as embalagens e as separa entre as recicláveis e

as que devem ser incineradas, preparando-as para o transporte para as centrais de recebimento. As centrais de recebimento – que também podem receber as embalagens dos agricultores - classificam as embalagens por tipo (contaminadas, metal, papelão, plástico co-extrudado (COEX), polietileno de alta densidade (PEAD) e polipropileno (PP). Após a separação os materiais são prensados e armazenados até o momento do encaminhamento para empresas de incineração e reciclagem (inpEV, 2015).

Figura 33 - Logística do destino das embalagens de agroquímicos



Fonte: Elaboração própria

Apesar de uma melhora aparente com relação à destinação das embalagens vazias dos agrotóxicos e os impactos decorrentes do descarte descuidado antes praticado, houve uma ampliação das atividades do ciclo de vida desse produto com a implantação de locais de recebimento, transporte, reciclagem e incineração. Esse novo sistema traz uma sensação de um encaminhamento mais correto, mas podemos ver que o impacto foi deslocado para outras etapas não tão evidentes como o descarte das embalagens em lixos domésticos ou em terrenos baldios. Por esse motivo, o presente trabalho tem o objetivo de avaliar e sugerir algumas melhorias no processo que está em vigor, em relação à destinação final de embalagens vazias de agrotóxicos sob o olhar da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

Metodologia

Para alcançar o objetivo desse trabalho, buscou-se conhecer uma central de recebimento associada ao inpEV para coletar os dados disponíveis. É importante ressaltar que os procedimentos executados por uma central são os mesmos realizados por todas as centrais que se encontram no território nacional. O que as diferencia é somente a quantidade de embalagens de cada tipo, já que isso está ligado às características do que é cultivado na região atendida.

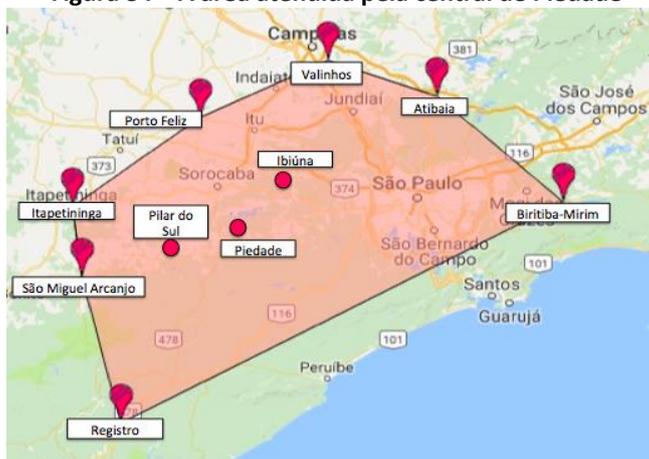
Visitou-se a central de recebimento localizado na cidade de Piedade/SP, onde a administradora explicou os procedimentos práticos (como são feitas as separações de embalagens, modo de prensagem, etc.) e disponibilizou os dados necessários para a avaliação do ciclo de vida.

Os dados analisados neste presente trabalho foram de 2013. Nesse ano, foram destinados 185.670 kg de embalagens vazias que demandou 49.946 de quilômetros rodados entre os postos, central e pontos de destinação, conforme pode ser observado nas Tabelas 1 e 2.

A central de Piedade recolhe as embalagens oriundas dos postos das cidades de Atibaia, Biritiba-Mirim, Ibiúna, Itapetininga, Pilar do Sul, Porto Feliz, Registro, São Miguel Arcanjo e Valinhos. Isso significa que a área atendida é de aproximadamente 18.500 km², o que é uma área semelhante à Eslovênia (Figura 2), país localizado no leste europeu (UNIÃO EUROPEIA, 2018). Essa central é somente uma entre as 14 centrais existentes no Estado de São Paulo (inpEV, 2017).

Para fazer uma avaliação dos impactos ambientais gerados nesse processo implantado desde 2002, optou-se utilizar a ACV por ser uma ferramenta utilizada para a gestão ambiental que proporciona uma visão abrangente dos impactos ambientais causados pelo ciclo de vida de um produto ou serviço (USEPA, 2001).

Figura 34 – A área atendida pela central de Piedade



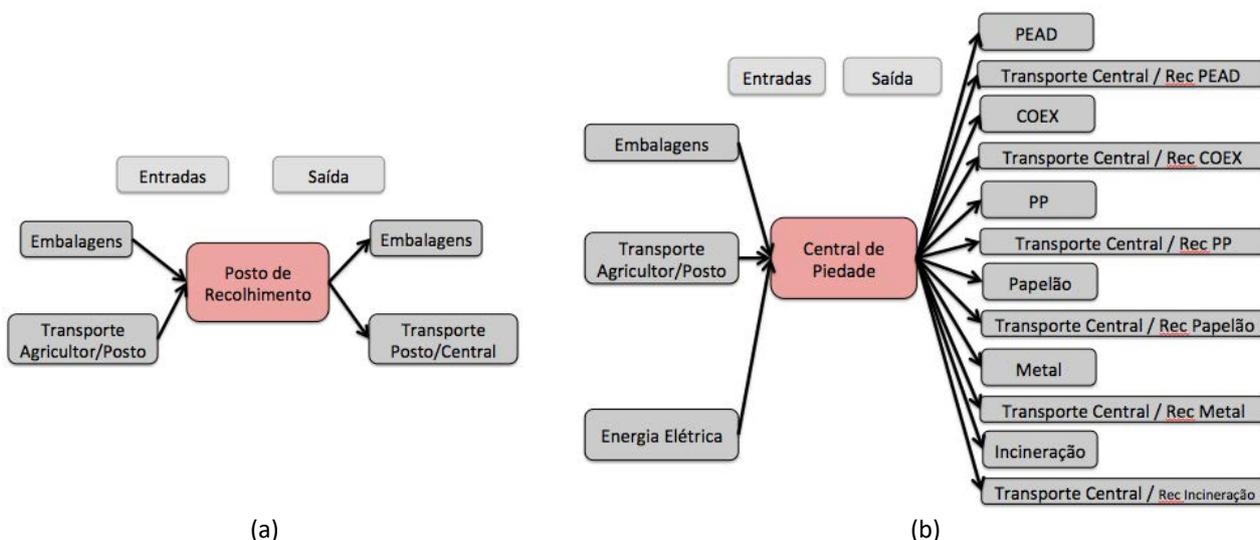
Fonte: Elaboração própria realizada com auxílio do GoogleMaps

A ACV deste trabalho tem como sistema de produto todas as unidades ligadas diretamente à logística reversa das embalagens que são: Postos de Recolhimento, Centrais de Recebimento e Pontos de Destinação final, pois o foco está no tratamento das embalagens no pós-uso dos agrotóxicos.

Com o sistema delimitado fez-se necessário montar o fluxo dos dados de entrada e saída do posto de recolhimento (Figura 3a) e da central de recebimento (Figura 3b). Os dados primários obtidos na central foram:

- Quantidades de embalagens recolhidas por tipo;
- Número de viagens realizadas entre postos e central;
- Número de viagens entre central e pontos de destinação final;
- Local onde são destinados os materiais;
- A energia elétrica utilizada;
- Cidades atendidas.

Figura 35 – Montagem dos dados de entrada e saída dos Postos de Recolhimento (a) e da Central de Piedade (b)



Fonte: Elaboração própria

Para preparar o estudo, conforme as premissas da ACV, foi necessário separar os dados primários obtidos por unidades do subsistema (Figura 3). Os dados de entrada no posto de recolhimento (Figura 3a) são as embalagens vazias de agrotóxico separadas por embalagens lavadas e não lavadas já realizadas pelos agricultores e os dados do transporte realizado pelo agricultor; já os dados de saída do posto de são as embalagens separados por reciclados e os incinerados e os dados de transporte realizado entre o posto e a central. Esse dado de transporte é feito através do cálculo da quantidade de viagens realizadas e a distância média entre o posto e a central, conforme realizado na Tabela 1.

Tabela 1 – Número de viagens realizadas, distâncias totais percorridas entre os postos e a central e a quantidade de embalagens recolhidas pelos postos em 2013

Postos	Viagens	Distância Total Percorrida	Quantidade Recolhida
Atibaia	8	2.944 km	6.800 kg
Biritiba-Mirim	28	11.592 km	23.800 kg
Ibiúna	6	342 km	5.100 kg
Itapetininga	34	6.188 km	28.900 kg
Piedade	0	0	17.370 kg
Pilar do Sul	25	2.280 km	21.250 kg
Porto Feliz	26	4.576 km	22.100 kg
Registro	12	3.072 km	10.200 kg
São Miguel Arcanjo	28	4.340 km	23.800 kg
Valinhos	25	6.150 km	21.250 kg
Itinerante	6	2.400 km	5.100 kg
Distância total		43.884 km	

Fonte: Elaboração própria com base nos dados fornecidos pela central de Piedade/SP

O fluxo da central de recebimento (Figura 3b) é composto dos dados de entrada que são as embalagens oriundas dos nove postos, os dados de transporte entre os postos e a central e dados de gastos de energia elétrica com a prensa das embalagens, após a separação destas por tipo, conforme mencionado anteriormente. O conjunto de dados de saída da central são as embalagens já separadas por tipo e o dados de transporte para o local de destinação final de cada tipo de material como descritos na tabela 2. Pode-se observar que maioria das embalagens recolhidas são de COEX e PEAD.

Tabela 2 – Quantidade de embalagens recolhidas na central e enviadas para a cidade de destinação final no ano de 2013

Material	Quantidade (kg)	Cidade Destino	Viagem para o destino	Distância Total Percorrida
COEX	65.990	Taubaté	5	2.410 km
PEAD	63.110	Taubaté	5	2.410 km
PP	0	-		-
Papelão	28.230	Tietê	2	456 km
Metal	5.420	Piracicaba	1	282 km
Não lavadas/ Incineração	22.920	Suzano	2	704 km
Total Destinado	185.670 kg	Total percorrido		6.262 km

Fonte: Elaborado pela autora com base nos dados fornecidos pela central de Piedade/SP

O transporte entre os postos e a central é de 43.884km percorridos enquanto entre a central e os centros de disposição final é de 6.262 km. A quantidade de transporte entre os postos é maior, pois as embalagens não podem ser prensadas nos postos.

Os dados secundários, diferentemente dos dados primários que são obtidos direto no sistema a ser estudado, foram retirados do banco de dados da ecoinvent. Os dados utilizados são apresentados na tabela 3.

O tratamento dos dados de uma ACV é bastante complexo, principalmente para ciclos de vidas com muitos dados de entrada e saída. Assim, para auxiliar nos cálculos e se obter resultados mais rápidos e confiáveis, são utilizados *softwares*. Dos diversos *softwares* que tem esse objetivo no mercado utilizou-se o SimaPRO® 7.0. O método de avaliação escolhido foi EcoIndicator 99, bastante utilizado no meio acadêmico e disponível na licença do programa.

Tabela 3 – Dados 2^{ários} de transporte, material e energia provenientes da base ecoinvent.

Transporte	
Utilitário	Transport, lorry 3,5 – 7,5 t, EURO/RER S
Caminhão 7,0 t	Transport, lorry 3,5 – 16 t, fleet average/RER S
Caminhão 13,0 t	Transport, lorry 7,5 – 16 t, EURO/RER S
Material	
PEAD	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER S
PP	Polypropylene, granulate, at plant/RER S
Papelão	Kraft paper, unbleached, at plant/RER S
Metais	Cast iron, at plant/RER S
Energia	
Eletricidade	Electricity, low voltage, production BR, at grid/BR S

Resultados e discussão

Os dados apresentados na seção anterior foram submetidos à metodologia de avaliação da EcoIndicator 99 que como resultado apresenta onze categorias de impactos, sendo seis relacionadas a danos à saúde (carcinogênicos, respiráveis orgânicos, respiráveis inorgânicos, mudança climática, radiação e camada de ozônio), três a danos à qualidade dos ecossistemas (ecotoxicidade, acidificação/eutrofização e uso do solo) e duas associadas a danos aos recursos naturais (minerais e combustíveis fósseis).

Como é possível observar, conforme os dados apresentados na Tabela 4, os valores positivos são os impactos causados nas categorias correspondentes, enquanto os valores negativos significam que houve uma recuperação do impacto através daquele processo. No caso do processo de destinação final das embalagens três categorias obtiveram valores negativos: respiráveis orgânicos, camada de ozônio e combustíveis fósseis, pois parte do material plástico foi recuperado através da reciclagem deixando de ser extraído e assim não ocorrendo os impactos ambientais comumente ocasionados por essa atividade. As outras categorias da destinação obtiveram valores positivos, pois o processo de reciclagem, incineração e o transporte das embalagens para os pontos de destino ainda geram impacto.

Os dados da central (terceira coluna) são todos positivos, pois nenhuma das atividades realizadas ali recupera o material. A única atividade que ocorre na central que ameniza o impacto é a prensagem das embalagens, uma vez que esse processo diminui o volume dos invólucros, reduzindo o número de viagens dos caminhões. Mas mesmo esse processo causa impacto que se reflete principalmente nas categorias de combustíveis fósseis (a categoria causadora de maior impacto), minerais e camada de ozônio.

Tabela 4 – Perfil ambiental dos dados fornecidos pela central em 2013

Categorias de Impacto	Unidade	Central de Piedade	Destino Final das Embalagens
Carcinogênicos	DALY	0,014310633	0,020080604
Resp.de orgânicos	DALY	0,001429832	-0,002089205
Resp. de inorgânicos	DALY	0,48012545	0,046337672
Mudança Climática	DALY	0,12077712	0,021469609
Radiação	DALY	0,001037769	0,000195824
Camada de Ozônio	DALY	5,13E-05	-4,32E-05
Ecotoxicidade	PAF*m2yr	88352,962	67900,775
Acidificação/ Eutrofização	PDF*m2yr	18949,168	499,8863
Uso do solo	PDF*m2yr	38667,316	1644,5814
Minerais	MJ surplus	5507,8158	871,34604
Combustíveis Fósseis	MJ surplus	2044538,3	-879943,86

Fonte: Dados gerados pelo SimaPRO®

Para averiguar o impacto do transporte no sistema, a Tabela 5 mostra a comparação entre os dados da central de Piedade com e sem transporte. Comparando os valores totais absolutos, pode-se observar que o transporte impacta fortemente em todas as categorias, tendo no total uma diferença de impacto de 33,9%. A categoria de camada de ozônio é a que mostrou uma diferença maior de impacto, diminuindo em 94,7% seus valores, ao se retirar os dados do transporte, enquanto que a categoria de combustíveis fósseis (causadora dos maiores impactos com ou sem transporte com valores muito acima das demais) tem uma redução de 28,4%.

Tabela 5 – Dados dos impactos da central de Piedade com e sem entradas dos dados de transporte

Categorias de Impacto	Unidade	Piedade com Transporte	Piedade sem Transporte	Diferença (%)
Carcinogênicos	Pt	285,48482	161,66027	43,4
Resp.de orgânicos	Pt	28,573329	18,78392	34,3
Resp. de inorgânicos	Pt	9548,1373	3061,0794	67,9
Mudança Climática	Pt	2407,4078	1166,8953	51,5
Radiação	Pt	20,61378	5,1095532	75,2
Camada de Ozônio	Pt	1,015351	0,053875966	94,7
Ecotoxicidade	Pt	701,27854	202,1124	71,2
Acidificação/ Eutrofização	Pt	1503,2872	359,78755	76,1
Uso do solo	Pt	3093,6255	2565,5755	17,1
Minerais	Pt	199,80759	42,39699	78,8
Combustíveis Fósseis	Pt	74749,41	53551,185	28,4
Total	Pt	92538,641	61134,639	33,9

Fonte: Dados gerados pelo SimaPRO®

Conclusões

O tratamento das embalagens vazias de agrotóxicos deu um passo muito importante na direção de reduzir riscos à saúde e depleção do meio ambiente, ligados a destinação inadequada das embalagens. Mas isso não descarta a possibilidade de melhorar o processo e estudar os pontos frágeis que qualquer atividade humana oferece.

No ano de 2013 as embalagens vazias de agrotóxico mais utilizadas foram a de COEX e PEAD, que somadas representaram quase 70% das embalagens entregues na central de Piedade. A categoria mais impactada de todas é a de combustíveis fósseis, pois o petróleo faz tanto parte da composição de resinas que compõe as embalagens plásticas (ZANIN e MANCINI, 2015) quanto do combustível utilizado nos transportes.

A reciclagem das embalagens o impacto ambiental é reduzido, mas os impactos causados pelo transporte não conseguem ser revertidos com o atual sistema de logística reversa utilizado pelo inPEV. Nesse processo pode-se dizer

que o transporte é responsável por aproximadamente 34% dos impactos causados pela central e, por esse motivo, se faz necessário continuar estudando formas para diminuir esse impacto através de cenários.

Um dos cenários a ser estudado, é a da colocação de prensas nos postos de recolhimento e não apenas nas centrais, o que reduziria significativamente o número de viagens, já o transporte entre postos e central é sete vezes maior que entre central e postos de destinação. No ano estudado, o caminhão que saíram dos postos carregaram no máximo 850 kg, pois as embalagens não são prensadas lá, mas os caminhões utilizados pelo inpev têm, segundo eles, capacidade de carregar 13 toneladas. A norma NBR 14.935 que estabelece a função de postos e centrais, designando a prensagem somente em centrais. Como próximos passos desse trabalho, a proposta é estudar esse e outros cenários através de outras simulações com o software, além de procurar outras metodologias e inventários que mais se aproximem da realidade brasileira.

Referências

BRASIL. Lei nº 9.974, de 06 de junho de 2000. Diário Oficial da União, Brasília. 2000.

INPEV – INSTITUTO NACIONAL DE PROCESSAMENTO DE EMBALAGENS VAZIAS. Relatório de sustentabilidade 2015. São Paulo, 2015. Disponível em < https://www.inpev.org.br/relatorio-sustentabilidade/2015/pdf/RS2015_inpev.pdf >

INPEV – INSTITUTO NACIONAL DE PROCESSAMENTO DE EMBALAGENS VAZIAS. Relatório de sustentabilidade 2016. São Paulo, 2016. Disponível em <https://www.inpev.org.br/relatorio-sustentabilidade/2016/pdf/inpev_RS2016.pdf>

UNIÃO EUROPÉIA. (2018) Superfície e população. Disponível em: https://europa.eu/european-union/about-eu/figures/living_pt#size

USEPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY AND SCIENCE APPLICATIONS INTERNATIONAL CORPORATION. LCAccess – LCA 101. 2001.

ZANIN, M. MANCINI, S. D. Resíduos plásticos e reciclagem: aspectos gerais e tecnologia. EdUFScar, São Carlos, 2015.

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA COMPARATIVO ENTRE AIRBNB E HOTEL

Amanda Arenales^{1*}; Viviane Jin Hee Kim¹; Cristina Targas Gurian¹; Aldo R. Ometto¹

¹Universidade de São Paulo – USP, São Carlos/SP, Brasil, *amandaarenales@gmail.com

Resumo:

A indústria da construção civil possui grande importância nas atividades econômicas do mundo, em contrapartida ela também causa diversos impactos ambientais. O presente trabalho tem por objetivo comparar o serviço de hospedagem de um quarto de hotel convencional com um quarto do *Airbnb* em um nível nacional, utilizando a avaliação do ciclo de vida da construção civil da estrutura de um quarto. Para o desenvolvimento desse trabalho serão utilizadas as normas NBR 14040 e 14041, nas quais há divisão do estudo em quatro fases na sua estrutura metodológica: 1) Definição do objetivo e escopo; 2) Análise de inventário do ciclo de vida; 3) Avaliação do impacto do ciclo de vida; e, 4) Interpretação. A grande contribuição desse trabalho está relacionada a mudança do modelo econômico, isto é, que deixa de ser um modelo linear e passa para um modelo circular. Buscou-se verificar a relação entre a taxa de ocupação e os impactos gerados na construção civil da estrutura de um quarto, para que assim possa se analisar a influência desse novo modelo econômico na geração/minimização dos potenciais impactos relacionados a construção civil da sua estrutura.

Palavras-chave: Avaliação do ciclo de vida; Construção civil; Modelo de economia circular; *Airbnb*; Hotel.

Introdução

O conceito de Economia Circular (EC) surgiu no final do século XIX e tem como princípios: o pensamento de sistemas, eliminar a geração de resíduos das cadeias produtivas (*design out waste*); utilizar resíduos como entradas; e, utilizar energias renováveis para alimentar os sistemas fechados (*closed-loop systems*) (CIRAIG, 2015). Segundo a Fundação Ellen MacArthur, a EC pode ser definida como um sistema restaurativo que elimina os resíduos utilizando o *design* através de melhores materiais, produtos e *design* de sistemas, permitido pelo modelo de negócio inovador.

Como um dos objetivos da EC é desassociar o crescimento econômico do consumo de recursos, este novo modelo de negócio deve se basear na venda de serviços (*performance*) em vez de produtos e no valor compartilhado do produto (CIRAIG, 2015). Um exemplo disso é o modelo de hospedagem proposto pelo *Airbnb*, que é uma se baseia no valor compartilhado e tem sido uma das empresas mais famosas proveniente da EC (CANALEY, 2015). Esta empresa permite que cidadãos comuns aluguem cômodos de suas casas para turistas (GUTTENTAG, 2013), o que aumenta o uso da função daquele cômodo.

Uma vez que para cumprir a função de hospedagem, tanto um quarto de hotel 3 estrelas quanto o quarto do *Airbnb*, é necessário ter uma estrutura civil que proteja o hóspede do ambiente externo e forneça conforto térmico. Este trabalho tem por objetivo comparar os dois modelos de hospedagem mencionados por meio de uma Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) da construção civil de estrutura de alvenaria de 1 quarto. Para isso, será verificada a relação entre os impactos gerados na construção civil das estruturas de ambos os quartos e a taxa de ocupação do mesmo.

Metodologia

O presente trabalho foi realizado segundo a metodologia Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). Portanto, esse estudo foi desenvolvido de acordo com os requisitos das normas NBR 14040 (2009a) e 14041(2009b). Foram utilizadas as quatro etapas da ACV, sendo estas a definição do objetivo e escopo, análise do inventário das entradas e saídas, avaliação de impacto ciclo de vida e a interpretação dos resultados. Dessa forma, o trabalho será apresentado seguindo esta sequência e atendendo aos requisitos mínimos que um estudo de ACV deve conter em cada uma dessas fases (VASCONCELOS, 2010).

Este trabalho se limitou na análise de materiais utilizados na construção civil de estrutura de alvenaria de 1 quarto com área útil de 13 m²¹⁷ (MINISTÉRIO DO TURISMO, 2012). A taxa de ocupação do quarto de hotel foi de 61,17% (FOHB, 2017) e para fins comparativos, neste trabalho, a taxa de ocupação para o quarto de *Airbnb* será de 100%, pois o mesmo pertence a uma casa habitada, ou seja, quando o quarto não está ocupado ele é utilizado pelos moradores da casa, atendendo a sua função.

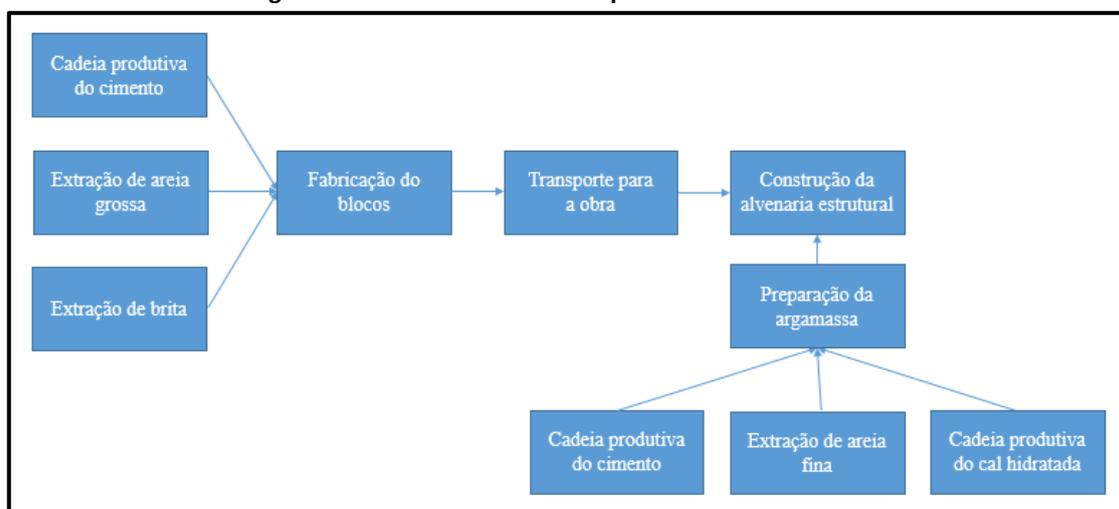
¹⁷ Em 2012, o Ministério do Turismo lançou o Sistema Brasileiro de Classificação de Meios de Hospedagem (SBClass) que determinou a área útil de um quarto de hotel 3 estrelas como sendo de 13m² (MINISTÉRIO DO TURISMO, 2012).

Os dados primários referentes à fabricação dos blocos de concreto foram adquiridos com a empresa Leão Blocos de São Carlos/SP e os dados do processo da fabricação da argamassa foram obtidos com um especialista na área. Os dados secundários que se referem a extração da brita; extração de areia; a cadeia produtiva do cimento *portland* e da cal hidratada, foram obtidos utilizando os trabalhos de ROSSI (2013), SOUZA (2012) e o *website European Life Cycle Database*.

Abordagens e premissas da ACV

Nesse estudo de ACV adotou-se a fronteira *cradle to gate* (berço ao portão), que tem por objetivo considerar da extração dos materiais até construção de alvenaria estrutural do quarto (Figura 1).

Figura 36 – Sistema de fronteira para alvenaria estrutural.



Fonte: Elaboração própria.

Foi definido que a função é fornecer a hospedagem para uma pessoa por um período de 20 anos; e o fluxo de referência é o atendimento dos requisitos estruturais de um quarto de 13 m² para uma pessoa por um período de 20 anos.

As categorias dos impactos potenciais utilizadas nesse estudo foram analisadas utilizando a metodologia *Environmental Development of Industrial Products* (EDIP) de 1997 (Wenzel; Hauschid; Alting, 1997). Os potenciais de impactos ambientais que foram analisados são: acidificação, aquecimento global, ecotoxicidade aguda (água), ecotoxicidade crônica (água), ecotoxicidade crônica (solo), toxicidade humana (ar), toxicidade humana (água), toxicidade humana (solo) e formação de ozônio fotoquímico.

Inventário do ciclo de vida

Verificou-se que para atender a unidade funcional, isto é, a edificação em alvenaria estrutural de um quarto de 13 m², conforme norma brasileira e em seu ciclo de vida de 20 anos, são necessárias:

a) A fabricação de aproximadamente 585 (o valor exato utilizado nos cálculos foi de 584,375) unidades de bloco de concreto (14 x 19 x 39 cm), para isso, são utilizados: 1071,35 Kg de cimento *portland*; 2742,67 Kg de areia grossa, 214,27 Kg de água e 2742,67 de brita basáltica (LEÃO BLOCOS, 2017);

b) A preparação de argamassa para o assentamento de aproximadamente 532 (valor exato utilizado foi 531,25) unidades de blocos são utilizados: 148,08 Kg de cimento *portland*; 59,09 kg de cal hidratada; 564,34 Kg de areia fina e 62704,32 Kg de água.

O inventário verificou a quantificação de entradas e saídas dos fluxos de materiais e energias inseridos na fronteira do estudo. Para se obter a unidade funcional estabelecida, foram realizados ajustes nos dados de entrada e saída com relação a unidade dimensional (kg).

Avaliação do impacto do ciclo de vida e interpretação

Para uma melhor compreensão dos impactos ambientais potenciais, os resultados obtidos no ICV de cada processo foram analisados utilizando a metodologia EDIP 1997 (Wenzel; Hauschid; Alting,1997). Portanto, os valores dos potenciais impactos foram calculados utilizando os fatores de caracterização de cada categoria de impacto. Para isso, foi preciso dividir os resultados obtidos no ICV pelos fatores de caracterização, isso por que método EDIP 1997 apresenta os fatores em termos das unidades das categorias de impacto pela quantidade da substância.

Resultados e Discussão

As figuras 2 a 6 apresentam as categorias de impactos potenciais que possuem os resultados mais relevantes, cuja legenda se encontra na Tabela 1. Vale ressaltar que os fatores de caracterização de cada categoria de impacto foram encontrados utilizando a taxa de ocupação do *Airbnb* e hotel, que é de 100% e 61,17%, respectivamente.

Tabela 13 - Legenda dos processos listados nas figuras de 2 a 10.

Extração da brita	1
Extração da areia grossa	2
Extração da areia fina	3
Transporte dos Blocos	4
Cadeia produtiva do cimento <i>portland</i> para os blocos de concreto	5
Cadeia produtiva do cimento <i>portland</i> para a argamassa	6
Extração da cal hidratada	7
Fabricação dos blocos de concreto	8
Preparação da argamassa	9
Construção civil de estrutura de alvenaria	10

Fonte: Elaboração própria

Figura 2 - Resultados da categoria de aquecimento global.

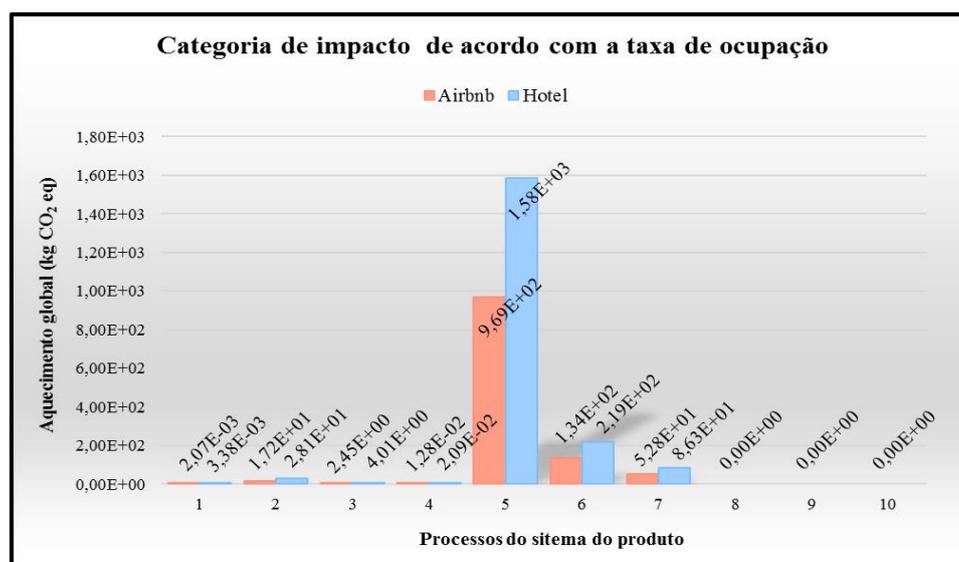


Figura 3 - Resultados da categoria de ecotoxicidade crônica (água).

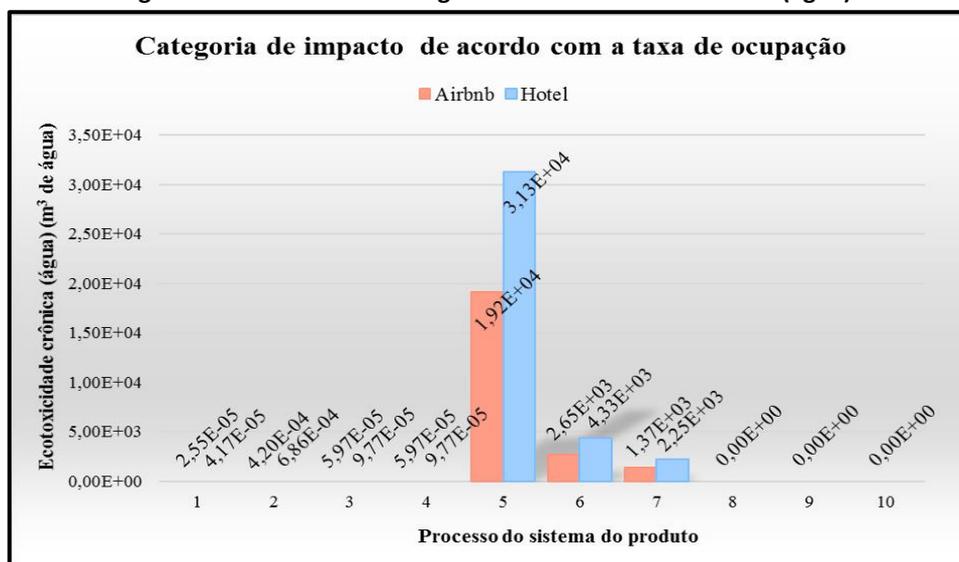


Figura 4 - Resultados da categoria de ecotoxicidade aguda (água).

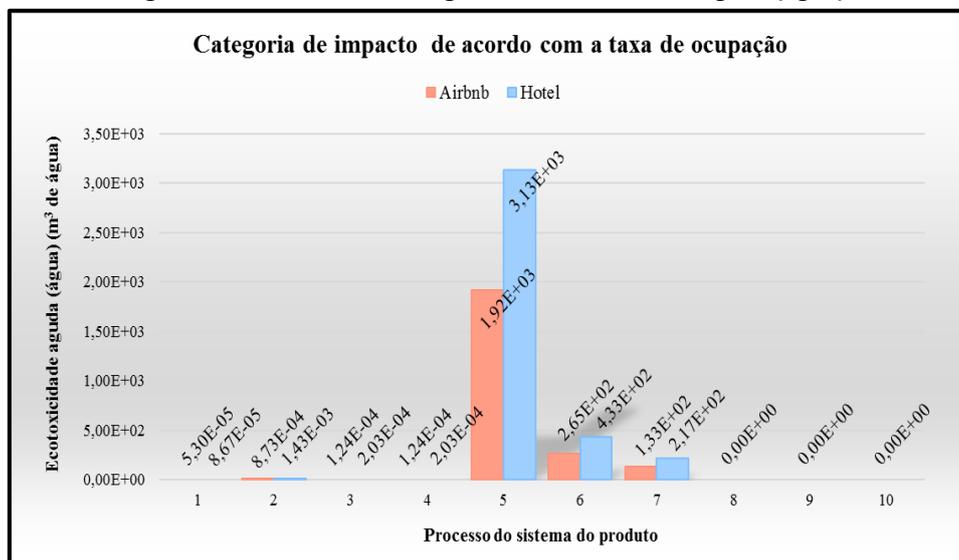


Figura 5 - Resultados da categoria de toxicidade humana (ar).

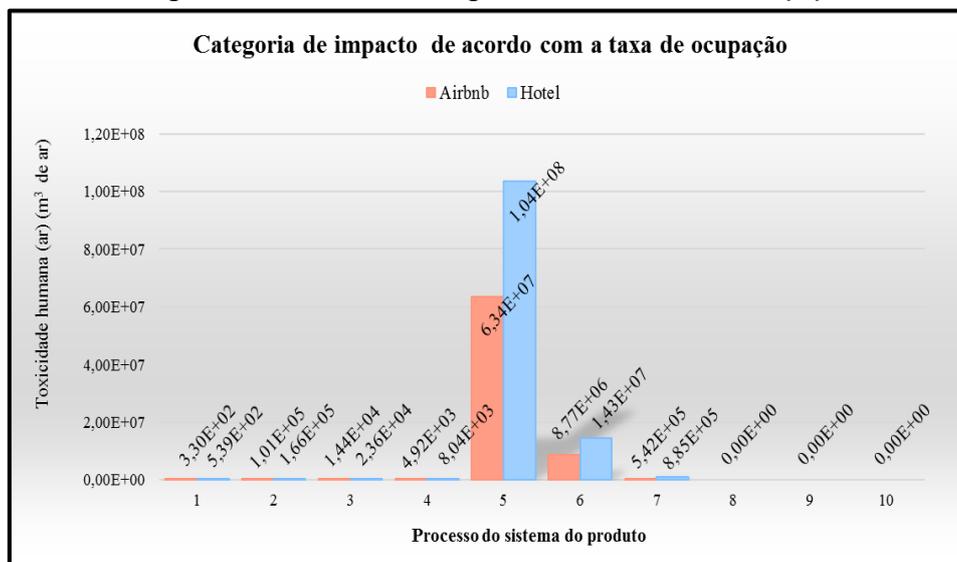
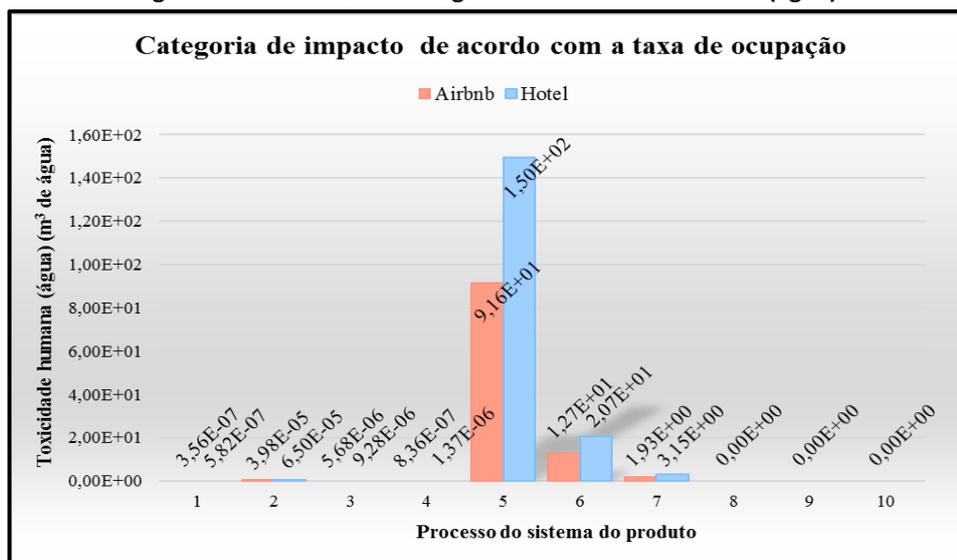


Figura 6 - Resultados da categoria de toxicidade humana (água).



Como pode ser observado nas figuras 2 a 6, os processos da cadeia produtiva do cimento *portland* para a fabricação dos blocos de concreto e para a argamassa, bem como o processo da extração da cal hidratada, possuem maiores impactos potenciais nas categorias de: aquecimento global, ecotoxicidade crônica (água), ecotoxicidade aguda (água), toxicidade humana (ar) e toxicidade humana (água).

É importante observar que os processos de fabricação dos blocos de concreto; preparação da argamassa e construção civil da estrutura de alvenaria não apresentam impactos potenciais relevantes nas categorias presentes no método EDIP 1997. Entretanto, foram analisadas categorias específicas, tais como: consumo de recursos energéticos não renováveis; consumo de materiais renováveis e resíduos de construção nas quais foram verificados valores diferentes de zero.

As análises de interpretação foram realizadas com base no ICV e AICV, interagindo com as três etapas do ACV (definição do objetivo e escopo, ICV e AICV). A interpretação desse estudo foi caracterizada pelas verificações da

completeza e consistência. Sendo que, na primeira foram considerados diversos parâmetros, dentre eles: emissões, uso de recursos e energia.

A verificação da consistência desse estudo é dada devido ao uso do método EDIP 1997. Este método europeu é cientificamente e tecnicamente comprovado além de ser internacionalmente aceito. Em consequência da sua aplicabilidade e base de dados bem descritos, este método é muito utilizado pela comunidade acadêmica. Além disso, o uso do método abordado se justifica principalmente por não existir algo mais específico para o contexto brasileiro.

Conclusões e Discussão

Este estudo apresentou a avaliação do ciclo de vida comparativo entre a construção civil de alvenaria estrutural de um quarto de *Airbnb* e de hotel 3 estrelas. Esta pesquisa teve como meta mensurar as entradas e saídas da construção de alvenaria estrutural de um quarto de 13 m² na abordagem *cradle to gate* (berço ao portão) e identificar os principais impactos ambientais relativos aos processos do sistema do produto.

Uma limitação do presente estudo foi a falta de um banco de dados nacional, forçando assim a utilização de dados internacionais para a elaboração dos ICV e AICV, o que gera resultados menos precisos e semelhantes com relação à realidade estudada. Assim, sugere-se o desenvolvimento de novos estudos voltados de ACV aplicados a produtos brasileiros, principalmente aos agregados da construção civil, pois esses trabalhos serão fundamentais para a criação de bancos de dados brasileiro, fortalecendo a ACV como ferramenta de gestão ambiental.

Os processos da cadeia produtiva da cal hidratada e do cimento *portland* (utilizado na fabricação dos blocos de concreto e preparação da argamassa) foram indicados como os mais críticos, seguidos da extração da brita e da areia (grossa e fina). Tais processos têm como principais os seguintes impactos potenciais: aquecimento global, ecotoxicidade crônica (água), ecotoxicidade aguda (água), toxicidade humana (ar) e toxicidade humana (água). Por sua maior interferência no meio natural, essas atividades, devem possuir prioridades na implantação de operações de melhoria, baseadas na maior eficiência na extração e menor emissão de poluentes, podendo ser utilizados equipamentos mais modernos. Com isso poderia ser gerado retorno financeiro e um ganho ambiental, visto que equipamentos mais novos são mais eficientes e consomem uma menor quantidade de combustível.

Por fim, pode se concluir que a construção de um quarto de hotel gera maior impacto ambiental, visto que sua taxa de ocupação é de 61,17%, com isso tem-se que 38,83% dos potenciais impactos causados na construção da alvenaria estrutural de um quarto de hotel é subutilizado. Diante desta conclusão, espera-se que os resultados obtidos da ACV comparativa entre a construção civil de um quarto de hotel 3 estrelas e do *Airbnb* possa influenciar na escolha de hospedagens da população civil no futuro, promovendo a mudança do atual modelo econômico para o modelo econômico circular.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a empresa Leão Blocos de São Carlos/SP pelo fornecimento dos dados para a fabricação dos blocos de concreto; ao professor Vladimir Guilherme Haach pela orientação dos cálculos no processo de preparação da argamassa; e a doutoranda Efigênia Rossi por toda atenção durante todo o desenvolvimento desse trabalho.

Referências

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 14040**: Gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida, princípios e estruturas. Rio de Janeiro, 2009a.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 14044**: Gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida, requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009b.

CANALEY, B. K. (2015). **El cambio del comportamiento del consumidor hacia la economía compartida: un estudio de Airbnb y como está afectando el viajero moderno**. 54 f. Trabajo fin de grado – Universidad Pontificia Comillas ICAI-ICADE.

ELLEN MACATHUR FOUNDATION (2018). **The circular model – an overview**. Disponível em: <www.ellenmacarthurfoundation.org/circular---economy/circular---economy/the---circular---model---an-overview>. Acesso em 30 de janeiro de 2018.



European Life Cycle Database (2017). **Joint research centre**. Disponível em: < <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/ELCD3/>>. Acesso em 16 de novembro de 2017.

Fórum de Operadores Hoteleiros do Brasil (FOHB). **Resultados do Mês: Outubro 2017**. Disponível em: <<http://fohb.com.br/wp-content/uploads/2017/11/InFOHB-123-Outubro-2017.pdf>>. Acesso em 01 de dezembro de 2017.

GUTTENTAG, D. (2013) **Airbnb: Disruptive innovation and the rise of an informal tourism accommodation sector**. Current Issues in Tourism. V. 18, N. 12, pp. 1192-1217.

International Reference Centre for the Life Cycle of Products, Processes and Services (CIRAIG) (2015). **Circular Economy: A Critical Literature Review of Concepts**. Polytechnique Montréal, Canada.

MINISTÉRIO DO TURISMO (2012). **Sistema brasileiro de Classificação de Meios de Hospedagem**. Disponível em: <<http://www.classificacao.turismo.gov.br/MTUR-classificacao/mtur-site/Entenda?tipo=1>>. Acesso em 20 de outubro de 2017.

ROSSI, E (2013). **Avaliação do ciclo de vida da brita para a construção civil: estudo de caso (2013)**. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana da Universidade Federal de São Carlos. São Carlos.

Souza, A (2012). **Avaliação do ciclo de vida da areia em uma mineradora de pequeno porte, na região de São José do Rio Preto - SP**. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana da Universidade Federal de São Carlos. São Carlos.

VASCONCELOS, L.M (2010). **Manual do sistema ILCD: Sistema internacional de referência de dados do ciclo de vida de produtos e processos**. Luxembourg. Publications Office of the European Union, 1^o ed.

WENZEL, H.; HAUSCHILD, M.; ALTING, L. (1997) **Environmental Assessment of Products**. Bonton/Dordrecht/London: Kluwer Academic Publisehrs. V.1 e 2.

APLICAÇÃO DA TERMOCOLOGIA E MÉTODOS ACV NA ALOCAÇÃO EM UM SISTEMA DE COGERAÇÃO PARA ELETRICIDADE E ÁGUA DESSALINIZADA

José J. C. S. Santos¹, Júlio A. M. da Silva², Monica Carvalho^{3,*}, Leandro M. de Avellar¹, Marcelo A. Barone¹

¹ Departamento de Eng. Mecânica, Universidade Federal do Espírito Santo, Brasil

² Departamento de Eng. Mecânica, Universidade Federal da Bahia, Brasil

³ Departamento de Eng. de Energias Renováveis, Universidade Federal da Paraíba, Brasil

*autora para correspondência: monica@cear.ufpb.br

Resumo: Este estudo aborda especificamente aspectos da desagregação da estrutura física e produtiva e critérios de partição para a melhoria da precisão dos resultados da alocação de impactos ambientais em sistemas energéticos multiprodutos usando, para isso, um sistema de cogeração para a produção combinada de eletricidade e água dessalinizada. A primeira parte do estudo discutiu os métodos comumente aplicados em estudos de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), e sua aplicabilidade aos sistemas energéticos multiprodutos. Em seguida, técnicas termoeconômicas, que proporcionaram resultados mais racionais, foram apresentadas e discutidas. Considerando que uma quantidade considerável do calor e trabalho consumidos hoje em dia são produzidos em plantas de cogeração, estudos sobre alocação de impactos ambientais em sistemas energéticos são relevantes em muitos setores com consumo intensivo de energia térmica (vapor), dos quais pode-se citar o setor sucroalcooleiros e o setor de papel e celulose, além das plantas duais que combinam a geração e a dessalinização. Os resultados mostram que os critérios de partição (energia, exergia, etc.) impactam fortemente nos resultados, mas a desagregação do sistema em subsistemas também aumenta a precisão dos resultados. Neste aspecto, diferente dos métodos de alocação tradicionalmente aplicados em ACV, a termoeconomia permite o detalhamento do processo de formação dos custos por meio da desagregação do sistema e uso de critérios de partição mais racionais com base nas leis da termodinâmica. Numa última instância, o objetivo maior desse estudo é demonstrar que os métodos termoeconômicos podem ser usados para alocação na Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) quando a cadeia produtiva do sistema estudado envolve sistemas energéticos multiprodutos.

Palavras-chave: Alocação, Termoeconomia, Exergia, Energia, Desagregação.

Introdução

A termoeconomia combina a Termodinâmica e a Economia, fornecendo ferramentas para resolver problemas em sistemas de energia, dentre eles a alocação de custos para os produtos finais em plantas multiprodutos, com base em critérios físicos e racionais (ERLACH; SERRA; VALERO, 1999). Durante muitos anos só os custos exergéticos e monetários eram alocados para os produtos finais, apesar de uma vontade antiga de incorporar considerações ambientais (VON SPAKOVSKY, 1994).

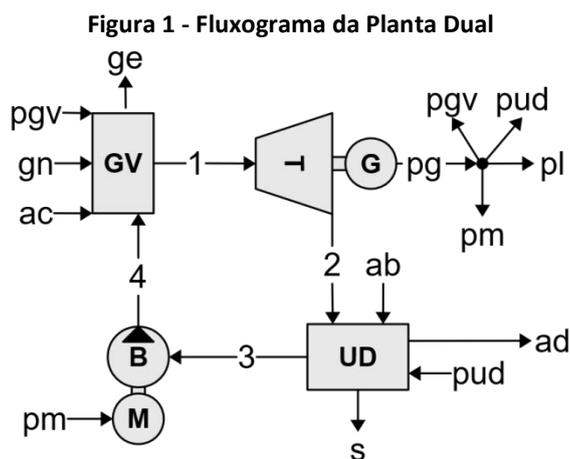
Por outro lado, a alocação racional de encargos ambientais em sistemas multiprodutos é um desafio do ponto de vista metodológico da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), uma vez que são mais de 26 metodologias que são usadas em função do tipo de planta sendo analisada (RAMÍREZ, 2009). Um trabalho recente comparou os métodos mais utilizados na alocação em estudos de Avaliação de Ciclo de Vida com os termoeconômicos no caso de um sistema energético multiproduto (SILVA et al., 2017). Este estudo comparativo mostrou que para o caso de sistemas energéticos multiprodutos, a termoeconomia proporcionou uma abordagem mais detalhada por desagregar o sistema em seus subsistemas. Porém, quando a exergia é usada como critério de partição, como acontece em um dos métodos muito usado para alocação na Avaliação de Ciclo de Vida, os resultados obtidos são bem próximos dos obtidos pelos métodos termoeconômicos que também são todos métodos que, direta ou imediatamente, se baseiam no conceito de exergia.

Este estudo avalia especificamente a influência da desagregação do sistema térmico em seus subsistemas (três níveis diferentes) combinada com os critérios termodinâmicos de partição (energia e exergia) na melhoria da precisão dos resultados da alocação de impactos ambientais (emissões de CO₂) em uma planta dual que combina uma unidade de cogeração com uma unidade de dessalinização para a geração de energia elétrica e produção de água dessalinizada.

Metodologia

Descrição da Planta Dual

A Figura 1 representa a planta dual. O sistema contém seis subsistemas: o gerador de vapor (GV), a turbina de vapor (T), o gerador elétrico (G), a unidade de dessalinização (UD), a bomba (B) e o motor (M). A planta gera 1.052,91 kW de potência elétrica bruta (pg). As demandas auxiliares são: 27,21 kW para os ventiladores do gerador de vapor (pgv), 14,30 kW para o motor da bomba (pm) e 200 kW para as bombas e outros auxiliares da unidade de dessalinização (pud).



Fonte: Elaboração própria

A Tabela 1 mostra os parâmetros dos fluxos que representam o fluido de trabalho. Os outros fluxos do sistema são: água bruta do mar (ab), a salmoura rejeitada ao mar (s), ar de combustão (ac) e os gases de exaustão (ge).

Tabela 1 - Definição de Insumo e Produto dos Sistemas e Subsistemas usando Fluxos Físicos e Produtivo

i	m (kg/s)	T (°C)	p (bar)
1	3,194	330	25
2	3,194	136	2
3	3,194	60,2	1,013
4	3,194	60,7	26,01

Fonte: Elaboração própria

No ponto de projeto, a planta produz 811.40 kW de potência elétrica líquida (pl) e 2.400 m³/dia de água dessalinizada (ad), consumindo 10.480,31 kW exergéticos de gás natural (gn) e emitindo 2.032,72 kg/h de CO₂ para a atmosfera.

Modelagem para Alocação de CO₂

Toda a fundamentação teórica e de modelagem para alocação foi descrita num outro artigo (CARVALHO et al., 2018). Conhecendo o diagrama termoeconômico, o modelo matemático para alocação, que é um conjunto de equações de balanço de fluxos de cada subsistema do diagrama termoeconômico, é formulado usando Equação 1, onde λ é incógnitas que representam emissões específicas (em kg/kWh) devido a produção de uma unidade de um determinado fluxo e Y representam os já conhecidos fluxos internos e produtos em base energética ou exergética (em kW).

$$(1) \quad \lambda_{ad} \cdot Q_{ad} + \sum (\lambda_{sai} \cdot Y_{sai}) - \sum (\lambda_{ent} \cdot Y_{ent}) = M_{CO_2}$$

No caso específico de planta dual, um dos produtos pode não ser calculado em termos energéticos ou exergeticos. Sendo assim, a Equação 1 tem também a variável Q_{ad} que representa a vazão volumétrica de água dessalinizada (em m^3/h) para obter a sua emissão específica (λ_{ad}) em kg/m^3 , uma vez que a emissão total de CO_2 (M_{CO_2}) é dada em kg/h .

Diagramas Termoeconômicos

Todas as metodologias termoeconômicas definem o propósito (insumo e produto) dos subsistemas (Tabela 2), bem como a interconexão dos subsistemas, que podem ser representados por meio de um diagrama (Figuras 2 a 4). Alguns são baseados no diagrama físico (Figuras. 2, 3a e 4a), e outros são formulados usando diagrama produtivo (Figuras. 2, 3b e 4b).

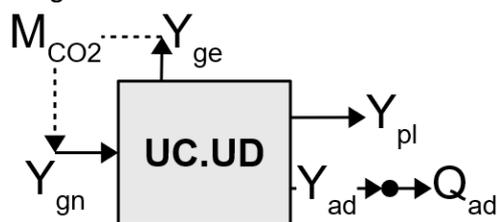
Tabela 2 - Definição de Insumo e Produto dos Sistemas e Subsistemas usando Fluxos Físicos e Produtivos

Sistemas e Subsistemas	Insumo		Produto	
	Físico	Produtivo	Físico	Produtivo
Gerador de Vapor (GV)	$Y_{gn} + Y_{pgv}$	$Y_{gn} + Y_{pgv}$	$Y_1 - Y_4$	$Y_{1:4}$
Bomba e Motor (BM)	Y_{pm}	Y_{pm}	$Y_4 - Y_3$	$Y_{4:3}$
Turbina e Gerador (TG)	$Y_1 - Y_2$	$Y_{1:2}$	Y_{pg}	Y_{pg}
Unidade de Cogeração (UC)	Y_{gn}	Y_{gn}	$Y_2 - Y_3 + Y_{pud} + Y_{pl}$	$Y_{2:3} + Y_{pud} + Y_{pl}$
Unidade de Dessalinização (UD)	$Y_2 - Y_3 + Y_{pud}$	$Y_{2:3} + Y_{pud}$	Y_{ad} ou Q_{ad}	Y_{ad} ou Q_{ad}
Planta Dual (UC.UD)	Y_{gn}	Y_{gn}	$Y_{pl} + Q_{ad}$	$Y_{pl} + Q_{ad}$

Fonte: Elaboração própria

A Figura 2 mostra o diagrama termoeconômico de Nível 1 usado na ACV para alocação em base energética (N1.D.En) e também em base exergetica (N1.D.Ex), dependendo da base de cálculo usado para os fluxos internos e produtos (Y).

Figura 2 - Diagrama Termoeconômico do Primeiro Nível (N1.D)

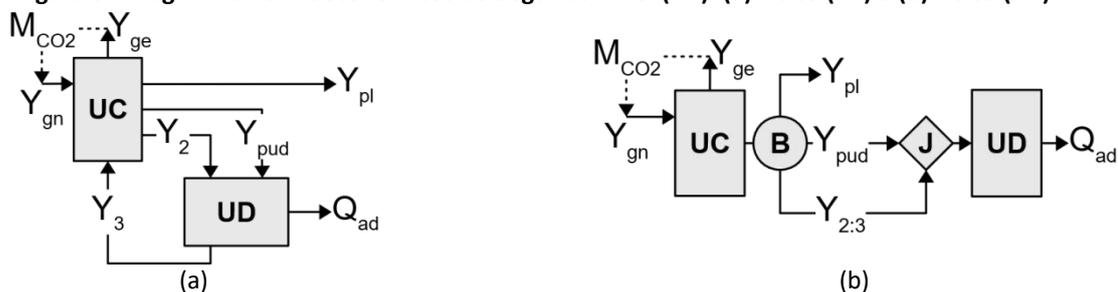


Fonte: Elaboração própria

Neste caso, a água dessalinizada precisa também ser calculada em base energética e exergetica devido a uma das regras para formulação de equações auxiliares que atribui a mesma emissão específica para ambos produtos (CARVALHO et al., 2018). De acordo com Carvalho et al. (2018) a emissão de CO_2 nos gases (ge) é internalizada através do combustível (gn).

As Figuras 3a e 3b representam diagramas termoeconômicos físicos e produtivos de Nível 2, respectivamente, ambos usados para alocação em base energética (N2.DF.En e N2.DP.En) e exergetica (N2.DF.Ex e N2.DP.Ex). Há uma separação entre a unidade de cogeração (UC) e a de dessalinização (UD). De acordo com Carvalho et al. (2018), pela regra do produto, três dos fluxos (pl, pud e 2) tem a mesma emissão específica e, pela regra do insumo, dois deles (2 e 3) também tem a mesma emissão específica. Os fluxos que saem da bifurcação (B) tem a mesma emissão específica (pl, pud e 2:3).

Figura 3 - Diagramas Termoeconômicos do Segundo Nível (N2): (a) Físico (DF) e (b) Físico (DP)

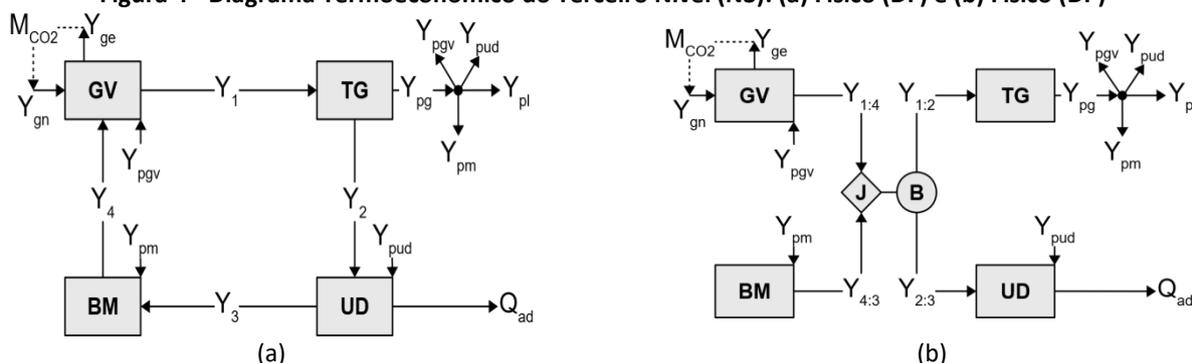


Fonte: Elaboração própria

Analogamente, as Figuras 4a e 4b são diagramas termoeconômicos físicos e produtivos para o Nível 3 de desagregação, respectivamente, usados para alocação em base energética (N3.DF.En e N3.DP.En) e exergética (N3.DF.Ex e N3.DP.Ex).

Nas Figuras 4a e 4b são 4 subsistemas porque a bomba e o motor (BM) e também a turbina e o gerador (TG) formam formas dois subsistemas, respectivamente. De acordo com Carvalho et al. (2018), pela regra do produto, todas as potências (pg, pl, pud, pgv e pm) tem a mesma emissão específica e os fluxos que saem da bifurcação (B) tem também a mesma emissão específica (1:2 e 2:3). Pela regra do insumo, três fluxos (1, 2 e 3) também tem a mesma emissão específica.

Figura 4 - Diagrama Termoeconômico do Terceiro Nível (N3): (a) Físico (DF) e (b) Físico (DP)



Fonte: Elaboração própria

A principal diferença entre um diagrama físico e um diagrama produtivo está nos tipos de fluxos que conectam os seus subsistemas. Nos primeiros, a interconexão é por meio dos mesmos fluxos físicos presentes no fluxograma da planta. Nos segundos, os subsistemas são ligados por fluxos produtivos definidos como insumos e produtos dos subsistemas. Outra diferença é a existência de componente fictícios, chamados de junções (J) e bifurcações (B), nos diagramas produtivos, que servem para juntar os produtos de alguns subsistemas (junção) e distribuir os produtos de subsistemas como insumos para outros subsistemas (bifurcação). Os insumos e produtos do tipo $Y_{j:k}$ e $Y_{k:j}$, respectivamente, são valores positivos, definidos devido a diferença entre os fluxos físicos Y_j e Y_k ser positiva ou negativa, respectivamente.

Embora caberiam outros níveis de desagregação, estes seriam desnecessários por serem equipamentos que trabalham em série para um único produto: motor e bomba, turbina e gerador ou os componentes da unidade de dessalinização.

Resultados e Discussão

A Tabela 3 mostra os fluxos dos diagramas termoeconômicos, físicos (DF) e produtivos (DP), seus valores e respectivas emissões específicas de CO₂ obtidos todos em base energética (En), para os três diferentes níveis (N1, N2 e N3).

Tabela 3 - Fluxos dos Diagramas Termoeconômicos e suas Emissões Específicas de CO₂ alocadas em Base Energética

Fluxo	Valor (kW)	Emissões Específicas (g/kWh)				
		N1.D.En	N2.DF.En	N2.DP.En	N3.DF.En	N3.DP.En
Y ₁	9.840,04	-	-	-	226,06	-
Y ₂	8.751,37	-	226,93	-	226,06	-
Y ₃	805,16	-	226,93	-	226,06	-
Y ₄	818,54	-	-	-	226,45	-
Y _{1:4}	9.021,51	-	-	-	-	226,02
Y _{1:2}	1.088,67	-	-	-	-	226,06
Y _{2:3}	7.946,21	-	-	226,93	-	226,06
Y _{4:3}	13,37	-	-	-	-	249,94
Y _{pg}	1.052,90	-	-	-	233,74	233,74
Y _{pl}	811,40	371,79	226,93	226,93	233,74	233,74
Y _{pud}	200,00	-	226,93	226,93	233,74	233,74
Y _{pgv}	27,20	-	-	-	233,74	233,74
Y _{pm}	14,30	-	-	-	233,74	233,74
Y _{ad}	4.656,04	371,79	-	-	-	-
Q _{ad}	**100,00	*17.310,51	*18.485,91	*18.485,91	*18.430,62	*18.430,62

** (m³/h) * (g/m³)

Fonte: Elaboração própria

A Tabela 4 mostra os fluxos dos diagramas termoeconômicos, físicos (DF) e produtivos (DP), seus valores e respectivas emissões específicas de CO₂ obtidos todos em base exergética (Ex), para os três diferentes níveis (N1, N2 e N3).

Tabela 4 - Fluxos dos Diagramas Termoeconômicos e suas Emissões Específicas de CO₂ alocadas em Base Exergética

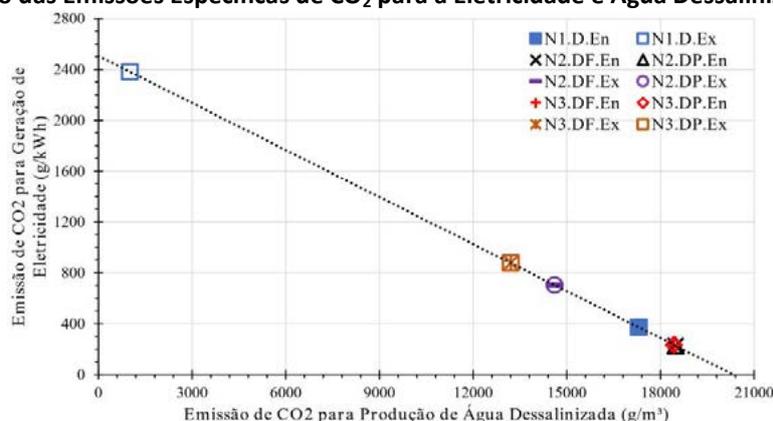
Fluxo	Valor (kW)	Emissões Específicas (g/kWh)				
		N1.D.Ex	N2.DF.Ex	N2.DP.Ex	N3.DF.Ex	N3.DP.Ex
Y ₁	3.410,45	-	-	-	611,32	-
Y ₂	1.899,03	-	704,66	-	611,32	-
Y ₃	25,75	-	704,66	-	611,32	-
Y ₄	34,42	-	-	-	821,83	-
Y _{1:4}	3.376,03	-	-	-	-	609,17
Y _{1:2}	1.511,42	-	-	-	-	611,32
Y _{2:3}	1.873,28	-	-	704,66	-	611,32
Y _{4:3}	8,67	-	-	-	-	1446,60
Y _{pg}	1.052,90	-	-	-	877,54	877,54
Y _{pl}	811,40	2380,82	704,66	704,66	877,54	877,54
Y _{pud}	200,00	-	704,66	704,66	877,54	877,54
Y _{pgv}	27,20	-	-	-	877,54	877,54
Y _{pm}	14,30	-	-	-	877,54	877,54
Y _{ad}	42,39	2380,82	-	-	-	-
Q _{ad}	**100,00	*1.009,25	*14.609,59	*14.609,59	*13.206,85	*13.206,85

** (m³/h) * (g/m³)

Fonte: Elaboração própria

A Figura 5 comparara as emissões específicas de CO₂ para os dois produtos finais da planta dual, potência elétrica líquida (Y_{pl}) e água dessalinizada (Q_{ad}), em função da magnitude termodinâmica (En e Ex), do diagrama termoeconômico (DF e DP) e do nível de desagregação do sistema em subsistemas (N1, N2 e N3). Em qualquer planta com dois produtos, conhecendo o encargo total a ser alocado aos dois produtos finais, independentemente do método de alocação a ser utilizado, o resultado é sempre um par ordenado pertencente a uma reta solução geral do dado problema de alocação.

Figura 5 - Comparação das Emissões Específicas de CO₂ para a Eletricidade e Água Dessalinização na Reta Solução



Fonte: Elaboração própria

A Figura 5 mostra que, apesar de todos os resultados estarem na reta solução, existem métodos que sobrecarregam um produto em detrimento do outro. Independentemente do nível de desagregação e do tipo de diagrama usado para alocação, a energia como base de alocação acaba sobrecarregando a água dessalinizada em detrimento da eletricidade líquida, quando comparado com a alocação em base exergética. Isto já era esperado porque a energia supervaloriza o calor (vapor) que é o insumo majoritários da unidade de dessalinização. Além disso, a termodinâmica já nos diz que, em sistemas energéticos, equivalência entre fluxos de naturezas distintas deve ser estabelecida com base nas suas exergias.

Quanto ao tipo de digrama termoeconômico, para o mesmo nível de desagregação e magnitude termodinâmica, independente de usar diagrama físico ou produtivo, os resultados da alocação dos encargos para os produtos finais são coincidentes. De certa forma, isto já era esperado uma vez que é hoje sabido que, em termoeconomia, não havendo discrepância na definição de insumos e produtos e nem nas interconexões dos subsistemas, os encargos alocados a cada um dos produtos finais serão os mesmos. Neste caso, as arbitrariedades poderiam afetar os métodos que usam o diagrama produtivo uma vez que as interconexões não se estabelecem mantendo a configuração física da planta.

Quanto aos níveis de desagregação da planta dual em seus subsistemas, pode ser intuitivo afirmar que, quanto mais desagregado mais preciso é o resultado. Neste caso, os diagramas do terceiro nível com exergia (N3.DF.Ex e N3.DP.Ex) seriam os que fornecem os resultados mais precisos. Porém, há sempre um nível adequado de desagregação. É possível demonstrar que este mesmo resultado poderia também ser alcançado com apenas três subsistemas: os que trabalham diretamente para a produção de água dessalinizada (unidade dessalinizadora), os que trabalham em sequência para geração elétrica (turbina e gerador) e os que trabalham para a planta como um todo (gerador de vapor, bomba e motor).

Ainda com relação à desagregação do sistema em seus diferentes subsistemas, mesmo usando a exergia como critério de alocação, o tratamento da planta como um único sistema (N1.D.Ex), procedimento usado para alocação na Avaliação de Ciclo de Vida, acabou sobrecarregando demais a potência elétrica líquida em detrimento da água dessalinizada.

Considerações Finais

Este estudo visou avaliar especificamente a influência dos níveis de desagregação do sistema térmico em seus subsistemas aliada a influência dos critérios termodinâmicos de partição na melhoria da precisão dos resultados da alocação de impactos ambientais em uma planta dual que combina uma unidade de cogeração com uma unidade da dessalinização para a geração de energia elétrica líquida e produção de água dessalinizada. Foram usados três níveis de desagregação, alocação de emissões de CO₂ baseada em energia e exergia, além de usar diagramas físicos e produtivos.

Os resultados mostram que tanto os critérios de partição como a desagregação do sistema influenciam na precisão dos resultados. Neste ponto, diferente dos métodos ACV, a termoeconomia apresenta vantagens devido a desagregação do sistema e uso de critérios de partição racionais com base nas leis da termodinâmica. Assim, a termoeconomia deveria ser usada para alocação na ACV sempre que a planta em estudo envolver sistemas energéticos multiprodutos.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a ANP, a TEVISA, a CAPES, a CNPq e a FAPES pelo suporte financeiro.

Referências

- CARVALHO, M. et al. Alocação em Sistemas Energéticos Multiprodutos: Revisão e Proposta de Métodos. In: GCV 2018 - VI Congresso Brasileiro Sobre Gestão de Ciclo De Vida, Brasília-DF, 2018.
- ERLACH, B.; SERRA, L.; VALERO, A. Structural theory as standard for thermoeconomics. *Energy Conversion and Management*, v. 40, n. 15–16, p. 1627–1649, 1999.
- RAMÍREZ, P. K. S. Análise de Métodos de Alocação Utilizados em Avaliação do Ciclo de Vida. 2009. Universidade Federal de Santa Catarina, 2009.
- SILVA, J. A. M. Da et al. On the thermoeconomic and LCA methods for waste and fuel allocation in multiproduct systems. *Energy*, v. 127, p. 775–785, 2017.
- VON SPAKOVSKY, M. R. Application of engineering functional analysis to the analysis and optimization of the CGAM problem. *Energy*, v. 19, n. 3, p. 343–364, 1994.

AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DO PLANO 2014-2024 PARA A CAPACIDADE INSTALADA DE ENERGIA ELÉTRICA NO BRASIL

Murillo Vetroni Barros¹, Cassiano Moro Piekarski², José Guilherme de Paula do Rosário³

¹ *Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Câmpus Ponta Grossa, Email: murillo.vetroni@gmail.com*

² *Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Câmpus Ponta Grossa, Email: piekarski@utfpr.edu.br*

³ *Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Câmpus Ponta Grossa, Email: jrosario@alunos.utfpr.edu.br*

Resumo: Dentre os 17 objetivos para transformar o mundo, segundo os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), o objetivo 7 aborda energia limpa, sustentável e acessível a todos. Nesse sentido, o presente artigo pretende contribuir com a promoção no desenvolvimento de energia elétrica limpa e sustentável no Brasil. Assim, o trabalho tem como objetivo avaliar o desempenho ambiental do plano 2014-2024 para a capacidade instalada de energia elétrica no Brasil. A técnica abordada para realizar a pesquisa foi a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), com base nas normas ISO 14040, ISO 14044 e uso da base de dados da Ecoinvent v 3.3. O estudo utilizou o método ReCiPe v 1.11 de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV). As categorias *endpoints* analisadas foram ecossistema, recursos naturais e saúde humana. A avaliação do plano foi aplicada para a matriz de energia elétrica brasileira nos anos de 2014 a 2024. A modelagem da ACV foi realizada utilizando o *software* Umberto NXT Universal v 7.1.13. O fluxo de referência e a unidade funcional utilizada foi a capacidade instalada referente a produção de 1 MW. A categoria de saúde humana apresentou o maior potencial de redução perante as outras categorias analisadas, de -11,59% entre 2014 a 2024. Apesar da capacidade instalada de energia elétrica aumentar ao longo do período, o impacto relativo ($CO_{2equiv.}/MW$) diminuiu. A principal substância emitida para o meio atmosférico nessa análise foi o CO_2 . Pode-se concluir que ao final de 2024 a matriz elétrica nacional mostrou ser mais limpa, em termos de impacto relativo (por MW de capacidade instalada), para todas as categorias de impacto analisadas.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida. Energia elétrica. Energia limpa. Sustentabilidade.

Introdução

Técnicas de produção, geração e disponibilidade da energia elétrica vem-se tornando um recurso cada vez mais necessário. Tal sistema tornou-se adaptável para atender as necessidades da sociedade, desde as mais básicas (como dispositivos para uso residencial), quanto em grandes transformações industriais (funcionamento de equipamentos pesados, de alta voltagem e potência).

A matriz energética brasileira é caracterizada por possuir variados tipos de fontes na produção de energia elétrica. O país abrange diversas fontes, tanto renováveis, quanto não renováveis. Nesse sentido, a energia elétrica que abastece os domicílios, empresas e organizações, na sua grande maioria, provém de fontes mistas (BRASIL, 2016). No entanto, a fonte hídrica é a principal, contando com aproximadamente 68,10% de oferta interna de eletricidade no território nacional (BRASIL, 2017). Tal fonte é representada pelo histórico positivo e crescente dos últimos anos na capacidade instalada e geração de energia elétrica. Isso ocorre devido o terreno brasileiro ser favorável, contando com inúmeros rios, o que facilita tal geração. Mesmo assim, recentemente, este cenário está sofrendo algumas alterações, tais como, o acréscimo de outras fontes renováveis no portfólio da capacidade instalada de energia elétrica. Portanto, fontes como eólica e solar são vistas como promissora no futuro próximo no país.

De acordo com a norma ISO 14040, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) compreende o ciclo de vida completo do produto, processo ou atividade (ABNT, 2009a). A ferramenta é utilizada para verificar, avaliar e quantificar o potencial impacto ambiental de determinada atividade. Wang, Chan e Li (2015) corroboram e apontam que tratando de avaliação de impactos ambientais e saúde humana, a ACV tem ganhado uma atenção notável perante todas as diversas ferramentas existentes nessa abordagem. Nesse sentido, a ACV se encaixa diretamente na temática do presente trabalho, visto que, com o auxílio desta metodologia, pode-se determinar os potenciais impactos ambientais provenientes da capacidade instalada de energia elétrica no Brasil para diferentes categorias de impacto.

No cenário global, autores em diferentes localidades têm elaborado estudos de ACV em energia elétrica, para avaliar os principais impactos de cada fonte elétrica. No aspecto de geração de energia elétrica, destaca-se, Asdrubali et al. (2015) em uma revisão bibliográfica abrangendo países da Europa; Atilgan e Azapagic (2016) em um histórico de geração de eletricidade na Turquia (1990-2014). Diversas categorias de impacto foram analisadas nos estudos. Treyer,

Bauer e Simons (2014), avaliaram impactos futuros para saúde humana na geração de eletricidade também na Turquia.

No território brasileiro, algumas pesquisas nesse contexto também estão sendo desenvolvidas. Geller e Meneses (2016), além do auxílio da ACV, utilizaram a metodologia de multi-critérios que integra quatro dimensões: econômica, técnica, ambiental e social para avaliar o setor elétrico até 2050. Trabalhos que avaliaram apenas uma fonte energética também compõe a literatura, como biomassa (GUERRA et al., 2014); parque eólico (OEBELS e PACCA, 2013). Ainda no Brasil, Carvalho e Delgado (2017) desenvolveram um trabalho que segue na mesma linha deste, mesmo assim, algumas diferenças são notadas. Eles avaliaram a geração, transmissão e distribuição de energia elétrica (unidade funcional e fluxo de referencia em kWh) para sete diferentes tipos de fontes no período 2001-2015 e apenas uma projeção para 2024. Mesmo o Brasil estar avançando positivamente em estudos de ACV em energia elétrica, fica muito aquém dos trabalhos europeus, onde está concentrado o grande embasamento teórico e prático desta temática.

Mesmo Carvalho e Delgado (2017) apresentarem um estudo próximo a este, não foram encontrados outros trabalhos análogos a presente abordagem. Este avaliou a capacidade instalada de energia elétrica para três categorias de impacto. Além disso, avaliar um grande número de fontes elétricas faz deste estudo um contribuidor para políticas públicas, empresas do setor e comunidade acadêmica. Até onde os autores reconhecem, não há indícios de precedentes até o momento na mensuração da capacidade instalada de energia elétrica no Brasil no período de 2014 a 2024 usando ACV. Assim, o objetivo do trabalho é avaliar o desempenho ambiental do plano 2014-2024 para a capacidade instalada de energia elétrica no Brasil.

As considerações iniciais foram apresentadas nesta seção. Em seguida, as seções de métodos, resultados e discussão, e considerações finais dão corpo a este artigo.

Metodologia

Inicialmente foi realizada a definição de cenários, cujo se refere ao histórico e projeções dos dados para a composição da matriz elétrica brasileira. Os cenários englobam os anos de 2014 a 2024. Os dados para elaboração do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) foram extraídos de fontes secundárias: Brasil (2016) e ANEEL (2017). Os dados do Ministério de Minas e Energia (MME) composto pelo documento anualmente disponível – Balanço Energético Nacional (BEN) – apresenta a composição atual da matriz elétrica nacional, separadas por fontes renováveis e não renováveis (BRASIL, 2016). Os dados da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2017) foram utilizados para complementar a construção dos cenários, pois esse sistema é atualizado diariamente (dados extraídos em maio de 2017) e apresentam fontes como, biomassa e importação de energia elétrica para o Brasil.

A biomassa apresenta várias sub fontes de origem, no entanto, três delas (as mais significativas) foram escolhidas para representar a capacidade instalada de eletricidade no Brasil: cana de açúcar (78,82%), madeira (19,28%) e "outros" (1,89%) que apresentam sua respectiva quantidade de produção de energia elétrica em termos de biomassa. Cana de açúcar e madeira foram escolhidos, pois representam as maiores quantidades na geração de eletricidade para biomassa. O termo "outros" foi a soma de todas as outras sub fontes (cascas, sementes, etc.) de biomassa em quantidades menores totalizando 1,89% da produção nacional. Para os cálculos, a sub fonte "outros" não foi contabilizada, pois conforme o critério de corte da ISO 14040 (ABNT, 2009a), essa fontes fica abaixo de 0,5% do total de capacidade instalada no Brasil.

Em termos de importações, as quatro principais nacionalidades que importaram energia elétrica para o Brasil foram: Paraguai (PY: 69,16%), Argentina (AR: 27,54%), Venezuela (VE: 2,45%) e Uruguai (UY: 0,86%) respectivamente. A quantidade relativa representa o quanto cada país importa de eletricidade para o Brasil por ano. Os dados secundários informam apenas as importações de energia elétrica e não as exportações.

Com intuito de atingir maior profundidade de análise e mais fontes de capacidade instalada de geração de energia elétrica, houve a necessidade de incluir dados de duas fontes. A principal foi Brasil (2016): Ref. (A), complementada por ANEEL (2017): Ref. (B), como apresentado na Tabela 1 a ICV do estudo.

Tabela 1 - Evolução da capacidade instalada de energia elétrica no Brasil (em MW) no período de 2014 a 2024

Fontes	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	Ref.
	MW											
Hidrelétrica	87789	91840	97752	102487	107554	108540	108915	110649	112537	115035	117972	A
Importada PY (69,16%)	4.841	4.841	4.841	4.841	4.841	4.841	4.841	4.841	4.841	4.841	4.841	B
Importada AR (27,54%)	1.928	1.928	1.928	1.928	1.928	1.928	1.928	1.928	1.928	1.928	1.928	B
Importada VE (2,45%)	172	172	172	172	172	172	172	172	172	172	172	B
Importada UY (0,86%)	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	B
Eólica	5.000	6.900	8.800	10.700	12.600	14.500	16.400	18.300	20.200	22.100	24.000	A
Solar	480	1.132	1.784	2.436	3.088	3.740	4.392	5.044	5.696	6.348	7.000	A
Cana de açúcar (78,82%)	8.670	9.222	9.774	10.325	10.877	11.429	11.981	12.532	13.084	13.636	14.188	B
Madeira (19,28%)	2.121	2.256	2.391	2.526	2.661	2.796	2.931	3.066	3.200	3.335	3.470	B
Outros (1,89%)	208	221	234	248	261	274	287	301	314	327	340	B
Renováveis	111.269	118.572	127.736	135.723	144.042	148.280	151.907	156.893	162.033	167.783	173.972	
Nuclear	1.990	1.990	1.990	1.990	1.990	3.395	3.395	3.395	3.395	3.395	3.395	A
Gás Natural	11.043	11.317	11.486	12.026	12.427	14.903	16.419	17.619	18.819	20.019	21.219	A
Carvão	3.064	3.064	3.064	3.064	3.064	3.404	3.404	3.404	3.404	3.404	3.404	A
Petróleo	3.586	3.586	3.586	3.201	3.201	3.201	3.201	3.201	3.201	3.201	3.201	A
Óleo Diesel	1.239	1.269	1.269	1.124	1.124	1.124	1.124	1.124	1.124	1.124	1.124	A
Gás de Processo	687	687	687	687	687	687	687	687	687	687	687	A
Não-Renováveis	21.609	21.913	22.082	22.092	22.493	26.714	28.230	29.430	30.630	31.830	33.030	
Total	132.878	140.485	149.818	157.815	166.535	174.994	180.137	186.323	192.663	199.613	207.002	

Fonte: Elaboração própria (2017)

Para a composição de uma ACV pode-se avaliar vários métodos com categorias de impacto diversas (MENDES, BUENO e OMETTO, 2016). Neste estudo foi optado pela análise de três categorias: ecossistema, recursos naturais e saúde humana, onde representam o impacto *endpoint*. Os indicadores *endpoint* são mais amplos, genéricos e compreensíveis aos tomadores de decisão (BARE et al., 2000).

O método de avaliação abordado foi o ReCiPe v 1.11. O fluxo de referência e unidade funcional usado foi a capacidade instalada referente a produção de 1 MW (Mega Watt). O estudo foi gerado e calculado com o auxílio do *software* Umberto NXT Universal v 7.1.13. Para realizar a ACV, utilizaram-se das normas ISO 14040 (ABNT, 2009a), ISO 14044 (ABNT, 2009b) e uso da base de dados da Ecoinvent (2017) v 3.3. O limite do sistema incluiu os sistemas brasileiros da capacidade instalada de energia elétrica de berço a portão (*cradle-to-gate* - C2G). Foram analisados 15 tipos de fontes para a capacidade instalada de energia elétrica no Brasil, seguindo os dados da Tabela 1 para gerar os resultados do estudo.

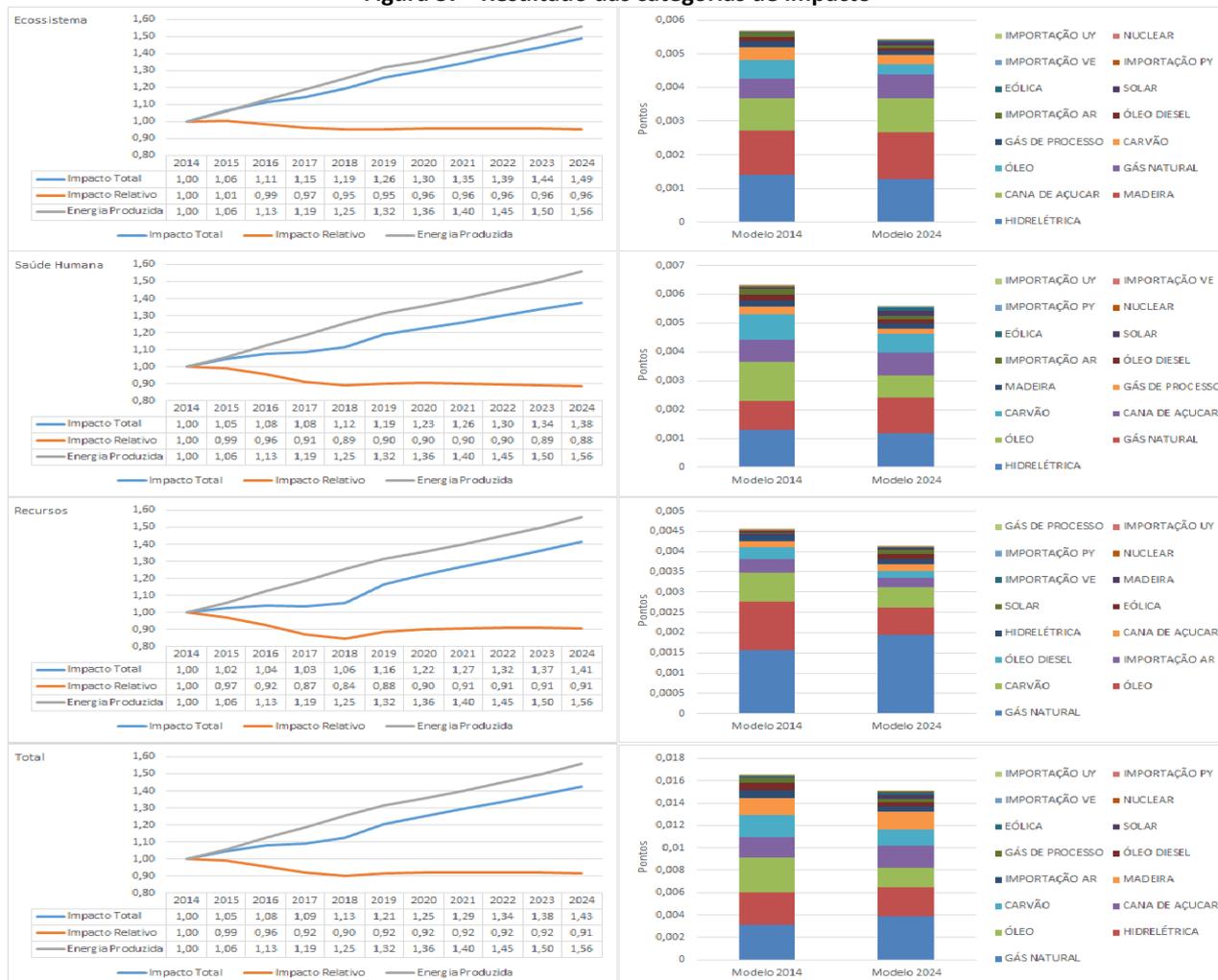
Os resultados foram interpretados para compreender as influências dos impactos ambientais de acordo com a composição da capacidade instalada de eletricidade no país para três categorias de impacto, em termos de potencial impacto absoluto total e relativo (por MW de capacidade instalada). Portanto, a próxima seção apresenta os resultados e discussão deste estudo.

Resultados e discussão

Todos os processos de energia elétrica apresentam entradas e saídas, de modo que, as entradas correspondem aos recursos naturais provenientes para a produção de energia elétrica, e as saídas podem representar emissões para

água, ar e/ou solo. A Figura 1 apresenta os resultados do trabalho. Nos três primeiros gráficos (à esquerda) estão apresentadas as três categorias de impacto, e seus comportamentos ao longo do período 2014 e 2024 (à direita). Ainda na Figura 1, o último gráfico é representado pelos valores de tendência central (média) para as três categorias de impacto.

Figura 37 - Resultado das categorias de impacto



Fonte: Elaboração própria (2017)

Os gráficos à esquerda, na Figura 1, mostram os resultados de três análises reunidas em apenas uma imagem (avaliando os anos de 2014 até 2024). As três análises são: **impacto total** (ou impacto absoluto [expresso em kg CO₂equiv.], representa o quanto de potencial impacto ambiental determinada categoria contribui no período); **impacto relativo** (representa a comparação para 1 MW de energia gerada [expresso em kg CO₂equiv./MW]); **energia produzida** (mostra quanto a capacidade instalada para produzir energia elétrica cresceu no país).

Os gráficos à direita (Figura 1) apresentam os dois cenários calculados (2014 e 2024) para as 15 diferentes tipos de fontes elétrica brasileira.

A capacidade de geração de energia elétrica no Brasil (Figura 1, gráficos à esquerda, legenda em cinza) representa aproximadamente 55,70% de aumento para os 11 anos da análise. Tal crescimento é observado devido o possível desenvolvimento do país em termos de população, economia, indústrias. Além disso, observa-se que os investimentos em fontes renováveis estão sendo mais representativos. Dale et al. (2013), apontou que no futuro as hidrelétricas continuarão sendo a fonte principal no Brasil, mesmo assim, fontes limpas como a eólica e a solar possuem grande

possibilidade de crescimento. Acompanhado do aumento da energia elétrica produzida no país, o potencial impacto total se comportou de modo crescente para todas as categorias, isto é, na média houve um acréscimo de 42,0%.

Considerando o impacto relativo, para todas as categorias, houve redução entre 2014 a 2024. O impacto relativo é a representado pela capacidade instalada da produção de 1 MW de energia elétrica de cada fonte. Essa redução pode ser explicada pelo aumento de fontes renováveis no portfólio brasileiro, tais como eólica, biomassa e solar, que sofreram os maiores aumentos nesse cenário.

A categoria de ecossistema apresentou queda de 4,5% no período analisado. A categoria de saúde humana houve a maior redução para todas as categorias, de 11,59% entre 2014 a 2024. Por fim, a categoria recursos naturais também houve expressivo decréscimo, aproximadamente 9,26% para os 11 anos. O gás natural apresentou aumento para a categoria de recursos, pois a capacidade instalada de energia elétrica nesse período cresceu em aproximadamente 48,0%. A maioria das outras fontes apresentou queda no plano (2014-2024) todas as categorias. Já a tendência central das categorias apresentou redução de 8,50% em média. As emissões dessa análise foram observadas e a principal substância emitida para o meio ambiente foi o CO₂.

Nota-se que, as análises das composições energéticas ou do setor utilizando ACV permitem gerar conhecimento sobre o sistema e apoiar decisões futuras pelas políticas públicas. Entretanto, a análise direta deste estudo com outros da literatura, identificados na introdução, podem não ser comparáveis, uma vez que, muitos deles avaliaram a geração, transmissão e distribuição de energia elétrica, ou utilizaram de outras categorias de impacto e diferentes unidades funcionais e fluxos de referência.

Conclusões

Este trabalho avaliou de berço a portão o desempenho ambiental do plano 2014-2024 para a capacidade instalada de energia elétrica no Brasil para três categorias de impacto. Algumas conclusões foram geradas: Para todas as categorias analisadas houve redução do potencial impacto no plano 2014-2024; A principal redução foi para a categoria de saúde humana; Tais reduções ocorreram pelo aumento de fontes renováveis, como solar, biomassa e eólica; A demanda na capacidade instalada de energia elétrica no Brasil irá mais que dobrar no período analisado.

Este estudo pretendeu contribuir com a promoção no desenvolvimento de energia elétrica limpa e sustentável no Brasil e concluiu que a matriz do plano 2014-2024 se mostrou mais limpa em termos de impacto por MW, para todas as categorias analisadas. Além disso, o estudo mostrou na projeção que as fontes limpas irão aumentar e tomar espaço das fontes não renováveis como o petróleo, gás natural e carvão, por exemplo. Os achados neste estudo fornecem uma visão geral do impacto ambiental na capacidade instalada de energia elétrica no Brasil, ajudando a identificar e evidenciar futuras oportunidades de melhoria. No entanto, como sugestão de estudos futuros também é importante analisar a sensibilidade dos investimentos em diferentes fontes junto a ACV.

Agradecimento

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Universidade Tecnológica Federal do Paraná/Brasil.

Referências

ABNT (Associação Brasileira De Normas Técnicas). ABNT NBR ISO 14044: 2009 Versão Corrigida: 2014: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e Orientações. Brasil, 2009b.

ABNT (Associação Brasileira De Normas Técnicas). ABNT NBR ISO 14040: 2009 Versão Corrigida: 2014: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e Estrutura. Brasil, 2009a.

ANEEL (Agencia Nacional de Energia Elétrica). Banco de Informações de Geração (BIG), 2017. Disponível em: <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/OperacaoCapacidadeBrasil.cfm> (Acesso em 20 Mai 2017).

- ASDRUBALI, F.; BALDINELLI, G.; D'ALESSANDRO, F.; SCRUCICA, F. (2015) Life cycle assessment of electricity production from renewable energies: Review and results harmonization. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. V. 42, pp. 1113-1122.
- ATILGAN, B.; AZAPAGIC, A. (2016) Assessing the Environmental Sustainability of Electricity Generation in Turkey on a Life Cycle Basis. *Energies*. V. 9, N. 1, pp. 31.
- BARE, J. C.; HOFSTETTER, P.; PENNINGTON, D. W.; HAES, H. U. (2000) Midpoints versus endpoints: The sacrifices and benefits. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. V. 5, N. 6, pp. 319-326.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia (MME). Balanço Energético Nacional (BEN). 2016. Disponível em: https://ben.epe.gov.br/downloads/Relatorio_Final_BEN_2016.pdf (Acesso em 16 Out 2016).
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia (MME). Balanço Energético Nacional (BEN). 2017. Disponível em: https://ben.epe.gov.br/downloads/Relatorio_Final_BEN_2017.pdf (Acesso em 07 Fev 2017).
- CARVALHO, M.; DELGADO, D. (2017) Potential of fotovoltaic solar energy to reduce the carbon footprint of the Brazilian electricity matrix. *LALCA-Revista Latino Americana em Avaliação do Ciclo de Vida*. V. 1, N. 1, pp. 64-85.
- DALE, A. T.; LUCENA, A. F. P.; MARRIOTT, J.; BORBA, B. S. M. C.; SCHAEFFER, R.; BILEC, M. M. (2013) Modeling future life-cycle greenhouse gas emissions and environmental impacts of electricity supplies in Brazil. *Energies*. V. 6, N. 7, pp. 3182-3208.
- ECOINVENT. Base de dados. 2017. Disponível em: <http://www.ecoinvent.org/database/database.html> (Acesso em 02 Mai 2017).
- GELLER, M. T. B.; MENESES, A. A. M. (2016) Life cycle assessment of a small hydropower plant in the Brazilian Amazon. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems*. V. 4, N. 4, pp. 379-391.
- GUERRA, J. P. M.; COLETA, J. R.; ARRUDA, L. C. M.; SILVA, G. A.; KULAY, L. (2014) Comparative analysis of electricity cogeneration scenarios in sugarcane production by LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. V. 19, N. 4, pp. 814-825.
- MENDES, N. C.; BUENO, C.; OMETTO, A. R. (2016) Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. *Production*. V. 26, N. 1, pp. 160-175.
- OEBELS, K. B.; PACCA, S. (2013) Life cycle assessment of an onshore wind farm located at the northeastern coast of Brazil. *Renewable Energy*. V. 53, pp. 60-70.
- TREYER, K.; BAUER, C. (2016) Life cycle inventories of electricity generation and power supply in version 3 of the ecoinvent database—part I: electricity generation. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. V. 21, N. 9, pp. 1236-1254.
- WANG, X.; CHAN, H. K.; LI, D. (2015) A case study of an integrated fuzzy methodology for green product development. *European Journal of Operational Research*. V. 241, N. 1, pp. 212-223.

PEGADA HÍDRICA DA ÁGUA DE COCO VERDE NAS PRINCIPAIS REGIÕES PRODUTORAS DO NORDESTE

Ana Paula Coelho Sampaio¹, Anne Karolyne Pereira da Silva², Viviane da Silva Barros³, Júlio Roberto Araújo De Amorim⁴, Fábio Rodrigues de Miranda⁵, Maria Clea Brito de Figueirêdo⁶

^{1,2}Universidade Federal do Ceará, anapaulacsampaio@gmail.com;

³Universidade Estadual do Ceará,

⁴Embrapa Tabuleiros Costeiros,

^{5,6}Embrapa Agroindústria Tropical,

Resumo: Em virtude da industrialização da água de coco, tem-se observado um aumento da demanda de coco verde, cultura irrigada com 75,9% da produção na região Nordeste em 2016. Assim, o objetivo deste trabalho foi comparar o impacto da escassez hídrica em fazendas produtoras de coqueiro anão, considerando os fatores de caracterização das diferentes bacias hidrográficas dos principais Estados produtores: Bahia, Ceará e Sergipe. Considerando-se a produção de 1 L de água de coco, utilizou-se o método AWARE para avaliação da escassez hídrica, ReCiPe para eutrofização de águas doces e marinhas e USETox para toxicidade humana cancerígena, não-cancerígena e ecotoxicidade. Observou-se que o impacto na escassez hídrica obteve maior variação no Ceará, entre 4,18 a 30,88 m³ eq/L de água de coco. Em Sergipe, o impacto variou entre 2,59 a 4,39 m³ eq/L, enquanto na Bahia, entre 1,27 a 4,07 m³ eq/L. A produtividade de cada fazenda influencia no impacto, já que a produção média do Ceará é de 7475L de água de coco/ha, de Sergipe é 11094L, enquanto da Bahia é de 15563L. Os principais processos responsáveis pelos impactos foram: i) irrigação dos coqueiros (78% da escassez hídrica, 90% da eutrofização marinha); ii) uso dos fertilizantes e micronutrientes (78,4% da eutrofização de águas doces) iii) uso dos adubos (68,2% da ecotoxicidade, 85% da toxicidade humana cancerígena); iv) defensivo agrícola (70% da toxicidade humana não-cancerígena). Portanto, é necessário novas metodologias de produção que promovam a eficiência no uso dos adubos, fertilizantes e aumento da irrigação, visando a redução dos impactos ambientais.

Palavras-chave: Pegada hídrica, Coqueiro anão, Uso da água, Avaliação do ciclo de vida.

Introdução

Devido à industrialização da água de coco, tem-se observado um aumento significativo da demanda de coco verde e das áreas cultivadas de coqueiro anão no Brasil e principalmente na região Nordeste. De acordo com os dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, em 2016 a região Nordeste foi responsável por produzir 1 331 245 toneladas de coco, equivalente a 75,9 % da produção total nacional. Com destaque para os Estados da Bahia, Ceará e Sergipe, que juntos são responsáveis por 57,9 % desse valor total (IBGE, 2017).

O coqueiro é considerado uma das culturas que mais consomem água em sua irrigação, com um consumo de água estimado de 100 a 240 L/dia/planta, dependendo das condições climáticas locais (FERREIRA *et al.*, 1997). Entretanto, há relatos de produtores que chegam a aplicar de 50 a 120 L/dia/planta devido à redução da disponibilidade hídrica para a irrigação em várias regiões onde a produção do coco é uma atividade econômica importante.

Dado o cenário atual na região Nordeste, com o aumento da temperatura e da evapotranspiração, seguido pela redução das precipitações e da oferta de água para a irrigação, se fez necessário a racionalização do uso da água, afetando diretamente a produtividade nas fazendas (FUNCEME, 2017). Assim, é fundamental o desenvolvimento de técnicas de manejo que permitam a sustentabilidade da cultura em meio as condições climáticas adversas.

O objetivo deste trabalho é avaliar a pegada hídrica em fazendas de coqueiro anão nos principais Estados produtores: Bahia, Ceará e Sergipe; considerando os fatores de caracterização das diferentes bacias hidrográficas. Avaliando os impactos ambientais causados pelo sistema de cultivo nas fazendas e propondo melhorias no processo de produção que visem garantir a produtividade e diminuir os impactos ambientais.

Metodologia

A metodologia utilizada neste estudo para a avaliação da pegada hídrica, adota as etapas de um estudo de avaliação do ciclo de vida (ACV), de acordo com o estabelecido nas normas ISO 14040 (NBR, 2009a) e ISO 14046 (ISO, 2014).

A fronteira deste estudo envolve os processos de produção de insumos e a produção agrícola do coco (Figura 1). Sendo consideradas na produção agrícola as atividades de preparo do solo, plantio, manejos culturais, irrigação, adubação, fertilização, uso de defensivos agrícolas e colheita. As etapas de distribuição, consumo e disposição final do

resíduos gerados pela produção não foram considerados. O inventário da produção agrícola abrange as seguintes fases de produção: i) implementação e formação do pomar no primeiro e segundo ano de cultivo; ii) crescimento e desenvolvimento da planta do terceiro ao quinto ano de cultivo e iii) produção, com a estabilização das plantas a partir do sexto ano até o décimo sétimo.



Fonte: Elaboração própria

A unidade funcional adotada foi a produção de 1 litro de água de coco. Os dados primários referentes às quantidades de insumos utilizados no campo foram obtidos por meio de visitas técnicas realizadas às fazendas e os dados secundários foram obtidos da base de dados do *Ecoinvent 3.3* (FRISCHKNECHT; JUNGBLUTH, 2007).

As categorias de impacto consideradas neste estudo foram: escassez hídrica, avaliada pelo método AWARE (WULCA, 2015); toxicidade humana cancerígena, não-cancerígena e ecotoxicidade em águas doces, avaliadas pelo método USETox (ROSENBAUM *et al.*, 2008) e também eutrofização em águas doces e marinhas, pelo método ReCiPe *midpoint*, versão hierárquica (GOEDKOOP *et al.*, 2009).

Foi realizada a análise de incerteza a partir do método de Monte Carlo, considerando um nível de significância de 95% e 1000 ciclos de geração de valores para as variáveis de consumo e emissão, com relação às fazendas que obtiveram o melhor e pior desempenho ambiental em cada categoria de impacto analisada.

Resultados e discussão

Na Tabela 1 consta os valores referentes à quantidade de água utilizada nas fazendas para irrigação do pomar, a produtividade por hectare e litro de água de coco produzido por hectare, além das densidades de plantas, considerando um ano médio de produção em um hectare.

Analisando-se a tabela é possível observar que a densidade é menor no Ceará. Também a demanda hídrica do pomar é menor nas fazendas do Ceará, isso se deve ao fato de que esse Estado é que mais sofre com a escassez de chuvas nos últimos anos, acarretando na necessidade de se racionalizar o uso da água. Em Sergipe, os pomares não são irrigados no período de abril a julho, período chuvoso na região, sendo a cultura irrigada no período de agosto a março. A quantidade de água utilizada para a irrigação na Bahia, é o valor que mais difere dos demais, pois os produtores irrigam durante o ano inteiro, mesmo em período de chuva.

A quantidade e a qualidade da água de coco produzida está diretamente relacionada à eficiência da irrigação nos pomares, desse modo, verifica-se que a produtividade é maior na Bahia, onde cada fruto apresenta em média 0,45 mL de água de coco. Seguido por Sergipe e Ceará, que apresentam uma média de 0,40 mL e 0,35 mL de água de coco por fruto, respectivamente.

Tabela 1 – Dados referentes a um ano médio de produção em 1ha em cada Estado

Fazendas	Densidade (pl/ha)	Água (m ³ /ha)	Produtividade (frutos/ha)	Produtividade (l de água de coco/ha)
Bahia	205	9991,34	34584,71	15563,12
Ceará	148	5018,57	21374,00	7475,14
Sergipe	205	6886,19	27735,00	11094,00

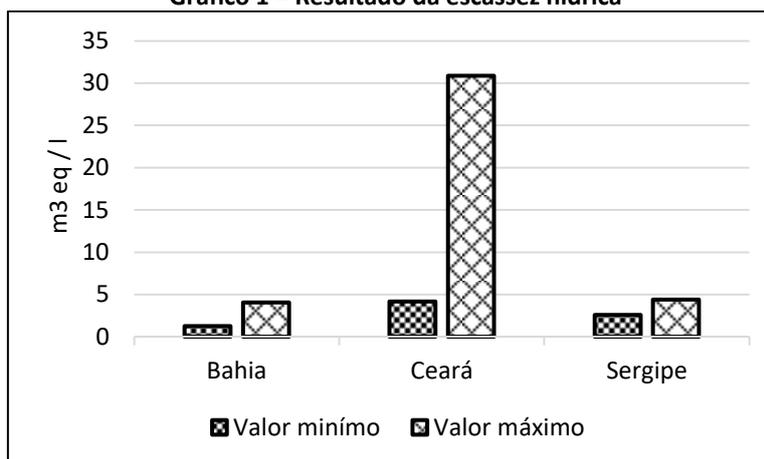
Fonte: Elaboração própria

Escassez hídrica

Na categoria escassez hídrica, o Ceará apresentou o pior desempenho com relação aos demais Estados (Gráfico 1). O impacto ambiental causado, considerando os fatores de caracterização das bacias hidrográficas de cada Estado, apresentou maior variação no Ceará, entre 4,18 a 30,88 m³ eq / l de água de coco. Enquanto em Sergipe, o impacto variou entre 2,59 a 4,39 m³ eq / l e na Bahia a variação foi de 1,27 a 4,07 m³ eq / l. Essa variação ocorre devido aos diferentes fatores de caracterização estimados para cada bacia hidrográfica.

Na categoria escassez hídrica o processo mais impactante, responsável por 78% dos impactos nas fazendas, foi a produção em campo, etapa em que ocorre a irrigação do pomar (Gráfico 4).

Gráfico 1 – Resultado da escassez hídrica



Fonte: Elaboração própria

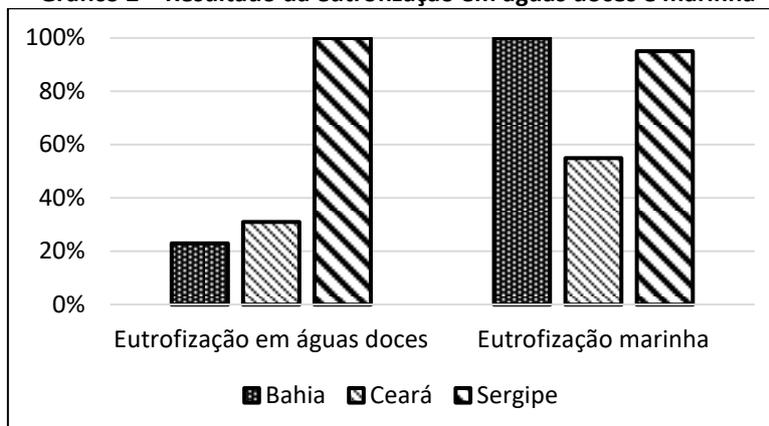
Eutrofização em águas doces e marinha

Na categoria eutrofização em águas doces, o Estado da Bahia apresentou o melhor desempenho ambiental, enquanto o Sergipe apresentou o pior desempenho (Gráfico 2). O Ceará apresentou o melhor desempenho ambiental na categoria eutrofização marinha, ao mesmo tempo que a Bahia apresentou o pior desempenho.

O processo que mais impactou na categoria eutrofização em águas doces foi a fertilização, cerca de 78,4%, devido ao uso de compostos fosfatados, além da quantidade de micronutrientes, como magnésio e molibdênio utilizados (Gráfico 4).

A produção em campo foi o processo que mais impactou na categoria eutrofização marinha, quase 90% do total. Devido ao uso de irrigação no sistema de cultivo, os compostos nitrogenados podem infiltrar no solo ou serem carregados, ocasionado assim a contaminação das águas.

Gráfico 2 – Resultado da eutrofização em águas doces e marinha

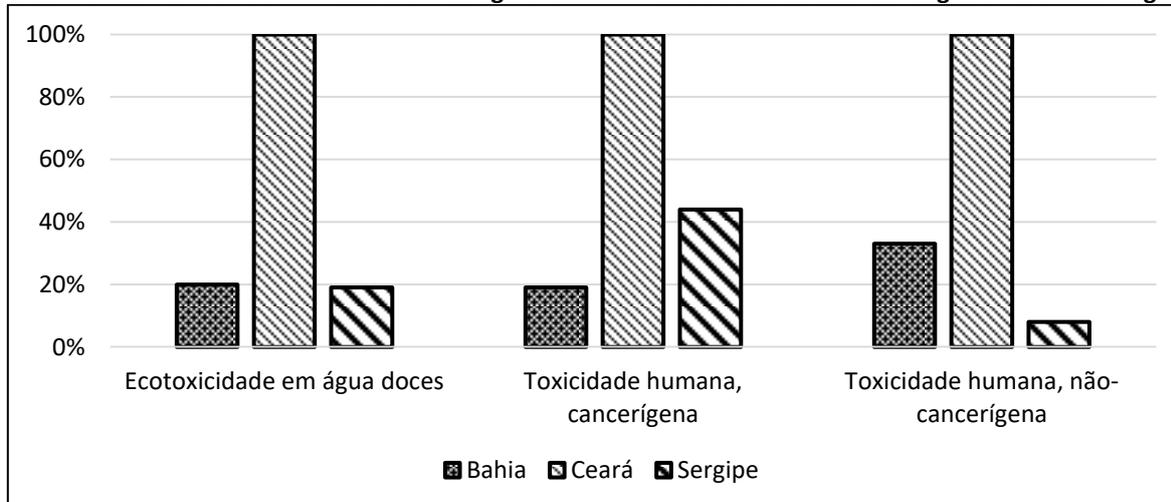


Fonte: Elaboração própria

Ecotoxicidade em águas doces e toxicidade humana cancerígena e não-cancerígena

A Bahia mostrou o melhor desempenho na categoria toxicidade humana cancerígena, enquanto Sergipe mostrou o melhor desempenho nas categorias toxicidade humana não-cancerígena e ecotoxicidade em águas doces. O Ceará apresentou o pior desempenho ambiental nas três categorias (Gráfico 3).

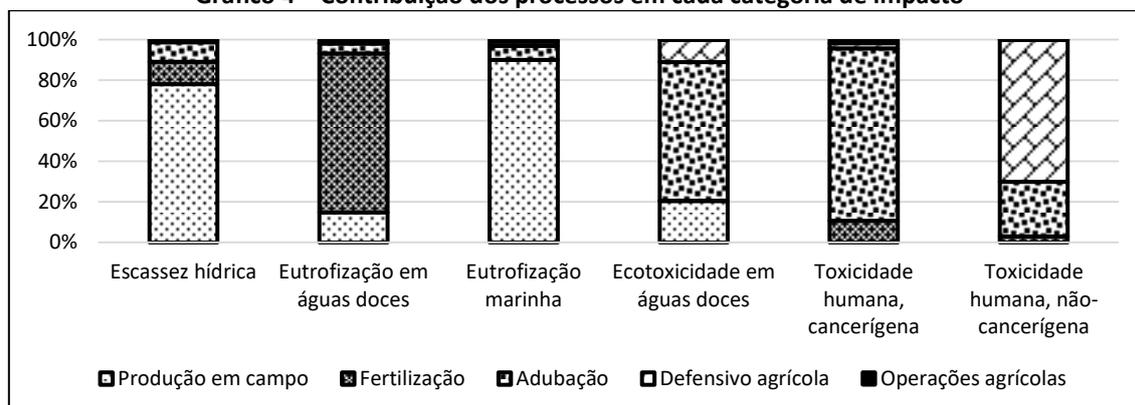
Gráfico 3 – Resultado da ecotoxicidade em águas doces e toxicidade humana cancerígena e não cancerígena



Fonte: Elaboração própria

Na categoria ecotoxicidade em águas doces os processos que mais contribuíram para o impacto causado foram os processos de adubação, cerca de 68,2%, que utiliza compostos formados por nitrogênio, fósforo, potássio e micronutrientes; e a produção em campo, responsável por 20% dos impactos totais (Gráfico 4).

Na categoria toxicidade humana cancerígena o processo que mais impactou foi a adubação, com aproximadamente 85%, sendo os compostos nitrogenados responsáveis por 48% do valor total. Por fim, a categoria toxicidade humana não-cancerígena apresentou um impacto de 70% devido ao uso do óleo de algodão na produção em campo, como um defensivo agrícola e 26,9% dos impactos causados pelo processo de adubação.

Gráfico 4 – Contribuição dos processos em cada categoria de impacto


Fonte: Elaboração própria

GHEEWALA *et al.*, (2014) indicaram o consumo de 5402 m³/ha de água para a produção de coco na Tailândia, referente a contabilização da pegada hídrica azul, ou seja, o volume total de água presente em reservatórios superficiais e subterrâneos. Comparando esse valor as pegadas hídricas azul dos Estados da Bahia, Ceará e Sergipe; sendo 9991,34, 5018,57 e 6886,19 m³/ha de água respectivamente; observa-se que o modelo de produção utilizado na Tailândia se aproxima do modelo praticado no Ceará e Sergipe. A produção de coco na Tailândia apresentou a maior pegada hídrica em comparação com as demais culturas analisadas no estudo de GHEEWALA *et al.*, (2014) e o Estado da Bahia apresentou um valor ainda maior, assim é possível inferir que a qualidade e quantidade de água de coco produzida no Estado da Bahia se deve a quantidade de água utilizada na irrigação dos coqueirais.

Neste estudo, observou-se que a quantidade de água necessária para irrigar uma planta, no decorrer do ciclo produtivo de 17 anos apresentou variação de um Estado para o outro: 829,5 m³/planta para a Bahia; 618,2 m³/planta para o Ceará e 571 m³/planta para o Sergipe. A produtividade média da Bahia, Ceará e Sergipe foi de 4302, 3950 e 3450 kg de coco por planta, respectivamente. FREIRE *et al.*, (2017) apresentou em seu trabalho que era necessário 760 m³ de água para irrigar uma planta, com produção média, por planta, de 4950 kg de coco. Portanto, as diferenças existentes entre os valores encontrados ocorrem devido a quantidade de água disponibilizada por planta, que influencia diretamente na quantidade de frutos produzidos por planta e na sua qualidade e quantidade de água de coco produzida por fruto.

Análise de incerteza

Utilizou-se o método de Monte Carlo para a realização da análise de incerteza, comparando as fazendas nos Estados que obtiveram o melhor e o pior desempenho em cada categoria de impacto considerada no estudo.

Na Tabela 2 são apresentadas as categorias impacto, seguido pelas suas unidades, as fazendas com melhor e pior desempenho e a porcentagem de vezes na qual a fazenda A mostrou uma melhor performance que a fazenda B, a um nível de significância de 95 %.

Tabela 2 – Comparação entre as fazendas com melhor e pior desempenho ambiental

Categorias de impacto	Unidade	Melhor desempenho (A)	Pior desempenho (B)	A < B
Escassez hídrica	m ³	Sergipe	Ceará	85 %
Eutrofização em águas doces	kg P eq	Bahia	Sergipe	99,9 %
Eutrofização marinha	kg N eq	Ceará	Bahia	98,7 %
Ecotoxicidade em águas doces	CTUe	Sergipe	Ceará	100 %
Toxicidade humana, cancerígena	CTUh	Bahia	Ceará	100 %
Toxicidade humana, não-cancerígena	CTUh	Sergipe	Ceará	100 %

Fonte: Elaboração própria

A análise de incerteza resultante da comparação feita entre as fazendas com o melhor e pior desempenho ambiental, mostra que para todas as categorias de impacto analisadas, exceto a escassez hídrica, a diferença entre as fazendas A e B foram significativas, com as fazendas A apresentando um melhor desempenho ambiental que as fazendas B.

Conclusões

O Estado do Ceará apresentou o pior desempenho ambiental em quatro, das seis categorias de impactos consideradas neste estudo, sendo elas: escassez hídrica, ecotoxicidade em águas doces e toxicidade humana cancerígena e não cancerígena.

Os principais processos que impactaram dentro do sistema de produção agrícola do coco foram a produção em campo, devido as atividades de irrigação nas fazendas que ocorre em regime diferenciado nos três Estados; a adubação e a fertilização. Com a finalidade de garantir a produtividade e assim, a sustentabilidade do cultivo, com a diminuição dos impactos ambientais sugere-se investigar se é possível que a irrigação e o uso de adubos e fertilizantes ocorra de forma mais eficiente e benéfica.

Agradecimentos

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Ceará e a Embrapa Agroindústria Tropical pela oportunidade de aprendizado e ao CNPq pelo auxílio financeiro.

Referências

- ABNT (2009a). ABNT NBR ISO 14040. (2009) Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura.
- FERREIRA, J. M. S.; WARWICK, D. R. N.; SIQUEIRA, L. A. (1997) A cultura do coqueiro no Brasil. 2. ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa-SPI, 292 p.
- FREIRE, A. L. F.; ARAÚJO JÚNIOR, C. P.; ROSA, M. F.; ALMEIDA NETO, J. A.; FIGEIRÊDO, M. C. B. (2017) Environmental assessment of bioproducts in development stage: the case of fiberboards made from coconut residues. *Journal of cleaner production*.
- FRISCHKNECHT, R., JUNGBLUTH, N. (2007) *Ecoinvent: overview and methodology*. Dubendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007.
- Fundação cearense de meteorologia e recursos hídricos (FUNCEME). (2017) Portal hidrológico do Ceará. Disponível em: < <http://www.hidro.ce.gov.br/>>.
- GHEEWALA, S. H.; SILALERTRUKSA, T.; NILSALAB, P.; MUNGKUNG, R.; PERRET, S. R.; CHAIYAWANNAKARN, N. (2014) Water footprint and impact of water consumption for food, feed, fuel crops production in thailand. *Water*.
- GOEDKOOPE, M., HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M., SCHRYVER, A., J., ZELM, R. (2009) *ReCiPe 2008*. Holanda: PRé Consultants, University of Leiden, Radboud University (CML) e National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). (2017) Anuário Estatístico do Brasil 2016. Anu. estat. Brasil, Rio de Janeiro, v.76, p.1-1 - 8-52. ISSN 0100-1299.
- ISO (2014). *ISO/TS 14046:2014 - Environmental management – Water footprint – Principles, requirements and guidelines*.
- ROSENBAUM, R.K., BACHMANN, T.M., GOLD, L.S., HUIJBREGTS, M.A.J., JOLLIET, O., JURASKE, R., KÖHLER, A., LARSEN, H.F., MacLEOD, M., MARGNI, M., MCKONE, T.E., PAYET, J., SCHUHMACHER, M., VAN DE MEENT, D., HAUSCHILD, M.Z. (2008): USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterization factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 13, n. 7, p. 532-546.
- WULCA. (2015) New indicator for water scarcity footprint: AWARE (Available WAtER REmaininig). Disponível em: <http://www.wulca-waterlca.org/aware.html>.

ANÁLISE DAS EMISSÕES DE CO₂-EQ. EVITADAS PELA GERAÇÃO DE ENERGIA COM OS RESÍDUOS ORGÂNICOS DO RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO CENTRAL DA UFRJ

Raquel Piedade Moura¹, Ana Carolina Maia Angelo², Diego Luiz Fonseca³, Alba Cánovas Creus²

¹Escola Politécnica da UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro, raquelpiidade@poli.ufrj.br

²SAGE/COPPE/UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

³Escola Politécnica da UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro

Resumo: A Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), como estabelecido em seu Plano de Desenvolvimento da Cidade Universitária (PDCIDUNI), tem como princípio a Responsabilidade Ambiental e Energética, de modo a assegurar a economia e eficiência energética, assim como a gestão, recuperação, reciclagem e destinação adequada dos resíduos sólidos gerados pela Universidade. O Restaurante Universitário Central (RU) da UFRJ é o maior responsável pela geração de resíduos orgânicos da Cidade Universitária, com produção de cerca de 10 mil refeições por dia. O objetivo deste artigo é quantificar o potencial das emissões de CO₂-eq. evitadas pelo aproveitamento energético dos resíduos orgânicos gerados pelo RU da UFRJ. Para isso, foi comparada a Pegada de Carbono no cenário de digestão anaeróbica (DA), em relação à da situação atual, de disposição dos resíduos em aterro sanitário. Os resultados obtidos ressaltam os benefícios ambientais, em termos de mudanças climáticas, do aproveitamento energético dos resíduos orgânicos, possibilitando uma redução de cerca de 40% na emissão de CO₂-eq. em relação ao cenário atual de disposição em aterro.

Palavras-chave: Pegada de Carbono, Resíduos Orgânicos, Gases de Efeito Estufa, Digestão Anaeróbica.

Introdução

É crescente a importância de iniciativas com o intuito de promover e incentivar a responsabilidade socioambiental na Administração Pública. Como exemplo, tem-se o Programa Agenda Ambiental na Administração Pública (A3P), cujo objetivo é incentivar o engajamento voluntário de gestores públicos para estimular a responsabilidade socioambiental por meio de boas práticas, tais como o uso eficiente de água e energia, a coleta seletiva de resíduos sólidos e o consumo responsável de produtos e serviços (MMA, 2009).

Nesse sentido, as universidades desempenham um papel de extrema importância, seja no âmbito tecnológico, econômico, ambiental ou social, por serem grandes consumidoras de bens e serviços e grandes geradoras de resíduos sólidos, além de serem responsáveis pela formação de diversas áreas do conhecimento, devendo cumprir de modo consciente as políticas públicas e servir de exemplo ao exercer boas práticas em suas atividades. A Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) tem como princípio expresso em seu Plano Diretor a responsabilidade ambiental e energética, de modo a assegurar a economia e eficiência energéticas, assim como a gestão, recuperação, reciclagem e destinação adequada dos resíduos sólidos gerados pela universidade (UFRJ, 2011). Tal postura alinha-se não só com a responsabilidade pelo ciclo de vida dos produtos como com outros princípios preconizados pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010).

Dentre os resíduos sólidos gerados na Cidade Universitária, principal campus da UFRJ, destacam-se os resíduos orgânicos produzidos pelos Restaurantes Universitários (RUs), os quais são refeitórios, com sistema de bandeirão, destinados ao uso da comunidade acadêmica. Dentre os três RUs localizados no campus, o Restaurante Universitário Central (RU) é o maior responsável pela geração de resíduos orgânicos, com produção em torno de 10 mil refeições por dia.

O tratamento e disposição final dos resíduos orgânicos podem gerar emissões com potencial de efeito estufa – os chamados gases de efeito estufa (GEE), dentre os quais se destacam: dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) (TCHOBANOGLOUS; KREITH, 2002). Através da quantidade total de dióxido de carbono equivalente emitida na atmosfera tem-se a pegada de carbono do processo de tratamento e disposição dos resíduos orgânicos gerados pelo RU Central da UFRJ. A redução da pegada de carbono é um passo fundamental para controlar as mudanças climáticas no planeta, pois significa minimizar a quantidade de emissões de gases de efeito estufa geradas direta e indiretamente por uma pessoa, organização ou produto.

Portanto, o presente artigo tem como objetivo quantificar o potencial das emissões de CO₂-eq. evitadas pelo aproveitamento energético dos resíduos orgânicos gerados pelo RU da UFRJ, a partir da comparação da Pegada de

Carbono de dois cenários de tratamento de resíduos, digestão anaeróbica e a situação atual (cenário base) - de disposição em aterro sanitário.

Metodologia

Estimativa da geração de resíduos orgânicos do RU Central

A coleta de dados para estimativa da geração de resíduos orgânicos do RU Central deu-se através de visitas à unidade, entrevistas com os responsáveis, pesagem dos resíduos gerados nas diferentes etapas do processo de preparação das refeições (recebimento, pré-preparo, preparo e restos de comida presentes nos pratos dos comensais), além de dados secundários.

Devido ao porte do restaurante e seu horário de funcionamento, parte do pré-preparo do almoço ocorre durante a madrugada, o que inviabilizaria o acompanhamento da pesagem dos resíduos gerados nesse período. Dessa forma, optou-se por acompanhar, ao longo de duas semanas, a preparação das refeições servidas no jantar, tarefa que ocorre das 10 horas da manhã até às 16 horas da tarde. Sabe-se que os resíduos alimentares sofrem variações ao decorrer do ano, dependendo da densidade de usuários (período letivo, férias e eventos excepcionas como feriados, paralizações, greves, entre outros). Sendo assim, o espaço amostral foi definido de modo a representar o fluxo máximo de comensais nos restaurantes, ou seja, um período de aulas normais e sem ocorrência de greves e outros eventos atípicos, tentando também proporcionar o mínimo de transtorno às atividades de trabalho do RU. Dessa forma, a coleta de dados ocorreu do dia 29 de maio a 09 de junho de 2017 (meados do período letivo), conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 14 - Resíduos orgânicos gerados (kg) na preparação do jantar no RU central no período analisado (ano 2017).
(*) Não houve coleta de dados

Data	Pré-preparo	Sobra limpa	Resto ingesta
29 de maio	104,25	95,23	83,00
30 de maio	101,75	20,86	*
31 de maio	86,55	40,37	57,00
01 de junho	122,70	47,81	*
02 de junho	*	12,44	*
03 de junho	*	154,19	*
04 de junho	*	33,02	*
05 de junho	*	61,63	*
06 de junho	*	50,74	*
07 de junho	*	87,64	*
08 de junho	*	124,63	*
09 de junho	*	118,90	*
Média diária (jantar)	103,81	70,62	70,00
Total diário (jantar)	244,43		

Fonte: Elaboração própria

A equipe de trabalho do RU Central envolve mais de 200 funcionários, incluindo agentes da UFRJ e da empresa terceirizada prestadora de serviços. Como a rotina é muito intensa e o quadro de funcionários é grande, alguns procedimentos ainda não são muito bem estabelecidos, visto que o preparo das refeições em tempo hábil é sempre a prioridade. Existem diversos formulários de controle do processo de preparo das refeições, inclusive um específico para os resíduos de pré-preparo que é a parte da produção na qual é gerada a maior quantidade de resíduos. Contudo, nem sempre esses formulários são preenchidos ou são preenchidos de forma incompleta e até mesmo extraviados, devido à sua manipulação por diversas pessoas, o que dificulta a realização de um compilado final das informações. Durante os quatro primeiros dias do levantamento de dados houve acompanhamento, no período das 8h às 16h, da pesagem dos resíduos de pré-preparo, tarefa que se tornou inviável durante todos os dias do espaço amostral.

Dessa forma, não foram encontrados todos os formulários relativos aos dias nos quais não houve acompanhamento presencial, o que acarretou na ausência de informações para a pesquisa. Também não há rotina estabelecida de

pesagem dos resíduos de resto-ingesta ou pós-consumo (comida restante no prato dos comensais) e, apesar de inicialmente haver um acordo de colaboração no qual a equipe do RU realizaria tal pesagem, este procedimento só foi feito durante dois dias do período de levantamento de dados. Para o resíduo de sobra de alimento (alimento preparado, porém não servido), já existe um controle diário incluído na rotina de trabalho (MOURA, 2017).

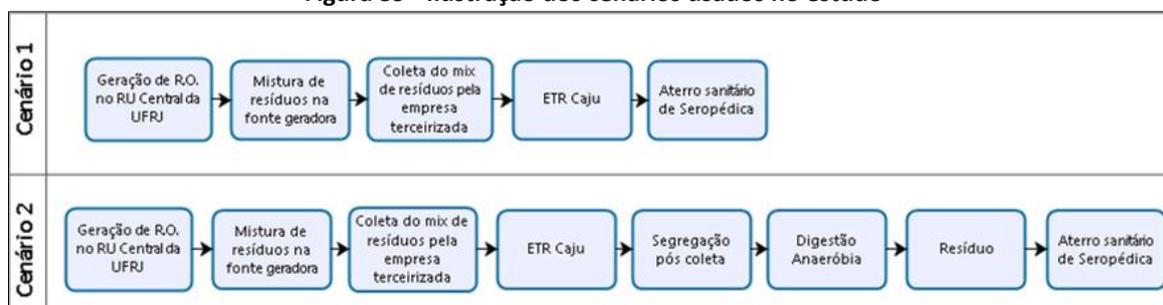
Apesar da pequena quantidade de dados para os resíduos de resto ingesta, o valor se mostrou compatível com os encontrados na literatura (SOARES, 2011) para restaurantes de grande porte. Notou-se que no almoço são preparadas pelo menos o dobro de refeições do jantar e, dessa forma, foi possível extrapolar esse valor a fim de obter um valor de geração considerando o preparo de todas as refeições. Assim, a geração média diária de resíduos orgânicos do RU central, considerando almoço e jantar, pode ser estimada em 733,30 kg. Tal valor, quando relacionado ao número de refeições preparadas e servidas, mostra-se coerente com diversos estudos (ALBERTONI, 2013; SOTTI, 2014).

Definição dos cenários e parâmetros da modelagem

A Pegada de Carbono foi calculada com base na Avaliação do Ciclo de Vida (ABNT ISO 14040 e 14044:2009) com foco nas emissões de gases de efeito estufa (GEE), por meio da análise da categoria de impacto “Mudanças Climáticas”.

Embora o cerne deste artigo seja os resíduos orgânicos do RU Central da UFRJ é necessário considerar que a Cidade Universitária não possui coleta seletiva e, portanto, os resíduos orgânicos do restaurante são encaminhados para a disposição final misturados a outras tipologias de resíduos. Dessa forma, para que a presente pesquisa seja fidedigna ao cenário atual, considerou-se como unidade funcional o “tratamento de um mix de resíduos sólidos do campus Fundão gerado em um ano, incluindo a fração orgânica do RU Central”. As emissões de CO₂-eq. evitadas pelo aproveitamento energético dos resíduos orgânicos do RU foram calculadas a partir da comparação de dois cenários: digestão anaeróbica (DA) com recuperação energética e sem recuperação de nutrientes e disposição final em aterro sanitário localizado no município de Seropédica, como ocorre atualmente. A Figura 1 ilustra o sistema de produto dos cenários usados para calcular a pegada de carbono. O cenário de DA não inclui recuperação de nutrientes, devido à ausência de segregação na fonte, que prejudica a qualidade do produto gerado e acaba por limitar seu uso.

Figura 39 - Ilustração dos cenários usados no estudo



Fonte: Elaboração própria

Para a elaboração dos cenários foi preciso considerar a rota percorrida pelos resíduos até a disposição final. Todos os resíduos coletados na cidade do Rio de Janeiro são encaminhados primeiramente para Estações de Transferência ou Transbordo de Resíduos (ETRs) para depois seguirem o caminho até o aterro sanitário. Essa operação acontece por questões de logística com a finalidade de transferir estes resíduos para veículos com maior capacidade de transporte. Assim, seguindo a lógica do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos da cidade do Rio de Janeiro, admitiu-se que os resíduos coletados no campus Cidade Universitária seguem até a ETR Caju em caminhão compactador. Em seguida, os resíduos são transportados por carretas até o CTR Santa Rosa, localizado no município de Seropédica. Com base nesses parâmetros, a modelagem para o transporte dos resíduos foi realizada no *software SIMAPRO* com dados da Ecoinvent v3.1 (Tabela 2).

Tabela 15 – Parâmetros da Modelagem das emissões no *software SIMAPRO* referente ao transporte dos resíduos

Rota	Tipo de veículo	Categoria de impacto	Emissões (kgCO ₂ eq./t.km)	Distância percorrida (km)
Fundão – ETR Caju	Caminhão compactador 21 t	Mudanças Climáticas	1,30	10

ETR Caju – Aterro de Seropédica	Caminhão carga 16-32 t tipo EURO 3		0,19	85
4.1	Referências	Ecoinvent 3.1		Google Maps

Fonte: Elaboração própria

Devido à semelhança na composição dos resíduos, a modelagem referente às emissões no aterro sanitário de Seropédica (CTR Santa Rosa) e na digestão anaeróbia foram baseadas no estudo de ANGELO *et al.* (2017), que usaram o mix de resíduos sólidos urbanos da Cidade do Rio de Janeiro, onde o percentual de orgânicos corresponde à 52,80% (COMLURB, 2013). Tal percentual se assemelha ao da análise gravimétrica do Centro de Tecnologia (CT) da UFRJ, que apresenta uma composição de 53,9% de fração orgânica dentre os resíduos comuns (ANDRADE, 2014). Além disso, as principais Universidades Federais brasileiras têm como característica comum um elevado e diversificado número de instalações, ofertando uma variedade de atividades e serviços, os quais compreendem desde a gestão funcional/administrativa aos inúmeros laboratórios de pesquisa, salas de aula, praças de alimentação e, em alguns casos, até hospitais universitários. Dessa forma esse complexo ambiente pode se assemelhar a uma cidade tanto em densidade demográfica quanto em espaço territorial e atividades desenvolvidas, sendo responsável pela geração de um heterogêneo e considerável volume de resíduos (ANDRADE, 2014).

A Tabela 3 apresenta os parâmetros da modelagem das emissões tanto para o cenário de disposição direta em aterro sanitário quanto para o de DA prévia. Neste último, dada a ausência de segregação na fonte dos resíduos, utilizou-se uma etapa de separação de resíduos orgânicos posterior à coleta. Adicionalmente, devido à ausência de aproveitamento da massa digerida, devido à sua qualidade, considerou-se a manutenção da disposição desta no aterro sanitário, reduzindo-se a emissão por tonelada, dada a prévia estabilização da matéria orgânica no processo de DA.

Tabela 16 - Parâmetros da modelagem do tratamento de resíduos na categoria de impacto mudanças climáticas

Cenários	Tipo de tratamento	Emissões (kgCO _{2eq} /t)	Método de impacto
Cenário 1	Disposição no aterro sanitário	690,67	IPCC (2007) e Potencial de Aquecimento Global (GWP) de 100 anos
Cenário 2	Separação resíduos pós coleta	3,28	
	Disposição no aterro sanitário	418,60	
	Digestão anaeróbica	-6,81	

Fonte: Elaboração própria a partir de ANGELO *et al.* (2017)

Resultados e discussão

Admitindo-se a geração diária de 733,30 kg de resíduos orgânicos pelo RU Central, percebe-se que apenas esta fonte geradora é responsável pela disposição anual de aproximadamente 270 toneladas de resíduos úmidos no CTR Santa Rosa. Considerando-se a composição gravimétrica em que este montante de orgânicos se insere, chega-se a um total de 505 toneladas anuais a serem dispostas. Para esse montante anual, a Tabela 4 mostra a comparação da pegada de carbono entre o cenário atual de disposição em aterro (Cenário 1) e o cenário proposto de digestão anaeróbica da fração orgânica previamente à sua disposição (Cenário 2).

Tabela 17 - Comparação entre a Pegada de Carbono para cada cenário

Etapas	Emissões (kgCO _{2eq} .)	
	Cenário 1	Cenário 2
Coleta no campus e transporte até ETR Caju	6.590	6.590
Transporte da ETR para Aterro Sanitário	8.230	8.230
Separação resíduos pós coleta	N/A	1.658
Disposição no aterro sanitário	348.795	211.397
Digestão anaeróbica	N/A	-3.438
Pegada de carbono total do cenário	363.616	224.438

N/A: Não se aplica ao cenário



Percebe-se que, mesmo com o acréscimo de emissões oriundo da necessidade de etapa de separação dos resíduos, as emissões evitadas pelo aproveitamento do biogás gerado (emissões negativas) somadas à menor emissão em aterro da massa previamente estabilizada pela digestão anaeróbica levam a uma redução de cerca de 40% da pegada de carbono do cenário proposto frente ao atual gerenciamento.

Além disso, cabe ressaltar que mesmo com a elevada redução das emissões, trata-se ainda de um cenário conservador, em que o gerenciamento de resíduos na Cidade Universitária não foi alterado, ficando as etapas de segregação e biodigestão ocorrendo apenas na ETR Caju, onde uma nova planta de metanização está em vias de ser inaugurada. Contudo, dentro do escopo de responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, sendo caracterizada como grande geradora e ainda em alinhamento com o preconizado pela A3P e seu Plano Diretor (MMA, 2009; UFRJ, 2009; BRASIL, 2010), percebe-se que o gerenciamento atual de resíduos sólidos da UFRJ ainda está longe de um cenário ideal, com diversas oportunidades de melhoria, que poderiam reduzir ainda mais a pegada de carbono avaliada. A segregação dos resíduos na fonte, por exemplo, melhoraria a qualidade do montante a ser digerido, possibilitando a utilização da massa pós-digestão em outros usos, que não sua disposição em aterro. A própria construção de uma planta de biodigestão próxima ao RU Central mostrar-se-ia factível do ponto de vista técnico-econômico (MOURA, 2017). Tal infraestrutura permitiria uma drástica redução das emissões relativas ao transporte, que equivalem a 7% da pegada de carbono do cenário proposto. Além disso, a proximidade da planta de biodigestão do RU viabilizaria o aproveitamento do biogás como gás de cozinha no próprio RU, diminuindo os custos da planta e aumentando o rendimento na geração de energia, o que levaria possivelmente a um aumento das emissões evitadas (negativas).

Por último, cabe ressaltar que além da redução da pegada de carbono, a digestão anaeróbica contribuiria, entre outros fatores, para uma menor geração de lixiviado, biogás, instabilidades geotécnicas e diminuição da atração de vetores nas instalações de disposição final, já que a matéria orgânica já estaria parcialmente estabilizada.

Conclusões

Com uma geração anual de 270 toneladas de resíduos orgânicos, o RU Central da UFRJ coloca-se como um dos maiores geradores individuais de orgânicos do campus Cidade Universitária. Neste trabalho, foi possível avaliar o total de emissões de GEE que seriam evitadas ao se tratar a parcela de resíduos orgânicos correspondente ao RU Central, na nova unidade de DA da ETR Caju, em comparação ao cenário atual, de disposição direta em aterro sanitário. A mesma análise poderia ser expandida para todos os resíduos orgânicos do campus Cidade Universitária da UFRJ e outros cenários poderiam ser avaliados, inclusive considerando a coleta seletiva, recuperação de nutrientes do biofertilizante e seu uso no Horto Universitário e demais áreas verdes do campus. Visto as prioridades de gerenciamento definidas pela PNRS e os princípios definidos em seu Plano Diretor e na A3P, espera-se que os resultados alcançados possam servir de auxílio para que a UFRJ redesenhe o seu gerenciamento atual de resíduos sólidos orgânicos.

Considerando o elevado percentual de matéria orgânica no montante de resíduos gerenciado pela UFRJ, a redução na geração e o tratamento dos resíduos orgânicos com técnicas de biodigestão e compostagem devem ser priorizados. Além de diminuir a pegada de carbono da UFRJ, a digestão anaeróbica dos resíduos orgânicos se apresenta como uma excelente forma de cumprir as determinações da PNRS, reduzir os custos de transporte e destinação final dos resíduos e aumentar a vida útil dos aterros sanitários.

Uma grande dificuldade para que a UFRJ possa propor um novo cenário de gerenciamento é a ausência de um diagnóstico amplo com relação aos dados dos processos de geração, coleta, transporte, tratamento e disposição final dos resíduos sólidos, a exemplo das dificuldades enfrentadas para estimativa do montante gerado pelo RU Central. A disponibilização de tais informações permitiria uma estimativa mais precisa da pegada de carbono, entre outros impactos ambientais, permitindo a avaliação de um leque mais amplo de cenários de gerenciamento, auxiliando a tomada de decisão. Dessa forma, seria essencial que a UFRJ elaborasse um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos, como determina a PNRS, com o objetivo de tornar a gestão dos resíduos da universidade mais eficiente.

Recomenda-se para trabalhos futuros de mesma temática realizar o diagnóstico dos resíduos de poda e jardinagem no campus; calcular a estimativa de resíduos orgânicos gerados pelos demais permissionários e estabelecimentos presentes na Cidade Universitária; e propor um estudo de viabilidade de instalação de uma planta de digestão anaeróbica no campus universitário com a finalidade de utilizar o biogás na geração de gás de cozinha para o preparo

das refeições do RU Central ou até mesmo de energia elétrica, considerando todo o diagnóstico de resíduos orgânicos do campus.

Referências

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR ISO 14040: Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de vida: princípios e estrutura. 2ª ed., Rio de Janeiro, 2009.

ALBERTONI, T. A. Caracterização física dos resíduos sólidos gerados em restaurante universitário. 2013. 77 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação)- Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2013.

ANDRADE, E. Avaliação do Ciclo de Vida na Gestão de Resíduos Sólidos: Um Estudo de Caso da Coleta Seletiva do Centro de Tecnologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção da COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2014.

ANGELO, A., SARAIVA, A., CLÍMACO, J., INFANTE, C. and VALLE, R. Life Cycle Assessment and Multi-criteria Decision Analysis: Selection of a strategy for domestic food waste management in Rio de Janeiro. *Journal of Cleaner Production*, v. 143, p.744-756, 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010; altera a lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília-DF, 2010.

COMLURB - Companhia Municipal de Limpeza Urbana. Caracterização Gravimétrica e Microbiológica dos Resíduos Sólidos Domiciliares do Município do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2013.

IPCC (2007). IPCC Climate Change Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/ipccreports/assessments-reports.htm>>.

ISO, 2006. ISO 14044 International standard. In: Environmental Management e Life Cycle Assessment e Requirements and Guidelines. International Organization for Standardization, Geneva, CH.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Agenda Ambiental na Administração Pública (A3P). Brasília, 2009. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>, acessado em 05 de fevereiro de 2018.

MOURA, R.P. Avaliação do Potencial de Geração de Energia a Partir dos Resíduos Orgânicos do Restaurante Universitário Central da UFRJ. UFRJ: Rio de Janeiro, 2017.

SOARES, I.; SILVA, E.; PRIORE, S.; RIBEIRO, R.; PEREIRA, M.; PINHEIRO-SANT'ANA, H. Quantificação e análise do custo da sobra limpa em unidades de alimentação e nutrição de uma empresa de grande porte. *Rev. Nutr.*, Campinas, v. 24, n. 4, p. 593-604, 2011. Disponível em: <<http://www.scielo.br/scielo.php>>.

SOTTI, Gustavo de. Biogás de digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos de restaurante universitário com efluente sanitário. 2014. 59 f. Monografia (Graduação) – Curso Superior de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2014.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. Handbook of Solid Waste Management. 2a edição. Nova York: McGraw-Hill, 2002.

UFRJ. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Plano Diretor UFRJ 2020. Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: <<https://ufrj.br/planodiretor>>.



AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA MANGA BRASILEIRA

Jade Müller Carneiro¹, Viviane Barros², Vanderlise Giongo³, Marília Folegatti Matsuura⁴, Maria Cléa Brito de Figueirêdo²

¹ Universidade Federal do Ceará, jademullerc@gmail.com

² Embrapa Agroindústria Tropical

³ Embrapa Semiárido

⁴ Embrapa Meio Ambiente

Resumo: Neste trabalho, avaliaram-se os impactos potenciais de 1 kg de manga produzida em sistema convencional baseado no monocultivo, praticado no Vale do São Francisco, principal região brasileira produtora e exportadora brasileira. Os dados foram coletados em fazendas da região, tendo sido considerados os processos de mudança no uso da terra, produção de mudas, produção e transporte de fertilizantes, pesticidas e outros insumos, produção de manga em campo, operações agrícolas e beneficiamento pós-colheita. A produção de manga em campo considerou os estágios de implantação do pomar, crescimento da planta e produção, com uma vida útil do pomar de 30 anos. Os métodos de avaliação de impacto escolhidos utilizados foram: IPCC (2007;100a) para a categoria mudança climática, ReCiPe Midpoint (H) para eutrofização de água doce e marinha, USEtox para toxicidade humana - câncer e não-câncer -, e ecotoxicidade, e Pfister et al (2009) para escassez hídrica. Observou-se que a produção de fertilizantes teve a maior contribuição no impacto sobre o clima (38%), seguida da produção em campo (34%) e do beneficiamento de pós-colheita da fruta (18%). Na pegada hídrica, os maiores impactos em todas as categorias se deveram à produção da fruta em campo: escassez hídrica (99%), toxicidade humana câncer (78%) e não-câncer (61%), eutrofização de águas doces (36%) e marinha (92%), ecotoxicidade (42%). Conclui-se que os principais pontos críticos ambientais são a produção da fruta em campo, associada principalmente ao uso de fertilizantes minerais e à irrigação, bem como a produção de fertilizantes (principalmente na pegada de carbono) e a pós-colheita.

Palavras-chave: Culturas perenes, Vale do São Francisco, Fruticultura, *Mangifera indica*.

Introdução

O Brasil é o sexto maior exportador de manga do mundo (ANUÁRIO BRASILEIRO DA FRUTICULTURA, 2017), tendo a região semiárida do submédio do vale do São Francisco como a principal produtora, com participação de 76% da produção nacional e 90% da exportação da fruta (Oliveira et al., 2010). Apesar da clara importância socioeconômica da manga no contexto nacional, a esta estão associados diversos problemas ambientais, como toda produção agrícola e agroindustrial de larga escala; exemplo disso são a supressão da vegetação nativa, a poluição hídrica e atmosférica, entre outros.

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia normatizada pelas normas ISO 14040:2006 e 14044:2006 utilizada para quantificar os impactos potenciais de produtos e serviços por meio de uma análise holística de seus ciclos de vida. Embora a ACV seja cada vez mais utilizada para avaliar produtos agrícolas e alimentícios, na fruticultura há pouco consenso quanto a metodologia e indicadores ambientais utilizados nestes estudos (Cerutti et al., 2011), e ainda menos para culturas perenes, cuja alta variabilidade entre os ciclos as torna particularmente um desafio para estudos de ACV.

Para a manga (*Mangifera indica*), o trabalho realizado por Basset-Mens et al. (2016) é o mais completo exemplo publicado até o momento, tendo este incluído as fases de produção de mudas, crescimento da mangueira, fase com produtividade crescente e produção plena, considerando um pomar com tempo de vida de 25 anos. Esse estudo, entretanto, não considerou os tratamentos da pós-colheita e empacotamento da fruta.

O presente trabalho apresenta três inventários relacionados a manga (produção de mudas, produção de manga, e embalagem da fruta), e estimou os impactos potenciais do sistema de produção, identificando pontos críticos ambientais.

Metodologia

Caracterização da produção

As mudas de mangueira são produzidas em viveiros de frutíferas na região por técnicas de enxertia; seus ciclos duram cerca de oito meses, no qual são irrigadas por microaspersão, fertilizadas com adubos minerais e periodicamente podadas (manualmente) e pulverizadas com pesticidas. As plantas são mantidas em sacos plásticos e protegidas por telados.

No pomar, as atividades começam com a limpeza do terreno, seguida de operações de nivelamento e subsolagem; após a adubação de fundação, as mudas são transplantadas com o auxílio de trator. Os tratamentos culturais são feitos periodicamente, visando a manutenção do pomar: a roçagem, a cada dois meses e a pulverização (aplicação de pesticidas), mensalmente, ambas mecanizadas. A colheita se inicia no quarto ano do pomar, e esta é realizada manualmente.

Após a colheita, a manga é levada à unidade de beneficiamento, onde passa por processos de lavagem, tratamento hidrotérmico, no qual é utilizada uma caldeira para aquecimento da água, aplicação de cera e fungicida, e então finalmente é embalada para distribuição.

Definição da unidade funcional e fronteiras do sistema

A função do processo estudado é produzir manga para consumo no mercado interno e para exportação; a unidade funcional escolhida foi de 1 quilograma de manga embalada.

A fronteira do sistema considera toda a produção e transporte de insumos utilizados nas fazendas, viveiros e galpão de embalagens – fertilizantes, agroquímicos, produtos de limpeza, maquinário e combustível utilizado nas operações agrícolas mecanizadas, materiais para embalagem, entre outros. Não são considerados infraestrutura e máquinas do sistema de irrigação, a embalagem dos insumos, o destino final das mangueiras, e processos posteriores ao empacotamento do produto (distribuição, consumo, disposição final).

Coleta e compilação de dados

Os dados primários fornecidos pelos produtores de manga e os produtores de mudas se referem ao uso insumos como fertilizantes, pesticidas e água, entre outros; estes se referem ao período de 2010 a 2016 e foram fornecidos pelos produtores de manga da região ou coletados por meio de questionários. Para as operações agrícolas mecanizadas, foram utilizados dados secundários da base de dados *Ecoinvent*, bem como para a produção e transporte de insumos.

Os dados da produção da fruta foram compilados de diversas parcelas em fases diferentes de produção, localizadas em fazendas de Petrolina e Juazeiro da Bahia, totalizando uma amostra de cerca de 140 hectares, dividida em 13 (treze) parcelas dos cultivares Keitt, Kent, Palmer, Tommy Atkins e Haden. Estes dados foram separados em três fases: fase de implantação (anos 1 a 3) – sem produção; fase de crescimento (anos 4 a 5) – com produção não-estabilizada; e fase de produção plena (anos 6 a 30). Quanto à última, entretanto, só haviam valores disponíveis para cinco anos, que foram extrapolados para os anos restantes. Os dados das três fases foram somados e então divididos pelos 30 anos do pomar, compondo um ano médio. Para normalizar as quantidades de insumos para 1 quilo de manga, os valores médios anuais foram divididos pela produtividade média dos 30 anos.

Cálculo de emissões

As emissões relativas à mudança no uso da terra foram calculadas pela metodologia proposta pelo IPCC (2006), utilizando dados de biomassa de MCTI (2010). Assume-se para emissão de GEE de mudança de bioma que 8% da biomassa retirada é colhida, 20% é queimada e 72% sofre decaimento (Nemecek et al., 2016).

Quanto às emissões para o ar na produção de mudas e da fruta, as emissões de amônia e dióxido de carbono devido à aplicação de ureia foram estimadas segundo Nemecek e Schnetzer (2011). Já as emissões de óxidos de nitrogênio

foram segundo Nemecek et al. (2015), e as de óxido nitroso e de dióxido de carbono pela aplicação de calcário, de acordo com IPCC (2006). Dentre as emissões para o meio aquático, o nitrato, liberado por lixiviação, foi estimado pelo método SQCB (Faist Emmenegger et al., 2009) e o fósforo, transportado por erosão para rios, de acordo com Nemecek e Schnetzer (2011). As emissões de fosfato para águas subterrânea e superficiais foram desprezadas, já que de acordo com Novais & Smyth (1999), os solos brasileiros permitem baixa mobilidade do fósforo. As emissões de metais pesados e pesticidas são estimadas pelo método proposto por Nemecek e Schnetzer (2011), assumindo-se que todo pesticida aplicado vira emissão para o solo.

Por fim, na unidade de pós colheita, considera-se que todo o efluente líquido da lavagem é lançado ao solo. As emissões relativas à queima de combustível na caldeira foram calculadas de acordo com IPCC (2006).

Avaliação de impactos

As seguintes categorias e métodos de avaliação foram empregados nesse estudo: i) escassez hídrica (em m³ H₂O), método de Pfister et al. (2009); ii) eutrofização marinha (kg N equivalentes) e eutrofização de água doce (kg P equivalentes), ReCiPe midpoint versão hierarquizada (Goedkoop et al., 2013); iii) toxicidade, nas subcategorias ecotoxicidade aquática (medida em Unidade Tóxica Comparativa para ecossistemas – CUTe), toxicidade humana com efeitos cancerígenos e toxicidade humana não-câncer (Unidade Tóxica Comparativa para humanos – CUTh), método Usetox (Rosenbaum et al., 2008); e iv) mudanças climáticas (kg CO₂ equivalentes), utilizando o método IPCC, 2007 para 100 anos. A simulação dos impactos foi realizada no software SimaPro versão 8.0.5.13.

Resultados e discussão

Os primeiros resultados apresentados são os três inventários de ciclo de vida (tabelas 1, 2 e 3).

Tabela 1 – Inventário da produção de mudas de manga, para 1 muda

Inventário	Unid.	Qtd.	Micronutrientes	kg	1.08E-03
Produto			Pesticidas	kg	2.13E-05
Muda de mangueira	n	1.00E+00	Espalhante adesivo	kg	3.20E-06
Entradas			Plástico	kg	4.88E-04
Área	ha	1.88E-06	Saídas		
Sementes	n	1.20E+00	Amônia	kg	2.01E-04
Água	m ³	3.36E-02	Oxido nitroso	kg	2.17E-05
Eletricidade	kWh	2.53E-02	Óxidos de nitrogênio	kg	4.37E-05
N	kg	1.11E-03	Dióxido de carbono	kg	1.73E-03
P	kg	2.08E-05	Nitrato	kg	6.16E-04
K	kg	2.64E-06	Fósforo	kg	2.44E-09

Fonte: elaboração própria.

Tabela 2 – Inventário da produção de manga, média dos 30 anos, para 1 hectare produzido e para 1 quilo de manga

Inventário	Unid	1ha	1kg manga
Manga	kg	34666.67	1.00E+00
Entradas			
Área	ha	1.00	2.88E-05
Mudas	n	12.53	3.62E-04
Água	m ³	12741.10	3.68E-01



Eletricidade	kWh	9609.72	2.77E-01
Calcário	kg	14.64	4.22E-04
Gesso	kg	587.32	1.69E-02
N	kg	98.51	2.84E-03
P	kg	70.34	2.03E-03
K	kg	205.10	5.92E-03
Pesticidas	kg	7.66	2.21E-04
Saídas			
Amônia	kg	9.79	2.82E-04
Oxido nitroso	kg	2.38	6.87E-05
Óxidos de nitrogênio	kg	3.88	1.12E-04
Dióxido de carbono	kg	67.80	1.96E-03
Nitrato	kg	179.0	5.16E-03
Fósforo	kg	4.4E-02	1.28E-06
Emissões - Mudança no uso do solo			
Oxido nitroso	kg	0.16	4.62E-06
Óxidos de nitrogênio	kg	1.66	4.79E-05
Dióxido de carbono	kg	-1927.48	-5.56E-02
Metano	kg	27.43	7.91E-04
Monóxido de carbono	kg	0.97	2.80E-05

Fonte: elaboração própria.

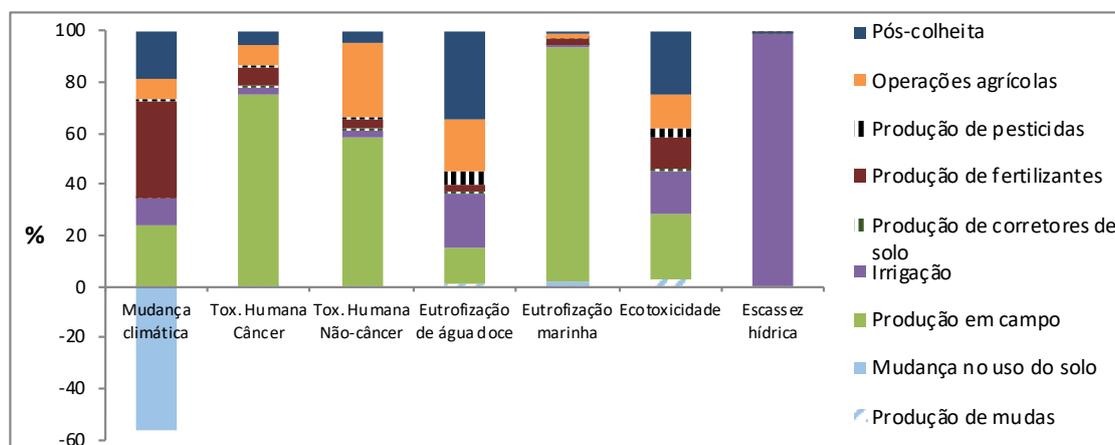
Tabela 3 – Inventário da fase pós-colheita e embalagem, para 1kg de manga embalada

Inventário	Unid.	Qtd.			
			Pallet de madeira	kg	7.44E-04
Manga embalada	kg	1.00E+00	Fita adesiva	kg	3.25E-08
Entradas			Saídas		
Manga	kg	1.05E+00	Efluente de lavagem		
Área	ha	6.68E-09	Nitrogênio	kg	8.34E-07
Água	m ³	6.50E-01	Cloro	kg	9.00E-06
Eletricidade	kWh	5.43E-02	Carbonato	kg	7.00E-06
Combustível (GLP)	kg	1.02E-03	Sódio	kg	4.59E-06
Fungicida	kg	4.11E-07	Silicato	kg	2.94E-06
Desinfetante	kg	3.08E-03	Enxofre	kg	3.43E-07
Cera de carnaúba	kg	8.33E-03	Cálcio	kg	5.20E-07
Detergentes	kg	1.81E-04	Emissões - Caldeira		
Álcool gel	kg	7.80E-07	Dióxido de carbono	kg	3.08E-03
Cola	kg	7.67E-04	Metano	kg	4.39E-08
Papelão	kg	2.30E-04	Óxido nitroso	kg	1.95E-07

Fonte: elaboração própria.

Em seguida, na figura 1 e nos parágrafos seguintes, são apresentados os resultados da avaliação de impacto da manga para um quilograma de manga embalada.

Figura 1 – Avaliação de impactos de ciclo de vida



Fonte: elaboração própria.

O impacto de 1 kg de manga nas mudanças climáticas é de $4,28E-02$ kg CO₂-eq. A análise de dominância de processos identificou que os mais impactantes foram a produção de fertilizantes (38%) e a produção agrícola em campo (34,0%). Na produção de fertilizantes, o principal responsável pelas emissões foi o fertilizante nitrogenado, com uma contribuição de 27,7% das emissões totais, e na produção em campo, a emissão de óxido nitroso (N₂O) foi o maior contribuinte, devido ao uso de fertilizantes nitrogenados.

Quanto a eutrofização de água doce, obteve-se um impacto de $9,46E-06$ kg P-eq/kg de manga. As emissões deveriam-se, principalmente, à produção da fruta (36%), à pós-colheita (34%), e às operações agrícolas (20%). Tanto na produção em campo quanto na pós-colheita, o impacto deveu-se principalmente ao consumo de eletricidade.

No estudo de Basset-Mens et al (2016) para manga na mesma região, obteve-se um impacto sobre a eutrofização de águas doces de $7,15E-05$ kg P/kg manga. Sem considerar a pós-colheita, o sistema avaliado por este estudo obteve o valor de $6,20E-06$ kg P-eq, cerca de 11 vezes menor. O uso de fertilizante fosfatado foi cerca de 30% maior no inventário de Basset-Mens et al (2016), entretanto a diferença acentuada entre os impactos leva à conclusão que outras diferenças metodológicas podem ter influenciado este resultado, como o caso das emissões de fosfato e fósforo desprezadas neste estudo.

Para eutrofização marinha, observou-se um impacto de $1,41E-03$ kg N-eq/kg manga. A produção de agrícola de manga contribuiu para 93% deste valor, relacionado à emissão de nitrato pela lixiviação de solos, outra vez associada ao uso de fertilizante nitrogenado.

Para a categoria ecotoxicidade aquática obteve-se um valor de $5,20E-01$ CTUe/kg. A produção da fruta teve a maior contribuição, sendo os principais agentes o cromo, emitido pela utilização de fertilizantes minerais, e o fungicida mancozebe. A pós-colheita também teve grande participação, associada à produção de eletricidade.

Na toxicidade humana com potencial cancerígeno, a produção em campo de manga gerou 78% do impacto, e este teve como principal agente o cromo emitido devido ao uso de fertilizantes minerais - principalmente fosfatados. Para toxicidade não-câncer, similarmente, a maior parte do impacto deveu-se ao lançamento de metais pesados, mas também houve um impacto de 29% que está associado à produção de maquinário utilizado nas operações agrícolas.

Por fim, quanto à escassez hídrica, praticamente todo o impacto (99%) deveu-se à irrigação da cultura.

A manga foi intensamente irrigada no sistema estudado, com um volume de $33,89$ m³/planta, para a média de 30 anos de produção, tendo tido um consumo de água superior ao considerado no estudo de Basset-Mens et al (2016) para a mesma região ($28,58$ m³/planta). Nesse estudo, entretanto, não avaliou a escassez ou depleção hídrica da manga. Segundo os valores da base de dados Agribalyse (Koch & Salou, 2016), obteve-se um valor de depleção do recurso hídrico de $0,0448$ m³ H₂O-equivalentes/kg manga, pelo método Swiss Ecoscarcity 2006 (Frischknecht et al.,

2006). O resultado do sistema estudado neste trabalho pelo mesmo método foi de 0,0595 m³ H₂O-equivalentes/kg, portanto 33% superior.

Conclusões

A avaliação de impactos mostrou uma predominância da fase de produção do pomar na maior parte das categorias de impactos, associada principalmente uso de fertilizantes nitrogenados e à irrigação – tanto pelo consumo de água, quanto pela produção de eletricidade. A pós-colheita, que também tiveram grande contribuição, também teve impactos devidos majoritariamente à eletricidade. A produção de fertilizantes em si teve impacto considerável sobre a mudança climática, sendo o principal contribuinte nesta categoria.

Referências

- Basset-Mens, C., Vannière, H., Grasselly, D., Heitz, H., Braun, A., Payen, S., Koch, P. and Biard, Y. (2016). Environmental impacts of imported and locally-grown fruits for the French market: A cradle-to-farm-gate LCA study. *Fruits*, 71(2), pp.93-104.
- Cerutti A.K., Bruun S., Beccaro G.L., Bounous G. (2011) A review of studies applying environmental impact assessment methods on fruit production systems, *J. Environ. Manag.* 92. 227– 2286.
- Emmenegger, M.F., Reinhard, J., Zah, R., Ziep, T., Weichbrodt, R., Wohlgemuth, V., Berlin, F.H., Roches, A., Knuchel, R.F., Gaillard, G. (2009) Sustainability Quick Check for Biofuels. Intermediate background report. Agroscope Reckenholz-Tänikon, Dübendorf.
- Frischknecht, R., Steiner, R., & Jungbluth, N. (2009). The Ecological Scarcity Method–Eco-Factors 2006-A method for impact assessment in LCA (Methode der ökologischen Knappheit–Ökofaktoren 2006-Methode für die Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen).
- GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; DE SCHRYVER, A.; STRUIJS, J.; ZELM, R. V. (2013) ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Netherlands, 2013.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). (2007). Climate Change (2007): Synthesis report: Contributions of working group I, II and III to the fourth Assessment Report. IPCC, Geneva.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). (2006) ISO 14040:2006- Environmental management, Life cycle assessment, Principles and framework. Geneva: ISO, 2006.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). (2006) ISO 14044:2006- Environmental management - Life cycle assessment - requirements and guidelines. Geneva: ISO, 2006.
- Koch, P., Salou, T. (2016). AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique – Version 1.3. November 2016. Ed ADEME. Angers. France. 332 p.
- Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação. (2010) Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas por Fontes e Remoções por Sumidouros de Gases de Efeito Estufa não Controlados pelo Protocolo de Montreal. Brasília: MCTI, 2010.
- Nemecek T., Bengoa X., Lansche J., Mouron, P., Riedener E., Rossi V. & Humbert S. (2015) Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. Version 3.0, July 2015. World Food LCA Database (WFLDB). Quantis and Agroscope, Lausanne and Zurich, Switzerland.
- NEMECEK, T., SCHNETZER, J. (2011) Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems. Zurich, 2011.
- NEMECEK, T.; SCHNETZER, J., REINHARD, J. (2016) Updated and harmonised greenhouse gas emissions for crop inventories. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 21, n. 9, p. 1361-1378.



Novais, R.F., Smyth, T.J. (1999) Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Universidade Federal de Vicosa, Vicosa, MG (Brasil). Dept. de Solos.

PFISTER, Stephan; KOEHLER, Annette; HELLWEG, Stefanie. Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. Environmental science & technology, v. 43, n. 11, p. 4098-4104, 2009.

ROSENBAUM, Ralph K. et al. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 13, n. 7, p. 532, 2008.



ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DO USO DE POLÍMEROS NATURAIS EM SUBSTITUIÇÃO DO SULFATO DE ALUMÍNIO NO TRATAMENTO DE ÁGUA INDUSTRIAL

José Oduque Nascimento de Jesus¹, Karla Patrícia Oliveira-Esquerre¹, Asher Kiperstok¹, Diego Lima Medeiros¹, Albérico Ricardo Passos da Motta¹, Carla Pereira de Barros Lemos¹

¹Universidade Federal da Bahia (UFBA), Growing with Applied Modeling and Multivariate Analysis (GAMMA)), Rede de Tecnologias Limpas (TECLIM), Programa de Engenharia Industrial (PEI), Rua Professor Aristides Novis, 02, Federação, 40210-630, Salvador, Bahia, Brasil.
Jose.oduque@hotmail.com

Resumo: A água extraída do manancial hídrico geralmente precisa de tratamento para adequar sua qualidade ao uso pretendido, a exemplo dos processos físico-químicos de coagulação, floculação e sedimentação. Os coagulantes mais utilizados nos processos de remoção de sólidos em suspensão na água são inorgânicos, como o sulfato de alumínio que atende os requisitos técnicos do tratamento apesar dos riscos da presença de alumínio residual na água tratada e geração de resíduo perigoso (lodo contaminado) para ser destinado. Assim, o biocoagulante (polímero natural a base de tanino) é um material alternativo para o tratamento de água industrial. O objetivo do trabalho foi analisar e comparar o desempenho ambiental e demanda energética do ciclo de vida da água tratada com biocoagulante e sulfato de alumínio, desde a captação até a distribuição da água. A avaliação de impacto considerou o pacote de métodos ILCD 2011 *Midpoint+* para as categorias ambientais, AWARE (Available WAter REmaining) para pegada hídrica e CED (Cumulative Energy Demand) para demanda energética no software SimaPro 8.4. O inventário do ciclo de vida foi elaborado por dados obtidos através de visitas técnicas, pesquisa documental, base de dados de inventário, registros da empresa e literatura. Os resultados da avaliação de impacto apresentaram a maior contribuição nas categorias de CED e Pegada Hídrica para o sistema de água tratada com biocoagulante, em contra partida, as categorias de Toxicidade Humana, Mudança Climática e Depleção de Recursos apresentaram maiores impactos para o sistema de água tratada com o sulfato de alumínio.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida, Tratamento de Água, Sulfato de Alumínio, Biocoagulante.

Introdução

As indústrias são pressionadas a implementar práticas mais ecológicas de produção. Os processos de tratamento físico-químico de clarificação de águas industriais geralmente são compostos de coagulação, floculação e sedimentação. A coagulação é um mecanismo de remoção de partículas coloidais suspensas que causam turbidez, cor, sabor e odor na água. Os coagulantes formam pequenas partículas dispersas na água que se unem em partículas maiores e formam flocos de partículas estáveis que se estabelecem como sedimentos para serem removidos (TZOUPANOS et al., 2008). Os coagulantes mais usados são compostos à base de alumínio e ferro, tais como o sulfato de alumínio, cloreto de alumínio, aluminato de sódio, sulfato férrico, sulfato ferroso e cloreto férrico. O sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$) é aplicado nos processos de tratamento de água para abastecimento doméstico e industrial. A alta disponibilidade e o baixo custo do sulfato de alumínio favorecem o seu amplo uso nos processos de tratamento de água industrial (BRATBY, 2006).

A produção dos biocoagulantes a base de tanino envolve a polimerização de taninos através da adição de formaldeído, cloreto de amônio e cloridrato de ácido (GRAHAM et al., 2008). Os taninos são metabolitos secundários de plantas presentes em folhas, casca e compostos de polifenol de frutas a exemplo da *Acacia mearnsii*, também conhecida como Acácia Negra (MANGRICH et al., 2013). O biocoagulante é amplamente usado nas estações de tratamento de água (ETA) por apresentar alta eficiência e por não produzir lodos com metais pesados. Estudos com biocoagulantes a base de taninos aplicado ao tratamento de água *in natura* revelam que a sua eficácia depende de sua composição, da planta a qual foi extraída e o grau de modificação do tanino (OZACAR et al., 2002). Ao comparar os biocoagulantes a base de tanino com o sulfato de alumínio no tratamento de água o biocoagulante apresentou as seguintes vantagens: redução da quantidade de sal metálico aplicado no tratamento, menor tempo no processo de coagulação e capacidade de formar lodo de forma mais efetiva que permite uma remoção mais eficiente no processo de filtração (OZACAR et al., 2002). Nesse sentido, o trabalho objetivou avaliar os impactos do ciclo de vida da água distribuída numa refinaria de petróleo a partir do tratamento com sulfato de alumínio comparado ao biocoagulante a base de tanino.

Metodologia

O trabalho teve como objetivo realizar uma Análise do Ciclo de vida (ACV) do biocoagulante a base de Tanino em substituição do Sulfato de Alumínio na etapa de coagulação do processo de tratamento de água industrial de uma refinaria de petróleo localizada na região metropolitana de Salvador-Bahia. O fluxo de referência adotado foi 1 m³ de água distribuída. A aplicação da ACV seguiu a estrutura metodológica recomendada na norma ISO 14044 (2006). Foram coletados dados em campo da produção do biocoagulante a base de tanino (Tabela 1) e do sistema de abastecimento de água da refinaria de petróleo (Tabela 2) para compor do inventário de primeiro plano. Para o inventário do ciclo de vida do Sulfato de Alumínio foi utilizada a base de dados ecoinvent (WERNET et al., 2016) versão 3.3 de critério de corte (alloc rec) e *market* (que inclui estimativas de transporte) no software Simapro versão 8.4.

Tabela 1 - Inventário de portão a portão da produção de 1 kg de biocoagulante a base de tanino

Materiais	Quantidade	Unidade	GSD ²
Casca de Acácia	29,44	kg	1,07
Água	0,87	m ³	1,05
Eletricidade	0,63	kWh	1,5
Metanol	3,25	L	1,05

Fonte: Elaboração própria

GSD²: Desvio padrão geométrico quadrado

Tabela 2 - Inventário do ciclo de vida comparativo de portão a portão de 1 m³ de água distribuída a partir do tratamento com sulfato de alumínio (SA) e biocoagulante a base de tanino (BT)

Material	Quantidades (Cenário Sulfato de Alumínio)	Quantidade (Cenário Biocoagulante)	Unidade	GSD ²
Captação				
Cloro	0,0125	0,0125	kg	1,5
Eletricidade	0,67	0,67	kWh	1,05
Tratamento				
Sulfato de Alumínio	0,13	0	kg	1,05
Biocoagulante a Base de Tanino	0	0,08	kg	1,05
Carbonato de Sódio	0,06	0,06	kg	1,5
Polieletrólito	0,0013	0	kg	1,05
Eletricidade	0,19	0,19	kWh	1,05
Cloro	0,0125	0,0125	kg	1,5
Distribuição				
Eletricidade	0	0	kWh	0

Fonte: Elaboração própria

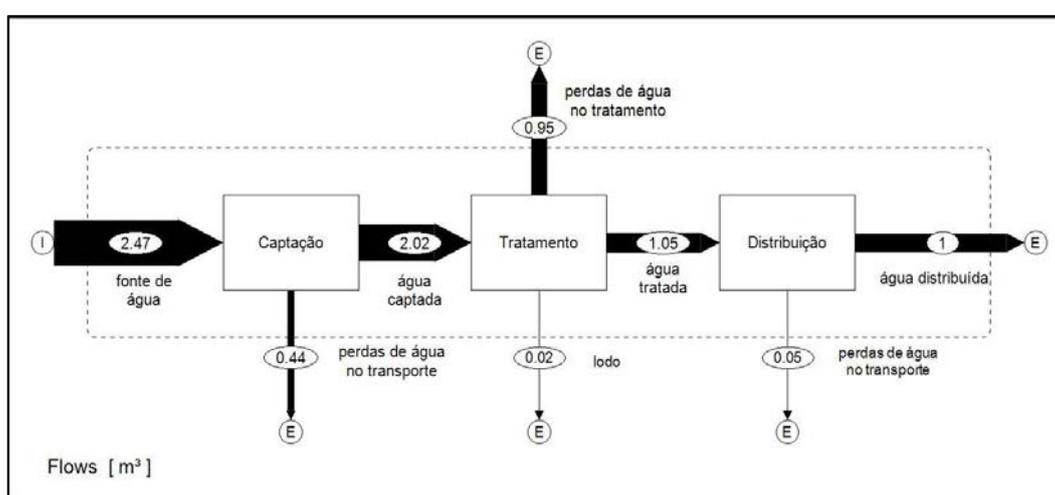
O sistema de abastecimento de água é caracterizado como convencional, composto das etapas de captação em manancial superficial através de adutora, tratamento, reservação e distribuição. A captação da água por recalque usa três conjuntos de motor-bomba com vazão de 194 L.s⁻¹ que bombeia água para a unidade de tratamento, composta dos processos de coagulação, decantação e filtração. Em 2015 a captação total de água foi 6.117.984 m³. O sistema funciona 24 h.dia⁻¹. O inventário da produção da Acácia Negra está em elaboração, assim optou-se por usar o inventário da produção do eucalipto disponível na base de dados ecoinvent como representação do cultivo da Acácia Negra. As categorias de impacto avaliadas foram mudanças climáticas e depleção de recursos com o pacote de

métodos ILCD 2011 Midpoint+ (EC, 2012), demanda energética acumulada (CED) (JUNGBLUTH e FRISCHKNECHT, 2010) e pegada hídrica (AWARE, 2016). A incerteza dos parâmetros de inventário foi caracterizada pela incerteza básica e matriz pedigree (WEIDEMA et al., 1996) usando os fatores de incerteza de Goedkoop *et al.* (2016). O cálculo do incerteza dos resultados de demanda energética e impactos ambientais utilizaram o método de Monte Carlo com distribuição lognormal, considerando também as incertezas contidas nos processos da base de dados ecoinvent para 10.000 ciclos e intervalo de confiança de 95%.

Resultados e discussão

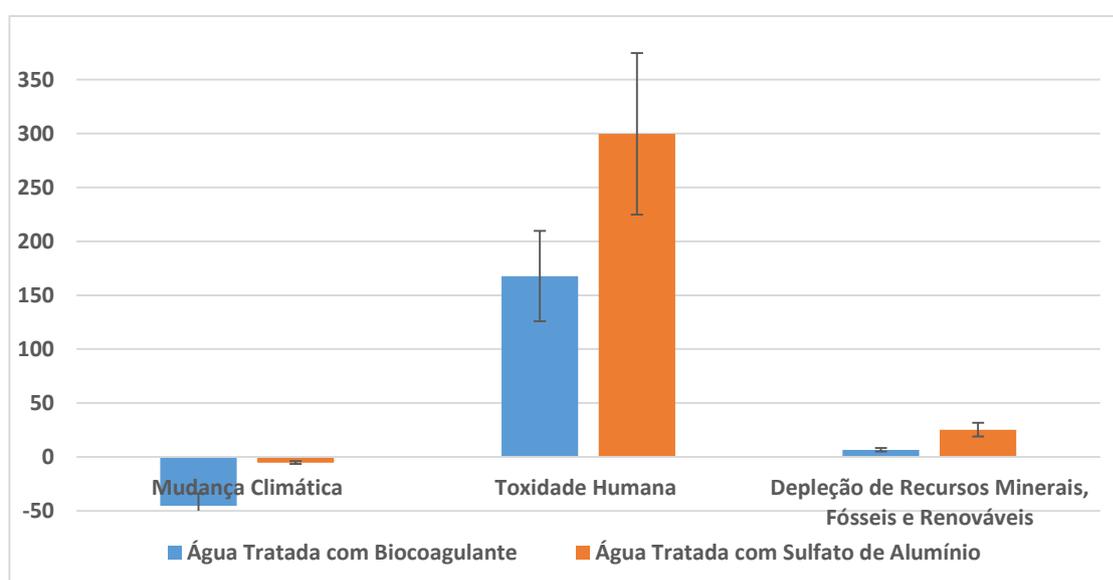
A Figura 1 demonstra que cada m³ de água distribuída coleta 2,47 m³ de água do manancial e trata 2,02 m³. Portanto, as perdas do sistema de abastecimento de água representam 18% na captação, 48% no tratamento e 5% na distribuição. As perdas ocorrem devido a vazamento das tubulações, evaporação e geração de lodo.

Figura 1 – Balanço hídrico da cadeia de abastecimento de água



Fonte: Elaboração própria no software Stan 2.5

Figura 2 - Impactos ambientais do ciclo de vida de 1 m³ de água distribuída a partir do tratamento com sulfato de alumínio e biocoagulante a base de tanino

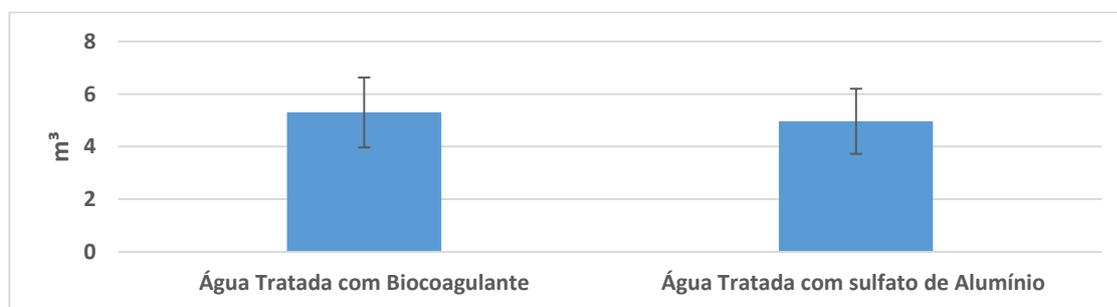


Fonte:

Elaboração própria

A Figura 2 apresenta os impactos ambientais por categoria selecionada do método ILCD 2011 *Midpoint+*. Observa-se que para a categoria de mudança climática existe um crédito por sequestro de carbono para o Biocoagulante. Isso ocorre porque o biocoagulante a base de tanino tem origem vegetal (*Acácia Negra*), que sequestra carbono em sua biomassa. A categoria de toxicidade humana apresentou desvantagem do cenário com Sulfato de Alumínio em relação ao Biocoagulante, por se tratar de um produto inorgânico com potencial de intoxicação elevado se consumido em grandes quantidades. O tratamento de água utilizando o sulfato de alumínio como agente coagulante para uso industrial é bastante difundido entre as empresas, se não houver destinação adequada para lodo gerado através desse processo, o risco de contaminação de fontes de água próximas é bastante elevado. É importante salientar que com a disposição do lodo gerado nos corpos hídricos ocorre uma significativa alteração nas propriedades físicas e químicas dos ecossistemas aquáticos envolvidos, que podem significativamente afetar atividade biológica desses ecossistemas. Em relação as demais categorias ambientais avaliadas como a depleção de Recursos Minerais, Fósseis e Renováveis o cenário do biocoagulante apresentou menores impactos. Para esta categoria percebe-se que a demanda de recursos é maior no cenário do Sulfato de Alumínio. A Figura 3 apresenta a Pegada Hídrica da cadeia de abastecimento de água industrial.

Figura 3 - Pegada Hídrica de 1 m³ de água distribuída a partir do tratamento com sulfato de alumínio e biocoagulante a base de tanino

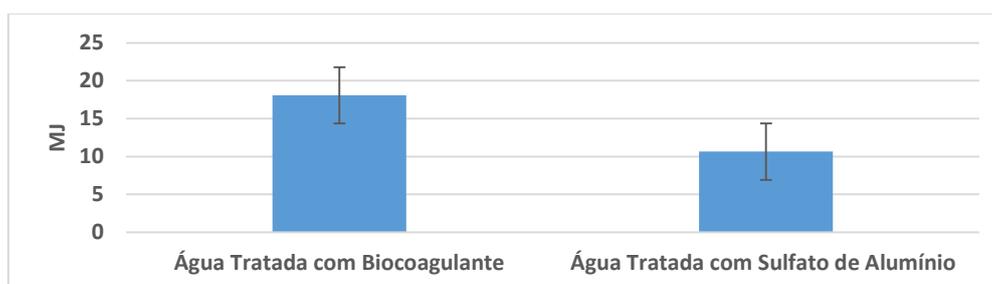


Fonte:

Elaboração própria

O cenário do biocoagulante representou uma Pegada Hídrica maior que o cenário do Sulfato de Alumínio devido ao cultivo da *Acácia*, que leva em média sete anos para atingir o tamanho ideal de corte. Por mais que o cultivo da *Acácia* não conte com um sistema mecânico de irrigação e utiliza-se de água proveniente da chuva e lençóis subterrâneos o método avaliado contempla toda água utilizada no ciclo de vida do produto. Outra contribuição foi a produção do biocoagulante que demanda 0,0696 m³/m³ por kg de biocoagulante, como apresentado no inventário da Tabela 1. Nesse sentido, para tornar o biocoagulante mais ecológico, é necessário racionalizar a utilização de água na sua produção. A Figura 4 apresenta o CED da cadeia de abastecimento de água na refinaria.

Figura 4 - Demanda Energética Acumulada de 1 m³ de água distribuída a partir do tratamento com sulfato de alumínio e biocoagulante a base de tanino



Fonte: Elaboração própria

A Tabela apresenta o CED por fonte energética da cadeia de abastecimento de água na refinaria.

Tabela 3 - Contribuição da Demanda de Energia Acumulada por fontes energéticas de 1 m³ de água distribuída a partir do tratamento com sulfato de alumínio e biocoagulante a base de tanino

Fontes Energéticas	Cenário Biocoagulante (MJ)	Cenário Sulfato de Alumínio (MJ)
Não renovável, fóssil	12,655	4,791
Não renovável, nuclear	1,713	1,649
Não renovável, biomassa	0,049	0,041
Renovável, biomassa	0,421	1,168
Renovável, vento, solar, geotérmica	0,069	0,063
Renovável, água	3,153	2,925

Fonte: Elaboração própria

O CED aponta melhor desempenho para o cenário Sulfato de Alumínio com impacto 35% menor que o cenário Biocoagulante. Observa-se na Tabela 3 uma demanda elevada de energia não renovável fóssil para o cenário Biocoagulante, devido à alta demanda de combustíveis fósseis para movimentação de maquinário (motoserra, tratores, máquinas de corte e máquinas de raspagem) dentro da área de cultivo da Acácia. Apesar do CED do cenário Biocoagulante ser maior que o cenário com Sulfato de Alumínio deve-se considerar inventários regionalizados para a produção da matéria prima (ex. Acácia Negra) e discernimento entre as incertezas dos impactos comparativos antes da tomada de decisão do cenário de produção mais ecológico.

Conclusões

O estudo analisou os impactos ambientais de mudança climática, toxicidade humana, depleção de recursos e pegada hídrica e energéticos de demanda energética acumulada do ciclo de vida da cadeia de abastecimento de uma refinaria de petróleo com uso de dois tipos de coagulantes no tratamento da água, biocoagulante e sulfato de alumínio. As maiores contribuições da demanda energética e pegada hídrica foram relacionadas ao cenário com tratamento usando o biocoagulante a base de tanino, em contra partida, o mesmo apresentou vantagens em relação ao cenário com Sulfato de Alumínio nas categorias mudança climática, toxicidade humana e depleção de recursos. Assim, este estudo serve para identificar os pontos de maior contribuição nos impactos de cada avaliado e desenvolver estratégias de melhoria ambiental e energética para aumentar a ecoeficiência do sistema de abastecimento de água da industrial.

Referências

AWARE (Available Water Remaining). (2016) is the recommended method from WULCA to assess water consumption impact assessment in LCA, the method was also endorsed by the EU Joint Research Center.

BRATBY, J. (2006) Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment – Third Edition Editors' Choice. John Bratby, IWA Publishing. Cencic, O., Rechberger, H., 2008. Material Flow Analysis with software STAN. J. Environ. Eng. Manage. 18 (1), 3-7.

EUROPEAN COMMISSION – EC (2012) Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods, first ed. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

GRAHAM, K. S.; LEE, A. C. H. & BARENSE, M. D. (2008). Impairments in visual discrimination in amnesia: Implications for theories of the role of medial temporal lobe regions in human memory. *European Journal of Cognitive Psychology*, 20(4), 655-696.

GOEDKOOP, M.; OELE, M.; LEIJTING, J.; PONSIOEN, T.; MEIJER, E. (2016) Introduction to LCA with SimaPro, ed. Pré, Amersfoort.

ISO International Organization for Standardization (2006) ISO 14044: Environmental managements - life cycle assessments – requirements and guidelines. International Organization for Standardization. Geneva.

JUNGBLUTH, N.; FRISCHKNECHT, R. (2010) Part II: 2. Cumulative energy demand, in: HISCHIER, R.; WEIDEMA, B.; ALTHAUS, H.-J.; BAUER, C.; DOKA, G.; DONES, R.; FRISCHKNECHT, R.; HELLWEG, S.; HUMBERT, S.; JUNGBLUTH, N.; KÖLLNER, T.; LOERINCIK, Y.;



MANGRICH, A. S.; DOUMER, M. E.; MALLMANN, A. S.; WOLF, C. R. (2013) Química Verde no Tratamento de Águas: Uso de Coagulante Derivado de Tanino de Acacia mearnsii Rev. Virtual Quim, 6 (1), 2-15.

MANGRICH, A. S. et al. (2014) Química verde no tratamento de água: Uso de coagulante derivado de tanino de Acácia mearnsii. Revista Virtual de Química, Curitiba, v. 6.

OZACAR, M.; ŞENGİL, I.; TEKER, M. (2002) "Adsorption of Acid Dyes on Alunite-ZnO Mixtures from Aqueous Solutions," *SAĞ Fen Bilimleri Dergisi*, 5(1), 63–68.

TZOUPANOS, N. D.; ZOUBOULIS A. I.; ZHAO Y. C. (2008) the application of novel coagulant reagent (polyaluminium silicate chloride) for the post-treatment of landfill leachates.

WEIDEMA, B. P.; WESNÆS, M. S. (1996) Data quality management for life cycle inventories-an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production*. V. 4, pp. 167-174.

WERNET, G.; BAUER, C.; STEUBING, B.; REINHARD, J.; MORENO-RUIZ, E.; WEIDEMA, B. (2016) The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. V. 21, pp. 1218-1230.



AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA ENTRE DIFERENTES ELETRODOS NO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO

João Pedro P.B. RECH¹, Roni M. SEVERIS², Sandy B. F. T. GIROTTO², Flávio J. SIMIONI³, Rodrigo A. F. ALVARENGA⁴, Alexandre T. PAULINO^{3,5}

¹Mestrando na Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Lages – SC, Brasil. Bolsista do UNIEDU/SC – Brasil. E-mail: joaoppbrech@gmail.com

²Mestrando(a) na Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Lages – SC, Brasil

³Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. Av. Luiz de Camões, 2090, Conta Dinheiro, Lages – SC, Brasil

⁴Ghent University, St. Pietersnieuwstraat 33, B- 9000, Ghent, Bélgica

⁵Departamento de Engenharia de Alimentos e Engenharia Química da Universidade do Estado de Santa Catarina, BR 282, Km 574, Pinhalzinho – SC, Brasil

Resumo: O lançamento inadequado de efluentes industriais em rios é um dos principais fatores que contribui para a poluição dos recursos hídricos. Dentre as indústrias alimentícias, a de laticínios pode ser considerada como a maior poluidora em volume. Geralmente, o efluente tratado através de métodos convencionais, ainda apresenta elevados níveis de Demanda Biológica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e turbidez. Diante disso, a Eletrocoagulação (EC) pode ser considerada como um método alternativo sobre os métodos convencionais, onde funciona por meio da aplicação de um potencial elétrico entre dois eletrodos imersos em solução, sendo possível a variação de diversos parâmetros operacionais. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a utilização de eletrodos de ferro e alumínio no processo de EC para o tratamento de efluentes de uma indústria de laticínios através da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A unidade funcional utilizada foi de 0,5 L para uma hora de tratamento, sendo o método ReCiPe midpoint (H) adaptado e o software SimaPro[®] escolhidos para avaliação dos impactos ambientais. Os resultados obtidos apontaram o alumínio como metal mais impactante. Justifica-se tal resultado devido ao seu processo produtivo, visto que os consumos elétricos entre ambos os eletrodos apresentam os mesmos valores. Isso mostra que, apesar da massa de ferro utilizada para o processo de coagulação ser cerca de 3 vezes maior que a necessária para o alumínio, o ferro continua sendo a opção menos impactante e que apresenta uma eficiência levemente superior (0,5%) ao alumínio.

Palavras-chave: Efluentes lácteos; ACV; DQO; Poluição Hídrica; Eletrocoagulação.

Introdução

A indústria de laticínios é considerada uma fonte poluidora significativa, uma vez que possui uma taxa de geração de até 10 litros de efluente para cada litro de leite processado (VOURCH et al., 2008). Geralmente, efluentes provenientes de indústrias de laticínios possuem elevadas cargas de matéria orgânica e elevadas concentrações de substratos fermentáveis, os quais produzem odores desagradáveis e persistentes (KARADAG et al., 2015). Além disso, esses efluentes apresentam elevados níveis de demanda biológica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e nutrientes (POOMPAVAL, 2002).

Métodos convencionais de tratamento de efluentes gerados pelas indústrias de laticínios, falham quando grandes quantidades de proteínas e lipídeos estão presentes, resultando em diversos problemas como pH alcalino, coloração escura e altos níveis de DQO e DBO (DROGUI et al., 2008). Os processos físico-químicos comumente utilizados nos tratamentos convencionais envolvem caixas de gordura e flotores, os quais apresentam algumas desvantagens, tais como: baixa eficiência, alto custo com reagentes (polieletrólitos e outros agentes floculantes) e baixa eficiência de remoção de matéria orgânica solúvel. Além disso, os tratamentos químicos podem induzir a uma poluição secundária vinculada aos aditivos químicos adicionados que podem contaminar a água tratada (DEMIREL et al., 2005).

A eletrocoagulação (EC) pode ser considerada um método alternativo em comparação aos convencionais métodos de coagulação e floculação, embora existam diferenças significativas entre ambos. Bassala et al. (2017) explicam que o método consiste na geração *in situ* de coagulantes químicos através da dissolução dos anodos de sacrifício, onde os íons metálicos combinam-se com o hidróxido produzido pela eletrólise da água. Assim, há a formação de um hidróxido metálico que interage com os poluentes e, através de vários mecanismos, agregam-se e formam flocos, que são removidos através da decantação ou flotação.

A EC também permite que haja a modificação de parâmetros estruturais e operacionais do processo. Um exemplo seria o tipo de material utilizado como eletrodo, onde são comumente utilizados os de ferro ou alumínio, devido ao seu custo-benefício. No entanto, a empregabilidade de diferentes eletrodos resulta em diferenças com relação ao efluente tratado, como na formação de flocos, coloração do efluente tratado e também na eficiência da remoção de poluentes.

Diante o exposto, o objetivo deste estudo foi verificar a variação no potencial impacto ambiental a partir da utilização de diferentes materiais de eletrodos (ferro e alumínio) no processo de EC para o tratamento de um efluente proveniente da indústria de laticínio. Para isso, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) foi utilizada como ferramenta de análise a fim de verificar a performance ambiental da variação de parâmetros estruturais e operacionais possíveis pela EC.

Metodologia

Os parâmetros de entrada para obtenção dos resultados deste estudo tiveram como base Melchior et al. (2016), onde o objetivo foi investigar a eficiência da EC no tratamento de efluente proveniente da indústria de laticínios. A eficiência na remoção de poluentes dos eletrodos de ferro e alumínio também foi estudada, bem como o monitoramento de parâmetros operacionais como o tempo de operação, pH e tensão.

Ainda no estudo de Melchior et al. (2016), os ensaios de eletrofloculação foram realizados em uma célula eletrolítica de 600 mL, contendo 2 eletrodos (ferro ou alumínio) com comprimento de 15 cm, largura de 7,0 cm e espessura de 1,0 mm, um agitador magnético (Fisatom 752) e uma fonte de energia (Quimis/Q-297-2). O efluente tratado apresenta DQO de 4.683 mg L⁻¹, turbidez de 1126 NTU e pH de 10,2. Os ensaios foram realizados através do tratamento em batelada, onde o volume de 500 mL de efluente foi definido, com o objetivo de encontrar os valores ideais de tempo de operação e tensão aplicada para remoção mais eficiente de DQO e turbidez para ambos os eletrodos. Os valores obtidos por Melchior et al. (2016) foram de 60 minutos e 5 V, respectivamente, sendo que as máximas eficiências encontradas para remoção de DQO foram de 96,99% para o eletrodo de alumínio e 97,39% para o eletrodo de ferro.

A Unidade Funcional (UF) escolhida para a comparação entre os eletrodos de ferro e alumínio através de uma ACV Simplificada foi 500 mL de efluente tratado (de indústria de laticínios). Para atingir esta quantidade UF, foi necessário operar o sistema por 60 minutos.

Para obtenção dos resultados deste estudo, parâmetros como o consumo elétrico e consumo mássico dos eletrodos durante o tratamento foram obtidos através das Equações 1 e 2.

$$(1) E_T = \frac{i \times u \times t}{3600}$$

$$(2) m_{el} = \frac{i \times t \times M}{F \times Z}$$

Onde:

E _T	Consumo de eletricidade (kWh);
F	Constante de Faraday (96.500 C mol ⁻¹);
I	Corrente elétrica (A);
M	Massa molar do eletrodo (Alumínio: 26,98 g mol ⁻¹ ; Ferro: 55,84 g mol ⁻¹);
m _{el}	Massa do eletrodo consumida (g);
T	Tempo de aplicação da corrente (s);
U	Tensão aplicada (V);
Z	Número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do elemento do ânodo (Alumínio: 3; Ferro: 2);

Para o cálculo do consumo elétrico e mássico em cada tratamento, a corrente aplicada foi estimada em 1 ampere (A) para ambos os eletrodos, devido à falta dessa informação no estudo base. Os parâmetros calculados, bem como as massas de entrada e saída de DQO em cada tratamento, são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Parâmetros de entrada e saída sobre o processo de EC

Eletrodo	Consumo elétrico (kWh)	Consumo mássico eletrodos (g)	Massa saída DQO (mg)
Alumínio	0,0081	0,3355	70,5000
Ferro	0,0081	1,0416	61,0500

Fonte: Elaboração própria.

O consumo elétrico obtido para ambos os eletrodos foi de 0,0050 kWh (Equação 1). Como há agitação no sistema, foi adicionado o consumo elétrico do agitador (0,0031 kWh) de acordo com informações disponibilizadas pelo fabricante, levando em consideração o tempo de operação.

A quantidade consumida de ferro e alumínio para o processo de tratamento, que remove os metais através do processo de coagulação e posteriormente flotação ou decantação, assim como o consumo elétrico durante os 60 minutos de operação foram considerados como entradas para o sistema (*inputs*), visto que são parâmetros indispensáveis para a obtenção do efluente tratado.

A quantidade mássica de DQO de saída, foi considerada como sendo uma saída para a natureza (*output*), pois é a parcela em que o tratamento não foi capaz de remover e será lançada ao corpo hídrico receptor.

O programa computacional utilizado para criação dos processos de produção para o ferro e alumínio foi o SimaPro® (PRÉ CONSULTANTS, 2016) versão 8.4.0.0, e a base de dados utilizada como Inventário de Ciclo de Vida (ICV) foi o *ecoinvent* 3.3 (WEIDEMA et al., 2013). Os processos unitários utilizados são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Processos unitários referentes as entradas do sistema no processo de EC

Entrada	Processo unitário	Modelagem
Eletricidade	<i>Electricity, low voltage {BR}</i>	<i>Market for Alloc Rec, U</i>
Eletrodo de Alumínio	<i>Aluminium, primary, ingot {RoW}</i>	
Eletrodo de Ferro	<i>Cast iron {Row}</i>	

Fonte: Elaboração própria.

Os processos unitários foram selecionados conforme a proximidade com a realidade do experimento praticado por Melchior et al. (2016). A origem da eletricidade foi considerada como sendo no Brasil, a fim de verificar o impacto da EC no país. A baixa tensão foi selecionada com base na tensão utilizada no local de estudo (220 V).

Dentre os processos presentes na base de dados selecionada, o material utilizado no eletrodo de sacrifício feito de ferro foi o ferro fundido (*Cast iron*) e, para o alumínio, foi considerado como sendo de alumínio fundido (*Ingot aluminium*). Apesar dos processos selecionados não se apresentarem no mesmo estágio de produção que os eletrodos utilizados no estudo base, esses mesmos processos permitem que haja uma comparação justa, visto que ambos se encontram em estágios primários de fabricação.

A entrada “Eletricidade” leva em consideração os impactos gerados tanto pela sua produção, transmissão e possíveis perdas durante essas etapas. Os eletrodos apenas apresentam contribuições para os impactos gerados pela sua produção. O subcompartimento “*river*” foi selecionado como destino da DQO residual que não foi removida no tratamento.

O método de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) empregado foi o *ReCiPe midpoint* (H) (GOEDKOOP et al., 2009). Dentre as 18 categorias de impacto presentes no método supracitado, foram selecionadas aquelas que apresentaram contribuição para o impacto total superior a 1%, sendo elas: eutrofização em água doce, toxicidade humana, ecotoxicidade em água doce, ecotoxicidade marinha e depleção de metais.

O método utilizado foi adaptado, tendo como finalidade a obtenção de um indicador de pontuação única para cada cenário estudado através do agrupamento das categorias de impacto analisadas. A normalização (*World Recipe H*),

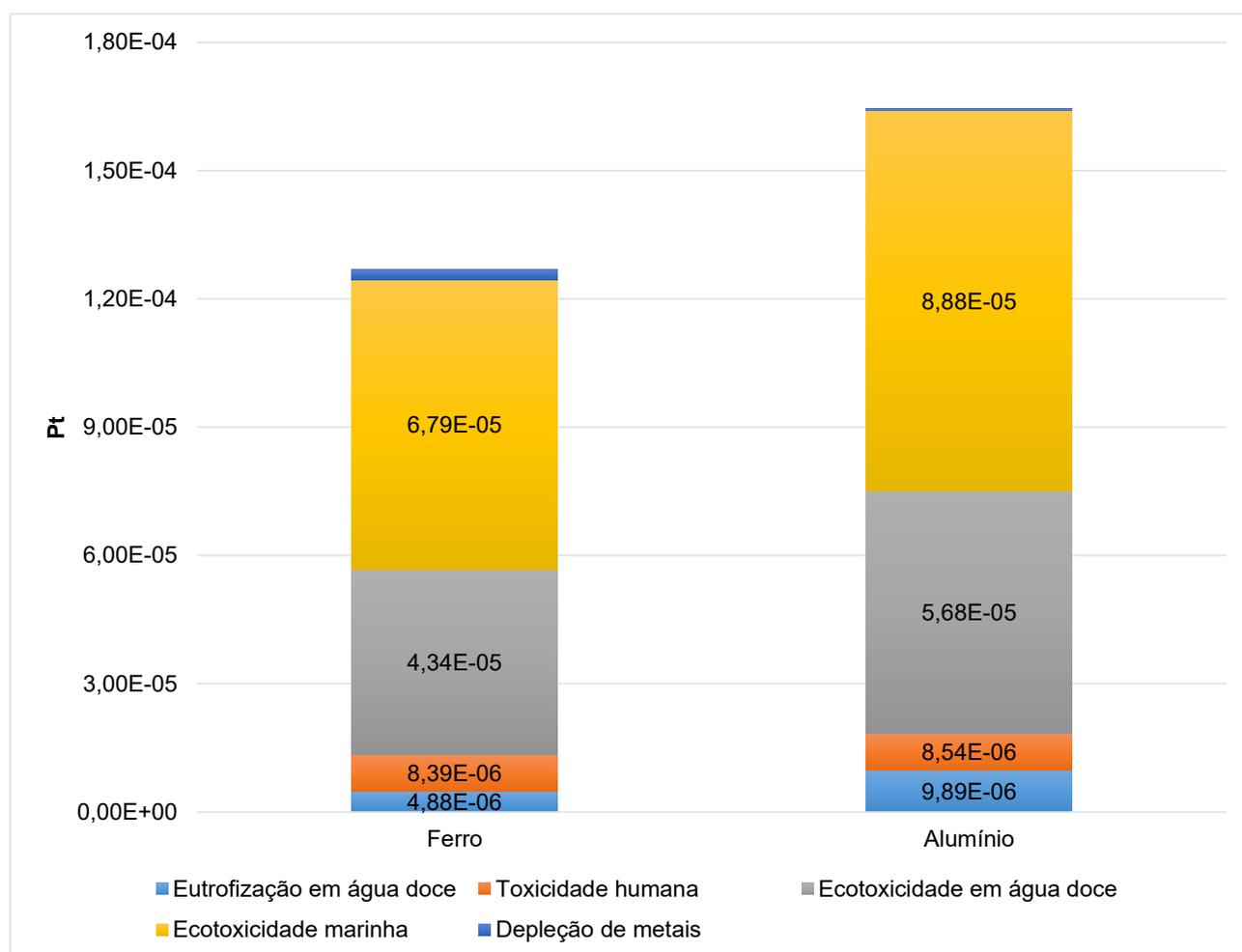
ponderação (fator = 1) e o indicador de pontuação única permitiram determinar qual o material do eletrodo teve o menor impacto.

O lodo decorrente do tratamento, assim como emissões atmosféricas de escape e outros resíduos presentes no efluente lançado no corpo hídrico receptor não foram considerados devido à falta de informações no estudo de base.

Resultados e discussão

A Figura 1 apresenta os resultados obtidos através da comparação entre os eletrodos, considerando as cinco categorias de impacto que foram normalizadas e agrupadas por meio da pontuação única.

Figura 1 – Resultados da pontuação única do método ReCiPe midpoint (H) adaptado



Fonte: Elaboração própria.

Embora o eletrodo de ferro tenha um consumo mássico cerca de três vezes superior ao eletrodo de alumínio (Tabela 1), o mesmo acarretou em um impacto ambiental 22,77% menor que o do alumínio.

Das categorias de impacto selecionadas, as que apresentaram as maiores contribuições para o impacto total foram ecotoxicidade marinha e ecotoxicidade em água doce. Na primeira, o processo unitário que teve maior participação foi o tratamento do resíduo de cobre utilizado na transmissão de energia elétrica necessária para operação do tratamento empregado, representando cerca de 60,62% e 70,85% para os eletrodos de alumínio e ferro, respectivamente. Na ecotoxicidade em água doce, o mesmo processo unitário mencionado acima apresentou-se como o maior contribuinte, com valores de 63,27% e 73,56% para os eletrodos de alumínio e ferro, respectivamente.

Na categoria de impacto eutrofização em água doce, o processo unitário que mais contribuiu no potencial de impacto foi o tratamento de resíduos originários das minas de carvão, representando cerca de 85,17% e 82,72% para o eletrodo de alumínio e ferro, respectivamente. Para a categoria de impacto toxicidade humana, o mesmo processo teve a maior participação para o eletrodo de alumínio (49,88%). Ainda para esta mesma categoria, para o eletrodo de ferro, o processo com a maior parcela foi com relação à produção do ferro fundido (45,83%).

O alto potencial impacto do carvão com relação as categorias supracitadas, se deve ao fato de que os processos unitários *Cast Iron* e *Aluminium Ingot*, apresentam como localização geográfica “resto do mundo” (*RoW*), que simboliza a diferença entre a média da produção global de um determinado produto (*GLO*) e a soma dos países que apresentam a produção desse mesmo determinado produto na base de dados escolhida. Com isso, as contribuições acima descritas dividem-se entre o calor e eletricidade advindos do carvão, onde esse último, em países como China e Índia é uma das principais fontes de energia. No Brasil, a parcela de geração de energia elétrica a base de carvão representa cerca de 2,30% da produção total, conforme a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2018).

A categoria de impacto depleção de metais teve como maior contribuinte o processo unitário de extração da bauxita (19,69%), para o eletrodo de alumínio, sendo essa uma das principais matérias-primas para fabricação do alumínio. Para o eletrodo ferro, o maior contribuinte para essa categoria de impacto foi o processo unitário de extração de minério de ferro (85,87%), que também é a principal matéria-prima para fabricação do ferro.

De modo geral, o consumo elétrico foi o principal responsável pelo impacto ambiental gerado pelo processo de EC, conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 – Contribuição dos parâmetros de entrada e saída do sistema.

Eletrodo	Eletricidade	Consumo mássico
Alumínio	59,70%	40,30%
Ferro	76,90%	23,10%

Fonte: Elaboração própria.

Salienta-se que os parâmetros de entrada do consumo elétrico tanto para o eletrodo de alumínio como para o de ferro foram iguais (Tabela 1), visto que a tensão e corrente aplicadas, assim como o tempo de operação foram os mesmos. Por meio dessa análise, nota-se que o consumo mássico do eletrodo de alumínio, apesar de ser aproximadamente três vezes menor que o consumo do eletrodo de ferro, possui o dobro de potencial de impacto ambiental devido ao seu processo produtivo.

Com relação ao parâmetro de saída de DQO para o corpo hídrico receptor, o método de AICV selecionado não apresenta o componente DQO em nenhuma categoria de impacto, o que justifica a não contribuição desse parâmetro para um potencial impacto ambiental, apesar de ambos os eletrodos apresentarem eficiência de remoção desse composto superior a 96%.

Para fins de comparação, o método CML IA *baseline* adaptado (GUINÉE et al., 2002) foi empregado, com o objetivo de descobrir a contribuição para um potencial impacto ambiental da saída de DQO para o corpo hídrico receptor. Esse método apresenta a categoria de impacto Eutrofização, a qual possui fatores de caracterização para a substância requerida. No entanto, através da pontuação única, os resultados mostraram contribuições inferiores a 0,5% para ambos os eletrodos com relação à categoria de impacto Eutrofização. Isso mostra que apesar da presença residual de DQO no efluente após o tratamento, os responsáveis pela maior parte dos potenciais impactos ambientais estão relacionados à eletricidade e ao material dos eletrodos.

Conclusões

O eletrodo de ferro apresentou o menor impacto ambiental, levando-se em consideração os parâmetros de entrada e saída selecionados e as categorias de impacto do método *ReCiPe midpoint* adaptado. Embora o eletrodo de ferro



tenha apresentado um consumo mássico maior comparado ao consumo do eletrodo de alumínio, o seu impacto total representa cerca de 77,23% do impacto do eletrodo de alumínio.

A produção e distribuição de eletricidade apresentou-se como o processo mais impactante tanto para o eletrodo de alumínio como para o de ferro. No entanto, como o consumo elétrico em ambos os eletrodos apresentaram os mesmos valores, o maior impacto do eletrodo de alumínio em relação ao de ferro foi decorrente de seu respectivo processo produtivo.

Ainda com relação à geração e distribuição de energia, os processos unitários que apresentaram as maiores contribuições estavam relacionados ao tratamento dos resíduos de cobre, utilizado pelas linhas de transmissão e ao tratamento dos resíduos da indústria de carvão. Esse último, está associado a localização geográfica dos processos unitários escolhidos para os metais utilizados. Futuros estudos, com inventários mais detalhados são sugeridos para obtenção de resultados mais condizentes com a realidade brasileira.

Agradecimentos

À Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias (UDESC/CAV) e ao Programa de Bolsas Universitárias de Santa Catarina (UNIEDU/SC).

Referências

ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica (2018) Banco de informações de geração. (2018) Disponível em: <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/Combustivel.cfm>.

BASSALA, H. D.; DEDZO, G. K.; BEMEMBA, C. B. N.; SEUMO, P. M. T.; DAZIE, J. D.; NANSEU-NJIKI, C. P.; NGAMENI, E. (2017) Investigation of the efficiency of a designed electrocoagulation reactor: application for dairy effluent treatment. *Process Safety and Environmental Protection*. V. 3; pp. 122-127.

DEMIREL B.; YENIGUN O.; ONAY, T.T. (2005) Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review, *Process Biochemistry*. V. 40, pp. 2583-2595.

DROGUI, P.; ASSELIN, M.; BRAR, S.K.; BENMOUSSA, H.; BLAIS, J.F. (2008) Electrochemical removal of pollutants from agro-industry wastewaters. *Separation and Purification Technology*. V. 6, pp. 301-310.

GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; SCHRYVER, A. D.; STRUIJS, J.; van ZELM, R. (2009) ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation. VROM, 126 pp. Disponível em: www.leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/recipe_characterisation.pdf. IPCC (2014) Climate Change 2014. Synthesis Report. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 151 pp. Disponível em: www.ipcc.ch/report/ar5/syr/.

GUINÉE, J.B.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, R.; KONING, A. DE; OERS, L. VAN; WEGENER SLEESWIJK, A.; SUH, S.; UDO DE HAES, H.A.; BRUIJN, H. DE; DUIN, R. VAN; HUIJBREGTS, M.A.J. 2002. Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. Part III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, 692 pp.

KARADAG, D.; KOROGLU, O. E.; OZKAYA, B.; CAKMAKCI, M.; HEAVEN, S.; BANKS, C.; SERNA-MAZA, A. (2015) Anaerobic granular reactors for the treatment of dairy wastewater: a review. *International Journal of Dairy Technology*. V. 68, pp. 459-470.

MELCHORS, M. S.; PIOVESAN, M.; BECEGATO, V. R.; BECEGATO, V. A.; TAMBOURGI, E.B.; PAULINO, A. T. (2016) Treatment of wastewater from the dairy industry using electroflocculation and solid whey recovery. *Environmental Management*, V. 182, pp. 574-580

POOMPAVAI, S. (2002) Treatment of different industry wastewaters. MPhil thesis, Pondicherry University, Pondicherry, 103 pp.

PRÉ CONSULTANTS (2016) SimaPro. Version 8.4.0.0.

VOURCH M.; BALANNEC, B.; CHAUFER, B.; DORANGE, G. (2008) Treatment of dairy industry wastewater by reverse osmosis for water reuse. *Desalination*, V. 219, pp. 190–202.



WEIDEMA, B. P.; BAUER, C.; HISCHIER, R.; MUTEL, C.; NEMECEK, T.; REINHARD, J.; VADENBO, C. O.; WERNET, G. (2013) Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1 (v3). The ecoinvent Centre, 161 pp. Disponível em: www.ecoinvent.org/support/documents-and-files/information-on-ecoinvent-3/information-on-ecoinvent-3.html#2196.

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA VARIAÇÃO DA ÁREA DE ELETRODOS DE FERRO NO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO

João Pedro P.B. RECH¹, Roni M. SEVERIS², Sandy B. F. T. GIROTTO², Ricardo M. VIEIRA², Flávio J. SIMIONI³, Rodrigo A. F. ALVARENGA⁴, Alexandre T. PAULINO^{3,5}

¹Mestrando na Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. Bolsista do UNIEDU/SC – Brasil.
joaoppbrech@gmail.com

²Mestrando(a) na Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

³Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.
Av. Luiz de Camões, 2090, Conta Dinheiro, Lages – SC, Brasil

⁴Ghent University, St. Pietersnieuwstraat 33, B- 9000, Ghent, Bélgica

⁵Departamento de Engenharia de Alimentos e Engenharia Química da Universidade do Estado de Santa Catarina, BR-282, Km 574, Pinhalzinho – SC, Brasil

Resumo: A remoção de metais pesados em efluentes industriais tornou-se uma das aplicações mais essenciais no tratamento de águas residuárias. Elementos como cobre, níquel, cromo, chumbo e zinco são potencialmente carcinogênicos e não biodegradáveis. Sendo assim, efluentes contendo esses metais não podem ser lançados em recursos hídricos sem prévio tratamento. Logo, a eletrocoagulação (EC) é um processo que combina a oxidação eletrolítica e precipitação eletroquímica, onde ocorre através da aplicação de uma diferença de potencial entre dois eletrodos imersos em solução. Tendo em vista a possibilidade de variação de parâmetros operacionais da EC, o objetivo deste estudo foi verificar a variação no impacto ambiental por meio da utilização de diferentes áreas de eletrodos de ferro no processo de EC, através da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A unidade funcional utilizada foi o tratamento de 0,2 L do efluente bruto durante 40 minutos, sendo o método ReCiPe Midpoint (H) e o programa SimaPro escolhidos para avaliação dos impactos. Observou-se que quanto maior a área do eletrodo maior será o impacto ambiental. Isto se deve pelo fato de que o eletrodo de menor dimensão libera uma menor quantidade mássica de ferro, onde consequentemente possui um menor consumo elétrico, sendo este o principal contribuinte para os impactos ambientais. Isso mostra que apesar de eletrodos de maiores áreas mostrarem uma eficiência superior na remoção de metais, a opção por eletrodos menores e com eficiência inferior, apresentou-se como a escolha de menor impacto ambiental, de acordo com as categorias de impacto selecionadas no método utilizado.

Palavras-chave: Metais Tóxicos; ACV; Águas Residuárias; Poluição Hídrica.

Introdução

A remoção de metais tóxicos de efluentes industriais tornou-se um dos processos mais importantes no tratamento de águas residuárias, visando a redução de impactos ambientais e a proteção da saúde humana (BRAHMI et al., 2015). Metais tóxicos como o cobre, níquel, cromo, chumbo e zinco são alguns dos poluentes mais comumente encontrados em efluentes industriais e, por não serem biodegradáveis, tendem a se bioacumular (SAHA e SANYAL, 2010).

Dentre os métodos convencionais para remoção de metais, destaca-se a precipitação. Essa técnica é a mais econômica e é de fácil aplicabilidade, pois utiliza a coagulação química para remoção dos metais. Nesse tratamento, sílica ativada ou polieletrólitos podem ser adicionados para estimular a coagulação. No entanto, esse processo pode induzir a uma poluição secundária causada pela adição de substâncias químicas (BHAGAWAN et al., 2014).

Embora a precipitação tenha a eficiência comprovada no tratamento de efluentes industriais, o processo de eletrocoagulação (EC) tem se tornado uma alternativa viável para remoção de metais solubilizados, sendo estudada por Borghe-ei et al. (2015), Brahmi et al. (2015), Gatsios et al. (2015), entre outros autores. Esse método envolve a geração de coagulantes *in situ* através da dissolução elétrica dos eletrodos de sacrifício, sendo ferro e alumínio os materiais mais utilizados (BAZRAFESHAN et al., 2012). Ainda, Ciardelli e Ranieri (2000) consideram a EC como um método promissor no tratamento das águas residuárias, uma vez que combina a oxidação parcial do poluente, por via eletrolítica, com a precipitação físico-química do lodo.

Ainda, a EC possibilita maior flexibilidade estrutural e operacional do processo, como a variação de corrente e tensão aplicados, bem como o tamanho, número, distância e material dos eletrodos, com o intuito de encontrar o ponto ótimo entre custo operacional e máxima eficiência na remoção de poluentes.

Além da escolha da configuração que permita a máxima eficiência, também é importante buscar a configuração que gere o menor impacto ambiental em relação ao seu aspecto estrutural e operacional. Diante disso, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) surge como ferramenta de análise para encontrar essa configuração ideal, levando em consideração os aspectos operacionais e estruturais da EC.

A partir disso, o objetivo deste estudo foi verificar a variação no potencial impacto ambiental a partir da utilização de diferentes áreas de eletrodos de ferro no processo de EC para o tratamento de um efluente industrial contendo cobre, níquel, cromo, chumbo e zinco, através da ACV.

Metodologia

Os parâmetros de entrada para obtenção dos resultados deste estudo tiveram como base Bhagawan et al. (2014), onde o objetivo foi avaliar a eficiência da EC na remoção dos metais tóxicos cobre, níquel, cromo, chumbo e zinco presentes no efluente de uma indústria de galvanoplastia, em Hyderabad, Índia. Foram realizadas variações de parâmetros operacionais e estruturais, em escala laboratorial, sendo um deles, a área dos eletrodos.

Neste estudo, foram propostos 4 cenários (Sem Tratamento (ST), 10 cm², 20 cm², 40 cm²) e a Unidade Funcional (UF) escolhida foi o tratamento de 0,2 L de efluente bruto durante 40 minutos de reação. Todos os parâmetros de entrada e saída são mostrados na Tabela 1.

Tabela 1 – Parâmetros de entrada e saída sobre o processo de EC

Área eletrodo (cm ²)	Consumo elétrico (Kwh)	Consumo mássico Ferro (g)	Massa saída metais (mg)				
			Cr	Ni	Zn	Cu	Pb
ST	-	-	7,8000	2,7000	471,2000	0,8000	1,1000
10	0,0100	0,3620	0,3276	0,1026	0,9424	0,0208	0,0132
20	0,0104	0,3760	0,4056	0,0999	0,4712	0,0192	0,0088
40	0,0109	0,3940	0,2964	0,0972	0,9424	0,0160	0,0055

Fonte: Elaboração própria.

O consumo elétrico (kWh) necessário para o processo de tratamento por 40 minutos e a quantidade consumida de ferro (g) durante o tempo de operação, que remove os metais através do processo de coagulação e posteriormente flotação ou decantação, foram considerados como entradas para o sistema (*inputs*), visto que são parâmetros indispensáveis para a obtenção do efluente tratado. Também foi considerada como *input* a quantidade de 2,70 g de hidróxido de sódio (NaOH) para a elevação do pH do efluente a ser tratado até 8,0, pois esse nível de pH apresenta maior eficiência de tratamento (BHAGAWAN et al., 2014).

O cenário ST simboliza a ausência de tratamento do efluente estudado, sendo esse lançado diretamente no corpo hídrico receptor. Sendo assim, os *inputs* de consumo elétrico e mássico de ferro e NaOH foram considerados nulos.

A quantidade residual de metais após o tratamento foi considerada como sendo uma saída para a natureza (*output*), visto que são resíduos gerados pelo tratamento incompleto resultante da técnica aplicada. No entanto, para o cenário sem tratamento (ST), as massas dos metais lançados nos corpos hídricos receptores foram consideradas iguais as suas respectivas massas iniciais.

O programa computacional utilizado para criação dos *datasets* foi o SimaPro[®] (PRÉ CONSULTANTS, 2016) versão 8.3.0.0, e a base de dados *ecoinvent 3.3* (WEIDEMA et al., 2013). Os processos unitários utilizados são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Parâmetros de entrada referentes ao processo de EC

Entrada	Processo unitário	Modelagem
Eletricidade	<i>Electricity, low voltage {BR}</i>	<i>Market for Alloc Rec, U</i>
Eletrodos	<i>Cast iron {GLO}</i>	
Hidróxido de Sódio	<i>Neutralising agent, sodium hydroxide-equivalent {GLO}</i>	

Fonte: Elaboração própria.

Os processos unitários foram selecionados conforme a proximidade com a realidade do experimento praticado por Bhagawan et al. (2014). No entanto, a origem da eletricidade foi considerada como sendo no Brasil, a fim de verificar o impacto da EC no país deste estudo. A baixa tensão foi selecionada com base na tensão utilizada no local de estudo (220 V).

Dentre os processos presentes na base de dados, o material mais semelhante ao utilizado no eletrodo de sacrifício feito de ferro foi o ferro fundido (*Cast Iron*). Todas as entradas levaram em consideração os impactos gerados tanto pela sua produção, como pelo transporte e possíveis perdas. O subcompartimento “*river*” foi selecionado como destino dos metais residuais que não foram removidos no tratamento.

O método de AICV empregado foi o *ReCiPe Midpoint (H)* (GOEDKOOP et al., 2009). Esse método foi adaptado, visto que apenas foram selecionadas 6 categorias de impacto que apresentaram, em uma prévia análise considerando todas as categorias de impacto no agrupamento em pontuação única, contribuição acima de 1%, sendo elas: eutrofização em água doce, toxicidade humana, formação de material particulado, ecotoxicidade em água doce, ecotoxicidade marinha, depleção de metais e depleção de fósseis. Também foram adicionadas as fases de normalização (*World Recipe H*), ponderação (fator = 1) e o indicador de pontuação única permitiram determinar qual a área de eletrodo teve o menor impacto.

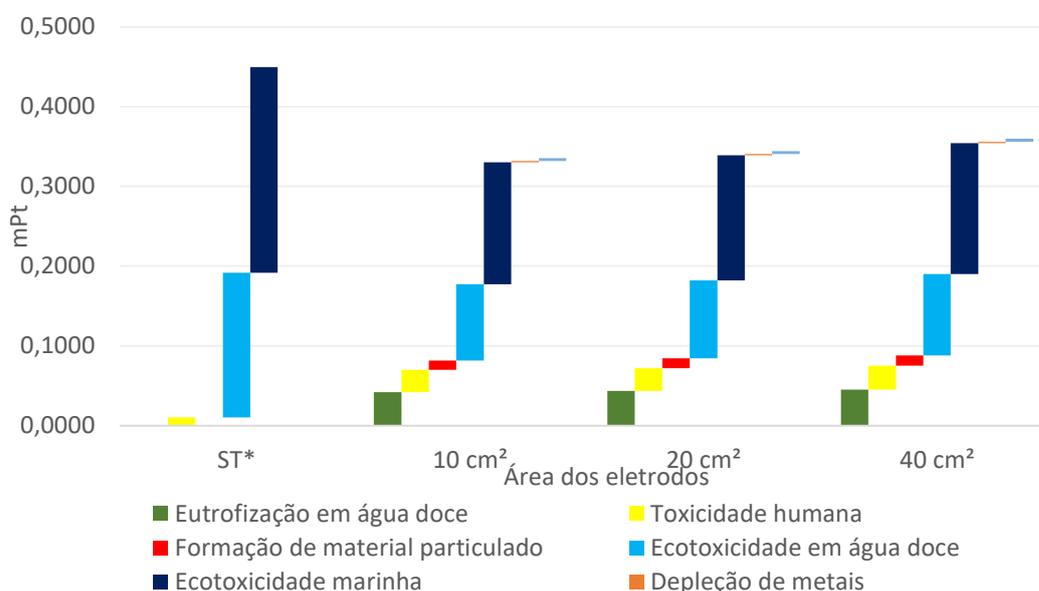
A categoria de impacto “depleção de metais”, apesar de apresentar contribuição inferior ao estipulado, também foi adicionada devido ao material que constitui os eletrodos, assim como o lançamento de metais ao corpo hídrico receptor. Os impactos causados pelo lodo gerado pelo tratamento, bem como emissões atmosféricas de escape e outros resíduos presentes no efluente lançado no corpo hídrico receptor não foram considerados devido à falta de informações no estudo de base.

Resultados e discussão

Como pode ser observado na Tabela 1, o eletrodo de maior área (40 cm²) apresenta o maior consumo elétrico e o maior consumo mássico. Isto se deve ao fato de que a tensão aplicada nos cenários de 10, 20 e 40 cm² foi a mesma (8 V), fazendo com que a corrente elétrica seja maior no eletrodo de maior área. Entretanto, a eficiência de remoção de metais apresentada foi a mais elevada dentre os cenários analisados.

Buscou-se descobrir se, apesar de um maior consumo elétrico e mássico em decorrência de uma maior eficiência na remoção de metais, a EC com eletrodo de 40 cm² é ambientalmente menos impactante em relação aos demais cenários. Os resultados obtidos estão apresentados na Figura 1.

Figura 1 – Resultados do agrupamento em pontuação única do método ReCiPe Midpoint (H) adaptado



Nota:

* Os valores de ST foram divididos por 5 para adequar-se à escala do gráfico.

Fonte: Elaboração própria.

Através da pontuação única, o cenário sem tratamento (ST) resultou no maior impacto total potencial, sendo cerca de 12 vezes superior aos cenários que apresentaram tratamento por EC. Esse resultado justifica a importância de realizar o tratamento de efluentes com a presença de metais, visto que o lançamento direto ao corpo hídrico receptor apresentou impactos consideravelmente superiores ao lançamento de uma quantidade residual desses mesmos metais presentes no efluente tratado, atrelado ao consumo elétrico, consumo mássico de ferro e adição de hidróxido de sódio decorrentes da aplicação da EC.

Dentre as categorias de impacto selecionadas, ecotoxicidade marinha e em água doce e toxicidade humana apresentaram contribuições para o impacto total de 57,32%, 40,31% e 2,37%, respectivamente. As demais categorias de impacto não apresentaram contribuições com relação ao *output* presente ao cenário sem tratamento.

Dentre os cenários com tratamento, o eletrodo de 40 cm², apesar de ser o mais eficiente na remoção dos metais, apresentou-se como o cenário mais impactante. O principal contribuinte que justifica o maior impacto ambiental potencial foi gerado pelo consumo elétrico.

Das categorias de impacto selecionadas, as que apresentaram as maiores contribuições para o impacto total foram ecotoxicidade marinha e em água doce, eutrofização em água doce e toxicidade humana. Somadas, elas representam cerca de 98% em todos os cenários estudados.

Nas categorias que abordaram a ecotoxicidade, o processo que teve a maior participação em seus respectivos impactos foi com relação ao tratamento do resíduo de cobre utilizado na transmissão da energia elétrica necessária para operação do tratamento empregado.

Já nas categorias eutrofização em água doce e toxicidade humana, os processos que mais contribuíram para os respectivos impactos ambientais foram com relação aos tratamentos de resíduos originários das minas de carvão. O carvão, por sua vez, é utilizado como combustível para a redução do minério de ferro, onde se obtém o ferro gusa, sendo esse a principal matéria-prima para produção do ferro fundido.

De modo geral, o consumo elétrico foi responsável de 66,60% a 68,40% do potencial impacto gerado pelo processo de EC, em todos os cenários estudados que apresentavam tratamento (Tabela 3).

Tabela 3 – Contribuição dos parâmetros de entrada e saída do sistema.

Área eletrodo	Eletricidade	Material Eletrodo	NaOH	Metais
10 cm ²	66,60%	5,85%	21,00%	6,55%
20 cm ²	68,20%	5,98%	20,70%	5,12%
40 cm ²	68,40%	6,01%	19,80%	5,79%

Fonte: Elaboração própria.

Isso justifica o fato de que o eletrodo de maior área foi o mais impactante, onde o mesmo possui um consumo elétrico superior em 8,26% e 4,59% com relação aos eletrodos de 10 cm² e 20 cm², respectivamente.

Diante do exposto, apesar da maior eficiência na remoção dos metais do eletrodo de 40 cm², fica claro que o impacto ambiental potencial do processo de produção e distribuição de energia elétrica tem uma participação superior em comparação com a maior concentração de metais presentes no efluente tratado, como no caso dos eletrodos de 10 cm² e 20 cm². Portanto, a escolha de menor impacto potencial dentre os cenários elencados foi o eletrodo de 10 cm², sendo este inferior em cerca de 2,53% e 6,80% com relação aos eletrodos de 20 cm² e 40 cm², respectivamente.

Conclusões

O eletrodo com área de 10 cm² apresentou o menor impacto ambiental potencial, em decorrência do seu menor consumo energético e mássico em relação aos demais eletrodos estudados, devido a passagem de uma corrente elétrica menor, a qual está diretamente associada à sua área. Assim, quanto maior a área do eletrodo, maior será o consumo energético e mássico.

Isso se deve pelo fato de que a geração e distribuição de energia mostrou-se como o processo unitário de maior contribuição para a pontuação única, com valores acima de 66% para todos os cenários de tratamento. Portanto, apesar da maior eficiência no tratamento para os eletrodos com áreas de 20 e 40 cm², o aumento do consumo de energia associado a esses cenários contribuiu para que os maiores impactos ambientais potenciais resultantes.

Agradecimentos

À Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias (UDESC/CAV) e ao Programa de Bolsas Universitárias de Santa Catarina (UNIEDU/SC).

Referências

- BAZRAFESHAN, E.; MOEIN, H.; MOSTAFAPOUR, F. K.; NAKHAIE, S. (2012) Application of electrocoagulation process for dairy wastewater treatment. *Journal of Chemistry*. V. 2013, pp. 1-8.
- BHAGAWAN, D.; POODARI, S.; POTHURAJU, T.; SRINIVASULU, D.; SHANKARAIAH, G.; RANI, M. Y.; HIMABINDU, V.; VIDYAVATHI, S. (2014) Effect of operational parameters on heavy metal removal by electrocoagulation. *Environmental Science Pollution Research*. V. 21, N. 24, p. 14166-14173.
- BORGHE-EL, S. M.; GOODARZI, J.; MOHSENI, M.; AMOUEI, A. (2015) Efficiency of removing chromium from plating industry wastewater using the electrocoagulation method. *International Archives of Health Sciences*. V. 2, N. 2, p. 83-87.
- BRAHMI, K.; BOUGUERRA, W.; HAMROUNI, B.; ELALOUI, E.; LOUNGOU, M.; TLILI, Z. (2015) Investigation of electrocoagulation reactor design parameters effect on the removal of cadmium from synthetic and phosphate industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*. pp. 12.
- CIARDELLI, G.; RANIERI, N. (2000) The treatment and reuse of wastewater in the textile industry by means of ozonation and electroflocculation. *Water Research*. V. 35, N. 2, p. 567-572.
- GATSIOS, E.; HAHLADAKIS, J. N.; GIDARAKOS, E. (2015) Optimization of electrocoagulation (EC) process for the purification of a real industrial wastewater from toxic metals. *Journal of Environmental Management*. V. 154, p. 117-127.



GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; SCHRYVER, A. D.; STRUIJS, J.; van ZELM, R. (2009) ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation. VROM, 126 pp. Disponível em: www.leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/recipe_characterisation.pdf. IPCC (2014) Climate Change 2014. Synthesis Report. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 151 pp. Disponível em: www.ipcc.ch/report/ar5/syr/.

PRÉ CONSULTANTS (2016) SimaPro. Version 8.3.0.0.

SAHA, P.; SANYAL, S.K. (2010) Assessment of the removal of cádmium present in wastewater using soil–admixture membrane. Desalination. V. 259, N. 1-3, p. 131–139.

WEIDEMA, B. P.; BAUER, C.; HISCHIER, R.; MUTEL, C.; NEMECEK, T.; REINHARD, J.; VADENBO, C. O.; WERNET, G. (2013) Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1 (v3). The ecoinvent Centre, 161 pp. Disponível em: www.ecoinvent.org/support/documents-and-files/information-on-ecoinvent-3/information-on-ecoinvent-3.html#2196.

ANÁLISE COMPARATIVA DE REDUÇÃO DE COR DO CORANTE ÍNDIGO EM PEÇAS CONFECCIONADAS EM TECIDOS JEANS, POR PROCESSOS DE BENEFICIAMENTO EM LAVANDERIAS INDUSTRIAIS

Jacqueline da Silva Macêdo¹, Armando Dias Duarte², José Vitor Silva Aragão³, Thalís Renan Coêlho de Aguiar⁴, Gilson Lima da Silva⁵

Grupo de Gestão Ambiental Avançada (GAMA) – Análise de Ciclo de Vida

¹Discente do Programa de Pós-graduação em Moda e Mercado da Faculdade SENAI Campus Campina Grande – Paraíba, line.silvam@gmail.com

²Discente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE, armando01.dias@gmail.com

³Discente de Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE, vitor.csc.13@gmail.com

⁴Discente de Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE, thalis_aguiar@hotmail.com

⁵Docente do curso de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE, glimasilva21@yahoo.com.br

Resumo: O agreste pernambucano é responsável pela segunda maior produção do mercado brasileiro de peças confeccionadas em jeans. No processo de beneficiamento das peças confeccionadas em jeans, as mesmas passam por várias etapas de ação química, sendo responsáveis pelo desbotamento, reduzindo a cor do corante índigo, através da adição de hipoclorito de sódio ou permanganato de potássio. Essa etapa é uma das mais impactantes no quesito ambiental observada na região. Este trabalho tem como objetivo apresentar uma comparação do processo de desbote em peças confeccionadas em jeans, através do uso do *software* SimaPro® para avaliação da Análise de Ciclo de Vida (ACV). Para o desenvolvimento desse trabalho foi realizada uma comparação entre os dois processos de desbote utilizando o hipoclorito de sódio e o permanganato de potássio para 1kg de peça beneficiada, através do método de análise ReCipe *Midpoint* onde foi considerado como parâmetros de entrada a água, os químicos e a energia envolvida no processo. Com os resultados gerados nas duas realidades, pode-se concluir que o hipoclorito de sódio causa maiores danos nas categorias de toxicidade humana e da água o que sugere a substituição pelo permanganato de potássio.

Palavras-chave: Efluentes; Beneficiamento de jeans; Desbote.

Introdução

As Lavanderias de Beneficiamento de Jeans são hidro intensivas, sendo responsáveis pelo consumo de cerca de 167 litros por peça beneficiada (SILVA FILHO, 2013). Por desconhecimento de tecnologias mais limpas, estes efluentes, com grande carga de poluentes, são lançados diretamente no meio ambiente (rios, riachos e nas redes de saneamento da cidade). Essa poluição é potencializada levando-se em conta que a grande maioria das lavanderias realiza o descarte dos seus efluentes sem tratamento, diretamente nos principais corpos hídricos da região, alguns dos quais são considerados importantes mananciais de abastecimento de água. Como se não bastasse, o processo ainda gera emissões atmosféricas provenientes da queima inadequada de lenha como combustíveis nas caldeiras, comprometendo a qualidade do ar daqueles municípios (SILVA, 2005).

As peças em roupas em tecido de jeans já são confeccionadas pelo processo na indústria têxtil, o qual o fio pode passar por beneficiamentos posteriores nas lavanderias, que possibilitam uma infinidade de efeitos. O fio do tecido tem como característica tons de azul escuro, que por processos de beneficiamento em lavanderia industrial são desgastados por processos físicos e químicos onde nesses tem a possibilidade uma gama maior de cores, atendendo ao mercado consumidor desse produto que procuram peças com efeitos de envelhecimento. Nos processos químicos acontecem as principais alterações visuais estruturais como coloração, desbotamento, brilho, limpeza e toque (OLIVEIRA, 2008).

O uso tanto do hipoclorito de sódio como o do permanganato de potássio precisa de cuidados, pois o manuseio ou o descarte indevido causa sérios danos ao ambiente e ao homem. Segundo, (QUIMICLOR, 2011) o hipoclorito de sódio

quando mal manuseado causa danos permanentes aos olhos, queimaduras nas vias respiratórias, além disso, o descarte impróprio nos rios pode alterar o pH da água e a qualidade do solo.

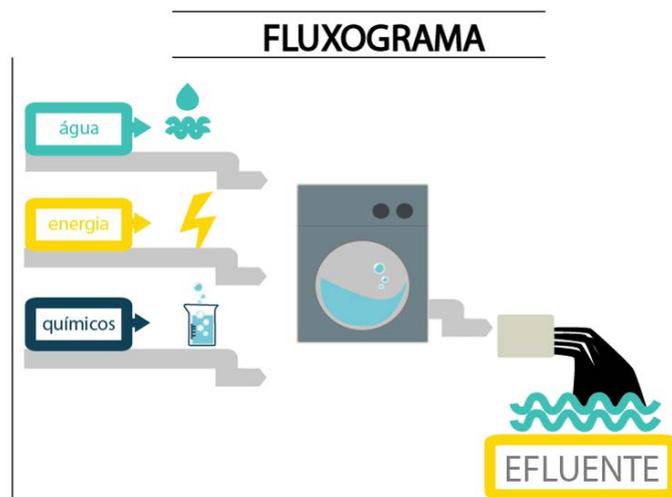
O mesmo pode acontecer com o permanganato de potássio. (CASQUIMICA, 2008) aponta que esse produto pode causar complicação pulmonar, distúrbios no sistema gastrointestinal e até problemas renais, além do mais, vida aquática também poderá ser atingida por substância tóxica. Assim a melhor forma para não ter essas consequências é fazendo o uso dos equipamentos de proteção individual e ter um profissional qualificado para que não ocorra o descarte inconveniente.

O presente trabalho faz uma comparação entre o impacto ambiental gerado por dois tipos distintos de desbote de peça confeccionada em jeans, através da análise do ciclo de dois processos. Esta análise envolve questões de ecotoxicidade de água doce, eutrofização de água doce e toxicidade carcinogênica. O objetivo da análise é avaliar e comparar o desempenho ambiental de dois tipos de processo de desbote de peças confeccionadas em tecido jeans, processo com hipoclorito de sódio e o permanganato de potássio, com a mesma função e medidas pela mesma unidade funcional, definindo por meio da ACV o processo que apresenta menor impacto ambiental que apresente o melhor desempenho ambiental.

Metodologia

A metodologia desenvolvida neste estudo seguiu as recomendações da NBR ISO 14040. Para determinar o objetivo e o sistema do estudo foi analisado após uma visita em uma lavanderia localizada na cidade de Caruaru – PE, onde foi observado uma das operações de beneficiamento de jeans através do processo de tingimento, com o uso do permanganato de potássio ou hipoclorito de sódio (Figura 1). A empresa não possui o conhecimento sobre qual produto possui os menores impactos ambientais, houve a necessidade da aplicação da ACV. Portanto, o escopo e o objetivo do estudo foram a análise do processo tingimento de calças jeans em dois cenários, um utilizando hipoclorito de sódio e o outro utilizando permanganato de potássio.

Figura 40 – Fluxograma do processo de desbote de peças confeccionadas em jeans



Fonte: Elaboração própria

A unidade funcional foi 1 Kg de peças de jeans para ambos cenários e o fluxo de referência foi o beneficiamento de 1 Kg de peças de jeans utilizando o hipoclorito de sódio e o outro fluxo o permanganato de potássio. O tempo de operação da máquina de lavagem foi o mesmo para os dois cenários; para a elaboração do inventário foi realizada a coleta de dados na própria lavanderia com o auxílio da supervisora responsável, além da revisão bibliográfica dos produtos químicos utilizados. Os dados dos inventários são descritos nas Tabelas 1 e 2:

Tabela 18 - Insumos do cenário utilizando Hipoclorito de Sódio

Insumo	Unidade	Quantidade
Hipoclorito de Sódio	g	20
Energia	KW	190
Água	L	28

Fonte: Elaboração própria

Tabela 19 - Insumos do cenário utilizando Permanganato de Potássio

Insumo	Unidade	Quantidade
Permanganato de Potássio	g	10
Energia	KW	190
Água	L	28

Fonte: Elaboração própria

Para a análise dos resultados, foi utilizado o *software* Simapro® e o método de análise o ReCiPe *Midpoint* por apresentar as seguintes categorias pertinentes ao estudo: eutrofização de água doce, ecotoxicidade de água doce e toxicidade carcinogênica humana.

Resultados e discussão

Após as peças passarem pelo beneficiamento através da máquina de teste vertical (Figura 2), elas apresentam diferentes tonalidades descritas na Figura 3, a da esquerda com permanganato de potássio (mais clara) e o da direita hipoclorito de sódio (mais escura).

Figura 2 - Peças durante o processo de beneficiamento


Fonte: Elaboração própria

Figura 3 - Peças após o beneficiamento

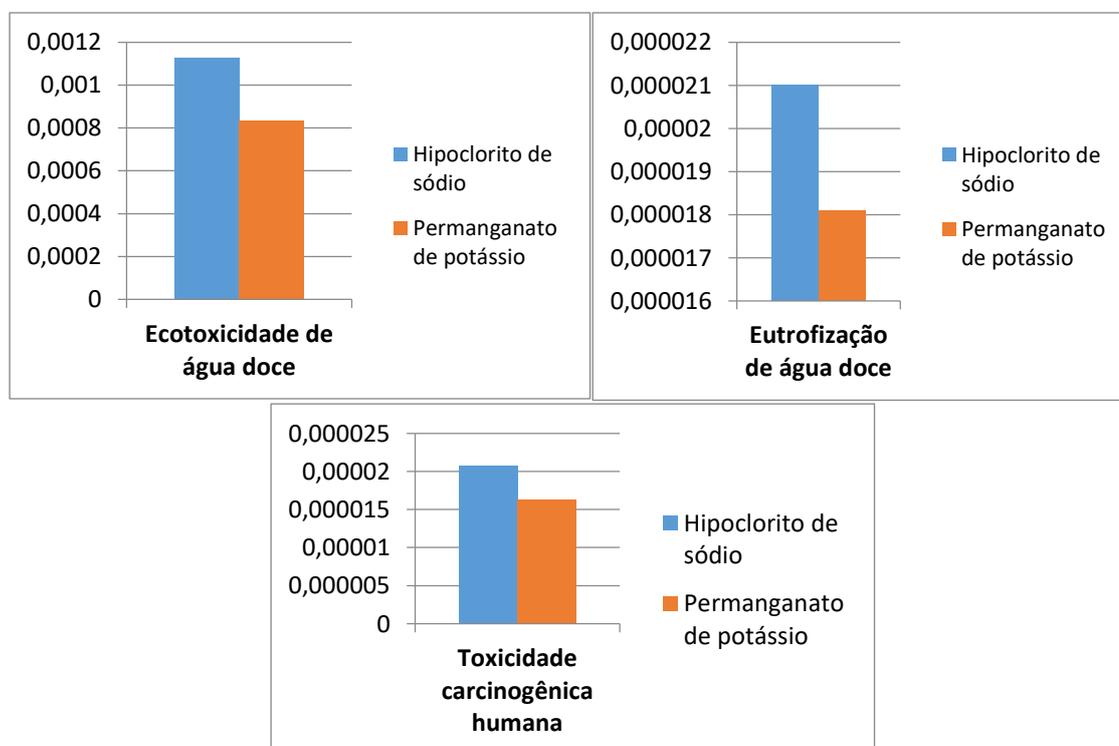

Fonte: Elaboração própria

Os resultados dos impactos do beneficiamento de 1 kg de peças de jeans são descritos através da tabela 3 abaixo e os gráficos relacionados com a comparação através da Figura 3:

Tabela 20 – Resultados para o beneficiamento de 1 kg de peças de jeans

Categorias	Unidade	Hipoclorito de sódio	Permanganato de potássio
Eutrofização de água doce	kg P eq	2,09985E-05	1,80951E-05
Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DCB eq	0,001128957	0,000835695
Toxicidade carcinogênica humana	kg 1,4-DBC eq	2,07801E-05	1,62759E-05

Fonte: Elaboração própria

Figura 41 – Resultados dos impactos por categoria


Fonte: Elaboração própria

Nas categorias analisadas o hipoclorito de sódio apresenta os maiores impactos, tanto ao meio ambiente, quanto a saúde humana. Na classe de ecotoxicidade de água doce o zinco e cobre apresentam-se como os metais pesados de maior impacto de fonte de contaminação. Na eutrofização de água doce destaca-se a presença do fosfato e fósforo que reduzem a qualidade da água tornando as características de coloração e sua transparência fatores que inviabilizam o uso posterior da mesma. Na categoria carcinogênica humana o formaldeído destaca-se, pela propagação no ar na forma de um gás incolor com rápida evaporação, seu odor tem característica forte e irritante a saúde humana. Na mesma categoria o níquel vem em segundo lugar o qual de acordo com Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC), vem no grupo 1 de agentes carcinogênicos, e o excesso, apresenta riscos de câncer nos pulmões, na cavidade nasal e nos seios paranasais.

Conclusões

Conforme visto nesse artigo, a aplicação da ferramenta de ACV nesse processo com utilização do *software* SimaPro® mostrou ser uma ferramenta eficiente para realização da análise do ciclo de vida do processo de desbote. Pôde-se concluir que o hipoclorito de sódio apresenta maiores impactos ambientais e na saúde humana em comparação com o permanganato de potássio, assim é sugerido o uso de permanganato nessa etapa para futuros beneficiamentos. De modo a diminuir os impactos causados pela atividade de forma a garantir benefícios ambientais com e na saúde humana.

Agradecimentos

A equipe envolvida no trabalho e ao Grupo de Gestão Ambiental Avançada (GAMA).

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2009). NBR ISO 14040: ambiental: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro.

Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC). (2018). Agents classified by the IARC monographs. Disponível em: <<http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/>> Acesso em: 12 jan.

CASQUIMICA PRODUTOS QUÍMICOS LTDA (São Paulo). (2018). Ficha de informação de segurança de produtos químicos. 2008. Disponível em: <<http://www.casquimica.com.br/fispq/permangapotassio.pdf>>. Acesso em: 12 jan.

SILVA FILHO, A. R. A. da. (2013). Desenvolvimento de Sistema Simplificado de Gestão Ambiental Aplicado a Micro e Pequenas Empresas de Beneficiamento de Jeans. Recife: UFPE, 2013. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

SILVA, G. L. (2005). Redução de corante em efluente de processos de tingimentos de lavanderias industriais por adsorção em argila.. 116f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Estadual de Campinas.

SILVA, M. E. de S. e. , (2009). Poluição dos efluentes no beneficiamento do tecido jeans. 2009. 51 f. Monografia (Especialização) - Curso de Gestão Ambiental, Universidade Candido Mendes, Rio de Janeiro.

QUIMICLOR PRODUTOS QUÍMICOS (São Paulo) (2018). Ficha de informações de segurança de produto químico fispq. 2011. Disponível em: <<http://www.hcrp.fmrp.usp.br/sitehc/fispq/Hipoclorito de Sódio.pdf>>. Acesso em: 12 jan. 2018.

AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE CICLO DE VIDA DOS PRINCIPAIS SISTEMAS DE GERAÇÃO DE ELETRICIDADE EM PORTUGAL

Jeremiah Kabayo¹, Pedro Marques¹, Rita Garcia¹, Fausto Freire¹

¹ ADAI-LAETA, Department of Mechanical Engineering – University of Coimbra, Portugal, *jmkabayo256@gmail.com, pedro.marques@dem.uc.pt, rita.garcia@dem.uc.pt, fausto.freire@dem.uc.pt*

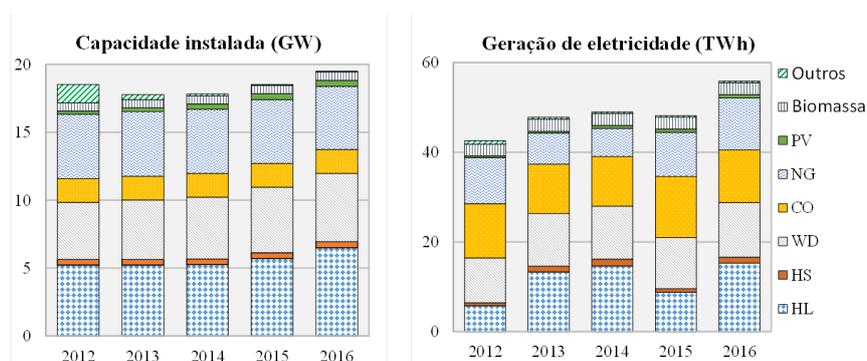
Resumo: Este artigo apresenta uma avaliação de ciclo de vida (ACV) dos principais sistemas de geração de eletricidade em Portugal, nomeadamente: carvão; gás natural; hídrica; mini-hídrica; eólica e solar fotovoltaico. Foram desenvolvidos inventários de ciclo de vida para estes sistemas de geração e calculados impactes ambientais para oito categorias do método ReCiPe: depleção de metais (DM), depleção fóssil (DF), aquecimento global (AG), depleção de ozono (DO), acidificação terrestre (AC), eutrofização de água doce (EU), e três categorias do método Usetox: ecotoxicidade de água doce (EC) e toxicidade humana (TH) cancerígena e não-cancerígena. Adicionalmente, avaliou-se a pegada de água (PA) usando dois métodos alternativos (ReCiPe e AWARE). Em geral, os sistemas fósseis apresentam impactes mais elevados do que os sistemas renováveis em 7 das 11 categorias de impacte ambiental consideradas (DF, AG, DO, AC, EU e TH cancerígena e não-cancerígena). Com o objectivo de identificar quais as categorias de impacte mais relevantes para o sistema em estudo, foi feita a normalização dos resultados, concluindo-se que as categorias mais relevantes são o AG, a AC e a EU.

Palavras-chave: Avaliação de ciclo de vida, Sistemas renováveis, Sistemas não renováveis, geração de eletricidade, normalização.

Introdução

A geração de eletricidade está geralmente associada a impactes ambientais significativos. No entanto, os impactes dependem significativamente da tecnologia de geração, tal como evidenciado por diversos estudos de avaliação de ciclo de vida (ACV). A ACV permite obter uma visão holística do desempenho ambiental dos sistemas de geração de eletricidade, bem como identificar as fases ou processos mais significativos. Tendo por base Garcia et al. (2014), que apresentou uma ACV do mix de geração de eletricidade em Portugal de 2003 a 2012, o presente artigo expande a avaliação dos impactes ambientais dos principais sistemas de geração de eletricidade em Portugal considerando indicadores adicionais (e.g., cálculo da pegada de água) e atualiza os modelos de ciclo de vida de modo a refletir as características atuais dos sistemas. O objetivo principal deste artigo é avaliar e comparar os impactes ambientais associados aos seis principais sistemas de geração de eletricidade em Portugal, nomeadamente carvão, gás natural, grande hídrica, mini-hídrica, eólica e solar fotovoltaica, para os anos de 2012-2016. Esses sistemas foram selecionados por representarem a maior parte da capacidade instalada e da geração de eletricidade em Portugal nos últimos cinco anos (mais de 90% em 2016), como mostra a Figura 1. Tecnologias de geração com reduzida capacidade instalada foram excluídas, com excepção dos sistemas fotovoltaicos, uma vez que se perspectiva um crescimento significativo da sua capacidade instalada a curto-prazo.

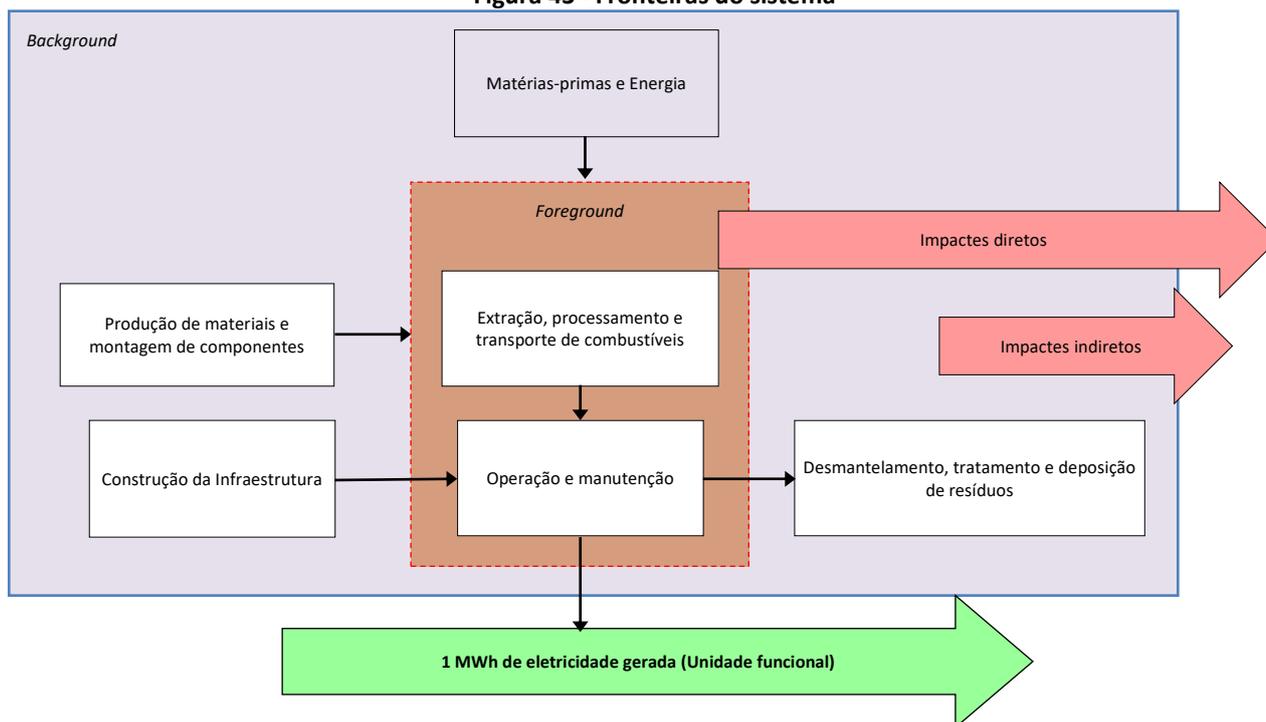
Figura 42 - Capacidade instalada (esquerda) e geração de eletricidade (direita) de 2012 a 2016 (dados obtidos da REN (CO: Carvão; NG: Gás Natural; HL: Grande hídrica; HS: Mini-hídrica; WD: Eólica; PV: Fotovoltaica))



Materiais e Métodos

A avaliação dos impactos ambientais foi realizada com base na unidade funcional de 1 MWh de eletricidade gerada. O ano de referência da avaliação é 2016, mas analisou-se a variabilidade anual no período 2012-2016. Foram desenvolvidos modelos e inventários para seis sistemas, tendo em conta as fases do ciclo de vida descritas na Figura 2, como base nos modelos desenvolvidos em Kabayo (2017). Os dados para os inventários foram recolhidos de várias fontes. Os dados primários de fontes diretamente relacionadas com os sistemas de geração a operar em Portugal e os dados secundários da base de dados ecoinvent v3 (Wernet et al 2016).

Figura 43 - Fronteiras do sistema



Os métodos de avaliação de impactos de ciclo de vida (AICV) utilizados foram o ReCiPe (Huijbregts et al 2017) para as categorias: depleção de metais (DM), depleção fóssil (DF), aquecimento global (AG), depleção de ozono (DO), acidificação terrestre (AC) e eutrofização de água doce (EU); e o USETox (Rosenbaum et al 2008) para as categorias: ecotoxicidade de água doce (EC) e toxicidade humana (TH) cancerígena e não-cancerígena. Adicionalmente avaliou-se a pegada de água comparando dois métodos alternativos: ReCiPe (depleção de água - DA) e AWARE (pegada de escassez de água - PEA) (Boulay et al 2017). Com o objectivo de identificar quais as categorias de impacto mais relevantes, foi feita a normalização dos impactos (ISO 2016). A normalização consiste em dividir os impactos ambientais calculados na AICV pelos factores de normalização, tal como descrito na equação 1:

$$(1) N_i = \frac{C_i}{R_i};$$

em que N_i é o resultado normalizado para a categoria ambiental i ; C_i é o resultado do impacto ambiental na categoria i ; R_i é o factor de normalização do sistema de referência para a categoria i . A normalização permite avaliar a magnitude dos impactos em relação a um sistema de referência. Este passo opcional na AICV permite relativizar os impactos em relação aos impactos de um sistema de referência, podendo ser útil de várias formas, incluindo permitir que os decisores identifiquem quais as categorias de impacto mais relevantes para o sistema em estudo.

Neste artigo a normalização foi realizada para sete categorias ambientais (AG, DO, AC, EU, EC, TH cancerígena e não-cancerígena), com base nos impactos per capita na europa (EU-27) no ano de 2010, apresentados na tabela 2 (Benini L. et al. 2014). Para as restantes categorias ambientais não estão disponíveis factores de normalização para o mesmo ano, pelo que não foram calculados valores normalizados.

Tabela 1 – Fatores de Normalização (Benini L. et al 2014)

Indicador	Unidades	Fatores de normalização
Aquecimento Global	kg CO ₂ eq/(p.yr)	9.22E+03
Depleção da camada de ozono	kg CFC-11 eq/(p.yr)	2.16E-02
Acidificação terrestre	kg SO ₂ eq/(p.yr)	4.73E+01
Eutrofização de água doce	kg PO ₄ ³⁻ eq/(p.yr)	1.48E+00
Ecotoxicidade de água doce	CTUe/(p.yr)	8.74E+03
Toxicidade Humana (Cancerígena)	CTUh/(p.yr)	3.69E-05
Toxicidade Humana (Não cancerígena)	CTUh/(p.yr)	5.33E-04

Resultados: avaliação de impactes de ciclo de vida

A Tabela 1 apresenta os impactes ambientais de ciclo de vida por MWh de eletricidade gerada pelos vários sistemas e para o mix de geração em Portugal (média de 2010-2014, com base em Garcia et al. 2014; Garcia 2016), usado como referência. Em geral, os sistemas fósseis apresentam impactes ambientais mais elevados do que os sistemas renováveis em 7 das 11 categorias de impacte ambiental consideradas (DF, AG, DO, AC, EU e TH cancerígena e não-cancerígena). A operação das centrais fósseis é responsável pela maioria dos impactes, enquanto que, nos sistemas renováveis, é a infraestrutura. Uma análise detalhada destes resultados pode ser consultada em Kabayo (2017).

Tabela 2 - Comparação dos impactes ambientais de ciclo de vida por MWh gerado (C: carvão; GN: gás natural; GH: grande hídrica; MH: mini-hídrica; E: eólica; PV: solar fotovoltaico)

Indicador	Unidade	CO	NG	HL	HS	WD	PV	Mix
Depleção de metais (DM) ^a	kg Fe eq.	3.09	1.1	2.2	2	18.6	13.9	4.1
Depleção fossil (DF) ^a	kg oil eq.	238	154.8	1.3	0.9	4.4	13.4	107
Aquecimento Global (AG) ^a	kg CO ₂ eq.	965	444	13	4	16	50	372
Depleção da camada de ozono (DO) ^a	kg CFC-11 eq.	5E-06	6E-05	5E-07	3E-07	2E-06	9E-06	2E-06
Acidificação terrestre (AC) ^a	kg SO ₂ eq.	2.62	0.31	0.03	0.02	0.11	0.33	0.89
Eutrofização de água doce (EU) ^a	kg PO ₃ ⁴⁻ eq.	4E-01	2E-03	1E-03	1E-03	2E-02	3E-02	2E-01
Ecotoxicidade de água doce (EC) ^b	CTUe ^d	0.50	0.03	0.03	0.01	0.11	0.54	0.10
Depleção de água (DA) ^a	m ³	1.73	0.52	29.24	0.03	0.07	0.99	5.90
Pegada de escassez de água ^c	world.m ³	1.73	12.12	615.71	0.61	1.26	23.79	-
Toxicidade Humana (Cancerígena) ^b	CTUh ^e	6E-09	7E-11	4E-11	2E-11	2E-10	2E-09	7E-09
Toxicidade Humana (Não cancerígena) ^b	CTUh ^e	1E-09	6E-09	5E-10	4E-10	2E-09	3E-09	9E-09

← Menores Impactes Maiores Impactes →

^a ReCiPe; ^b USEtox; ^c AWARE; ^d CTU: Unidades comparativas de toxicidade (e: ecossistemas; h: humanas).

Normalização

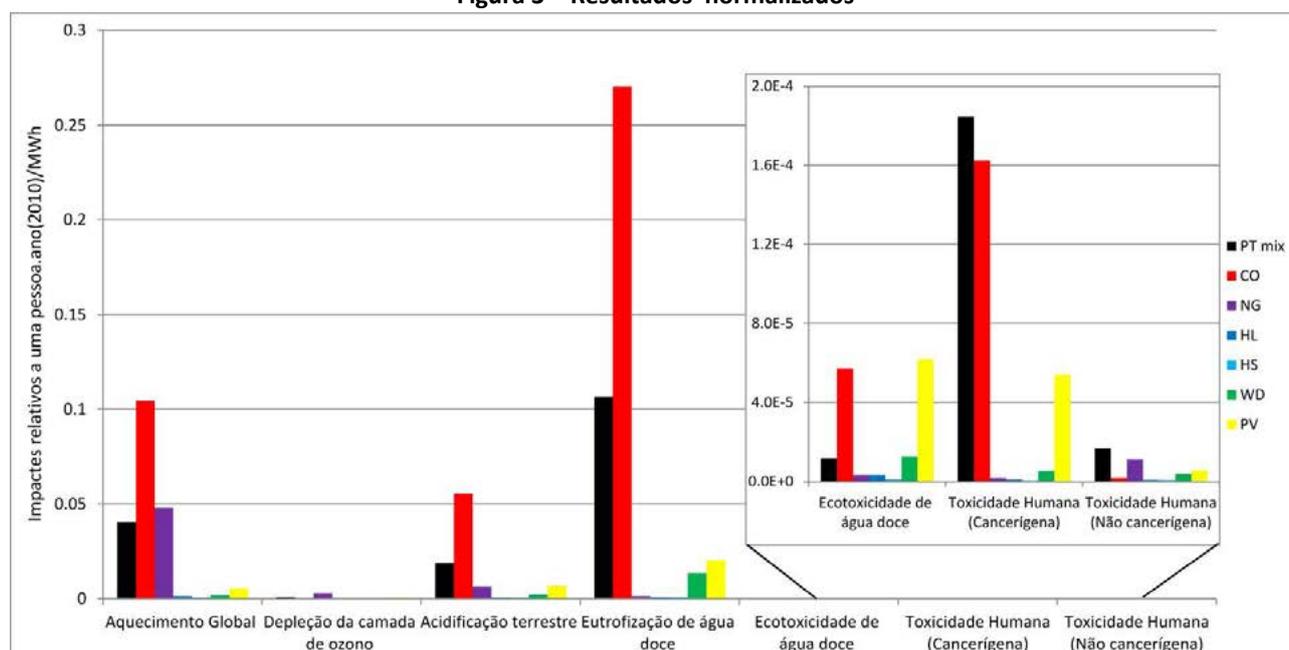
A Figura 3 apresenta os resultados normalizados da AICV. Verifica-se que as categorias ambientais com maior significância para os sistemas em estudo são a eutrofização de água doce, o aquecimento global e a acidificação terrestre e que o sistema baseado em carvão é o que apresenta maior magnitude nos impactes normalizados para estas categorias. Comparando os impactes ambientais dos vários sistemas com os do mix de geração para Portugal,

verificamos que, para o aquecimento global, os sistemas fósseis (carvão e gás natural) apresentam impactes mais elevados. No entanto, para a acidificação e eutrofização, apenas o sistema baseado em carvão apresenta impactes mais elevados do que o mix.

Os impactes normalizados para as categorias de toxicidade são significativamente inferiores, e uma análise com maior detalhe mostra que, para a ecotoxicidade de água doce, os sistemas fotovoltaico e baseado em carvão são os que apresentam impactes mais significativos, e, para a toxicidade humana não-cancerígena, o sistema baseado em gás natural. Surpreendentemente, o mix Português apresenta os impactes mais elevados para as duas categorias de toxicidade humana, mas tal é explicado por o mix Português incluir, para além dos seis sistemas principais de geração analisados, uma percentagem reduzida de geração com base em biomassa que apresenta impactes elevados na toxicidade humana.

Uma análise preliminar realizada com outros factores de normalização para a Europa, com base em anos de referência anteriores, nomeadamente 'Europe 2000 ReCiPe Midpoint H' e 'USETox 2004', mostrou diferenças significativas na magnitude dos impactes normalizados, principalmente ao nível das categorias de toxicidade e eutrofização de água doce, com resultados normalizados largamente superiores aos apresentados na Figura 3. Por falta de espaço, esses resultados não são apresentados neste artigo.

Figura 3 – Resultados normalizados



Conclusões

A ACV realizada permitiu obter uma visão global da performance ambiental dos principais sistemas de geração de eletricidade em Portugal, identificando os sistemas e situações com impactes mais significativos. Da análise apresentada, pode concluir-se que não existe um sistema de geração de eletricidade que apresente impactes de ciclo de vida mais reduzidos em todas as categorias ambientais. No entanto, a normalização dos resultados mostrou que as categorias de eutrofização de água doce, aquecimento global e acidificação terrestre são as categorias mais críticas (por apresentarem resultados normalizados com maior magnitude) e que deverão ser objeto de uma análise mais aprofundada, procurando oportunidades de melhoria. É importante ainda referir que os sistemas fósseis são os que

apresentam impactos ambientais mais elevados nestas três categorias, o que enfatiza ainda mais a importância de reduzir a contribuição dos sistemas fósseis (principalmente o baseado em carvão) no mix elétrico Português.

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio da Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) no âmbito dos projetos: SABIOS (Avaliação da sustentabilidade de sistemas de bioenergia: uma abordagem ciclo de vida multicritério para apoio à decisão, incluindo alterações do uso dos solos) FEDER/FCT | PTDC/AAG-MAA/6234/2014 (POCI-01-0145-FEDER-016765), e SUSTAINFOR (Avaliação da sustentabilidade de estratégias de gestão do setor florestal no contexto da bioeconomia) FEDER/FCT | PTDC/AGR-FOR/1510/2014 (POCI-01-0145-FEDER-016764), e da Bolsa de Pós-Doutoramento SFRH/BPD/114869/2016.

Referências

APREN Associação Portuguesa De Energias Renováveis & INEGI Instituto de Engenharia Mecânica e Gestão Industrial. (2016). <http://e2p.inegi.up.pt/> [Acesso: 11-Sep-2017].

Benini L., Mancini L., Sala S., Manfredi S., Schau E. M., Pant R. (2014). "Normalisation method and data for Environmental Footprints". European Commission, Joint Research Center, Institute for Environment and Sustainability, Publications Office of the European Union, Luxemburg, ISBN: 978-92-79-40847-2

Boulay A.-M., Bare J., Benini L., Berger M., Lathuillière M. J., Manzardo A., Margni M., Motoshita M., Núñez M., Pastor A. V., Ridoutt B., Oki T., Worbe S., and Pfister S., (2017) "The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE)," *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Jun.

EDP (Energias de Portugal) (2016) "Declaração Ambiental - Central Termoelectrica de Sines - EU Eco-Management and Audit Scheme (EMAS),".

EDP (Energias de Portugal) 2015) "Declaração Ambiental - Central Termoelectrica de Ribatejo - EU Eco-Management and Audit Scheme (EMAS),".

Eurostat (2013) Demographic data. Eurostat Statistics Database;: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/population/introduction>

G. Wernet, C. Bauer, B. Steubing, J. Reinhard, E. Moreno-Ruiz, and B. Weidema (2016) "The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 21, no. 9, pp. 1218–1230.

Galp Energia, "Natural gas sourcing - Galp": <http://www.galpenergia.com/EN/Investidor/ConhecerGalpEnergia/Os-nossos-negocios/Gas-Power/Gas-Natural/Aprovisionamento/Paginas/Aprovisionamento.aspx>. [Acesso: 11-Sep-2017]

Garcia R. P. (2016). "Dynamic Fleet-Based Life-Cycle Assessment: Addressing Environmental Consequences of the Introduction of Electric Vehicles in Portugal". PhD Thesis in Sustainable Energy Systems. Universidade de Coimbra, Portugal.

Garcia, R. & Freire, F. (2016) "Marginal Life-Cycle Greenhouse Gas Emissions of Electricity Generation in Portugal and Implications for Electric Vehicles". *Resources* 5, 41.

Garcia, R., Marques, P. & Freire, F. (2014) "Life-cycle assessment of electricity in Portugal". *Appl. Energy* 134.

Huijbregts M. A. J., Steinmann Z. J. N., Elshout P. M. F., Stam G., Verones F., Vieira M., Zijp M., Hollander A., and van Zelm R., (2017) "ReCiPe 2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level," *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 22, no. 2, pp. 138–147.

ISO. ISO 14040: (2006) "Environmental management – life cycle assessment – principles and framework." (International Organization for Standardization).



Jeremiah Kabayo (2017). "Life cycle sustainability assessment of key electricity generation systems in Portugal". MSc. Thesis in Energy for Sustainability. Universidade de Coimbra, Portugal.

REN ("Redes Energéticas Nacionais") [acedido a 31 Setembro de 2017] <http://www.centrodeinformacao.ren.pt/>

Rosenbaum R. K., Bachmann T. M., Gold L. S., Huijbregts M. A. J., Jolliet O., Juraske R., Koehler A., Larsen H. F., MacLeod M., Margni M., McKone T. E., Payet J., Schuhmacher M., Van De Meent D., and Hauschild M. Z. (2008) "USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: Recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment," *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 13, no. 7, pp. 532–546.

AValiação DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DE SUCATA DE BATERIA AUTOMOTIVA

José Fransisco de Oliveira Neto¹, Cássia Pereira dos Santos², Claudivânia de Freitas Grigório³, Armando Dias Duarte⁴,
Gilson Lima da Silva⁵

Grupo de Gestão Ambiental Avançada (GAMA) – Análise de Ciclo de Vida

¹*Discente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco
Campus Agreste – UFPE, neto_fbo@hotmail.com*

²*Discente de Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE,
cassiasantos.craft@gmail.com*

³*Discente de Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE,
claudivaniafg@gmail.com*

⁴*Discente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco
Campus Agreste – UFPE, armando01.dias@gmail.com*

⁵*Docente do curso de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE,
glimasilva21@yahoo.com.br*

Resumo: Os progressos tecnológicos das últimas décadas resultaram no crescimento da produção e do consumo de Equipamentos Eletroeletrônicos (EEE). Observa-se cada vez mais uma diminuição da vida útil dos EEE, o que contribui para o aumento na geração de Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEE), que necessitam de um manejo adequado, visto que esse tipo de resíduo apresenta substâncias perigosas na sua composição e se descartados de maneira incorreta causam grandes impactos ao meio ambiente. O presente trabalho tem como objetivo avaliar os impactos ambientais através da ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), provocados pela montagem de uma bateria chumbo-ácido. Os principais componentes na montagem são: chumbo (Pb), ácido sulfúrico (H₂SO₄) e plástico (polipropileno – PP). Conhecidos os principais componentes das baterias um inventário foi proposto e por meio do software SimaPro®, foi analisado as categorias: mudança climática, depleção da camada de ozônio, acidificação terrestre, toxicidade humana e ecotoxicidade terrestre, através do método ReCiPe Midpoint. A partir dos resultados obtidos pode-se identificar que o chumbo é o principal insumo que causa impactos ambientais e na saúde humana no processo de montagem das baterias.

Palavras-chave: Impactos Ambientais; Bateria chumbo-ácido; ACV.

Introdução

No início do século XX, as baterias automotivas fizeram parte de uma revolução, constituindo-se em uma das diversas indústrias que se estabeleceram com a crescente difusão dos automóveis. Hoje, todos os veículos automotores contêm baterias. Elas foram introduzidas em 1912, quando assumiram um papel semelhante ao atual, substituindo a manivela de ignição e servindo para acionar as luzes. Atualmente, elas servem como fonte de energia para os sistemas auxiliares, que cresceram em quantidade, e para tarefas pontuais, como a ignição. Nos automóveis convencionais, a bateria é responsável por alimentar os sistemas elétricos e eletrônicos e é recarregada por um gerador, o próprio motor a combustão que move o veículo. O tipo mais frequente nos automóveis é a chamada bateria de chumbo-ácido (PbA), embora veículos elétricos e híbridos em comercialização, em geral, utilizem outras tecnologias. O chumbo utilizado nas mais diversas linhas industriais pode ser o chumbo primário ou o chumbo secundário. A obtenção de chumbo primário provém de sua extração de minerais como: galena, cerussita, anglesita, piromorfita, vanadinita, crocoíta e a wulfenita, a partir de diversas técnicas de mineração, de acordo com a composição. A galena, sulfeto de chumbo, que normalmente contém 86,6% de chumbo e 13,4% de enxofre, está sempre associada a outros metais, como a prata, cobre, arsênio, antimônio, ouro e zinco (SANTOS, 2009). O desenvolvimento do país e o aumento das indústrias automobilísticas e de eletroeletrônicos estão aumentando o consumo do metal, que conseqüentemente abre grande espaço para o mercado do chumbo secundário produzido por meio das recicladoras de sucata



(FERNANDES *et al.*, 2011). A bateria de chumbo é um dos bens com maior índice de reciclagem no mundo, chegando a 60% de reciclagem do chumbo constituinte. No Brasil esse número fica entre 70 e 80% (SILVA, 2001). Outro fator que impulsionou a reciclagem do chumbo foi à conscientização ambiental inserida no mercado com a instauração da logística reversa, regulamentação da fabricação e descarte de pilhas e baterias na Resolução CONAMA nº 257 em 1999 (ESPINOSA & TENÓRIO, 2005; SANTOS, 2009; FERNANDES *et al.*, 2011). Entretanto, em todo o processo produtivo do minério há lançamento de partículas tóxicas no ambiente, tornando a exploração do chumbo secundário uma atividade de risco a saúde pública, podendo ser responsável pela contaminação do ar, das águas e dos solos, uma vez o elemento é classificado como o segundo mais perigoso na lista de prioridade da Agência de Proteção Ambiental americana, atrás somente do arsênio (As) (ATSDR, 2005), sendo estável no solo e altamente tóxico, o que agrava os problemas causados na cadeia trófica. No homem, a intoxicação por chumbo é um processo lento e gradual e depende da exposição e acumulação do metal, podendo ser absorvido por vias respiratórias ou vias digestivas. As consequências da intoxicação por chumbo vão da geração de danos ao cérebro, sistema nervoso, rins e sistema reprodutor até surgimento de doenças do sangue. Embora a legislação vigente estipule limites para os níveis de contaminantes, tanto no solo quanto na água, o setor produtivo trabalha dentro desses limites e continua contaminando o meio ambiente estando legalmente amparado.

Nas indústrias de baterias automotivas, o processo de montagem geralmente procede-se com a fundição dos lingotes de chumbo, para a obtenção das placas de chumbo de acordo com as especificações do produto. As placas, pinos e conectores passam por um processo de montagem, sendo 31 posteriormente soldadas e resfriadas com água. Então, após estarem unidas, estas são organizadas no interior das caixas de acordo com sua polaridade, que em seguida são tampadas e lacradas. O último processo é o enchimento das caixas com uma solução de ácido sulfúrico e água, e então o carregamento elétrico por cerca de 48 horas, para então, após resfriarem, serem embaladas e armazenadas (MATTOS *et al.*, 2003).

Em conjunto com a solução de ácido sulfúrico (H_2SO_4), que é uma solução corrosiva, e o Polipropileno, plástico de difícil degradação, o chumbo torna a sucata de bateria um resíduo altamente tóxico ao meio ambiente, se descartado de forma inadequada.

O objetivo deste trabalho foi a análise da montagem de uma bateria chumbo-ácido a partir dos principais componentes e avaliar os impactos ambientais através da ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

Metodologia

A metodologia seguiu as diretrizes da NBR ISO 14040, cuja definição do objetivo/escopo da ACV foi o estudo da montagem da bateria automotiva. A unidade funcional foi uma bateria automotiva e o fluxo de referência a montagem de uma bateria automotiva chumbo-ácido. O método de categoria de análise foi o ReCiPe *Midpoint*, pois as categorias mudança climática, depleção da camada de ozônio, acidificação terrestre, toxicidade humana e ecotoxicidade terrestre foram levadas em consideração na análise dos impactos. Para a construção do inventário, foi realizada a revisão bibliográfica e pesquisas dos principais produtos utilizados para a montagem. De acordo com Jolly & Rhin (1994) os principais constituintes de uma bateria são: Chumbo (Pb), ácido Sulfúrico (H_2SO_4) e o plástico (polipropileno – PP) assumindo uma bateria de 60 Ampère-hora (Ah) com 14 kg (Tabela 1). De acordo com os mesmos autores cerca de 9 kg, de uma bateria de 14 kg, são constituídos de Chumbo, 1 kg de plástico e 4 L de solução de ácido sulfúrico. Esses valores podem sofrer variação a depender do fabricante.

Tabela 21 – Inventário de uma bateria de 60 Ah

Material	Quantidade (kg)
Chumbo	9
Ácido sulfúrico	4
Plástico	1

Fonte: Elaboração própria

Resultados e discussão

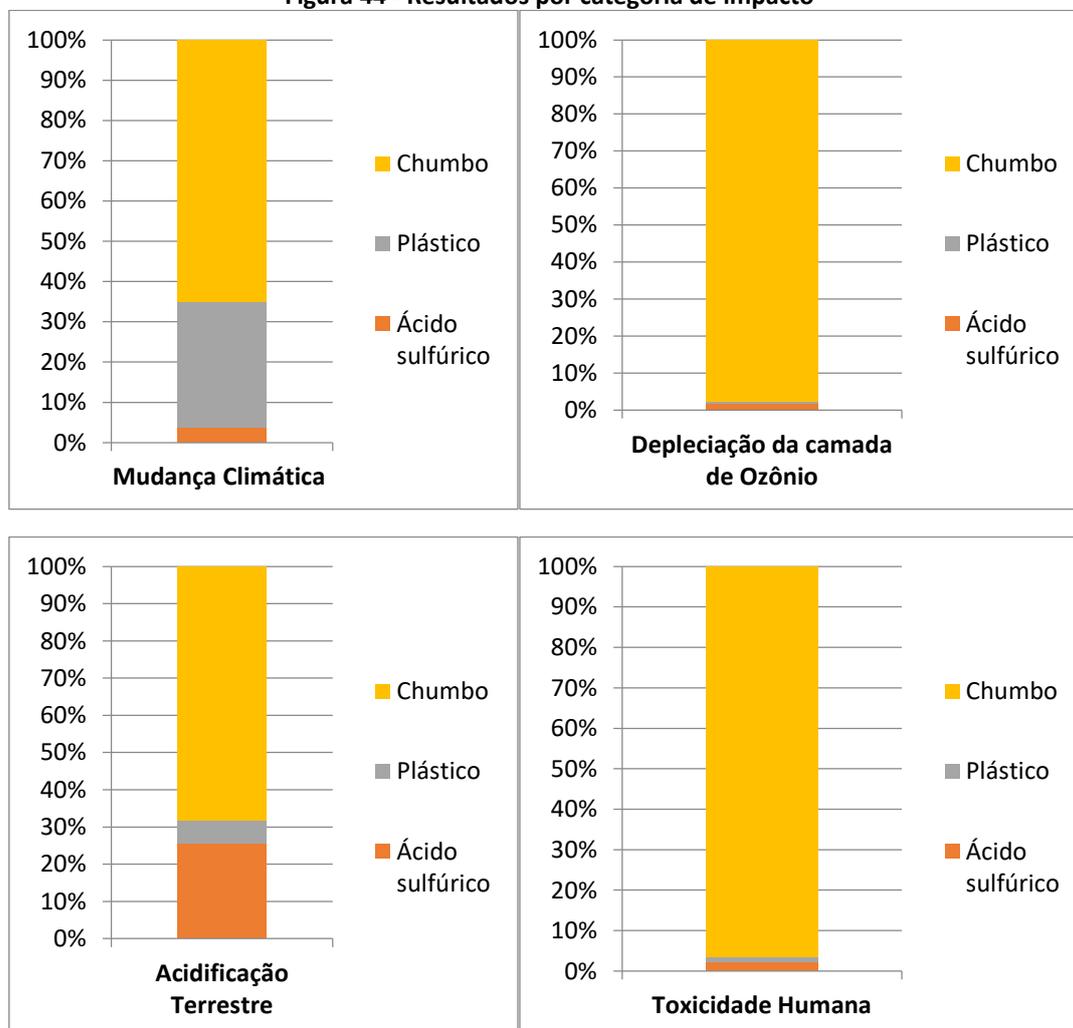
Após a montagem do inventário, os resultados para a montagem de uma bateria são descritos através da Tabela 2 e os gráficos relacionados com a contribuição de cada impacto por substância através da Figura 1:

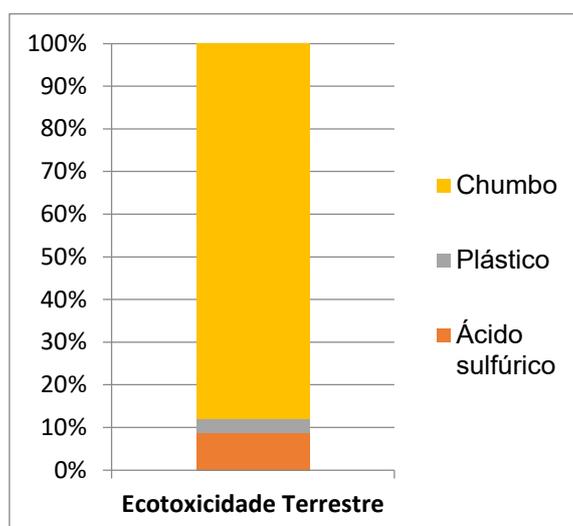
Tabela 22 – Impactos nas categorias de análise

Categoria de impacto	Unidade	Total	Ácido sulfúrico	Plástico	Chumbo
Mudança Climática	kg CO2 eq	8,331	0,300	2,619	5,411
Depleção da camada de Ozônio	kg CFC-11 eq	9,853E-07	1,746E-08	5,912E-09	9,619E-07
Acidificação Terrestre	kg SO2 eq	0,095	0,024	0,005	0,065
Toxicidade Humana	kg 1,4-DB eq	0,186	0,003	0,002	0,180
Ecotoxicidade Terrestre	kg 1,4-DB eq	0,00033	2,897E-05	1,063E-05	0,0002

Fonte: Elaboração própria

Figura 44 - Resultados por categoria de impacto





Fonte: Elaboração própria

Em todas as categorias o Chumbo apresentou os maiores impactos, tendo como maior contribuição as categorias de depreciação da camada de ozônio (97,63%) e toxicidade humana (96,56%). Nas demais categorias, o plástico apresenta a segunda posição dos impactos, exceto na categoria de mudança climática, cuja contribuição do plástico é 31,44% devido à composição do dióxido de carbono, na forma gasosa, durante o processo de montagem (queima do plástico) verificada através do inventário fornecido pelo *software SimaPro*®. No item de toxicidade humana os valores calculados para uma bateria são medidos em diclorobenzeno equivalente, que é responsável pela emissão de gases tóxicos durante o processo da inserção do chumbo nas baterias. Há uma tolerância máxima através da Norma Regulamentadora (NR) 15 que analisa os agentes químicos nos locais de trabalho e estabelece um limite de tolerância de 48 horas/semana de 39 ppm ou 0.000235 kg.m⁻³ e caracteriza como o nível de salubridade máxima a fabricação ou recuperação com acumuladores (BRASIL, 2011).

Conclusões

A ferramenta da ACV foi extremamente útil na avaliação de cada material que compõe a bateria chumbo-ácido no que se diz respeito às categorias de impactos ambientais. Ficou perceptível, após a devida análise, que o chumbo possui grande potencial de degradação ambiental com efeitos danosos à camada de ozônio e ao ser humano, o que sugere que esse material seja manipulado de forma que os colaboradores envolvidos no processo de montagem não sofram problemas de saúde, através de Equipamentos de Proteção Individual (EPIS) fornecidos pelas empresas que fabricam as baterias, além do controle realizado através de testes clínicos para o conhecimento do nível de chumbo presente no organismo.

Agradecimentos

A equipe envolvida no trabalho e ao Grupo de Gestão Avançada (GAMA).

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2009). NBR ISO 14040: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro.

ATSDR - AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. (2005). CERCLA priority list of hazardous substances. Atlanta, GA: U.S Department of Public Health and Human Services, Public Health Service.

BRASIL. (2011). Ministério do Trabalho e Emprego. NBR 15 – Atividades e operações insalubres. Anexo n.º 11 - Agentes Químicos Cujas Insalubridade é Caracterizada por Limite de Tolerância. Publicação. D.O.U. Portaria SIT n.º 291,

de 08 de dezembro de 2011 . Disponível em: < http://www.unifal-mg.edu.br/segurancadotrabalho/files/file/nr_15_anexo11.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2018.

ESPINOSA, D. C. R.; TENÓRIO, J. A. S. (2005). Reciclagem de baterias: análise da situação atual no Brasil. Revista Brasileira de Ciências Ambientais. n. 2, p. 14-20.

FERNANDES, J. D.; DANTAS, E. R. B.; BARBOSA, J. N.; BARBOSA, E. A. (2011). Estudo de impactos ambientais em solos: o caso da reciclagem de baterias automotivas usadas, tipo chumbo-ácido. Taubaté: Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional. v. 7, n. 1, p. 231-255,

MATTOS, U. A. O.; FORTES, J. D. N.; SHUBO, A. M. R.; PORTELA, L. F.; GÓMEZ, M. B.; TABALIPPA, M.; SHUBO, T. (2003) .Avaliação e diagnóstico das condições de trabalho em duas indústrias de baterias chumbo-ácidas no Estado do Rio de Janeiro. Revista Ciência e Saúde Coletiva. Temas Livres. v. 8, n. 4, p. 1047-1056.

SANTOS, J. F. (2009). Relatório Técnico 66 - Perfil do Chumbo. Projeto Estal. Ministério de Minas e Energia. J. Mendo Consultoria.

SILVA, B.C.E. (2001). Balanço Mineral Brasileiro, Departamento Nacional de Produção Mineral – DNPM. Disponível em <<http://www.dnpm.gov.br/assets/galeriadocumento/balancomineral2001/chumbo.pdf>> Acesso em: 10 janeiro de 2018.

JOLLY, R.; RHIN, C. (1994). The recycling of lead-acid batteries: production of lead and polypropylene, Resource Conservation and Recycling,

AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DOS CENÁRIOS PARA O PLANO DE EXPANSÃO DA CAPACIDADE DE GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA 2026 NO BRASIL

José Guilherme de Paula do Rosário¹, Cassiano Moro Piekarski², Murillo Vetroni Barros³

¹ Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Câmpus Ponta Grossa, Email: jrosario@alunos.utfpr.edu.br

² Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Câmpus Ponta Grossa, Email: piekarski@utfpr.edu.br

³ Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Câmpus Ponta Grossa, Email: murillo.vetroni@gmail.com

Resumo: O presente trabalho tem como objetivo avaliar a expansão da capacidade de geração de energia elétrica no Brasil no período 2020-2026 para diferentes categorias de impacto ambiental. Para isso foi utilizado dado secundário elaborado pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE) no documento Plano Decenal de Energia de 2026 para construção do Inventário do Ciclo de Vida (ICV). Foram elaborados diferentes cenários correspondendo ao período entre 2020 a 2026, avaliando o potencial impacto em cada cenário. A técnica abordada neste estudo foi a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), com base nas normas ISO 14040, ISO 14044 e uso da base de dados da Ecoinvent v 3.3. Para a modelagem do sistema de geração de energia elétrica no Brasil foi utilizado o *software* Umberto NXT Universal v 7.1.13. O estudo utilizou para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) o método ReCiPe v 1.11. As categorias de impacto *endpoints* analisadas foram: (i) ecossistema, (ii) saúde humana, (iii) recursos naturais, e (iv) total. Ao todo foram avaliados sete cenários, sendo esses: (i) atendimento a carga média, (ii) trajetória de referência, (iii) cenário alternativo de demanda, (iv) cenário de redução do custo da fotovoltaica centralizada, (v) cenário de restrição para Usina Hidrelétrica (UHE), (vi) cenário livre, e (vii) cenário expansão dirigida. Como resultado, o melhor cenário em termos de desempenho ambiental foi o (vi) cenário livre, e o pior foi o (v) cenário de restrição para Usina Hidrelétrica (UHE). Nesse sentido, o trabalho caminha para o desenvolvimento e promoção de energia elétrica limpa e sustentável no Brasil.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida. Energia renovável. Impactos Ambientais. Brasil.

Introdução

A energia elétrica vem se tornando um recurso imprescindível para o desenvolvimento da humanidade. Fontes limpas na geração de eletricidade são extremamente flexíveis e com menores índices de poluição. Destaca-se que no Brasil a demanda de energia elétrica nos últimos anos aumentou. E a eletricidade foi produzida, na grande maioria, por fontes de baixo potencial impacto ambiental. Atualmente, entre as fontes mais representativas da capacidade de geração de energia elétrica brasileira estão as hidrelétricas que representam cerca de 61,0%, gás natural 7,8%, eólica 7,49%, biomassa da cana 6,71% respectivamente (ANEEL, 2018).

A busca por uma geração de energia elétrica mais sustentável vem se tornando um dos principais objetivos dos tomadores de decisão em planejamento energético. Órgãos e grupos que buscam a sustentabilidade estão se juntando em alguns países, um dos exemplos é a Agência Internacional de Energia (IEA, 2018) que conta com 30 países membros.

Desta maneira, os planejadores e tomadores de decisão tem um grande desafio na escolha das tecnologias a serem empregadas na geração de eletricidade, e a medida que crescem as opções de fontes geradoras, tornam-se cada vez mais necessários estudos com diferentes abordagens para o maior nível de confiança dos resultados e na escolha dessas fontes de energia (BALEŽENTIS e STREIMIKIENE, 2017).

Nesse sentido, torna-se importante avaliar o desempenho ambiental da geração de energia elétrica no Brasil para diferentes categorias de impacto em todo o ciclo de vida de geração de energia. E uma das ferramentas para esse fim é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), que possibilita avaliar os aspectos e potenciais impactos relacionados às atividades, processos e serviços que resultam em produtos (ABNT, 2009a). Através do auxílio desta ferramenta, podem-se determinar o desempenho ambiental e o potencial impacto proveniente das fontes geradoras de eletricidade no país considerando todo seu ciclo de vida. Portanto, o objetivo deste estudo é avaliar a expansão da capacidade de geração de energia elétrica no Brasil no período 2020-2026 para diferentes categorias de impacto ambiental.

Metodologia

Com o intuito de criar indicadores e comparar as alternativas de cenários da expansão da capacidade de geração de energia elétrica no Brasil, optou-se em avaliar os potenciais aspectos referentes a sete cenários. Tais cenários foram extraídos do documento do Plano Decenal de Expansão de Energia 2026 elaborado pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE, 2017). Os cenários correspondem a (i) atendimento a carga média, (ii) trajetória de referência, (iii) cenário alternativo de demanda, (iv) cenário de redução do custo da fotovoltaica centralizada, (v) cenário de restrição para Usina Hidrelétrica (UHE), (vi) cenário livre, e (vii) cenário expansão dirigida. Cada cenário está composto na Tabela 2.

A capacidade de geração de energia elétrica brasileira foi analisada entre os anos de 2020 a 2026. O *software* utilizado foi o Umberto NXT Universal v 7.1.13. A base de dados utilizada foi da Ecoinvent (2017) v 3.3. O método de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) foi o ReCiPe v 1.11 com nível de avaliação *endpoint* nas categorias de impacto: qualidade do ecossistema; saúde humana; recursos naturais. A unidade funcional utilizada foi o incremento total de cada cenário em Megawatt-hora (MWh) de capacidade instalada de geração de energia elétrica no Brasil. Foi utilizado como metodologia para a realização da ACV as normas ISO 14040 (ABNT, 2009a) e ISO 14044 (ABNT, 2009b). O limite do sistema incluiu os sistemas brasileiros da geração de energia elétrica de berço a portão (*cradle-to-gate* - C2G), sem incluir transmissão, transformação e consumo final.

Os processos utilizados pela Ecoinvent para cada fonte de geração de eletricidade estão descritos a seguir: Hidrelétrica: *Electricity production, hydro, reservoir, tropical region [BR] 2016, Allocation, cut-off*. Biomassa - Cana de Açúcar: *Cane sugar production with ethanol by-product [BR] 2016, Allocation, cut-off*. Biomassa - Florestal: *Heat and power co-generation, wood chips, 6667 kW, state-of-the-art 2014 [BR] 2016, Allocation, cut-off*. Eólica: *Electricity production, wind, 1-3MW turbine, onshore [BR] 2016, Allocation, cut-off*. Solar: *Electricity production, photovoltaic, 570kWp open ground installation, multi-Si [RoW] 2016, Allocation, cut-off*. Gás Natural: *Electricity production, natural gas, combined cycle power plant [BR] 2016, Allocation, cut-off*. Carvão: *Electricity production, hard coal [BR] 2016, Allocation, cut-off*. Alternativas de Ponta: não foi avaliada, portanto não teve processo integrado.

O *mix* de geração de energia elétrica no Brasil foi formado por 11 fontes de geração. Além da eletricidade que é importada para o país, a EPE (2017) considera as “Alternativas de Ponta” previstas para ter início em 2021 que advém de termelétricas de ciclo aberta, usinas reversíveis, motorização adicional de hidrelétricas, baterias ou gerenciamento da demanda.

Sete cenários estão avaliados, conforme a Tabela 1. Cada cenário apresenta a quantidade (em Megawatt - MW) que serão incrementados no período 2020-2026. Nesse sentido, a modelagem no *software* avaliou os aspectos e potenciais impactos de cada cenário, criando indicadores para comparações e apoiar a tomada de decisão que traga o melhor desempenho ambiental.

Tabela 1 – Cenários de expansão da oferta de energia 2020-2026.

Cenário	Descrição	Incremento Total 2020-2026 (MW)	Fontes com maior % de expansão 2020-2026			Investimento Total R\$ milhões
1	Atendimento à carga média de energia	28.407	Eólica NE (36,61%)	Fotovoltaica Centralizada (24,64%)	Biomassa - Cana de açúcar (9,86%)	R\$140.772,00
2	Trajatória de referência	41.021	Eólica NE (23,06%)	Alternativa de Ponta SE (21,8%)	Fotovoltaica Centralizada (17,06%)	R\$174.480,00
3	Cenário alternativo de demanda	54.988	Eólica NE (28,70%)	Alternativa de Ponta SE (19,70%)	Fotovoltaica Centralizada (12,73%)	R\$231.802,00

4	Cenário de redução do custo de investimento da fotovoltaica centralizada	43.170	Fotovoltaica Centralizada (24,34%)	Eólica NE (18,59%)	Alternativa de Ponta SE (16,49%)	R\$180.853,00
5	Cenário de restrição total para UHE	39.956	Alternativa de Ponta SE (31,17%)	Eólica NE (21,90%)	Fotovoltaica Centralizada (17,52%)	R\$167.468,00
6	Cenário livre (sem política energética)	40.584	Eólica NE (40,12%)	Alternativa de Ponta SE (17,16%)	Alternativa de Ponta Sul (13,92%)	R\$181.026,00
7	Cenário expansão dirigida	41.632	Eólica NE (26,81%)	Alternativa de Ponta SE (18,46%)	Fotovoltaica Centralizada (14,41%)	R\$179.227,00

Fonte: Adaptado de EPE (2017).

Um cenário que poderá trazer bons resultados para a geração de energia brasileira é o (iv) “redução do custo de investimento na tecnologia fotovoltaica centralizada”. Esse cenário aborda um ótimo custo benefício em termos de R\$/MW da capacidade instalada, como mostra a Tabela 1. A fonte eólica aparece em todos os cenários, e a solar aparece em 6 dos 7 cenários. Destaque para o cenário livre que de sua oferta de 40.584 MW, a energia eólica representa 40,12% do total. A Tabela 2 representa o incremento total por fonte em cada cenário previsto.

Tabela 2 – Incremento de cada fonte para cada cenário previsto.

Fontes Expandidas	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7
	MW						
Hidrelétrica	2633	4131	4271	4131	1500	3641	4131
Biomassa - Cana de Açúcar	2802	2802	2802	2802	2802	3490	2802
Biomassa - Florestal	400	400	400	400	400	400	400
Eólica	13000	11824	19726	10030	10936	20352	13950
Solar	7000	7000	7000	10508	7000	0	6000
Gás Natural	2572	2666	3110	2698	2495	86	1543
Carvão	0	0	0	0	1999	0	0
Alternativas de Ponta	0	12198	17679	12601	12824	12615	12806
Total (MW)	28407	41021	54988	43170	39956	40584	41632
Capacidade Avaliada (MW)	28407	28823	37309	30569	27132	27969	28826

Fonte: Adaptado de EPE (2017).

A Tabela 2 serviu como dados de entradas para a construção do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) do estudo. Foram realizadas quatro adaptações referente aos dados iniciais para a modelagem do sistema, sendo elas: A hidrelétrica foi representada pelo incremento das hidrelétricas + Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH) + Centrais Geradoras Hidrelétricas (CGH); A fonte eólica no sistema produto representa as expansões da fonte eólica no Sul e Norte do país, pois a base de dados possui apenas o processo referente ao Brasil e não possui inventário para o Sul e para o Norte do Brasil; O gás natural representa a soma das usinas flexíveis e sazonais; A fonte “alternativas de ponta” não foi considerada por se tratar de um alternativa composta por 5 fontes e não ter dados suficientes para criar os processos que compõem essa fonte no sistema produto (EPE, 2017).

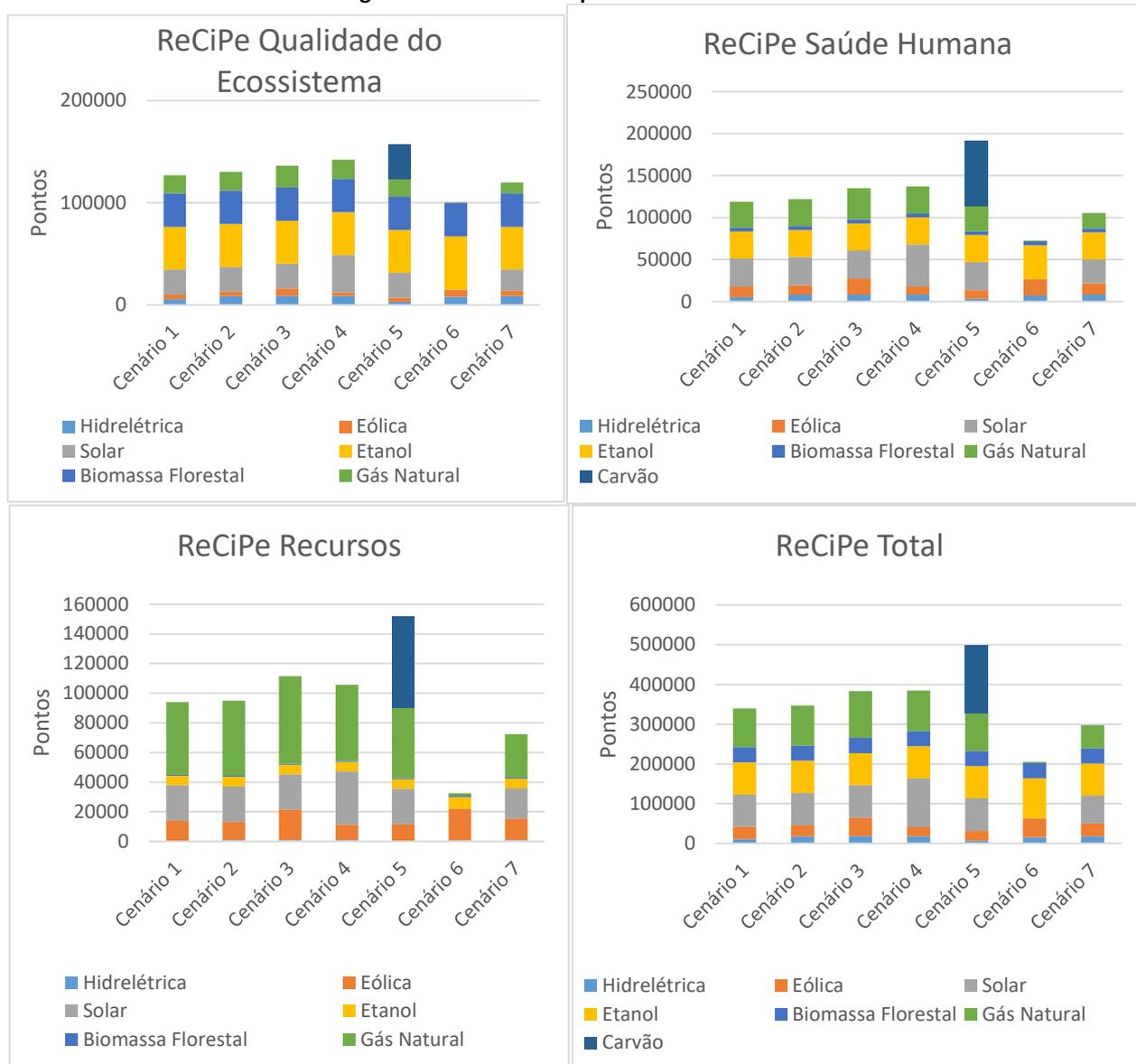
Resultados e discussão

A Figura 1 mostra quatro gráficos dos impactos gerados em pontos (do método *endpoint* ReCiPe) para cada um dos cenários nas três categorias analisadas. A categoria total representa a soma das três categorias.

É possível identificar que alguns cenários tem melhor desempenho em uma categoria do que em outra. O cenário 3 que tem o segundo pior desempenho na categoria recursos. Já o cenário 4 assume a segunda posição em termos de desempenho ambiental em todas as outras categorias.

O cenário 5 (restrição para UHE) é considerado o pior em termos de desempenho ambiental em todas as categorias. Grande parte (34,51%) do seu potencial impacto na categoria total é resultado da possível expansão na capacidade de geração advinda do carvão. Ainda no cenário 5, o segundo maior contribuidor na categoria total foi o gás natural.

Figura 1 – Potenciais impactos de cada cenário.



Fonte: Autoria própria (2018).

Porém, analisando apenas em termos de potenciais impactos totais não é possível concluir qual seria o melhor cenário, pois deve-se levar em consideração a quantidade de energia produzida por cada cenário para ter o potencial de impacto gerado por MW de energia elétrica. A Tabela 3 mostra um indicador que representa o melhor desempenho de cada um dos sete cenários.

Como cenário menos preferível em termos de impacto por MW ofertado destaca-se o cenário 5, com restrição total as hidrelétricas que apresenta 18,40 pontos/MW. Seu mau desempenho deve-se ao incremento da capacidade da fonte de energia elétrica advinda do carvão e a baixa oferta de hidrelétrica que apresenta níveis menores de impactos e colabora com o desempenho relativo, em termos de investimentos seria o segundo cenário com melhor custo benefício, 4,19 milhões de reais por MW ofertado.

O cenário 4 teve o segundo pior desempenho com 12,58 pontos/MW. Esse cenário apresenta menores investimentos na fonte de energia eólica, em contrapartida, tem o maior investimento entre os cenários na fonte de energia solar, como mostra maiores impactos na Figura 1 na categoria total, porém em termos de investimentos é o cenário que traria a oferta de MW pelo menor investimento, cerca de 4,18 milhões por MW ofertado.

O cenário 2 apresenta 12,03 pontos/MW e com desempenho próximo ao cenário 4, classificado como terceiro pior em termos de impactos ambientais e quarto melhor custo benefício em termos de investimentos, cerca de 4,25 milhões por MW incrementado.

Tabela 3 – Impacto total relativo de cada cenário.

Fontes Expandidas	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7
Capacidade Instalada (MW)	28407	41021	54988	43170	39956	40584	41632
Capacidade da Alternativas de Ponta	0	12198	17679	12601	12824	12615	12806
Capacidade com impactos avaliados	28407	28823	37309	30569	27132	27969	28826
Impacto Total (Pontos)	339621	346870	382837	384771	499292	205615	297824
Investimento Total (R\$ milhões)	R\$ 140.772,00	R\$ 174.480,00	R\$ 231.802,00	R\$ 180.853,00	R\$ 167.468,00	R\$ 181.026,00	R\$ 179.227,00
Impacto Relativo (Impacto/Capacidade com impactos avaliados)	11,96	12,03	10,26	12,59	18,40	7,35	10,33
Investimento em R\$ milhões por MW ofertado (Investimento/Capacidade Instalada)	R\$ 4,96	R\$ 4,25	R\$ 4,22	R\$ 4,18	R\$ 4,19	R\$ 4,46	R\$ 4,31

Fonte: Autoria própria (2018).

- A alternativa de ponta pode ser composta por termelétrica de ciclo aberto, Usinas Reversíveis, Motorização adicional de hidrelétricas, Bateria ou Gerenciamento da Demanda.
- Representa a capacidade instalada subtraída da capacidade ofertada pelas alternativas de ponta para fins de cálculo de impacto relativo.

Já o cenário 1 fica em quarto lugar com 11,95 pontos/MW. O cenário apresenta uma redução na oferta de energia hidrelétrica considerada uma fonte de origem renovável, mantendo a expansão na fonte gás natural que traz maiores impactos ambientais, também tem o pior custo benefício sendo o que oferece cada MW pelo maior investimento entre os cenários, cerca de 4,96 milhões por cada MW ofertado.

O cenário 7 que seria criado por uma expansão dirigida traz o terceiro melhor cenário com 10,33 pontos/MW. Esse apresenta o segundo menor investimento em gás natural e terceiro maior investimento em energia solar, apresentando um custo de 4,31 milhões por MW ofertado.

Já o cenário 3 apresentou o terceiro e segundo pior desempenho na Figura 1, traz aqui o segundo melhor indicador com 6,96 pontos/MW, apresentando o maior investimento nas fontes hidrelétrica e gás natural, e segundo maior investimento na fonte eólica, também traz um bom desempenho em termos de custo benefício 4,25 milhões por MW ofertado.

Como mostra a Tabela 3 o cenário 6 não só apresentou o melhor desempenho quando consultado o potencial impacto total apresentado nos gráficos da Figura 1, como também apresenta o melhor desempenho em relação ao potencial de impacto gerado por capacidade de geração de energia elétrica, resultado de altos investimentos na fonte eólica e biomassa - cana de açúcar e o menor investimento em gás natural, nomeado como cenário livre que não seria dirigido por uma política energética.

Conclusão

O presente trabalho avaliou a expansão da capacidade de geração de energia elétrica no Brasil no período 2020-2026 com base em dados e projeções do Plano Decenal de Expansão 2026 elaborado pela Empresa de Pesquisa Energética, sendo possível identificar:

- O melhor cenário em termos de desempenho ambiental foi o 6 (cenário livre – sem política energética);
- O pior cenário em termos de desempenho ambiental foi o 5 (restrição para UHE);
- As fontes que mais contribuem positivamente em termos de baixo impacto ambiental para todas as categorias de impacto foram: hidrelétrica, solar, eólica e biomassa;
- As fontes de alto impacto ambiental foram: carvão e gás natural.

Apesar do cenário 5 (restrição para UHE) ter o segundo pior desempenho é preciso lembrar que ao se tratar de restrição de hidrelétrica é um cenário plausível de ocorrer uma vez que envolve incertezas que não se podem prever, tais como, crises hídricas, projetos que dependem de aprovações e precisam de estudos aprofundados para a liberação de novos empreendimentos. O cenário 6 (cenário livre – sem política energética), apesar de seu bom desempenho, pode não ser tão viável por conta de se tratar de um cenário livre que não seguiria uma política energética para nortear o seu desenvolvimento, também é o segundo melhor cenário em termos de custo benefício para expansão, com o investimento de 4,19 milhões por MW ofertado.

Para trabalhos futuros recomenda-se simulações referentes a sensibilidade dos impactos de cada cenário assim como a busca pelas tecnologias que representam a fonte “alternativas de ponta” para ter maior certeza dos impactos reais de cada cenário.

Agradecimento

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Fundação Araucária, Universidade Tecnológica Federal do Paraná/Brasil e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq.

Referências

ABNT (Associação Brasileira De Normas Técnicas). ABNT NBR ISO 14040: 2009 Versão Corrigida: 2014: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e Estrutura. Brasil, 2009a.

ABNT (Associação Brasileira De Normas Técnicas). ABNT NBR ISO 14044: 2009 Versão Corrigida: 2014: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e Orientações. Brasil, 2009b.

ANEEL (Agencia Nacional de Energia Elétrica). Banco de Informações de Geração (BIG), 2018. Disponível em: <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/OperacaoCapacidadeBrasil.cfm> (Acesso em: 20 Feb 2018).

BALEŽENTIS, T.; STREIMIKIENE, D. Multi-criteria ranking of energy generation scenarios with Monte Carlo simulation. *Applied Energy*, v. 185, p. 862-871, 2017.



ECOINVENT. Base de dados. 2017. Disponível em: <http://www.ecoinvent.org/database/database.html> (Acesso em: 02 Mai 2017).

EPE (Empresa de Pesquisa Energética). Plano Decenal de Expansão de Energia 2026. 2017. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/Plano-Decenal-de-Expansao-de-Energia-2026> (Acesso em: 02 Fev 2017).

IEA. (International Energy Agency). Key world energy statistics 2018. Disponível em: <https://www.iea.org/publications> (Acesso em: 04 Fev 2018).



ANÁLISE DO CICLO DE VIDA (ACV) DA CADEIA DE PRODUÇÃO DO POLIETILENO TEREFALATO PÓS-CONSUMO RECICLADO (PET-PCR): ESTUDO DE CASO COMO FERRAMENTA DE IDENTIFICAÇÃO DE OPORTUNIDADES DE MELHORIAS

Cláudio Lima¹, Laura Luíza dos Santos², Luciano Gileno³, Ana Laura Pavan⁴, Aldo Ometto⁴

^{1,2,3}Universidade Federal de Alfenas, claudio.lima@unifal-mg.edu.br

⁴Universidade de São Paulo

Resumo O trabalho relata o estudo de caso realizado em uma recicladora de garrafas PET pós-consumo, no qual a utilização do instrumental técnico da Análise do Ciclo de Vida (ACV) propiciou a geração de indicadores de desempenho ambiental e identificação de oportunidades de melhorias na cadeia de produção do Polietileno Tereftalato Pós-consumo Reciclado (PET-PCR). O escopo contemplou as etapas de logística de Transporte de Matéria-Prima, Linha de Lavagem, Linha de Extrusão, Pós-Condensação e Utilidades. O método de avaliação de impacto selecionado para interpretação do inventário foi o Eco-Indicador 95, através do qual foram analisadas as categorias de impacto de Aquecimento Global e Acidificação, causadas a partir do consumo de diesel, gás natural e energia elétrica. Os resultados apontaram que entre as categorias de impacto selecionadas, o Aquecimento Global teve destaque, sendo responsável por 88% do impacto total, enquanto a Acidificação representou apenas 12%. Já os resultados obtidos para o Prejuízo Ambiental apontaram o predomínio da etapa Transporte de Matéria-Prima (garrafas PET pós consumo) com a considerável fatia de 93% do impacto total. Ao realizar a comparação dos processos produtivos de PET-PCR e Resina PET Virgem, verificou-se uma economia energética de 88% para o processo de reciclagem, consumindo, em contrapartida, 41% mais água, devido principalmente ao processo de lavagem das garrafas.

Palavras-chave: PET-PCR, AICV de PET pós consumo, reciclagem, logística reversa, ACV.

Introdução

Os plásticos são os materiais mais presentes na economia moderna devido suas propriedades funcionais favoráveis aliadas ao baixo custo. Apresentou crescimento de demanda de 20 vezes nos últimos 50 anos devendo, ainda, dobrar nos próximos 20 anos. Embora ofereça muitos benefícios, a atual economia dos plásticos tem desvantagens ambientais associadas à disposição final pós-uso. Os custos dessas destas externalidades incorporando as emissões de gases do efeito estufa em sua produção são estimados em US\$ 40 bilhões por ano, valor que supera o lucro agrupado da indústria de embalagens plásticas do mundo, segundo relatório publicado pela Ellen MacArthur Foundation (EMF,2016).

O papel de grandes vilões da natureza atribuído pela sociedade aos plásticos se deve principalmente ao elevado tempo de degradação e por ocuparem uma boa parte do volume dos resíduos sólidos urbano-RSU dispostos em aterros ou despejados inadequadamente no solo, cursos d'água e mar. Nos últimos anos, os plásticos têm aumentado sua participação na composição nos RSU, estimado em cerca de 20% do que é coletado no Brasil (ROMÃO, W. et al.,2009).

Segundo a ABRELPE (2017) a geração de RSU no Brasil no ano de 2016 foi de quase 78,3 milhões de toneladas, com geração per capita de RSU de 1,040 (kg/hab/dia). A Política Nacional de Resíduos Sólidos-PNRS (BRASIL,2010) preconiza a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, a reciclagem como uma das ações prioritárias na gestão de resíduos e a logística reversa como um dos instrumentos de implementação. Em 2016 passou a vigorar o Acordo Setorial para Implantação do Sistema de Logística Reversa de Embalagens em Geral (BRASIL,2015), que tem como objetivo garantir a destinação final ambientalmente adequada de embalagens que ao final da primeira fase deverá garantir a recuperação de mais 3.800 toneladas de embalagens por dia.

Os principais polímeros produzidos no Brasil e encontrados no RSU são: o polietileno de alta, baixa densidade e baixa densidade linear (PEAD, PEBD e PELBD), o polipropileno (PP), o poli (cloreto de vinila) (PVC), o poli (tereftalato de etileno) (PET) e o poliestireno (PS). A produção de PET corresponde a 9% da produção total de polímeros no Brasil, entretanto, a fração de PET no RSU correspondente aos polímeros é em média de 20% (ROMÃO, W. et al.,2017).



O polietileno tereftalato-PET é um dos termoplásticos mais produzidos no mundo, sendo sua principal aplicação no Brasil relacionada ao setor de embalagens (71%), devido a suas propriedades mecânicas, térmicas e baixo custo, amplamente utilizado em recipientes de líquidos como refrigerantes pelas vantagens da economia de peso e segurança em caso de queda quando comparado à opção do vidro (ABIPET,2015).

De acordo com o 10º censo da reciclagem do PET no Brasil (ABIPET,2016), a taxa de reciclagem de PET em 2015 apresentou um índice de 51%, valor estável desde 2006 e que confere o segundo posto mundial ao Brasil, ficando atrás somente do Japão com 77% (CEMPRE,2016). Por outro lado, a quantidade de 274.000 toneladas recuperadas foi 17,2% inferior ao pico observado no ano de 2012. Em relação ao perfil das empresas recicladoras, 92% possuem mais de 5 anos de operação. Quase 50% do PET pós-consumo que chega às recicladoras são coletados por cooperativas, com crescimento desta participação nos últimos anos decorrente de incentivos da PNRS. Ainda segundo o mesmo censo, 60% dos entrevistados manifestaram dificuldades em conseguir garrafas para reciclar.

A superação das desvantagens associadas ao PET como de qualquer outro plástico demanda uma abordagem sistêmica para aumentar a eficácia dos sistemas levando a melhores resultados econômicos, ambientais e sociais. A ferramenta técnica da Avaliação do Ciclo de Vida-ACV permite a avaliação de impactos de produtos de maneira holística, considerando suas mais diversas fases de produção e uso. É considerada a técnica mais indicada para este tipo de abordagem por (Becker Jr, 2016) e incentivada pela PNRS, conforme item XIII dos princípios e objetivos (BRASIL,2010).

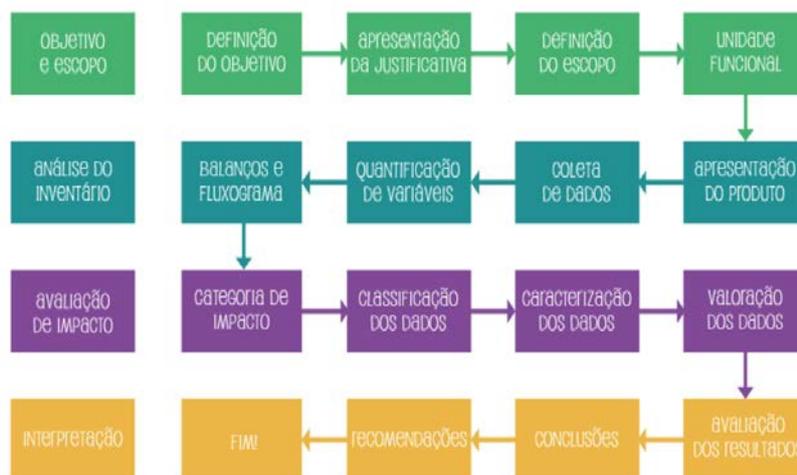
Através da ACV, é possível levantar indicadores ambientais inerentes ao processo produtivo e identificar oportunidades de melhorias revelando-se como uma ferramenta indispensável às estratégias gerenciais (CHEHEBE, 1997; HELLWEG; CANALS, 2014). A indústria do plástico vem investindo em estudos de ACV a fim de levantar os reais impactos ambientais causados por bens de consumo, servindo de base para projetos inovadores (SINZATO, 2015). Entretanto, para o avanço e a aplicação adequada dessa técnica, bases de dados ambientais confiáveis e representativas da realidade nacional necessitam ser desenvolvidas e disponibilizadas por meio de coleta de informações sobre o consumo de recursos naturais, de energia e matérias-primas e da geração de efluentes, resíduos e de emissões atmosféricas ao longo do ciclo de vida. A carência de dados representativos ainda é um obstáculo ao amplo uso da ACV no Brasil (Becker Jr, 2016).

Diante do exposto este trabalho apresenta, na perspectiva da Avaliação do Ciclo de Vida, o processo de construção de indicadores preliminares de desempenho ambiental, por meio de estudo de caso em uma recicladora de garrafas PET, como estratégia de identificação de oportunidades de melhorias na cadeia de produção do Polietileno Tereftalato Pós-Consumo Reciclado (PET-PCR).

Metodologia

Este estudo fundamentou-se na norma NBR-ISO 14040 (ABNT,2006) contemplando as fases e atividades conforme fluxograma apresentado na Figura 1.

Figura 45 - Fluxograma das fases e atividades da metodologia adotada para Análise do Ciclo de Vida



Fonte: Arquivo pessoal.

A Análise do Inventário se deu principalmente pelo levantamento de dados primários de entrada e saída coletados diretamente dos registros de controle da unidade recicladora em estudo, durante 3 meses de estudo. Cabe destacar que no período de coleta o processo apresentou várias oscilações por ser uma unidade em início de operação. Dados complementares foram compilados da literatura para a construção dos balanços de massa e energia do processo conforme (SANTOS, 2011). Recursos computacionais foram utilizados como suporte a coleta de dados e cálculos.

Os modelos de avaliação de impacto ambiental atuam de forma a traduzir os dados resultantes da fase do inventário em efeitos ambientais, cobrindo uma variedade de categorias de impacto e considerando esses efeitos em um determinado estágio do processo. Por se tratar de um estudo exploratório, o método utilizado no presente trabalho foi o Eco-Indicador 95, como uma primeira aproximação por se tratar de um dos métodos de Avaliação de Impacto Ambiental mais empregados pela comunidade científica e, além disso, pela sua praticidade ao traduzir os dados disponíveis (VALT, 2004). Os cálculos podem ser realizados manualmente ou utilizando-se softwares (VALT, 2004; MOURAD et. al., 2002). Neste estudo optou-se por realizar os cálculos manualmente.

Dentre as diversas categorias de impacto ambiental que podem ser adotadas, o Aquecimento Global e a Acidificação foram selecionadas para este estudo. A liberação de gases responsáveis pelo aquecimento e acidificação está relacionada principalmente ao consumo de combustíveis para a produção de calor, de energia e transporte (MOURAD et. al., 2002). Optou-se pela adoção de apenas duas categorias de impacto pelo caráter exploratório da pesquisa e pela importância preponderante destas, corroborada por (CHILTON, 2016) a partir de citação de revisão de 10 estudos de cenários pela ACV com PET comparando as opções de destinação de pós consumo pela reciclagem com a incineração.

Resultados e discussão

Objetivo e Escopo

A definição do objetivo de estabelecimento de indicadores de desempenho ambiental prioritários para a unidade recicladora de PET se deu a partir de levantamento de percepções junto ao staff gerencial do processo industrial, na perspectiva da avaliação exploratória do Ciclo de Vida do PET-PCR e na busca de identificar fragilidades e capturar oportunidades de melhoria no processo para alimentar futuras tomadas de decisão. A função do sistema foi o PET-PCR e a unidade funcional foi definida como sendo 1.000 kg de PET-PCR.

A Extensão do escopo abrangeu todo o processo de produção do PET-PCR, contemplando o transporte rodoviário de matéria-prima do ponto de carregamento até a recicladora, considerando a ida e a volta do trajeto quando os veículos retornavam vazios. A Largura incorporou o transporte de matéria-prima, a linha de lavagem, a linha de extrusão, pós-condensação e tratamento de águas e efluentes. Já a Profundidade do escopo envolveu a coleta de dados referentes

ao consumo de recursos naturais e insumos e à geração de emissões atmosféricas, efluentes líquidos e resíduos sólidos.

Análise do Inventário

O PET-PCR é obtido a partir das garrafas de PET pós consumo que são transportadas dos pontos de despacho dos fornecedores até a fábrica, onde entram na Linha de Lavagem, constituída basicamente pelas etapas de separação, moagem, lavagem e secagem. Os *flakes* obtidos na primeira linha abastecem a Linha de Extrusão para a produção dos *pellets* de PET-PCR em estado amorfo que são posteriormente submetidos a um processo de cristalização e pós-condensação. Os setores tratamento de água e efluentes líquidos interagem intensamente com este processo.

A coleta de dados do transporte rodoviário de matéria-prima se deu por aplicação de questionário estruturado a fim de se traçar o perfil de entrega de matéria-prima com acompanhamento de distância percorrida, carga e consumo de diesel por km rodado. A média de distância percorrida pelos veículos foi de 696 km. Dentre os veículos amostrados, somente 20% dos motoristas declararam possuir frete retorno agendado. Por este motivo considerou também o retorno dos veículos vazios às suas origens, gerando o percurso equivalente de 1.253 km. A média de km rodados por litro de diesel da amostra analisada foi de 3,33 km/L. A entrega média por caminhão foi de 8.848 kg de PET, o que gerou uma distância específica de 0,142 km/kg de garrafa, resultando em cerca de 43 litros de diesel por 1.000 kg de garrafa recebida.

Na sequência obteve-se junto aos registros do processo que cerca de 75% das garrafas PET recebidas como matéria-prima eram convertidas em produto (*flakes*), com 17% de subprodutos comercializados e aproveitados na forma de matéria-prima em outros processos, e os 8% restantes, caracterizados como resíduos sólidos, classe II A, destinados ao coprocessamento em cimenteira.

Já na Linha de Extrusão, cerca de 85% da matéria-prima (*flakes*) foi convertida em produto (*pellets*), 2% aos subprodutos e 13% referente à desqualificação de material, vendido separadamente do produto estudado. Em relação à Pós-Condensação, geralmente não há perdas durante o processo.

A Tabela 1 apresenta os consumos de água e energia (elétrica e combustível) de cada etapa do processo. Na Tabela 2 encontra-se a quantificação das emissões atmosféricas de acordo com seu respectivo consumo de energia, utilizando os valores de conversão da literatura.

Tabela 1 – Consumo de água e energia

Recursos Naturais	Matéria-prima		Lavagem		Extrusão		Pós-condensação	
	Mês	Funcional	Mês	Funcional	Mês	Funcional	Mês	Funcional
Água, em m ³	-	-	2.183	5,05	1.185	2,74	-	-
Diesel, em L	29.020	67	266	0,62	-	-	-	-
Energia elétrica, em kWh	-	-	151.816	351	296.960	686	392.198	907
Gás natural, em m ³	-	-	48.236	111	-	-	68.383	158

Fonte: Elaboração própria

Observa-se na Tabela 2 que o Transporte da Matéria-Prima é o grande gerador de CO₂ de todo o processo, devido ao elevado consumo de diesel, emitindo cerca de 180 kg do poluente na atmosfera a cada 1.000 kg de PET-PCR produzidos. Na fábrica, as Linhas de Pós-Condensação, Extrusão e Lavagem geram em torno de 5, 4 e 2 kg de CO₂, respectivamente.

Em relação a águas e efluentes, foi necessário tratar cerca de 3 m³ de efluentes líquidos, com DQO de 20,2 g/m³ por kg de PET-PCR.

Tabela 2 – Emissões atmosféricas (kg) referentes ao consumo de diesel, energia elétrica e gás natural

Emissões atmosféricas	Transporte de matéria-prima	Lavagem	Extrusão	Pós-condensação
CO	0,336	-	-	-
CO ₂	179,460	2,0	3,9	5,2
CH ₄	-	7,0x10 ⁻⁴	1,4x10 ⁻³	1,8x10 ⁻³
HC	0,067	-	-	-
NO _x	7,797	0,17	-	1,38
N ₂ O	-	9,6x10 ⁻⁵	1,9x10 ⁻⁴	2,5x10 ⁻⁴

Fonte: Elaboração própria

Avaliação de Impacto

As categorias de impacto Aquecimento Global e Acidificação foram selecionadas como forma de tradução do inventário para enfatizar as fraquezas do processo e as oportunidades de melhorias. A Tabela 3 apresenta o resultado da valoração dos dados de emissão equivalentes obtidos a partir da soma das massas equivalentes, onde observa-se a prevalência da etapa de transporte com maior peso ambiental total, com índice com valor de 505,4.

A Figura 2 representa o balanço de massa e energia do processo, abrangendo cada unidade e os respectivos dados associados à unidade funcional de 1.000 kg de PET-PCR.

Tabela 3 – Potencial de Impacto a partir da normalização e valoração dos dados das emissões atmosféricas

Fase do Processo	Emissão Equivalente		Fator de Peso		Potencial Impacto Ambiental
	Aquecimento Global	Acidificação	Aquecimento Global	Acidificação	
	CO ₂ Eq	SO ₂ Eq	2,5	10	
Transporte	180,3	5,5	450,8	54,6	505,4
Lavagem	2,0	0,1	5,1	1,2	6,3
Extrusão	4,0	-	9,9	-	9,9
Pós-condensação	5,3	1,0	13,3	9,6	22,9

Fonte: Elaboração própria

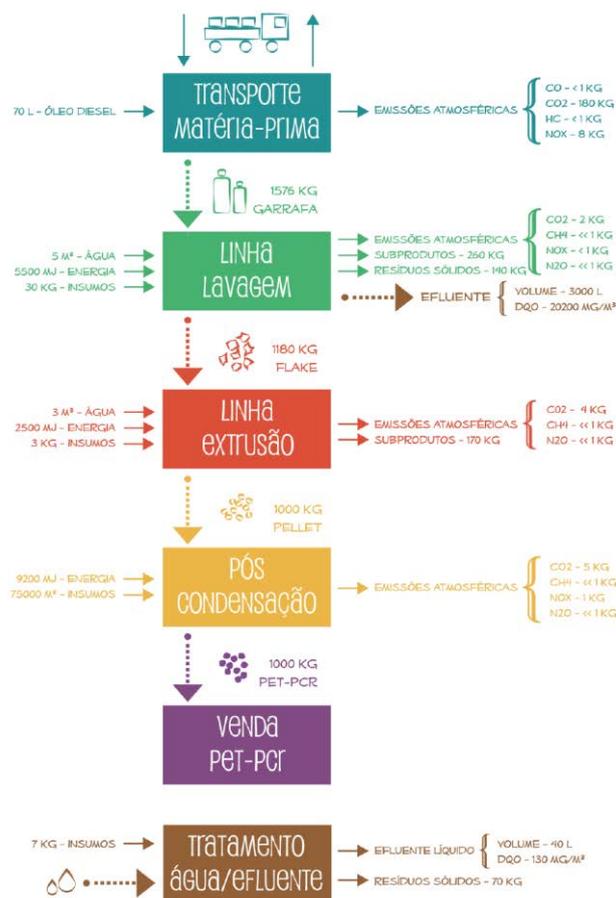
Interpretação

A partir dos indicadores de potencial de impacto obteve-se que 93% do impacto total gerado (Aquecimento Global e Acidificação) referem-se à fase de Transporte de Matéria-Prima. O Aquecimento Global foi responsável por 88% do impacto total. A Linha de Extrusão influencia somente na categoria de Aquecimento Global, por outro lado, a Linha de Pós Condensação exerce maior influência na categoria de Acidificação.

Dessa forma, a fim de reduzir o impacto ambiental do processo de reciclagem de garrafas PET, causado pela emissão de poluentes inerentes ao consumo de gás natural, de energia elétrica e principalmente de diesel, é importante insistir na conquista de fornecedores cada vez mais próximos à fábrica, beneficiando a logística do recebimento da matéria-prima em termos econômicos, estratégicos e ambientais.

O consumo de recursos naturais da recicladora quando comparado à produção de Resina PET Virgem, obtido do inventário de VALT (2004), apresentou economia energética de 88%. Por outro lado, consome-se 41% mais água, devido principalmente, ao processo de lavagem das garrafas, grande desafio para a indústria de reciclagem de plásticos.

Figura 2 - Fluxograma do balanço de massa de energia da fase de inventário do ciclo de vida do PET-PCR



Conclusões

A estratégia de utilização da abordagem da ACV para gerar indicadores preliminares de desempenho ambiental para uma recicladora de garrafas PET mostrou-se adequada para identificar fragilidades e captura de oportunidades de implementação de melhorias.

A fase de inventário apontou a fragilidade na logística da matéria prima, PET pós consumo (garrafas), com percurso médio equivalente de 1.253 km, resultando em estimativas de 0,142 km/kg de garrafa, cerca de 43 litros de diesel por 1.000 kg de garrafa recebida.

Das categorias de impacto selecionadas, o Aquecimento Global teve destaque, sendo responsável por 88% do impacto total, enquanto a Acidificação representou apenas 12%. Já os resultados obtidos para o Prejuízo Ambiental apontaram o predomínio da etapa Transporte de Matéria-Prima com a considerável fatia de 93% do impacto total. Comparando os processos produtivos de PET-PCR e Resina PET Virgem, verificou-se uma economia energética de 88% para o processo de reciclagem, por outro lado consome 41% mais água, devido principalmente ao processo de lavagem das garrafas.

Pode-se depreender deste estudo de caso que a logística reversa das garrafas PET, seja pelas enormes distâncias percorridas e decorrente consumo elevado de combustíveis fósseis ou pela qualidade do material associado aos gargalos tecnológicos que levam ao consumo de grandes quantidades de água são as oportunidades de melhoria de desempenho ambiental prioritárias.

O estudo também serviu para demonstrar a importância da ACV também na definição da localização recicladora e abrangência territorial dos fornecedores em um plano de negócios alinhado a sustentabilidade ambiental,

principalmente no Brasil pelas suas dimensões continentais. Criar uma economia pós-consumo eficaz, com baixa emissão de carbono e redução do consumo de água são as janelas de oportunidades para redução da necessidade de matérias-primas virgens, alinhando-se, assim, aos princípios de uma economia circular.

Referências

ABIPET – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PET. **10º CENSO da Reciclagem de PET**: Brasil: O Ano 2015. Nôus Consulting, Jun. 2016.

ABIPET – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PET. **Reciclagem**. 2015. Disponível em: <<http://www.abipet.org.br/index.html?method=mostrarInstitucional&id=68>>. Acesso em: 15 Jun. 2015.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040**: Gestão ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2006.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2016**. São Paulo, 2017. 64 p.

BECKER Jr., A.M. *et al.* Desenvolvimento de base de dados ambiental para a cadeia de transformação de plástico no Brasil: primeiros avanços. **Revista Latino-Americana em Avaliação do Ciclo de Vida**: Edição Especial V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida, p.48-62, 2016.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9605 de 12 de fevereiro de 1998, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília (DF), 03 ago. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Acordo Setorial Para Implementação do Sistema de Logística Reversa de Embalagens em Geral** Brasília, DF 2015. Disponível em <http://www.sinir.gov.br/documents/10180/93155/Acordo_embalagens.pdf/58e2cc53-3e38-420a-97fd-dba2ccae4cd3>. Acesso em 03 de mar. 2018.

CEMPRE – COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM. **CICLOSOFT 2016**: Pesquisa Anual sobre Coleta Seletiva. Disponível em: <<http://cempre.org.br/ciclosoft/id/2>>. Acesso em: 03 Mar. 2018.

CHEHEBE, J. R. B. **Análise do Ciclo de Vida de Produtos**: Ferramenta Gerencial da ISO 14000. Rio de Janeiro: Qualitymark Ed., CNI, 1997.

CHILTON, T. BURNLEY, S., NESARATNAM, S. *et al.* **A life cycle assessment of the closed-loop recycling and thermal recovery of post-consumer PET**. Resources, Conservation and Recycling V. 54, p. 1241–1249. 2016

CRUVINEL, R. R. S., PINTO, P. V. H., GRANEMANN, S. R. **Mensuração econômica da emissão de CO2 da frota dos transportadores autônomos de cargas brasileiros**. Journal of Transport Literature. Vol. 6, n. 2, 234-252. Abr. 2012.

Ellen MacArthur Foundation: **A NOVA ECONOMIA DO PLÁSTICO-Repensando o futuro do plástico**. Sumário Executivo, 2016

PASCHOALIN FILHO, J. A.; STOROPOLI, J.J.; DIAS, A. J. G. Evaluation of compressive strength and water absorption of soil-cement bricks manufactured with addition of pet (polyethylene terephthalate) wastes. **Acta Scientiarum Technology**, v. 38, n. 2, p. 163-171, 2016.

ROMÃO, W.; SPINACÉ, M. A. S.; PAOLI, M. Poli (Tereftalato de Etileno), PET: uma revisão sobre os processos de síntese, mecanismos de degradação e sua reciclagem. **Polímeros**: Ciência e Tecnologia, v. 19, n. 2, p. 121-132, 2009.



POTENCIAL DA REDUÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS DE UM PROJETO DE EDIFICAÇÃO VISANDO À CERTIFICAÇÃO LEED ATRAVÉS DA FERRAMENTA eToolLCD

Joana Giugliani¹, Eduardo Baldauf², Vanessa Gomes³; Ana Passuello⁴

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, joana.giugliani@ufrgs.br

²Universidade Federal do Rio Grande do Sul, ebaldauf@gmail.com.br

³Universidade Estadual de Campinas, vangomes@fec.unicamp.br

⁴Universidade Federal do Rio Grande do Sul, ana.passuello@ufrgs.br

Resumo: A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) constitui uma importante ferramenta no esforço de incorporar práticas mais sustentáveis à construção civil. Este estudo avalia a redução de impactos potenciais de uma edificação com vistas à certificação LEED (*Leadership in Energy and Environmental Design*) a partir do uso da ferramenta de ACV eToolLCD. O *software*, voltado a não especialistas, tornou-se uma opção para estudos de ACV baseados nos requisitos do LEED no Brasil e, portanto, será aplicado em um estudo de caso de uma edificação do setor de serviços localizada na cidade de Porto Alegre – RS. Enquanto uma ACV completa contempla todas as fases do ciclo de vida do edifício, a certificação LEED considera apenas componentes estruturais e de envoltória da edificação, excluindo do escopo o consumo de água e energia durante a fase de uso. Inicialmente, constrói-se um caso de referência contra o qual a edificação proposta deverá demonstrar desempenho ambiental aumentado. Para conformidade, o projeto deverá reduzir, no mínimo, 10% do impacto em três das seis categorias selecionadas pela certificação, sendo uma delas, necessariamente, “Mudanças climáticas”. Porém, o impacto, em nenhuma outra categoria deverá aumentar em mais que 5%. A certificação não determina capacidades mínimas da ferramenta de ACV a utilizar, apenas exige que os casos de referência e proposto utilizem as mesmas ferramentas e procedimentos de cálculo. O *software* eToolLCD permitiu demonstrar redução de impactos de 7 a 12% nas categorias consideradas pelo LEED v4, sendo considerado satisfatório para apoiar a realização de ACV visando à certificação.

Palavras-chave: Impactos Ambientais; Impactos da Construção; Certificação Ambiental; Avaliação do Ciclo de Vida.

Introdução

A consciência ambiental massificada despertou grande atenção de muitos governos em todo o mundo. Com isso, inevitavelmente, edifícios tornam-se um importante alvo para a melhoria ambiental, pois são grandes geradores de impactos ambientais negativos (CHAU; LEUNG; NG, 2015). Nesse cenário, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) assume um importante papel, já que avalia os impactos ambientais potenciais ao longo do ciclo de vida de um produto. Para Khasreen, Banfill e Menzies (2009), a indústria da construção, os governos, os projetistas e os pesquisadores da área são afetados pela tendência de produção sustentável e estratégias ecológicas, sendo que a ACV se configura como uma das ferramentas para ajudar a alcançar práticas de construção sustentável (KHASREEN; BANFILL; MENZIES, 2009).

Segundo Bribián, Usón e Scarpellini (2009), entre os propulsores para o uso de ACV no setor da construção civil estão o benefício de marketing e a rotulagem ambiental de edifícios. À medida em que os consumidores valorizam produtos mais sustentáveis, o apelo ecológico em empreendimentos torna-se um argumento de venda. Por outro lado, em um esforço para abordar preocupações ambientais na indústria da construção, o conceito de edifícios verdes tem ganhado reconhecimento rápido ao longo dos últimos anos (WU *et al.*, 2016). Entre as certificações que consideram a ACV em seu escopo, o sistema LEED (*Leadership in Energy and Environmental Design*) desponta como uma das ferramentas de avaliação de edifícios verdes mais proeminentes (WU *et al.*, 2016).

O objetivo deste trabalho é apresentar um estudo de caso, em que foi utilizada uma ferramenta de ACV durante a concepção de uma edificação, a fim de demonstrar se há redução de impactos ambientais potenciais, causada pela diminuição do quantitativo de insumos na sua estrutura e envoltória com o intuito de atender aos critérios da certificação LEED.

A Certificação LEED, atualizada em 2013 como LEED v4, conta com 9 categorias a serem avaliadas. Todas elas combinam pré-requisitos, itens obrigatórios a serem atendidos, e créditos, que são opcionais. Os últimos garantem uma soma de pontos ao projeto. O nível da certificação é definido conforme a quantidade de pontos adquiridos, podendo variar de 40 pontos - nível Certificado - a 110 pontos - nível Platina (USGBC, 2013).

O estudo enquadra-se na opção 4 do crédito eletivo “Redução do impacto do ciclo de vida do edifício”. Essa opção permite que o projeto obtenha até 3 pontos ao demonstrar redução de impactos ambientais potenciais a partir de uma Avaliação de Ciclo de Vida do edifício como um todo, considerando uma vida útil de pelo menos 60 anos. A certificação considera seis categorias de impacto do tipo ponto médio (*midpoint*): 1) Mudanças climáticas (GEE) - kg CO₂eq; 2) Depleção do ozônio estratosférico - kg CFC-11 eq; 3) Acidificação - kg SO₂ eq.; 4) Eutrofização - kg PO₄ eq; 5) Formação de ozônio fotoquímico - kg etileno; 6) Depleção de recursos abióticos - combustíveis fósseis (MJ). Para atendimento ao crédito, a ACV deve demonstrar, no mínimo, 10% de redução de impacto, entre o edifício de referência e o edifício proposto, em três destas seis categorias, sendo uma delas, necessariamente, “Mudanças Climáticas”. Ainda, não poderá ser detectado, para nenhuma das categorias, um aumento de 5% ou mais em qualquer um dos impactos, quando comparado ao edifício de referência.

Para a elaboração da ACV, a certificação permite o uso de dois tipos de ferramentas: para projetistas, como o ATHENA (América do Norte), Invest2 (Reino Unido) e *LCADesign* (Austrália) e para especialistas, como o Simapro e GaBi (USGBC, 2013). A ferramenta escolhida foi o *software* eToolLCD, uma plataforma *online* de origem australiana, voltada para projetistas e tomadores de decisão. O que determinou a escolha da ferramenta foi a sua crescente utilização, especialmente em projetos que pretendem adquirir a certificação LEED no Brasil.

Metodologia

A Avaliação do Ciclo de Vida conduzida neste estudo compara um edifício de referência a um edifício proposto otimizado quanto a componentes da sua estrutura e envoltória, verificando a possível redução de impactos ambientais potenciais no edifício proposto. O estudo foi realizado de acordo com ISO 14044 e EN15978.

A unidade funcional deste estudo é o edifício como um todo, considerados apenas elementos da estrutura e da envoltória do prédio. Cabe salientar que a vida útil considerada é de 60 anos, por exigência do sistema LEED, no entanto, não foi considerada a substituição da estrutura em um prazo de 50 anos, conforme determina a norma local, de modo a não inviabilizar o estudo, sendo esta uma importante limitação. A edificação, representada na figura 1, recebe o nome de “Casa dos Raros” e volta-se para o acolhimento de pacientes com doenças raras, contando com uma área construída de 1.560,00m² e estando localizada na cidade de Porto Alegre – RS. A edificação é contemplada com ambulatório e atendimento, sede administrativa, unidades para hospedagem de pacientes, salão multiuso para eventos, terraço aberto e garagem. A população estimada é de 50 pessoas, distribuída entre funcionários e pacientes ou visitantes.

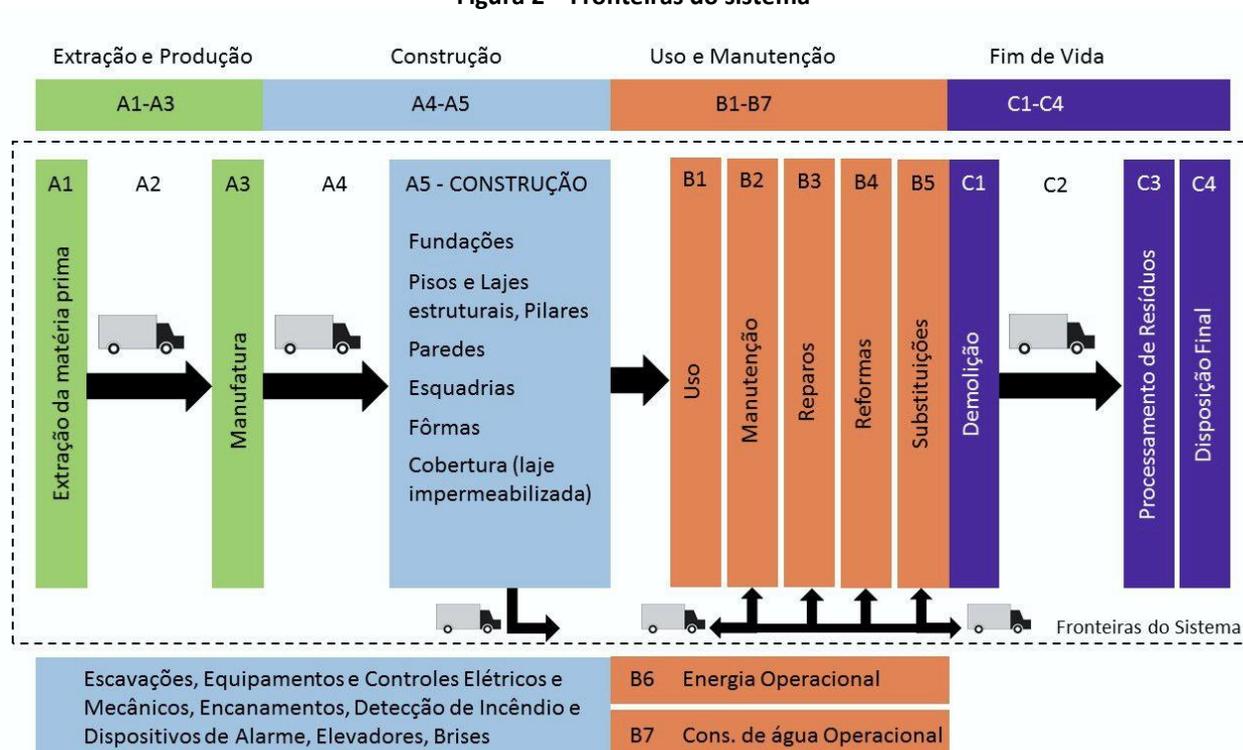
Figura 1 – Corte perspectivado da edificação “Casa dos Raros”.



Fonte: Built Arquitetos (2017)

As fronteiras do sistema em estudo são "do berço ao túmulo" e incluem as etapas de Extração e Produção, Construção, Uso e Manutenção e Fim de Vida, e são demonstradas na Figura 2. De acordo com o escopo da certificação LEED, todos os elementos de envoltória e estrutura do edifício estão contemplados, incluindo os componentes das fundações, sistemas de paredes estruturais (do revestimento externo aos acabamentos interiores), pisos e lajes estruturais (não incluindo acabamentos) e sistemas de cobertura. Ficam de fora das fronteiras as escavações e outras adequações do terreno, equipamentos e controles elétricos e mecânicos, encanamentos, detecção de incêndio e dispositivos de alarme, elevadores e outros sistemas de circulação (USGBC, 2013). Também não são considerados no estudo, a energia operacional e o consumo de água operacional, que correspondem aos módulos B6 e B7 da fase de uso, respectivamente. Delimitou-se, por escolha, que elementos como a proteção solar da fachada e o telhado verde não fossem incluídos no sistema de produto devido à falta de dados adequados, bem como por não representarem possibilidade de alteração no projeto em questão.

Figura 2 – Fronteiras do sistema



Fonte: Elaboração Própria

Quanto à ferramenta, o *software* tem como base de dados "Australasian LCI - V11 – Life Cycle Strategies", de onde foram coletados todos os dados para a fase de inventário. Além disso, utiliza como método de caracterização o CML.

Por meio do uso dessa ferramenta, será verificado o atendimento do critério LEED para ACV. O *software* eToolLCD, conta com uma biblioteca vasta de *Templates* de materiais, produtos e sistemas que podem servir como base da avaliação quando o projeto está ainda em nível conceitual. Esses *Templates* podem ser customizados para que se aproximem mais do produto real ou para que agreguem características de determinado componente, presentes em uma Declaração Ambiental de Produto ou EPD (*Environmental Product Declaration*), por exemplo. As adaptações podem incluir o tipo de transporte utilizado, cenário de manutenção, vida útil do produto, inserção da matriz energética nacional. Um *Template* próprio pode ser criado, desde que formado por componentes da base de dados acoplada ao programa.

Quanto à ACV propriamente dita, a fase de Inventário (ICV) envolveu a coleta e o cálculo dos dados quantitativos da estrutura e envoltória do edifício, baseados nos projetos estrutural, arquitetônico e informações adicionais fornecidas pelas equipes envolvidas. A partir da definição das características da edificação de referência e da edificação proposta, foram elaboradas planilhas de dados de entrada no sistema de produto para cada um dos dois cenários.

Para a edificação proposta, foram realizadas duas alterações, sendo o foco principal das otimizações o sistema estrutural, afinal, concreto e aço se mostraram elementos protagonistas do projeto desde o princípio. Além disso, foi modificado o revestimento das paredes externas de alvenaria. Enquanto que no edifício de referência tinham-se pastilhas cerâmicas, no edifício proposto foi adotada pintura.

Nota-se que, para contemplar demandas conceituais, o desafio de vencer grandes vãos e permitir a flexibilidade da planta, os projetistas estruturais optaram, inicialmente, pelo uso de laje nervurada bidirecional. O edifício referência então utiliza quantitativos baseados nessa tipologia estrutural. Já para o edifício proposto buscou-se adotar um sistema de laje nervurada unidirecional. Segundo Tenório et al. (2009), a laje nervurada unidirecional (LNU) é mais econômica que a laje nervurada bidirecional (LNB), com redução de até 21% de aço e 14% de concreto de uma em relação à outra. A princípio, não foram identificadas restrições técnicas para o uso da laje unidirecional, no entanto, deverá ser conduzida uma avaliação criteriosa por parte dos projetistas para validação da tecnologia.

Em relação à opção por pintura na fachada do edifício proposto em substituição às pastilhas cerâmicas, pretende-se demonstrar uma possibilidade a ser considerada, dado o contexto do estudo e a natureza do projeto em si.

Tanto para a edificação de referência como para a edificação proposta foi utilizada a mesma base de dados, o que assegura similaridade na tecnologia utilizada, geografia e idade dos dados. Portanto, para efeitos de comparação entre os dois cenários, os procedimentos adotados na fase de inventário são considerados apropriados. Porém, como a base de dados é australiana, muitos dados fogem à realidade brasileira, mais especificamente, à localidade de Porto Alegre, o que representa uma grande limitação a esse estudo. A Tabela 1 lista os materiais utilizados nos dois cenários e suas quantidades, demonstrando as diferenças entre o edifício de referência e o edifício proposto. Cabe salientar que, para efeitos de interpretação, foi considerada a classificação indicada pelo *software*, o que poderia confundir o usuário projetista, quando, por exemplo, é dado que as lajes e parte dos pilares fazem parte do item “subestrutura”. Mesmo assim, foi mantida para que não houvesse distorção nos resultados finais produzidos pelo *software*.

Resultados e discussão

O método CML foi utilizado para avaliar os impactos ambientais potenciais nas seis categorias definidas na fase de objetivo e escopo. O *software* eToolLCD gera relatórios com tabelas e gráficos que expressam os resultados dos impactos ambientais potenciais de diversas maneiras: desde resumos dos impactos até resultados individuais para cada categoria, mais detalhados, que fornecem subsídios para análises e comparações.

A tabela 2 mostra o potencial de redução de impactos ambientais constatado no edifício proposto, devido às duas alterações realizadas, relacionados às 7 categorias definidas pela norma EN 15978. Entre elas, apenas a categoria de “Depleção de Recursos Abióticos – Elementos”, não é de avaliação obrigatória para o sistema de certificação LEED, por isso não será abordada neste estudo.

Tabela 1 – Inventário de Materiais do Projeto Referência e Projeto Proposto com as melhorias assinaladas

CLASSIFICAÇÃO eToolLCD	PROJETO REFERÊNCIA				PROJETO OTIMIZADO			
	ELEMENTO	ENTRADA	UNIDADE	QUANT,	ELEMENTO	ENTRADA	UNIDADE	QUANT,
Substructure	Fundações tipo Hélice Contínua	Concreto	m3	203,04	Fundações tipo Hélice Contínua	Concreto	m3	203,04
		Aço	kg	17.291,52		Aço	kg	17.291,52
Substructure	Blocos de fundação	Concreto	m3	63,36	blocos de fundação	Concreto	m3	63,36
		Aço	kg	5.040,00		Aço	kg	5.040,00
		Fôrmas	m2	237,60		Fôrmas	m2	237,60
Substructure	Vigas de baldrame	Concreto	m3	6,20	Vigas de baldrame	Concreto	m3	6,20
		Aço	kg	466,80		Aço	kg	466,80
		Fôrmas	m2	58,20		Fôrmas	m2	58,20
Substructure Superstructure (fôrmas)	Paredes cortina (subsolo)	área de superfície	m2	280,71	Paredes cortina (subsolo)	área de superfície	m2	280,71
Substructure Superstructure (fôrmas e aço)	Pilares	Concreto	m3	41,50	Pilares	Concreto	m3	41,50
		Aço	kg	6.324,60		Aço	kg	6.324,60
		Fôrmas	m2	541,50		Fôrmas	m2	541,50
Substructure	Lajes (tipo nervurada biidirecional)	Concreto	m3	483,24	Lajes (tipo nervurada unidirecional)	Concreto - Redução de 14'	m3	415,58
		Aço	kg	68.447,08		Aço - Redução de 21%	kg	54.073,19
		Fôrmas	m2	1.567,12		Fôrmas	m2	1.347,72
Superstructure (argamassa e blocos) Internal Finishes	Paredes externas	Bloco concreto 19cm + argamassa de assentamento +	m2	780,88	Paredes externas	Bloco concreto 19cm + Argamassa de reboco	m2	780,88
		Acabamento interno em pasta de gesso e pintura	m2	713,91		Acabamento interno em pasta de gesso e pintura	m2	713,91
		Pastilhas cerâmicas 5mm	m2	713,91		Pintura externa 3 camadas	m2	713,91
Superstructure	Esquadrias externas Janelas e Portas	Alumínio + vidro de alto desempenho térmico	kg	441,17	Esquadrias externas Janelas e Portas	Alumínio + vidro	kg	441,17
Superstructure	Impermeabilização cobertura	Manta isolante termorefle	m2	212,00	Impermeabilização cobertura	Manta isolante termorefle	m2	212,00
Internal Finishes	Piso terraço	Piso cerâmico	m2	22,00	Piso terraço	Piso cerâmico	m2	22,00

Fonte: Elaboração própria

Nota-se que houve redução do potencial de impacto ambiental de ao menos 10% em 4 das 6 categorias avaliadas pela certificação. De forma geral, nessas categorias, as reduções potenciais de impacto constatadas se deram devido à diminuição de 14% do uso de concreto, principalmente em função da redução do cimento, e de 21% do consumo de aço. Esta análise pode ser fundamentada a partir dos gráficos que apontam um comparativo entre o edifício de referência e o edifício proposto quanto aos elementos da edificação e os materiais de maior impacto para cada categoria, conforme exemplificado na análise da categoria Mudanças Climáticas, a seguir (Figura 3). Como o modelo estudado considera apenas componentes da estrutura e da envoltória, esses materiais têm um peso significativo na avaliação, conforme é demonstrado também na tabela 2, que apresenta a participação de cada estratégia nas melhorias totais obtidas.

Tabela 2 – Percentual de redução de impactos do edifício otimizado em relação ao edifício de referência

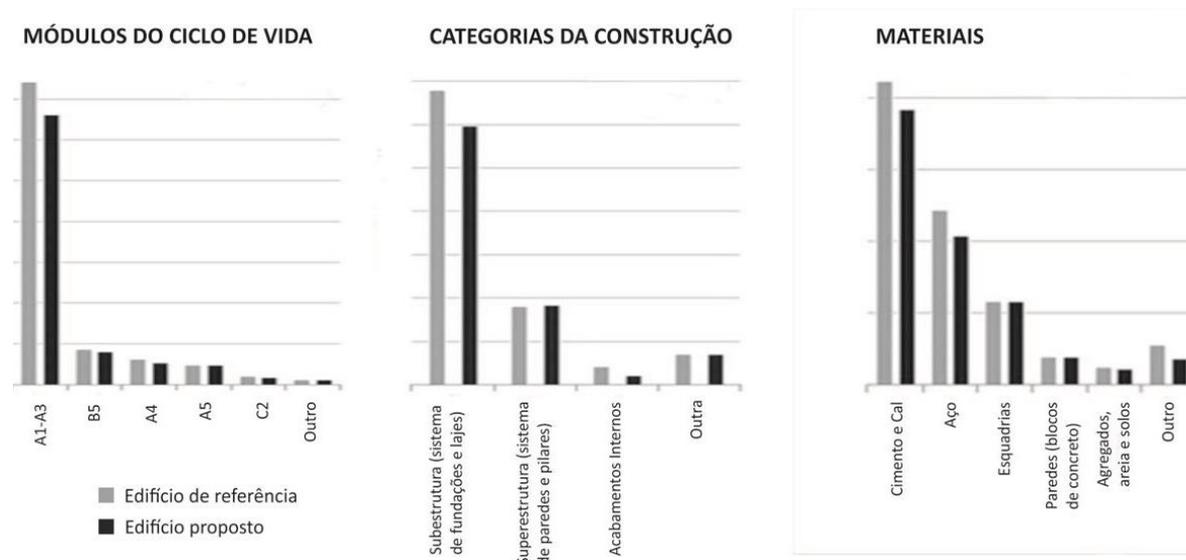
Caracterização de impactos do edifício como um todo		Projeto de referência	Projeto otimizado	Melhorias do Projeto otimizado contra o Projeto de referência	Substituição material paredes externas	Redução do material das lajes
Mudanças climáticas	kg CO2 eq	9,68e+5	8,70e+5	10%	1,62%	8,43%
Depleção da camada de ozônio	kg CFC-11 eq	1,62e+4	1,51e+4	7%	0,81%	5,53%
Acidificação	kg SO2 eq.	3,60e+3	3,27e+3	9%	1,15%	8,01%
Eutrofização	kg PO4 eq	7,15e+2	6,46e+2	10%	1,38%	8,16%
Formação de Ozônio Fotoquímico	kg ethylene	4,14e+2	3,64e+2	12%	0,33%	11,85%
Depleção de Recursos Abióticos - Elementos	kg SB eq	1,08e+1	6,44e+0	41%	34,92%	5,66%
Depleção de Recursos Abióticos Combustíveis fósseis	MJ	7,61e+6	6,71e+6	12%	2,83%	9,03%

Fonte: Adaptado de eToolLCD

Entre as informações fornecidas pelo relatório do eToolLCD, estão os gráficos que demonstram resultados individualizados para as sete categorias de impacto, indicando: a) as cinco fases do ciclo de vida em que são observados os maiores impactos para cada categoria; b) a contribuição dos diferentes elementos da edificação; c) os cinco materiais que mais contribuem para os impactos ambientais; d) a contribuição dos equipamentos e mão de obra. Neste trabalho foram selecionados para apresentação os três gráficos mais relevantes referentes à categoria “Mudanças climáticas”, conforme apresentados no relatório emitido pelo software. Ainda assim, para um projetista ou outro tomador de decisão não especialista, os hotspots constatados não seriam tão facilmente decifrados,

necessitando de um maior desmembramento dos resultados. Além disso, o fato de lajes, por definição do software, fazerem parte do item “subestrutura”, gera confusão durante a livre interpretação dos resultados.

Figura 3 – Resultados para Mudanças Climáticas



Fonte: Adaptado de eToolLCD

Para a categoria “Mudanças Climáticas”, considerada mandatória pela certificação LEED, observa-se que a proporção de contribuição da fase de produção é muito maior do que das demais fases do ciclo de vida, tanto para o edifício de referência como para o edifício proposto. O principal motivo para este resultado é o fato de o consumo de energia e água operacionais não serem considerados nas fronteiras do sistema, por determinação do escopo da certificação LEED. Estudos já demonstraram a importância da energia operacional na contribuição à categoria mudanças climáticas (RAMESH et al., 2011). Entre os elementos da construção, destaca-se a contribuição da subestrutura, assim classificada pelo software, composta por elementos representativos como o sistema de fundações e as lajes, conforme indicado na tabela 2. Com relação aos materiais, cimento e cal lideram as emissões, seguidos pelo aço. Juntos, estes materiais representam em torno de 70% das emissões totais de CO₂ eq. Esta é uma tendência já demonstrada em estudos anteriores, como em Silva et al (2013) e Saade et al (2014), motivo pelo qual os esforços para a redução de impactos do sistema de produto em estudo focaram na estrutura da edificação. Segundo Silva et al. (2103), o cimento Portland e o concreto usinado são tidos como os principais contribuintes em energia incorporada e emissões de carbono e devem ser cuidadosamente monitorados durante o projeto.

Nota-se que, embora o gráfico não deixe claro, para o estudo foi considerado modalidades de transporte regionais, já que o software permitia essa adaptação. Em quase todos os itens comparados, há uma redução do impacto do edifício de referência para o edifício proposto.

Conclusões e recomendações

Os impactos ambientais potenciais comparados nos dois cenários da edificação objeto indicam uma redução de impactos entre 7% e 12% nas seis categorias consideradas pela certificação LEED. Não foi constatado aumento de impacto em nenhuma das categorias, embora a certificação permita aumentos inferiores a 5%.

Do ponto de vista da técnica de ACV, existiu uma limitação pela ferramenta utilizar uma base de dados estrangeira, o que não garante relevância geográfica aos modelos, mas isto não impede atendimento ao previsto na certificação. Ficou evidente que a escolha dos materiais e técnicas construtivas a serem utilizados em uma construção, em fase de projeto, é uma decisão determinante para o estabelecimento dos impactos ambientais que serão causados pela futura edificação ao longo de todo o seu ciclo de vida. O uso do *software* eToolLCD como suporte ao projeto possibilitou, em pouco tempo, testar diferentes soluções, as quais nortearam as escolhas finais de materiais.

Como a certificação LEED permite o uso tanto de ferramentas de ACV simplificadas, para projetistas, como de ferramentas para especialistas, aventa-se a possibilidade de comparar os resultados obtidos em dois tipos de *software* a partir de modelos semelhantes. Uma opção para um estudo futuro seria comparar a experiência de uso, o processo e os resultados obtidos no *software* eToolLCD, para projetistas, e na ferramenta Open LCA, para especialistas. Ainda, como estudo complementar, seria possível avaliar a redução do fator de geração de resíduos ou fator de perda dos materiais na edificação otimizada, além disso da possibilidade de customização dos concretos utilizados com a substituição do cimento por outros tipos menos impactantes, como o cimento CPIII ou CPIV, ambos disponíveis no Brasil. Finalmente, outra continuidade pretendida ao estudo é realizar uma comparação dos resultados obtidos com resultados para inventários brasileiros, de modo que se possa afirmar a validade das premissas do LEED mesmo se desconsiderados dados regionais.

Agradecimentos

Os autores agradecem às instituições que apoiam os pesquisadores envolvidos neste estudo: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS).

Referências

- BRIBIÁN, I. Z.; USÓN, A. A.; SCARPELLINI, S. **Life cycle assessment in buildings: State-of-the-art and simplified LCA methodology as a complement for building certification**. *Building and Environment*, v. 44, n. 12, p. 2510–2520, 2009.
- CHAU, C.k.; LEUNG, T.m.; NG, W.y.. A review on Life Cycle Assessment, Life Cycle Energy Assessment and Life Cycle Carbon Emissions Assessment on buildings. *Applied Energy*, [s.l.], v. 143, p.395-413, abr. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.01.023>.
- KHASREEN, M. M.; BANFILL, P. F. G.; MENZIES, G. F. **Life-Cycle Assessment and the Environmental Impact of Buildings: A Review**. *Sustainability*, v. 1, n. 3, p. 674–701, 2009.
- RAMESH, T.; PRAKASH, Ravi; SHUKLA, K.k.. Life cycle energy analysis of a residential building with different envelopes and climates in Indian context. **Applied Energy**, [s.l.], v. 89, n. 1, p.193-202, jan. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.05.054>.
- SAADE, Marcella Ruschi Mendes et al. Material eco-efficiency indicators for Brazilian buildings. **Smart And Sustainable Built Environment**, [s.l.], v. 3, n. 1, p.54-71, 13 maio 2014. Emerald. <http://dx.doi.org/10.1108/sasbe-04-2013-0024>.
- SILVA, M. G. et al. Study of embodied energy and CO as eco-efficiency descriptors of Brazilian building materials. In: INTERNATIONAL 21 CONFERENCE ON LIFE CYCLE ASSESSMENT IN LATIN AMERICA - CILCA 2013, **Anais...** [s.l.: s.n.]
- TENÓRIO, Daniel Almeida et al. Aspectos Técnicos e Econômicos de Lajes Nervuradas Unidirecionais e Bidirecionais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DO CONCRETO, 51., 2009, Curitiba. **Anais do 51º CBC 2009**. São Paulo: Ibracon, 2009. p. 1 - 16.
- U.S. GREEN BUILDING COUNCIL. **Leed Reference Guide for Building Design and Construction**, 2013.
- WU et al. **A decade review of the credits obtained by LEED v2.2 certified green building projects**. *Building and Environment*, v. 102, p. 167–178, 2016.



AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: ESTUDO COMPARATIVO ENTRE A MANUFATURA ADITIVA E A MOLDAGEM POR INJEÇÃO UTILIZANDO POLÍMERO RECICLADO

Fabricio Leon Garcia¹, Virgínia Aparecida da Silva Moris², Diogo Aparecido Lopes Silva³, Andréa Oliveira Nunes⁴

¹ UFSCar Sorocaba, fabricio.l.garcia@gmail.com

² UFSCar Sorocaba

³ UFSCar Sorocaba

⁴ UFRN

Resumo: Com o avanço recente da manufatura aditiva (MA), cresce a necessidade de estudos que analisem essa alternativa tecnológica de produção. Assim, foi realizado uma análise comparativa entre dois processos de manufatura, um convencional (MC), representado pela moldagem por injeção, e outro aditivo (*Fused Deposition Modelling* (FDM)), para a avaliação dos seus respectivos potenciais impactos ambientais. Adotou-se como matéria prima o Acrilonitrila butadieno estireno (ABS) reciclado proveniente da reciclagem de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE). Foi adotada a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Os resultados obtidos indicaram um menor impacto ambiental da MA quando deseja-se produzir um tamanho de lote inferior a 14 peças, sendo que a partir de 50 peças a MC gerou menor impacto. Para melhor análise dos processos foi adotada a metodologia UPLCI, que estratificou os resultados por cada modo de operação/etapa do processo dos equipamentos estudados. Para a MA a etapa de impressão foi a que mais contribuiu para a geração de impactos. Na MC os maiores responsáveis por gerar impactos foram a etapa de injeção e o consumo de matéria prima.

Palavras-chave: Avaliação do ciclo de vida (ACV), Manufatura aditiva (MA), Moldagem por injeção, Acrilonitrila butadieno estireno (ABS), Resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (REEE).

Introdução

O processo de manufatura aditiva (MA), ou impressão 3D, vem ganhando cada vez mais adeptos devido à facilidade, rapidez e custos reduzidos para a construção de peças piloto em relação aos métodos de manufatura convencionais (MC) (LAN, 2009). A manufatura aditiva (MA) é definida pela ISO/ASTM 52900:2015 como o processo de agregar materiais, camada por camada, de forma a construir um objeto a partir de dados de um modelo computacional em 3D e pode ser classificada em 7 categorias distintas: *Vat Photopolymerisation*, *Material Jetting*, *Binder Jetting*, *Material Extrusion*, *Powder Bed Fusion*, *Directed Energy Deposition* e *Sheet Lamination*. Apesar da tecnologia de manufatura aditiva não ser recente, com os primeiros equipamentos sendo comercializados a partir de 1987 (WOHLERS, 2014) somente nos últimos anos, com a redução dos custos dos equipamentos, é que a tecnologia se tornou popular, com crescimento da indústria no ano de 2015 da ordem de 26% (WOHLERS et al., 2016) e 17,5% em 2016, com suas receitas ultrapassando a barreira dos 6 bilhões de dólares (WOHLERS et al., 2017). O *Material Extrusion* é um dos processos mais populares de MA e consiste na deposição de matéria prima fusionada (GIBSON et al., 2010). Um dos processos mais conhecidos que utiliza essa tecnologia é o *Fused Deposition Modelling* (FDM), que representa grande parte das máquinas de MA em operação, sendo que quase metade dos novos equipamentos introduzidos no mercado de impressoras 3D utilizam essa tecnologia (ANITHA; ARUNACHALAM; RADHAKRISHNAN, 2001).

Com o aumento da conscientização de empresas, órgãos governamentais e da população em geral sobre a importância de proteger o meio ambiente, cresce a necessidade do desenvolvimento de estudos e técnicas para melhor avaliar os impactos ambientais causados por processos e produtos. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma das ferramentas que possibilitam identificar os impactos ambientais e quais são mais relevantes, permitindo assim uma ação dos tomadores de decisão para que esses impactos sejam mitigados, sendo essa uma das mais bem estabelecidas e melhores desenvolvidas ferramentas para avaliação ambiental de um produto ou processo (NESS et al., 2007).

Nesse contexto este trabalho teve por objetivo compreender melhor as diferenças entre as manufaturas aditiva e convencional (moldagem por injeção), do ponto de vista dos impactos ambientais, quando utilizados materiais provenientes da reciclagem de resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (REEE) como matéria prima. Através da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), foram determinados e comparados os impactos associados aos processos. Para o desenvolvimento deste trabalho foi realizado um estudo de caso em uma empresa situada em Sorocaba/SP, que disponibilizou os dados de manufatura convencional e aditiva.

Metodologia

Para a realização deste trabalho foi utilizada a Avaliação do ciclo de vida (ACV), que é definida pela SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, EUA e Europa) como uma metodologia objetiva para a avaliação dos impactos ambientais associados ao uso de um produto, processo ou atividade dentro de limites definidos. A ACV consiste na coleta, organização e avaliação de todas as entradas e saídas de um sistema de produto, analisando o potencial impacto ambiental ao longo do ciclo de vida (ABNT, 2009; COLTRO, 2007). Um estudo de ACV é composto por quatro fases: definição do objetivo e escopo, seguido pela fase de análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação.

Para a estratificação dos dados foi utilizada a metodologia UPLCI proposta por Kellens et al. (2012), que tem como principal característica, auxiliar a etapa de inventário com uma abordagem específica para análise da fase de uso de processos de manufatura. Dessa maneira o consumo de energia elétrica dos equipamentos foi dividido por cada modo de operação/etapa do processo de cada um dos equipamentos. Para a MC o processo foi dividido nas etapas: *Stand-by*, aquecimento, carregamento/limpeza e injeção. A MA foi dividida nas etapas: *Stand-by*, carregamento do filamento, aquecimento da mesa, pré-impressão, aquecimento da cabeça de impressão, impressão e descarregamento do filamento.

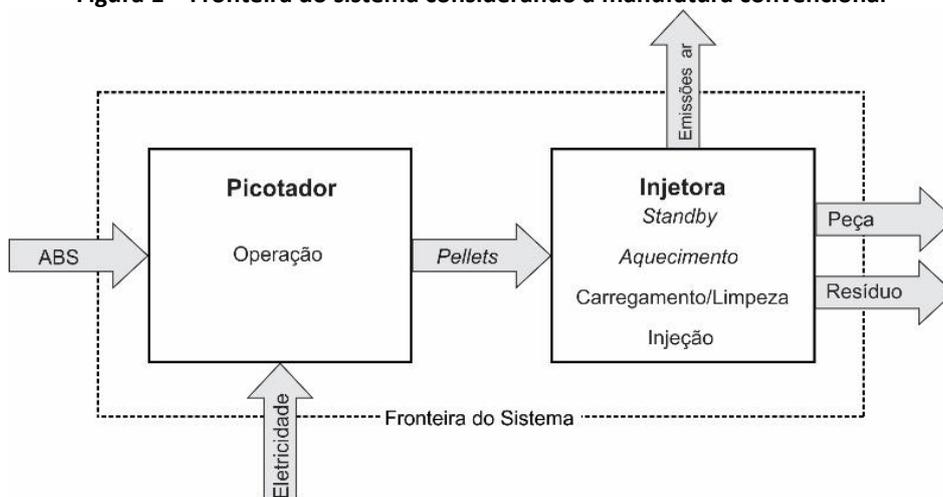
Resultados e discussão

A abrangência do estudo realizado foi *cradle-to-gate*, avaliando os processos de moldagem por injeção (manufatura convencional) e a impressão 3D de um equipamento FDM (manufatura aditiva). O produto utilizado para a análise comparativa foi uma peça que tem como função realizar ensaios de tração segundo a norma ASTM D638-14, de modo a aferir a qualidade do material produzido (ABS reciclado) pela empresa do estudo de caso.

A unidade funcional adotada foi igual ao fluxo de referência que, no caso deste estudo, é a produção de uma peça. A massa da peça injetada produzida através da MC foi de 8,566g ($\pm 0,428$) e as massas das peças com preenchimento de 25%, 50%, 75% e 100% confeccionadas pela MA foi de, respectivamente, 6,247g ($\pm 0,048$), 6,881g ($\pm 0,054$), 7,536g ($\pm 0,044$) e 7,912g ($\pm 0,064$).

O sistema de produto para a manufatura convencional e aditiva são apresentados nas Figuras 1 e 2, respectivamente. O sistema da MC possui como entradas o consumo de eletricidade e ABS reciclado (utilizado como matéria prima nos dois processos estudados); e como fluxos elementares de saída as emissões de gases provenientes do aquecimento e fusão do ABS e os resíduos sólidos (material descartado nas operações de limpeza do equipamento e os galhos gerados pelo molde no processo de injeção da peça, esses galhos correspondem aos dutos pelos quais a matéria prima se desloca para chegar até o centro do molde), além da peça manufaturada.

Figura 1 – Fronteira do sistema considerando a manufatura convencional



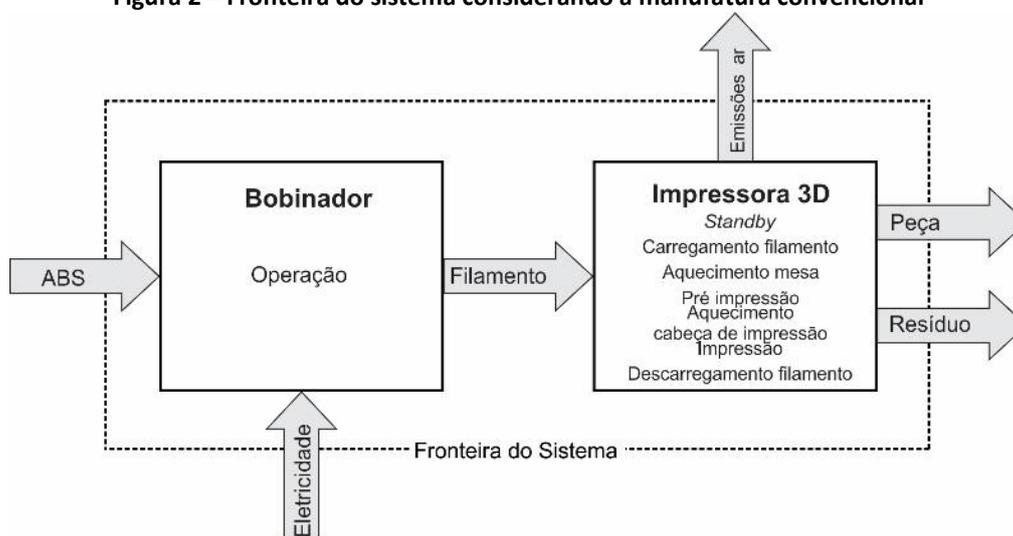
Fonte: Elaboração própria

O sistema de MA possui como entradas o consumo de eletricidade e o ABS reciclado, e como saída os gases provenientes da fusão do ABS extrusado, resíduo sólido (proveniente do processo de impressão 3D) e a peça

impressa. Além disso, as Figuras 1 e 2 apresentam os modos de operação/ etapa do processo aos quais cada equipamento foi dividido para que fosse realizada a análise do impacto gerado por cada um dos modos de operação separadamente.

Para o sistema de MC tem-se o picotador, que tem como função principal tracionar os filamentos que saem da extrusora ao mesmo tempo que uma lâmina corta os filamentos, formando os *pellets* que posteriormente serão utilizados na injetora. Esse equipamento é movido por energia elétrica e seu motor tem potência declarada de 3 CV. A produtividade deste equipamento é de 450kg de ABS/h. A injetora tem capacidade de injetar peças de até 153 cm³, pressão máxima da bomba de 16 Mpa e tem potência máxima declarada de 17,2 KW, sendo 6,2 KW de potência no sistema de aquecimento e 11 kW de potência no motor da bomba hidráulica. Para a MA faz parte do sistema o bobinador, um equipamento que, assim como o picotador, tem a função de tracionar os filamentos que saem da extrusora, porém, diferentemente do picotador, faz o bobinamento dos filamentos em uma bobina para que possa ser utilizado na impressora 3D. A potência declarada do equipamento é de 0,33 CV e é capaz de produzir 964,8 gramas de filamentos de ABS/h. A impressora 3D utilizada neste estudo é do tipo FDM, com uma única cabeça de impressão e mesa aquecida, capaz de imprimir peças de até 40x40x40cm.

Figura 2 – Fronteira do sistema considerando a manufatura convencional



Fonte: Elaboração própria

Apesar dos esforços para garantir que o nível de detalhamento do presente estudo, algumas limitações foram encontradas e devem ser discutidas. A primeira limitação do estudo advém da utilização dos dados da produção do ABS terem sido considerados como ABS virgem, pois não foram encontrados nos bancos de dados do software Simapro Versão Faculty 8.4.1.4 e na literatura os dados relacionados a produção de ABS reciclado proveniente de REEE. Os dados referentes a emissões atmosféricas também não foram considerados, devido a impossibilidade de coletar estes dados para esta pesquisa e a falta de dados em bancos de dados e literatura. Outra limitação deste estudo refere-se ao critério de corte com base mássica, que excluiu os sistemas que contribuíram com menos de 1,0% em massa no consumo de recursos, sendo esse o caso do consumo de óleo (do sistema hidráulico) utilizado na injetora, do ar comprimido para o picotador e da cola utilizada na impressora 3D. Além disso vale ressaltar que os bens de capital (produção dos equipamentos) não foram incluídos na modelagem.

Para obtenção dos dados de consumo de energia dos equipamentos considerados para a MC e MA foi utilizado um alicate amperímetro digital com precisão de 0,01 A. O amperímetro foi instalado na entrada dos equipamentos e com os respectivos valores de tensão elétrica nominal (em V) de cada equipamento foi possível calcular a potência ativa (em W).

Na confecção do inventário do ciclo de vida (ICV) foram considerados alguns cenários. Para a MC o tamanho do lote analisado foi igual a 7, 14, 50 e 100 peças, sendo que 7 peças é a quantidade de peças confeccionadas pela MA e, por isso, foi usada como passo inicial para análise. Para os demais valores de tamanho de lote, foram estimados valores de produção maiores para que fosse possível observar a influência desse parâmetro nos impactos gerados. Para a MA

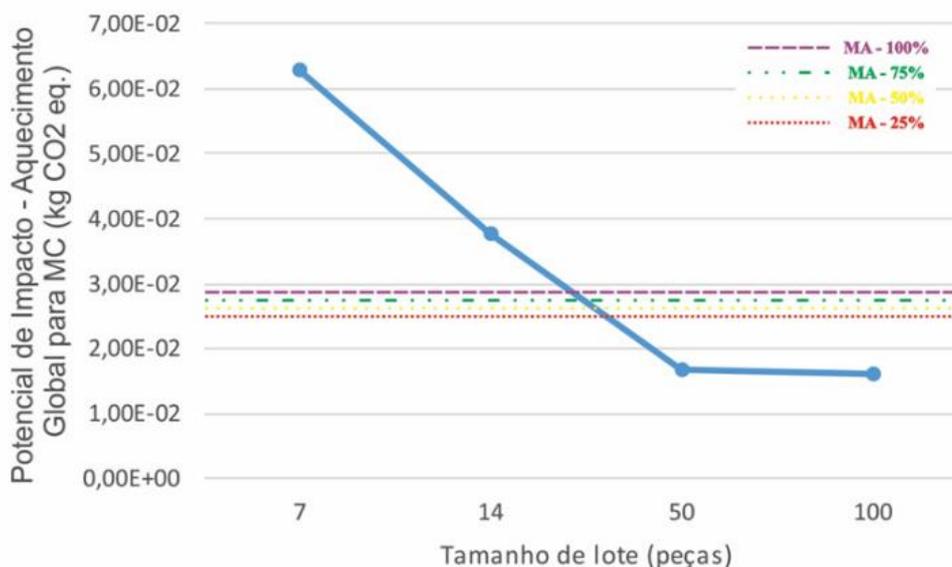
foram variados os percentuais de preenchimento (25%, 50%, 75% e 100%), de forma a analisar a influência deste parâmetro nos resultados.

Para a Avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV) foram utilizados três dos métodos mais citados na literatura: Impact 2002+ v2.14 (BARROS; ZWOLINSKI, 2016; FALUDI et al., 2015); Recipe 2006 (FALUDI et al., 2015; MALSHE et al., 2015; NAGARAJAN et al., 2016) e o método *Cumulative energy demand* (CED) v1.09 (KREIGER et al., 2014; KREIGER; PEARCE, 2013; PARIS et al., 2016). No software SimaPro, foi utilizada a versão Recipe 2016 Midpoint (H) v1.00 que é uma atualização e expansão da versão anterior do método Recipe (2008). Dentre as categorias de impacto resultantes da avaliação dos métodos Impact 2002+ e Recipe 2006, a de maior relevância na literatura mostrou-se a categoria aquecimento global. Kreiger et al. (2014) e Kreiger e Pearce (2013) utilizaram-se do método de avaliação de impacto IPCC 2007 GWP 100a para calcular esta categoria de impacto e, Barros e Zwolinski (2016), não só enfatiza essa categoria em seu estudo como afirma ser essa uma categoria chave para as indústrias. Para o método CED foi utilizada a somatória de todas as categorias de impacto geradas pelo método como modo para avaliação e comparação dos resultados, sendo essa a abordagem utilizada pelos artigos encontrados durante a revisão de literatura que utilizaram o método CED (KREIGER et al., 2014; KREIGER; PEARCE, 2013; PARIS et al., 2016).

Afim de corrigir a limitação da utilização da produção do ABS virgem e trazer os dados mais próximos possíveis para a realidade foram utilizados os resultados apresentados no trabalho de Mendes Campolina et al. (2017) que afirma que, o processo de reciclagem do ABS proveniente de REEE emite 87% menos CO₂ e consome 90% menos energia quando comparado aos dados de produção do ABS virgem. Devido ao fato dos métodos Impact 2002+ e ReCiPe 2016 utilizarem o IPCC como base para construção dos fatores de caracterização de PAG, foram utilizados os valores encontrados pelo método ReCiPe 2016, por se tratar de um método mais recente e atualizado, que utiliza os dados do IPCC de 2013, mais atuais que o do IPCC 2001 utilizado pelo método Impact 2002+.

A Figura 3 apresenta a curva de Potencial de Aquecimento Global (PAG) da MC conforme a variação dos lotes e, sobreposto ao gráfico, estão os valores de PAG referentes a MA em seus diversos valores de preenchimento, possibilitando assim comparar os dois tipos de manufatura, visto que a MA não apresentou variações do PAG por tamanho de lote por esse ser indiferente para o cálculo do PAG na MA. É possível observar que existe um ponto de intersecção das curvas, onde a MA passa a ter um PAG menor do que a MA. Observa-se que para o tamanho de lote de 7 e 14 peças, a MA possui PAG maior do que a MC em qualquer um dos preenchimentos utilizados, entretanto, a partir de 50 peças, a MC tem um PAG menor do que qualquer preenchimento estudado na MA.

Figura 3 – Comparativo entre o PAG da manufatura convencional e aditiva



Fonte: Elaboração própria

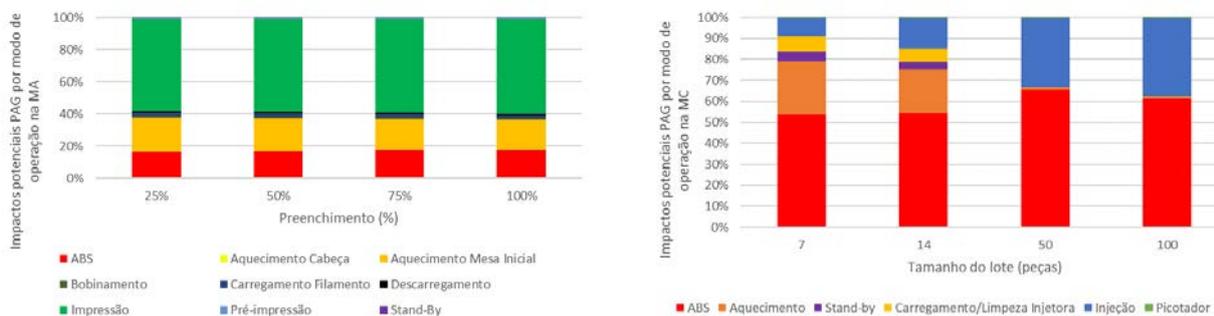
Esses resultados estão de acordo com os encontrados na literatura. O trabalho de Yoon et al. (2014) comparou o consumo de energia da MA (FDM) com dois tipos de manufatura convencional (moldagem por injeção e a fresa), e concluiu que a manufatura aditiva apresentou um *specific energy consumption* (SEC) menor, dependendo do tamanho

do lote. No caso específico do artigo a MA passou a não ser a que consumia menos energia a partir de 5 peças, sendo que depois desse valor a MC tornava-se mais econômica em termos de consumo de energia. De modo semelhante Senyana e Cormier (2014) compararam o MA (*Directed Energy Deposition*) com a MC (Forja) e relacionaram o desempenho ambiental com a quantidade de peças produzidas. Kianian e Larsson (2015) compararam a moldagem por injeção com o processo *Vat Photopolymerisation* de MA e concluíram que o consumo de energia elétrica era favorável a MA até a produção de 1000 peças e, partir deste volume de produção, a MC tornava-se a de menor consumo de energia. Faludi et al. (2015), que realizou um estudo de ACV e comparou dois tipos de equipamentos de MA com o processo de usinagem, a MA apresentou um desempenho ambiental melhor dependendo do tamanho do lote da produção, e que essa variável mostrou-se importante para a realização desta análise.

Com a utilização da metodologia UPLCI pode-se avaliar o impacto de cada uma das etapas de operação dos equipamentos e a influência de cada um deles na geração de impactos. A Figuras 4 demonstra os valores do PAG dos dois processos por modo de operação e também o consumo de matéria prima na geração de impactos potenciais.

Analisando a Figura 4 pode-se perceber que a etapa de impressão é a que mais gera impacto, seguida pela etapa de aquecimento da mesa e pelo consumo de matéria prima. O valor elevado da etapa de impressão deve-se ao fato de que, além de ser a etapa que consome mais tempo durante a produção das peças, além do movimento da cabeça de impressão e da manutenção de temperatura para fusão do ABS, manter a mesa da impressora aquecida consome grande quantidade de energia. Para a moldagem por injeção, independentemente da quantidade de peças produzidas, o consumo de matéria prima é a principal fonte geradora de PAG. Esse grande consumo de matéria prima deve-se ao fato da necessidade de limpeza do equipamento, o que acaba por gerar muito resíduo, mas principalmente pela geração dos chamados galhos, que são os dutos por onde o material deve percorrer dentro no molde até preenche-lo e gerar a peça final.

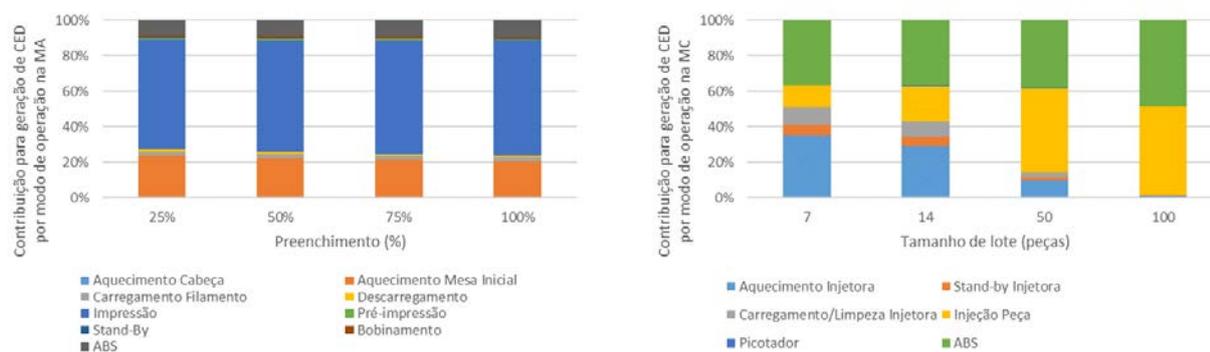
Figura 4 – Contribuição dos modos de operação e matéria prima na geração de PAG da MA e MC



Fonte: Elaboração própria

A Figura 5 possibilita avaliar o peso de cada etapa de operação tanto da MA quanto da MC para o CED. Além disso, a figura também mostra a contribuição do consumo de matéria prima para a geração de valores totais de CED. Pode-se observar que a etapa de impressão das peças é o processo que mais gera impacto no método CED para a MA, seguido pela etapa de aquecimento inicial da mesa. As mesmas observações feitas na avaliação do PAG também valem para essa análise. Diferentemente do que ocorreu quando foi analisado o PAG, para os valores de CED da MC o maior valor encontra-se na etapa de injeção da peça, sendo que, apenas para o tamanho de lote de 100 peças é que os valores referentes ao consumo de matéria prima ficaram próximos.

Figura 5 – Contribuição dos modos de operação e matéria prima nos resultados de CED da MA e MC



Fonte: Elaboração própria

Conclusões

As análises do PAG e CED mostraram que a MA pode gerar menor impacto ambiental quando comparado ao MC de moldagem por injeção, para o caso analisado, desde que o tamanho de lote produzido na MC seja maior ou igual a 50 peças. Além disso foram identificados os *hotspots* dos processos. Para a MA as análises mostraram que a etapa de impressão é a maior geradora de impacto, seguida pela etapa de aquecimento da mesa e, em terceiro lugar, o consumo de matéria prima, sendo esse resultado atribuído a etapa de impressão ser a mais longa do processo de impressão, sendo que nessa etapa estão em funcionamento todos os sistemas da impressora. Para a MC a avaliação mostrou que a etapa de injeção e o consumo de ABS são os maiores responsáveis em gerar impacto.

Referências

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO 14040: 2009 Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. 2. ed. Rio de Janeiro, 2009.
- ASTM D638-14, Standard Test Method for Tensile Properties of Plastics, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2014, www.astm.org.
- ANITHA, R.; ARUNACHALAM, S.; RADHAKRISHNAN, P. Critical parameters influencing the quality of prototypes in fused deposition modelling. **Journal of Materials Processing Technology**, v. 118, n. 1–3, p. 385–388, 2001.
- BARROS, K. D. S.; ZWOLINSKI, P. Influence of the Use/User Profile in the LCA of 3d Printed Products. **Procedia CIRP**, v. 50, p. 318–323, 2016.
- COLTRO, L. Avaliação do ciclo de vida como instrument de gestão. Campinas: Cetea/Ital, 2007. 75p.
- FALUDI, J. et al. Comparing environmental impacts of additive manufacturing vs traditional machining via life-cycle assessment. **Rapid Prototyping Journal**, v. 21, n. 1, p. 14–33, 2015.
- GIBSON, I. et al. Additive manufacturing technologies. [s.l.] Springer, 2010. v. 238
- KELLENS, K. et al. Methodology for systematic analysis and improvement of manufacturing unit process life cycle inventory (UPLCI) CO2PE! initiative (cooperative effort on process emissions in manufacturing). Part 2: Case studies. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 17, n. 2, p. 242–251, 2012.
- KIANIAN, B.; LARSSON, T. C. **Additive Manufacturing Technology Potential: A Cleaner Manufacturing Alternative**. Volume 4: 20th Design for Manufacturing and the Life Cycle Conference; 9th International Conference on Micro- and Nanosystems. **Anais...ASME**, 2 ago. 2015.
- KREIGER, M. A. et al. Life cycle analysis of distributed recycling of post-consumer high density polyethylene for 3-D printing filament. **Journal of Cleaner Production**, v. 70, p. 90–96, 2014.
- KREIGER, M.; PEARCE, J. M. Environmental Life Cycle Analysis of Distributed Three-Dimensional Printing and Conventional Manufacturing of Polymer Products. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**, v. 1, n. 12, p. 1511–

1519, 2 dez. 2013.

LAN, H. Web-based rapid prototyping and manufacturing systems: A review. **Computers in Industry**, v. 60, n. 9, p. 643–656, 2009.

MALSHE, H. et al. **Profile of Sustainability in Additive Manufacturing and Environmental Assessment of a Novel Stereolithography Process**. Volume 2: Materials; Biomanufacturing; Properties, Applications and Systems; Sustainable Manufacturing. **Anais...ASME**, 8 jun. 2015

MENDES CAMPOLINA, J. et al. A study on the environmental aspects of WEEE plastic recycling in a Brazilian company. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 22, n. 12, p. 1957–1968, 13 dez. 2017.

NAGARAJAN, H. P. N. et al. Environmental Performance Evaluation of a Fast Mask Image Projection Stereolithography Process Through Time and Energy Modeling. **Journal of Manufacturing Science and Engineering**, v. 138, n. 10, p. 101004, 2016.

NESS, B. et al. Categorising tools for sustainability assessment. **Ecological Economics**, v. 60, n. 3, p. 498–508, 2007.

PARIS, H. et al. Comparative environmental impacts of additive and subtractive manufacturing technologies. **CIRP Annals - Manufacturing Technology**, v. 65, n. 1, p. 29–32, 2016.

SENYANA, L.; CORMIER, D. An environmental impact comparison of distributed and centralized manufacturing scenarios. **Advanced Materials Research**, v. 875–877, p. 1449–1453, 2014.

WOHLERS, T. T. et al. **Wohlers Report 2016: 3D Printing and Additive Manufacturing State of the Industry : Annual Worldwide Progress Report**. [s.l.] Wohlers Associates, 2016.

WOHLERS, T. T. et al. **Wohlers Report 2017: 3D Printing and Additive Manufacturing State of the Industry, Annual Worldwide Progress Report: Chapters titles: The Middle East, and other countries**. 22. ed. [s.l.] Wohlers Associates, Inc., 2017.

WOHLERS, T. T.; ASSOCIATES, W.; CAFFREY, T. **Wohlers Report 2014: 3D Printing and Additive Manufacturing State of the Industry Annual Worldwide Progress Report**. [s.l.] Wohlers Associates, 2014.

YOON, H. S. et al. A comparison of energy consumption in bulk forming, subtractive, and additive processes: Review and case study. **International Journal of Precision Engineering and Manufacturing - Green Technology**, v. 1, n. 3, p. 261–279, 2014.

LIFE CYCLE ASSESSMENT OF RECYCLING ORNAMENTAL STONE PROCESSING WASTE: A COMPARATIVE STUDY WITH SAND, CLAY AND LIMESTONE FILLER

Thais Ayres Rebello¹, Robson Zulcão², João Luiz Calmon², Ricardo Franci²

¹Universidade Federal do Espírito Santo, rebello.ayres.thais@gmail.com

²Universidade Federal do Espírito Santo

Abstract: The production of ornamental stones is rising and is estimated to be 170 million tons in 2020. Consequently, the residue generated in the process, which represents 30% of the extracted material, is also increasing. Numerous researches study the reuse and recycling of the ornamental stone processing waste (OSPW) which is not biodegradable and it is commonly disposed incorrectly due to high costs of transportation and final destination. Nevertheless, the recycled and reused materials have environmental impacts that need to be assessed. The aim of this paper is to investigate if the process of recycling ornamental rocks waste has a lower environmental impact than the production of sand, clay and limestone filler (common substitutes for it) utilizing the Life Cycle Assessment (LCA) method and SimaPro 8.3 software. The results have shown both that the recycling of ornamental stone waste is environmentally preferable and that the utilization of artificial drying alternatives (flash dryer and rotary dryer), for its recycling has a lower impact than extracting and processing clay through atomization methods. The sensitivity analysis shows that the transportation site with lower environmental impact was Serra and that it is possible to transport the OSPW 53.7 km after the process, so it can have the same environmental impact as sand extracted by dredging. On the other hand, an increase of 25% in the energy consumption incremented only around 7% of the environmental impact.

Key-Words: Life Cycle Assessment, Ornamental Stone waste, Clay, Sand, Limestone Filler.

Introduction

According to Montani (2014; apud ABIROCHAS, 2014), the world ornamental stone production in 2014 corresponded to 130 million of tons and it is estimated to rise to 170 millions of tons by the year of 2020 (ABIROCHAS, 2014). Nevertheless, in Brazil, the production achieved 10.5 million of tons (ABIROCHAS, 2014; ABIROCHAS 2015). As the production increases, the waste generation, which represents 25-30% of the ornamental stone production, is also expected to increase (GONÇALVES, 2000).

Uliana *et al.* (2015) argue that due to the cost of destination and transportation of the OSPW, many researches study the reuse or recycling of ornamental stone waste. Some studies show that this residue might be utilized for the correction of soil acidity (RAYMUNDO *et al.*, 2013), manufacturing concrete (DEGEN *et al.*, 2013), tiles (SOUZA; PINHEIRO; HOLANDA, 2010), to produce fibers of acoustic isolation (ALVES *et al.*, 2015) and porcelain (SILVA; PAES; HOLANDA, 2011). However, one must stress that sometimes the reuse and recycling options might affect the environment more than producing a new product. To conclude that reusing and recycling is a better alternative for a determined product or system, it is required a deeper study of the environmental impact of the latter. To realize this type of study, many tools are available, such as the life cycle assessment (LCA) methodology, which can be product or system oriented, and analyses the environmental impact throughout the life cycle (UNEP, 1996).

García *et al.* (2007) conducted an initial evaluation of building material incorporating ornamental stone sludge utilizing the Life Cycle Assessment tool (LCA) with the software SimaPro 7.0 and Ecoinvent database. For the impact analysis, the study used Eco-Indicator 99. The authors compared natural limestone with artificial stones produced utilizing the ornamental stone sludge. They concluded, at last, that the artificial stone is preferable due to a lesser environmental impact from emission of inorganic particulate matter (<2.5µm), originated in the extraction phase of the natural stone. Furthermore, Napolano *et al.* (2016) realized a comparison of artificial lightweight aggregates (LWAs), produced with ornamental stone waste and clay, and its posterior use in concrete. For this study, the SimaPro 7.3 was utilized with the Ecoinvent database. Besides, for the impact evaluation, the authors used Impact 2002+. They concluded that the product with the waste was environmentally preferable.

This work aims to evaluate the environmental impacts of recycling the ornamental stone cutting residue and to compare its results with the products it might substitute such as sand, clay and filler, using a cradle-to-gate approach. Furthermore, this work evaluates the environmental impact for different scenarios of transportation and energy insertion.

Methodology

The data collection consisted in both background and foreground data. The first was collected in the literature and the latter using a questionnaire sent by e-mail to the enterprises visited. The distances used in the sensibility analysis were extracted using *Google Maps*. The database used in this work was ECOINVENT 3.2 and the assessment tool applied was SIMAPRO FACULTY 8.3. For the impact analysis, the methodology utilized was ReCiPe 2008 v1.3. The midpoint categories analysed in this study were: climate change, ozone depletion, terrestrial acidification, freshwater eutrophication, marine eutrophication, human toxicity, photochemical oxidation, particulate matter, terrestrial ecotoxicity, freshwater ecotoxicity, marine ecotoxicity, ionising radiation, agricultural land occupation, urban land occupation, natural land transformation, water depletion, metal depletion, fossil depletion. For the endpoint categories, this study used human health, resources and ecosystem. Table 1 brings all the scenarios used in this work.

Table 1 – Scenarios used in the LCA study

Scenarios	Details
Standard Scenario	Data was collected from the literature and from the enterprises visited for the processes of limestone filler and processing ornamental stone waste.
Energy sensibility analysis	This analysis was conducted only for the processing of ornamental stone waste varying in 25% the amount of energy used in the standard scenario
Transport sensibility analysis	This analysis was conducted for the processing of ornamental stone waste utilizing four scenarios of location for the CETR-AAMOL and four destinations for the product.

Source: Elaborated by the author

Results and discussion

Since the information of the infrastructure was scarce and did not fulfill the requirements of this research, only the production process of all products analysed were considered, disregarding also the maintenance of the equipment utilized. In addition, the emissions of particulate matter in the drying patio were not considered for the analysis for all the products because there were no data available for this impact.

For the sand, this work considered two cases: sand extracted by dredging and by submerged cave. The sand processing for both cases takes place in the site of extraction. According to Souza (2012), for the sand extracted with the dredging technique there is a consumption, per kilo of sand, of $1.11E-06$ m³ of water, $4.33E-02$ MJ of diesel and an output of $2.38E-04$ m³ of water. Since the processing and the extraction are made with the same types of motors, the data was applied also for the processing stage. At last, at the storage stage, a consumption of $6.50E-03$ MJ of diesel per kilo of sand was considered. On the other hand, for the submerged cave, Castro *et al.* (2015) listed a consumption of $7.41E-02$ MJ of diesel and $1.30E-04$ kWh of electricity both per kilo of sand.

The research considered three case scenarios for the clay: (1) where the mine is captive, (2) where the mine has a medium size production and (3) where the extraction is represented by the average of consumption of the two previous cases and the atomization uses natural gas instead of coal. The extraction of both captive mine and medium production mine consumed 0.029104 MJ diesel and 0.014552 MJ diesel per kilo of clay, respectively (MME, 2009). Additionally, for the atomization and milling process, the coal consumption were 2.09 MJ and 1.8424 MJ per kilo of clay for the first and second case of extraction (PEREIRA, 2004). In the last case studied, the milling had a consumption of 0.01180 kWh/kg of clay and 0.000200016 m³ of water/kg of clay and the atomization process had an input of 1.774016 MJ of natural gas/kg of clay, which represents the national thermal energy consumption average (ALVES, MELCHIADES and BOSCHI, 2007). The transportation between the extraction site and the processing site, for all three cases considered, was 6.6 kgkm, utilizing the coordinates given by Ferreira *et al.* (2012).

Since it was not possible to find or collect data for the extraction and the crushing phases of limestone filler production, the library *Limestone, unprocessed {CA-QC} limestone quarry operation | Alloc Def, U* and *Limestone, crushed, for mill {CA-QC} production | Alloc Def, U*, were utilized. Moreover, the water source and the energy source were both adapted to the Brazilian reality. For the milling of filler the enterprise visited provided the energy used by

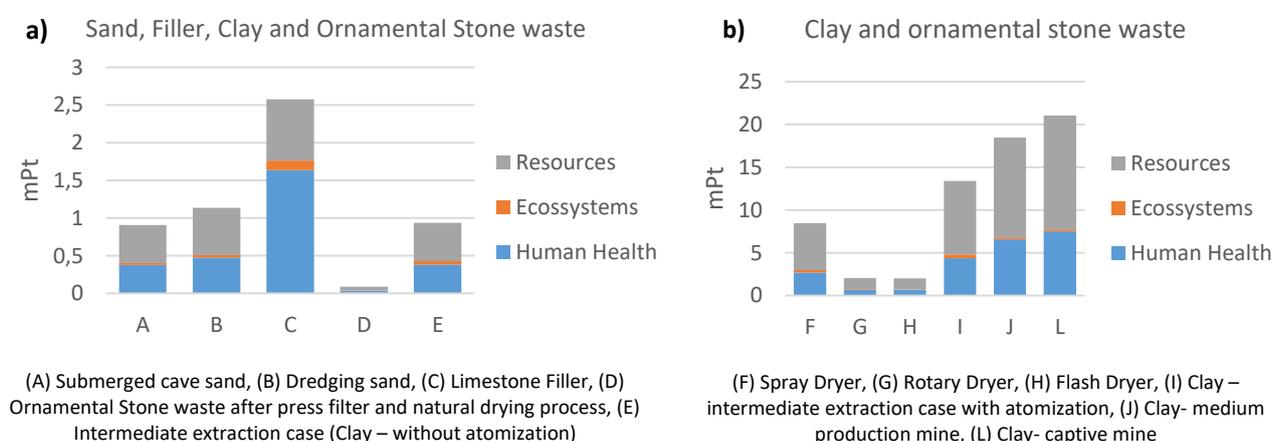
the six mills and the bag house, which sums a total of 1635 kW. The enterprise also provided that the mills are working during 3036 hours per year and the production of limestone miller is estimated to be 78370 tons of filler per year (DNPM, 2010) which results in a consumption of 0.06334 kWh/kg.

For the process of ornamental stone waste this research considered a humidity of 50% on the entry of the system. In the press filter it was calculated a consumption of 0.723E-03 kWh of electricity/kg of waste and -0.304E-03 m³ of avoided water consumption per kilo of waste, calculated with the data provided by the enterprise visited. In the subsequent phases, natural drying and crushing, the consumptions were: 0.000156 kWh of electricity/kg of waste, 1.06 kg of the waste, 1.31E-05 h of machine operation and 1.5E-03 tkm of transportation to move the product inside the factory, it was also considered an output of 0.106E-3 m³ of evaporating water. Nonetheless, it was assumed three different artificial drying scenarios, two of them after the crushing and with the impact of the previous phases added, and one after the press filter: Rotary and Flash Dryer, and spray dryer, respectively. The rotary dryer was estimated to have a consumption of 0.276 MJ/kg of heat and an output of 0.04E-03 m³ of water and the flash dryer has a consumption of 0.270 MJ/kg of heat and 0.04E-03 m³ of water as an output. On the other hand, the consumption of natural gas in the spray dryer is much higher than both previous alternatives: it comes to 1.2 MJ/kg and the output of water is 0.04E-03 m³ (MUJUMDAR, 2015). One may refer to the complete work published by Rebello (2017) for further information on the inventory analysis.

In this research a couple of comparisons were studied and then a sensitivity analysis was conducted for both the energy input and the transportation distances. For the first comparison one considered sand, clay without the atomization process, limestone filler and the recycling of ornamental stone waste with no artificial drying afterwards. The second, in contrast, utilized the scenarios with atomization for clay and the artificial processes of drying the waste.

For the midpoint categories assessed, limestone filler presented the biggest environmental impact of all products. Nevertheless, the recycling of ornamental stone waste had greater impacts in the following categories: agricultural land occupation, urban land occupation and terrestrial ecotoxicity, presenting a difference of 71%, 3% and 14% when compared with sand extraction with submerged cave, respectively. In the second comparison, corresponding to clay with atomization and processing of ornamental stone waste, the midpoints categories with greater importance were eutrophication, human toxicity, aquatic eutrophication and marine ecotoxicity. As a result of coal use for milling and atomization, both captive mine and medium size mine presented greater environmental impact in the categories previously referred. Despite of the energy consumption in the spray dryer, this alternative presented an average reduction of 50% in all midpoint categories when compared to the best case scenario for clay: the intermediate extraction case. The best alternative, when analysed only the environmental impact through SimaPro 8.3 was the flash dryer. Figure 1 shows the results obtained for both comparisons in the single score categories.

Figure 1 – Results obtained for the single score categories



Source: Elaborated by the author

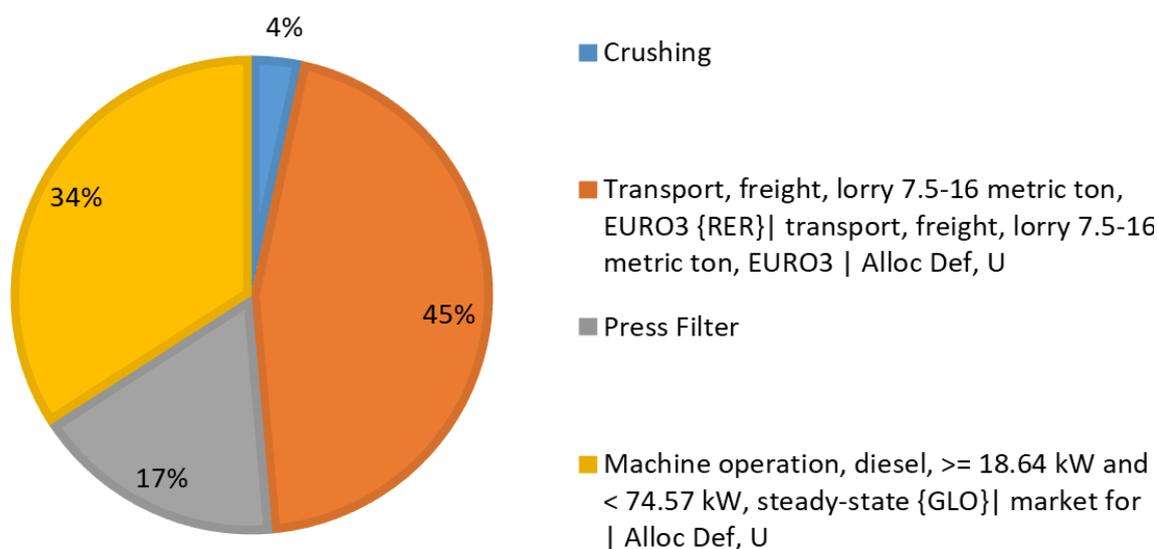
In the first comparison (Figure 1a), around 50% of the total impact was due to the resources categories except for limestone filler, which had most of the impact in the human health category due to the emissions of particulate matter at the stage of crushing and the extraction phase. For both cases of sand extraction, their impacts lay mostly on diesel utilization. Moreover, most of the clay impact is due to the transportation from the extraction site to the processing enterprise. Furthermore, the comparison of the products shows that the recycling of ornamental stone with natural open air drying (D) has a lower environmental impact when compared to the other materials. The total impacts of sand submerged cava sand (A), dredging sand (B), filler (C) and clay (E) were 896, 1148, 2727 and 927% higher, respectively, than the impact of naturally drying the waste (Figure 1a).

For the comparison of the artificial drying technologies and the clay with atomization (Figure 1b), the best alternative found was the flash dryer (H) alternative. The total impacts of rotary dryer (G), spray dryer (F), clay with intermediate extraction (I), clay medium production (J) and clay captive mine (L) were 2, 324, 573, 826 and 955% higher than that of flash drying the waste. Despite of the large amount of energy consumed by the spray dryer, which represented 99.81% of its total impact, it is a better alternative than any scenario of clay atomization process.

The sensitivity analysis for the energy input showed that the increase of 25% of the energy input in the system only increased 6% of the total impact evaluated in the single score analysis, which results directly from the small energy input utilized in the standard scenario. Besides, with further research on the natural drying process, it was noticed that 3% of the impact for the CETR-AAMOL process is from the crushing, 45% is from the transport in the site, 17% from the press filter and 34% from the machine operation (Figure 2).

For the transport sensibility analysis, it was considered four locations for the CETR AAMOL: Serra, Cachoeiro de Itapemirim, Barra de São Francisco and São Domingos do Norte, which were chosen because they represent the four cities with the biggest production of ornamental stone (SARDOU FILHO *et al.*, 2013). Nevertheless, the product was then transported to four cities with the biggest populations of Espírito Santo: Vila Velha, Serra, Cariacica e Vitória. The analysis has shown that for all the scenarios of distribution, Serra was the best location for the CETR-AAMOL since the distances were smaller. When compared to the other products, the recycling and transportation of the ornamental stone waste, the product generated could be sent for the distances presented below and would still be environmentally preferable (Table 2).

Figure 2 – Discrimination of the total impact in the natural drying alternative (ornamental stone waste)



Source: Elaborated by the author

Table 2 – Distances that the residue could be sent after the process in Serra and still be environmentally preferable

Product	Sand (submerged cave)	Sand (dredging)	Limestone Filler	Clay (intermediate extraction)	Clay (Captive mine)	Clay (Medium production mine)
Natural drying	41.9 km	53.7 km	127.5 km	683.3 km	1074.5 km	942.4 km
Flash Dryer	-	-	29.9 km	585.7 km	976.9 km	844.9 km
Rotary Dryer	-	-	27.8 km	583.6 km	974.8 km	842.7 km
Spray Dryer	-	-	-	254.3 km	645.5 km	513.4 km

Source: Elaborated by the author

*considering that the alternatives are not being transported.

**considering *Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 {GLO}* market for | Alloc Def, U as the database.

Conclusion

In conclusion, for the parameters analysed and the case scenarios studied, the processing of ornamental stone waste is environmentally preferable when compared to clay, filler and sand. In the comparison with clay with atomization, sand and filler, the processing of ornamental stone waste presented inferior environmental impact. The second environmentally preferable option, sand extracted by submerged cava, presented a total impact 896% higher than the use of the naturally dried waste.

As for the hypothetical scenarios of spray dryer, flash dryer and rotary dryer, compared to three cases of clay atomization, the study found that the processing of ornamental stone waste is environmentally preferable, even in its worst-case scenario, using spray dryer for its drying, than all the clay alternatives.

For the sensibility analysis, it was observed that the best case scenario for transport is when the CETR-AAMOL is located in Serra, in that way the product might be transported to Vitoria and still have inferior environmental impact than the alternative products studied. As for the input of energy in the treatment, it was noticed that the process with natural drying at the end does not present a big sensibility to the variation of 25% of the energy input, since the total environmental impact assessed was 6% bigger than the medium input category.

References

- ABIROCHAS. Associação Brasileira da Indústria de Rochas Ornamentais. 2014. **Panorama Mundial do Setor de Rochas Ornamentais e de Revestimento em 2013**. São Paulo: Abirochas. 12 p. Informe 13.
- ABROCHAS. 2015. **Balço das Exportações e Importações Brasileiras de Rochas Ornamentais em Janeiro de 2015**. São Paulo: Abirochas. 9p. Informe: 02.
- ALVES, H. J.; MELCHIADES, F. G.; BOSCHI, A. O. 2017. Levantamento inicial do consumo de energias térmica e elétrica na indústria brasileira de revestimentos cerâmicos. *Cerâmica Industrial*, v. 12, n. 1/2, p. 17-21.
- ALVES, J. O.; JUNCA, E.; ESPINOSA, D. C. R.; TENÓRIO, J. A. S. 2015. RESÍDUO DO CORTE DE GRANITO: INOVAÇÃO TECNOLÓGICA PARA A DESTINAÇÃO FINAL. *Tecnologia em Metalurgia, Materiais e Mineração*, v. 12, n. 2, p. 123.
- CASTRO, A. L.; SILVA, F. B.; ARDUIN, R. H.; OLIVEIRA, L. A.; BECERE, O. H. 2015. Análise da viabilidade técnica da adaptação de dados internacionais de inventário de ciclo de vida para o contexto brasileiro: um estudo de caso do concreto para paredes moldadas no local. In: **Anais do 57º Congresso Brasileiro do Concreto—CBC2015**.
- DEGEN, M K.; VIEIRA, G. L.; CALMON, J. L.; ULIANA, J. G.; BASTOS, R. S. 2013 Concretos produzidos com resíduos provenientes do beneficiamento de rochas ornamentais como substituto parcial de cimento. **Anais do 55º Congresso brasileiro de concreto**. IBRACON, p 1-12.
- DNPM. Departamento Nacional de Produção mineral. 2010. **Anuário Mineral Brasileiro**. Brasília. MME.

- FERREIRA, E. P.; PANTALEÃO, F. S.; FERREIRA, J. T. P.; FERREIRA, A. C.; 2012. Diagnóstico ambiental das áreas de extração de argila em município produtor de cerâmica vermelha. **ENCICLOPÉDIA BIOSFERA**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.8, N.14.
- GARCÍA, N.; IRUSTA, R.; NÚÑEZ, Y.; MORAL, A. 2007. Environmental performance of waste based construction materials. LCA study. **Sustainable construction materials and technologies**. Anais...Coventry, U.K.
- GONÇALVES, J.P. 2000. **Utilização do resíduo de corte de granito (RCG) como adição para produção de concretos**. Dissertação (Mestrado). Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.
- MME. Ministério de Minas e Energia. 2009. **PRODUTO 32 Perfil de argilas para Cerâmica Vermelha: RELATÓRIO TECNICO 32 Perfil da Argila**.
- MUJUMDAR, A.S. 2015. **Handbook of industrial Drying**. 4 a Edição. Volume 1. 1334 p.
- NAPOLANO, L.; MENNA, C.; GRAZIANO, S. F.; ASPRONE, D.; D'AMORE, M.; GENNARO, R.; DONDI, M. 2016. Environmental life cycle assessment of lightweight concrete to support recycled materials selection for sustainable design. **Construction and Building Materials**, v. 119, p. 370–384.
- PEREIRA, S. W. 2004. **Análise ambiental do processo produtivo de pisos cerâmicos: aplicação de avaliação do ciclo de vida**. Dissertação. Florianópolis.
- RAYMUNDO, V.; NEVES, M. A.; CARDOSO, M. S. N. FONSECA, A. B. 2013. Marble cutting wastes as amendment of soil acidity. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 47-53.
- REBELLO, T. A. 2017. **Avaliação do ciclo de vida do processamento de lama do beneficiamento de rochas ornamentais: um estudo comparativo com areia, argila e filer**. Projeto de graduação - Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal Do Espírito Santo, Vitória, 138P.
- SARDOU FILHO, R.; MATOS, G. M. M.; MENDES, V. A.; IZA, E. R. H. F. 2013. **Atlas de Rochas Ornamentais do Estado do Espírito Santo: Projeto Geologia Minerais do Estado do Espírito Santo**. Brasília: CPRM. 358 p.
- SILVA, M. A.; PAES, H. R.; HOLANDA, J. N. F. 2011. Reuse of ornamental rock-cutting waste in aluminous porcelain. **Journal of environmental management**, v. 92, n. 3, p. 936-940.
- SOUZA, A. D. 2012. **Avaliação do ciclo de vida da areia em mineradora de pequeno porte, na região de São José do Rio Preto SP**. 121 p. Dissertação (Mestrado) – Curso de Engenharia Urbana, Centro Tecnológico, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- SOUZA, A. J.; PINHEIRO, B. C. A.; HOLANDA, J. N. F. 2010. Processing of floor tiles bearing ornamental rock-cutting waste. **Journal of Materials Processing Technology**, v. 210, n. 14, p. 1898-1904.
- UNEP. 1996. **Life Cycle Assessment: What it is and how to do it**. United Nations Publication, 87 p

LIFE CYCLE ASSESSMENT OF CONSTRUCTION AND DEMOLITION WASTE MANAGEMENT SYSTEMS: ANALYSIS OF THE INFLUENCE OF WASTE COMPOSITION

Laís Peixoto Rosado¹, Carmenlucia Santos Giorno Penteadó²

^{1,2}Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Tecnologia, ¹laispr@gmail.com, ²carmenlucia@ft.unicamp.br

Abstract: The composition of waste generated in a municipality is one of the most important factors for planning the integrated management system. However, the majority of Brazilian municipalities elaborate the Municipal Plans for Solid Waste Management based on data from the literature. In this context, the aim of this study is to provide an analysis of the waste composition in life cycle assessment (LCA) studies of construction and demolition waste (C&DW) management systems. The C&DW has heterogeneous composition which is related, among other factors, to the constructive techniques of the region where it is generated. Therefore, it was selected seven different C&DW compositions reported in the literature, whose samples were collected in different management infrastructures of three Brazilian regions. To analyze the influence of waste composition in the LCA study, two scenarios were elaborated considering the functional unit as one ton of C&DW managed. Data from literature and database were used for the life cycle inventory, considering the same management alternatives and transport distances for the similar fractions among the C&DW compositions selected. The CML baseline method was adopted to assess the life cycle impact. The results reveal that the main contributions to the environmental impacts are related to small fractions of steel, plastics, paper/paperboard and refuse. Although the mineral fraction represents a large quantity in mass and volume of this type of waste, it does not appear as remarkable for the results.

Keywords: construction and demolition waste; composition; management.

Introduction

The construction industry is fundamental for the global economy, and its activities consume approximately 60% of the minerals extracted from the lithosphere, which corresponds to 24% of the global consume (BRIBIÁN; CAPILLA; USÓN, 2011). Consequently, this sector generates huge amounts of waste, which require an appropriate management.

The construction and demolition waste (C&DW) presents remarkable regional differences in terms of composition and generation rates, which are related to the raw materials and construction techniques adopted in the construction, renovation and/or demolition activities. Thereby the C&DW composition is affected by regional parameters and the variation over time. The characterization method, period and source of sample (construction site, different phases of construction, renovation, demolition, recycling plant or landfill) may influence the differences observed in the C&DW composition (JOHN, 2001).

In 2016, it was collected more than 45 million tons of C&DW in Brazil. The generation per capita vary from 0.266 kg.inhabitants⁻¹.day⁻¹ in Northeast to 0.882 kg inhabitants⁻¹.day⁻¹ in Midwest region (ABRELPE, 2017). The largest fraction of C&DW generated in different Brazilian municipalities is composed by concrete, ceramics, and mortars (CÓRDOBA, 2010). However, C&DW composition is heterogeneous and it can be classified into nine different types of materials, according to the IBAMA Resolution nº 13/2012 (BRASIL, 2012a).

The National Solid Waste Policy define the waste characterization as one of the basic requirements for the elaboration of Municipal Waste Management Plans (BRASIL, 2010). Additionally, specific regulations about C&DW (Resolutions nº 307/2002 and nº 448/2012 of CONAMA) determine that the large generators must conduct a characterization for the elaboration of their Waste Management Plans (BRASIL, 2002; 2012b).

The analysis of Municipal Waste Management Plans of 58 municipalities located in the State of São Paulo reveals that only 12 have carried out a C&DW characterization. Hence, the majority of municipalities have been elaborated their plans based on the characterizations available in the literature.

The study of waste composition is the first stage to determine the feasibility of prevention, reduction, reuse and recycling alternatives (CASTRO, 1997). Then, for life cycle assessment (LCA) of waste management systems, the type of materials present in waste may affect the results (BISINELLA et al., 2017). In this context, the aim of this study is to provide an analysis of the importance of waste composition in LCA studies of C&DW management systems.

Methodology

Table 1 presents the C&DW composition selected from studies carried out in three different Brazilian regions. The studies have considered samples obtained from different sources, such as illegal disposal, landfill, recycling facility and containers. The quantity of samples and the procedures adopted by the studies involve a variety of assumptions, due to the unavailability of consensus on standard methodologies for C&DW characterizing.

Two scenarios of C&DW management were elaborated, considering the system boundaries showed in Figure 1. *Scenario 1* considers that the total amount of C&DW is disposed of in a landfill. Scenario 2 considers the recycling of mineral fraction, wood, steel, plastics, glass and gypsum, according to the recycling rates (%) indicated in Figure 1; and the landfilling of remaining waste. It was assumed that all transport stages use a lorry 16-32 ton (EURO 4).

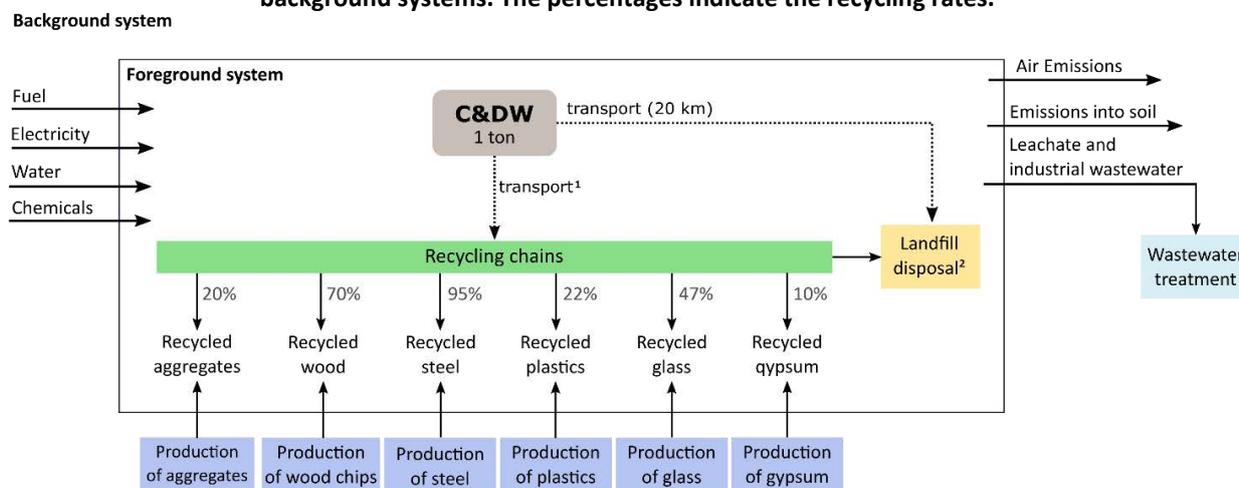
Table 1 – Data about the sample sources and C&DW compositions selected for this study.

Brazilian region	Northeast		Southeast			South	
Author (year)	Santos (2008)	Oliveira et al. (2011)	Córdoba (2010)		Buselli (2012)	Xavier (2001)	Tessaro, Sá and Scremin (2012)
City, State	Petrolina, PE	Fortaleza, CE	São Carlos, SP	São Carlos, SP	Viçosa, MG	Florianópolis, SC	Pelotas, RS
Sample source	Illegal disposal	Landfill	Recycling facility	Landfill	Container	Container	Landfill
Acronyms	N1-I	N2-L	St1-R	St2-L	St3-C	S1-C	S2-L
C&DW composition	% in mass						
Mineral fraction ¹	91.20	94.00	95.63	93.42	93.85	98.28	88.00
Wood	2.00	0.00	3.49	4.19	0.75	1.21	4.00
Gypsum	6.30	3.00	0.00	0.54	4.57	0.00	1.00
Plastic	0.50	0.00	0.02	0.19	0.01	0.00	2.20
Paper/ Paperboard	0.00	0.00	0.57	1.19	0.12	0.00	0.30
Steel	0.00	0.00	0.01	0.45	0.62	0.01	2.50
Glass	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00
Fiber cement	0.00	0.00	0.29	0.00	0.00	0.22	0.00
Other ²	0.00	3.00	0.00	0.01	0.07	0.29	1.00
Total	100	100	100	100	100	100	100

¹ Concrete, mortar, stone, sand, ceramic and other inert materials. ² Mixed wastes which can be defined as refuse.

The attributional LCA study was developed according to the requirements of ISO 14.040 and ISO 14.044 standards (ISO, 2006a; 2006b) and using the SimaPro® 8.0.2 software. The functional unit was defined as the management of 1 ton of C&DW. The direct and indirect burdens for the life cycle inventory (LCI) of landfills and transport were obtained from Ecoinvent v. 3.1 (2014). The direct and indirect burdens for the LCI of recycling processes were obtained from the literature and from Ecoinvent v. 3.1 (2014), updated with Brazilian data where possible (Table 2). The allocation in the LCA model was avoided by using the system expansion method.

Figure 46 – System boundaries for the management of 1 ton of C&DW, with the indication of the foreground and background systems. The percentages indicate the recycling rates.



¹ Transport distances to recycling (assumed based on authors experience): mineral fraction and wood (30 km); plastics (50 km), gypsum and steel (80 km).

² Mineral fraction, wood, gypsum, steel, glass and fiber cement are disposed of in an inert landfill and, paper, plastics and refuse in a sanitary landfill.

The potential environmental impacts were assessed using CML baseline v.3.03 method, according to the following impact categories: “Abiotic Depletion (fossil fuels)”, “Global Warming”, “Human Toxicity”, “Terrestrial Ecotoxicity”, “Photochemical Oxidation”, “Acidification” and “Eutrophication”.

Table 2 – Main data used for the life cycle inventory elaboration of the recycling processes.

Process	Data source	Avoided production	Data source	Substitution ratio	Data Source
Mineral fraction recycling	Rosado et al. (2017)	Soil (20%)	Clay, clay pit operation ^{2,3,*}	1:1	Rosado et al. (2017)
		Sand and gravel (10%)	Sand, gravel and quarry operation ^{2,3,*}		
		Natural aggregate (70%)	Rosado et al. (2017)		
Wood recycling	Rosado et al. (2017)	Wood chips	Wood chips, wet, measured as dry mass ^{2,3}	1:1	Rosado et al. (2017)
Gypsum recycling	Literature ¹	Gypsum, mineral	Gypsum mineral, quarry operation ^{2,3}	1:0.90	Primary data ⁷
Plastics recycling	Ye et al. (2017) [*] and Perugini et al. (2005) [*]	PVC (52%) ⁵	PVC, suspension polymerized, production ^{2,3,*}	1:0.81	Rigamonti et al. (2009)
		HDPE (29%); PET (11%) and PP (8%) ⁵	HDPE/PET/PP, granulate production ^{2,3,*}		
Steel recycling	Steel production, electric, low-alloyed ^{2,3,*}	Primary steel (60%) ⁶	Steel production, electric, low-alloyed ^{2,3,*}	1:0.98	Vitale et al. (2017) and WSA (2011)
		Secondary steel (40%) ⁶	Steel production, converter, unalloyed ^{2,3,*}		
Glass recycling	Glass cullet, sorted, treatment of waste glass ^{2,3,*}	Glass production without cullet	Packaging glass, brown, production, without cullet ^{2,4,*}	1:0.82	Cremiato et al. (2017)

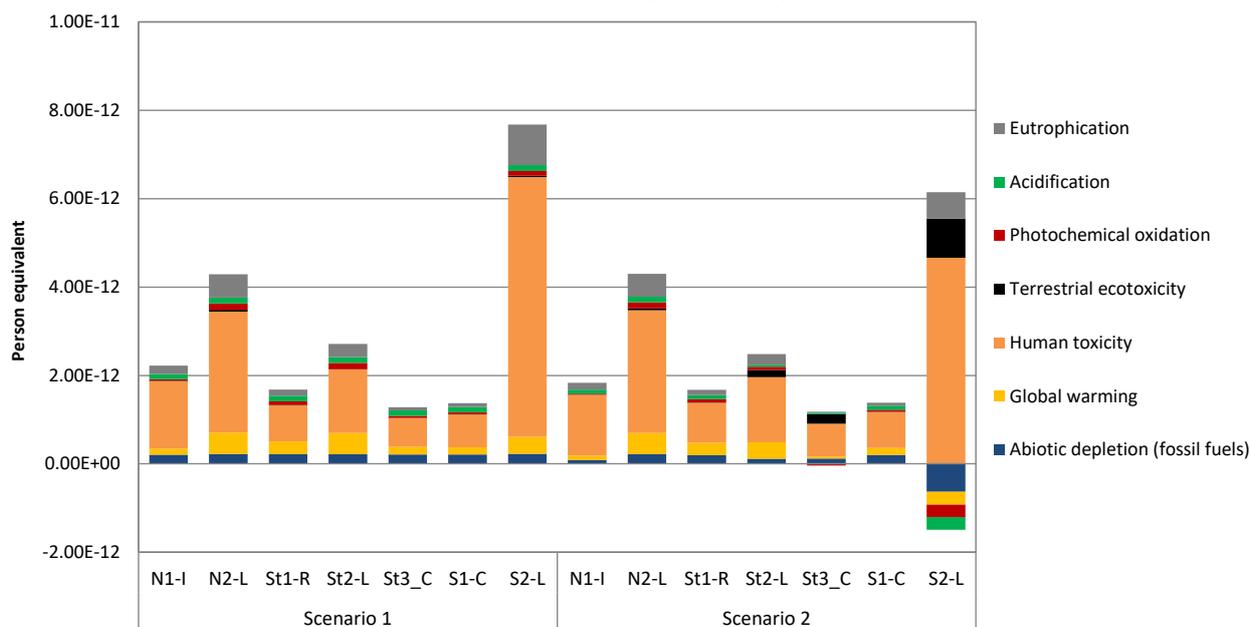
¹Data on electricity consumption of a recycling facility located in the State of São Paulo. ²Ecoinvent v.3.1 (2014). ³RoW, Alloc Def, U.

⁴GLO, Alloc Def, U. ⁵Plastics composition based on Prestes et al. (2011). ⁶Based on Vitale et al. (2017) and WSA (2011). ⁷Substitution ratio was assumed considering changes in the quality of the recycled material. *Updated with Brazilian energy mix.

Results and discussion

Figure 2 shows the normalized results in terms of person equivalent units, where one unit represents the global average impact in a specific category associated with one person during one year. In all cases, “Human Toxicity” is the most important category, since the CML method highly emphasizes the influence of long-term emissions from landfills.

Figure 47 – Normalized results of impact assessment related to the C&DW management, according to different scenarios (1 and 2) and the compositions reported in Table 1.



Scenario 1

According to the results of Northeast region, the composition of sample from landfill (N2-L) determines higher contributions for “Human Toxicity”, “Eutrophication”, “Global Warming” and “Photochemical Oxidation” due to leachate emissions of refuse. In the results of Southeast region, the composition of sample from landfill (St2-L) also determines major contributions for these categories, but in this case, it is due to emissions of paper/paperboard and plastics landfilling.

Regarding the results of South region, the composition of sample from landfill (S2-L) presents significant contributions for “Human Toxicity” and “Eutrophication”, due to the leachate emissions of plastics. The contributions for “Photochemical Oxidation” and “Global Warming” are related to refuse and paper/paperboard landfilling.

In all cases, the compositions provide similar results for “Abiotic Depletion (fossil fuels)” and “Acidification”, as these categories are influenced mainly by transport and mineral fraction landfilling. It is important to note that the transport stages were assumed the same for all scenarios, and according to the studies, the mineral fraction content is almost equivalent among the reported compositions. The diesel consumption by the transport and wheel loaders used in the landfill operation is the main factor for the impacts of these categories.

The comparison of the results among the Brazilian regions was carried out based on the composition of samples from landfills (N2-L, St2-L and S2-L). “Human Toxicity”, “Eutrophication” and “Global Warming” are the most important categories for the results of all compositions. The composition of South (S2-L) has the highest values for “Human Toxicity” and “Eutrophication” due to the importance of plastics landfilling for these categories. The composition of Southeast (St2-L) provides the highest values for “Global Warming” due to emission of methane biogenic from paper/paperboard landfilling.

Scenario 2

In Scenario 2, all compositions present reduction of impacts, with the exception of N2-L, St1-R and S1-C compositions. The composition of South (S2-L) determines the greatest reduction of impacts. The avoided impacts of plastics recycling is the main contributor for “Abiotic Depletion (fossil fuels)”, because it saves the consumptions of crude oil and natural gas. Steel recycling is the main contributor for “Global Warming”, “Eutrophication” and “Photochemical Oxidation”, due to the avoided production of pig iron, sinter iron and coal mining. However, steel recycling is responsible for the increase of the impacts for “Terrestrial Ecotoxicity”, due to the emission of mercury in the recycling process.

The composition of Northeast (N1-I) provides the second major reduction of impacts, due to the avoided impacts of plastics recycling for “Abiotic Depletion (fossil fuels)” and “Global Warming”. Regarding the results of Southeast region, the reduction of impacts for St3-C and St2-L compositions are related to the avoided impact of steel recycling.

Considering the assumptions adopted in this study, the results of all cases reveal that mineral fraction, wood and gypsum recycling provide a limited contribution for the reduction of the impacts. This means that the recovered material obtained by the recycling processes presents similar environmental burdens, in relation to the correspondent substitution material (primary or virgin materials) production.

Conclusions

This study highlights the importance of the use of a detailed C&DW characterization in LCA studies, in order to obtain the most appropriate environmental profile of a management system. The main contributions to the environmental impacts are related to small fractions of steel, plastics, paper/paperboard and refuse. Although the mineral fraction represents a large quantity of this type of waste, it does not appear as remarkable for the results.

When the recycling is considered as alternative scenario, 0.5% of plastics in the composition is responsible for the reduction of 28% of the total impacts for “Abiotic Depletion (fossil fuels)” (N1-I); 0.62% of steel reduces 40% of the total impacts for “Global Warming” (St3-C) and, 2.20% of plastics and 2.5% of steel can together reduce 59% of the total impacts for “Global Warming” and 73% for “Abiotic Depletion (fossil fuels)” (S2-L). This result indicates that LCA studies of C&DW management should avoid analyses focusing only in the mineral fraction, by using the argument that it represents the largest amount in mass and volume, neglecting the presence of other materials.

Acknowledgements

The authors wish to acknowledge the financial support from the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) for providing a PhD scholarship for the first author.

References

- ABRELPE. (2017) Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2016. Associação Brasileira de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Available at: <http://www.abrelpe.org.br>. Accessed: 09 February 2018. (in Portuguese)
- BISNELLA, V.; GÖTZE, R.; CONRADSEN, K.; DAMGAARD, A.; CHRISTENSEN, T. H.; ASTRUP, T. F. (2017) Importance of waste composition for Life Cycle Assessment of waste management solutions. *Journal of Cleaner and Production*, v. 164, pp. 1180-1191.
- BUSELLI, A. A. P. T. Proposta de gestão dos resíduos de construção e demolição (RCD) no município de Viçosa, MG. 171 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012. (in Portuguese)
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 307 – Dispõe sobre a gestão dos resíduos da construção civil. Conselho Nacional do Meio Ambiente: Brasília, DF, 2002. (in Portuguese)

- BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF, 2010. (in Portuguese)
- BRASIL. IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Instrução Normativa nº 13, de 18 de dezembro de 2012. Lista Brasileira de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União, nº 245, quinta-feira, 20 de dezembro, p. 200-207. 2012a. (in Portuguese)
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 448 – Altera os arts. 2º, 4º, 5º, 6º, 8º, 9º, 10, 11 da Resolução CONAMA nº 307, de 5 de julho de 2002. Conselho Nacional do Meio Ambiente: Brasília, DF, 2012b. (in Portuguese)
- BRIBIÁN, I. Z.; CAPILLA, A. V.; USÓN, A. A. (2011) Life cycle assessment of building materials: Comparative analysis of energy and environmental impacts and evaluation of the eco-efficiency improvement potential. *Building and Environment*, v.46, pp. 1133-1140.
- CASTRO, M. C. A. A.; SCHALCH, V.; JÚNIOR, J. L. F.; LEITE, W. C. A. Caracterização física e granulométrica dos entulhos gerados na construção civil na cidade de São Paulo. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997. (in Portuguese)
- CÓRDOBA, R. E. Estudo do sistema de gerenciamento integrado de resíduos de construção e demolição do município de São Carlos – SP. 261 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010. (in Portuguese)
- CREMIATO, R., MASTELLONE, M. L., TAGLIAFERRI C., ZACCARIELLO L., LETTIERI, P. (2017) Environmental impact of municipal solid waste management using Life Cycle Assessment: The effect of anaerobic digestion, materials recovery and secondary fuels production *Renewable Energy*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2017.06.033>.
- Ecoinvent. (2014) The Life Cycle Inventory Data Version 3.1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- ISO 14040. (2006a) Environmental Management: Life Cycle Assessment, Principles and Guidelines. International Organization for Standardization, Geneva.
- ISO 14044. (2006b) Environmental Management: Life Cycle Assessment, Life Cycle Impact Assessment. International Organization for Standardization, Geneva.
- JONH, V. M. (2001) Aproveitamento de resíduos sólidos como materiais de construção. In: CARNEIRO, A. P.; BRUM, I. A. S.; CASSA, J. C. S. (Org). *Reciclagem de entulho para produção de materiais de construção: projeto entulho bom*. Salvador: EDUFBA/Caixa Econômica Federal, 2001. Cap. 1, p. 29-30. (in Portuguese)
- OLIVEIRA, M. E. D.; SALES, R. J. M.; OLIVEIRA, L. A. S.; CABRAL, A. E. B. (2011) Diagnóstico da geração e da composição dos RCD de Fortaleza/CE. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v.16, n.3., pp. 219-224. (in Portuguese)
- PERUGINI, F.; MASTELLONE, M. L.; ARENA, U. (2005) A Life Cycle Assessment of Mechanical and Feedstock Recycling Options for Management of Plastic Packaging Wastes. *Environmental Progress*, v.24, n.2, pp. 137-154.
- PRESTES, S. M. D., MANCINI, S. D., RODOLFO JR., A., KEIROGLO, R. C. (2011) Construction and demolition waste as a source of PVC for recycling. *Waste Management & Research*, v.30, n.2, pp. 115-121.
- RIGAMONTI, L., GROSSO, M., SUNSERI, M. (2009) Influence of assumptions about selection and recycling efficiencies on the LCA of integrated waste management systems. *International Journal Life Cycle Assessment*, v.14, pp. 411-419.
- ROSADO, L.P.; VITALE, P.; PENTEADO, C.S.G.; ARENA, U. (2017) Life cycle assessment of natural and mixed recycled aggregate production in Brazil. *Journal of Cleaner Production*, v.151, pp. 634-642.
- SANTOS, A. N. Diagnóstico da situação dos resíduos de construção e demolição (RCD) no município de Petrolina (PE). 111 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Católica de Pernambuco, Recife, 2008. (in Portuguese)
- TESSARO, A. B.; SÁ, J. S.; SCREMIN, L. B. (2012) Quantificação e classificação dos resíduos procedentes da construção civil e demolição no município de Pelotas, RS. *Ambiente Construído*, v.12, n.2, pp. 121-130. (in Portuguese)



VITALE, P., ARENA, N., DI GREGORIO, F., ARENA, U. (2017) Life cycle assessment of the end-of-life phase of a residential building. *Waste Management*, v.60, pp. 311-321.

XAVIER, L. L. Subsídios para tomada de decisão visando melhoria do gerenciamento do resíduo urbano em Florianópolis/SC: enfoque no resíduo da construção civil. 177 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001. (in Portuguese)

World Steel Association. (2011) Life Cycle Assessment methodology report. ISBN 978-2-930069-66-1. Available at: <https://www.worldsteel.org/en/dam/jcr:6a222ba2-e35a-4126-83ab-5ae5a79e6e46/LCA+Methodology+Report.pdf>. Accessed: 09 February 2018.

YE, L.; QI, C.; HONG, J.; MA, X. (2017) Life cycle assessment of polyvinyl chloride production and its recyclability in China. *Journal of Cleaner and Production*, v.142, pp. 2965-2972.



ESTUDOS DE SUSTENTABILIDADE DA RECICLAGEM QUÍMICA DE RESÍDUOS PLÁSTICOS

Alessandra da R. Duailibe Monteiro¹, José Carlos C. da S. Pinto², Jorge J. Soto Delgado³

¹Programa de Engenharia Química/COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, alessandrardmonteiro@gmail.com

²Programa de Engenharia Química/COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro

³Braskem S.A

Resumo: A ferramenta de ACV com a metodologia de expansão da fronteira do sistema foi aplicada a fim de comparar os impactos ambientais de processos de reciclagem química de resíduos plásticos. Foram avaliados o efeito do uso do catalisador no processo, o efeito da carga orgânica na mistura residual, o efeito dos diferentes *blends* de produtos e o efeito do ganho energético referente a redução da temperatura de degradação de resíduos plásticos. Os resultados obtidos mostraram que o catalisador pode não ser vantajoso para o processo de reciclagem química, pois ele muda o *blend* de produtos, e este não necessariamente é mais favorável do ponto de vista dos impactos ambientais. Observou-se também que a redução da temperatura é benéfica ao desempenho ambiental do processo, mas esse ganho é pouco importante frente ao seu desempenho global. Por fim, a presença da carga orgânica na mistura residual não prejudica ambientalmente a avaliação de impactos, desmistificando a ideia de que o material orgânico pode ser prejudicial para a pirólise e, inclusive, tornando desnecessária a separação prévia dos materiais orgânicos.

Palavras-chave: resíduos plásticos, reciclagem química, ACV, sustentabilidade

Introdução

Os materiais plásticos se tornaram indispensáveis à vida humana e são aplicados em virtualmente todos os segmentos, como no setor automotivo, nos eletroeletrônicos, na indústria têxtil, na área da saúde, na construção civil, dentre outras, ressaltando a significativa contribuição desses materiais com qualidade de vida no mundo de hoje (Pinto, et al., 2012). Dessa forma, o consumo e a produção de plásticos experimentaram um aumento significativo nos últimos anos. Dados do PLASTICS EUROPE, uma das principais associações comerciais europeias, informaram que a produção mundial passou de 1,5 milhão de toneladas em 1950 para 322 milhões de toneladas em 2015, e que a demanda mundial anual per capita cresceu de 10 kg/habitante em 1980 para 44 kg/habitante em 2015. Espera-se que esse mercado continue crescendo no futuro próximo a taxas superiores à gerou um aumento acarretou um cenário de elevadas demanda e produção média da economia global (Plastic Europe, 2016).

A maioria dos artigos plásticos vendidos, especialmente as embalagens e outros bens que possuem o tempo de vida muito curto, torna-se resíduo rapidamente, muitas vezes após um único uso (Pinto, et al., 2012), levando milhões de toneladas de resíduos plásticos a serem descartadas e gerando discussões sociais e ambientais relevantes (Monteiro, 2018; ABIPLAST, 2016). O que fazer com tantos resíduos plásticos, os quais ocupam considerável volume em aterros sanitários ou que nem mesmo chegam até eles? Enquanto nos EUA e no Brasil o aterro sanitário vem sendo a forma de destinação final preferida para estes resíduos até o momento, a Europa e o Japão preferem reaproveitá-los como fonte de energia e matéria-prima, destinando apenas 31% e 11%, respectivamente, para aterro sanitário (Plastic Europe, 2016; ABIPLAST, 2016; Plastic Waste Management Institute, 2009; EPA, 2013). A relativa elevada durabilidade dos plásticos, ou a baixa biodegradabilidade dos mesmos, parece constituir uma grande desvantagem quando se pensa em destinação ambiental dos resíduos. No entanto, essa propriedade é extremamente vantajosa quando o assunto é reaproveitamento (Monteiro, 2018). Além disso, a principal matéria-prima dos plásticos é o petróleo conferindo a esses materiais elevado poder calorífico, tornando um desperdício de massa e energia o simples abandono desses resíduos em aterros e lixões. Portanto, parece claro que os plásticos devem ser reciclados, pois, além das razões citadas anteriormente, existe urgente necessidade de reduzir a quantidade de resíduos lançados no meio ambiente e também de reduzir o consumo de plástico virgem e de matéria prima requerida para fabricação de novos produtos (Al-Salem, et al., 2009).

Existem quatro rotas fundamentais para reciclagem de resíduos plásticos. A **reciclagem primária**, ou reprocessamento, consiste na reintrodução do refugo de plástico resultante do próprio processo produtivo e se

restringe a resíduos limpos, sem contaminação e que tenham características semelhantes às do produto original, não sendo possível, portanto, aplicá-lo a resíduos plásticos pós-consumo (Pinto, et al., 2012; Al-Salem, et al., 2010). A **reciclagem secundária**, ou mecânica, consiste no processo de recuperação de resíduos plásticos por vias mecânicas (Monteiro, 2018) e consiste no processo de reciclagem mais utilizado em todo o mundo para plásticos pós-consumo (Pinto et al., 2012). Apesar de ser uma técnica consolidada e difundida no mundo todo para reciclagem de resíduos plásticos, a reciclagem mecânica não consegue abranger todos os tipos de resíduos poliméricos (Faria, et al., 2011). De acordo com estudo da Plastivida, cerca de 22% dos resíduos plásticos apenas são possíveis de serem reciclados mecanicamente, pois precisam passar por aquecimento e fusão, ou seja, devem ser termoplásticos. A **reciclagem terciária**, ou química, consiste na conversão de polímeros que constituem os plásticos em moléculas menores, geralmente líquidos ou gases, que podem ser utilizados como matéria-prima para a produção de novos produtos petroquímicos, plásticos ou não. O termo “*reciclagem química*” é utilizado pelo fato de ocorrer uma alteração na estrutura química da molécula polimérica (Al-Salem, et al., 2009). Dependendo do tipo de plástico reciclado, da composição e da massa molar dos produtos desejados, diferentes métodos de reciclagem química podem ser implementados, como os métodos de degradação térmica (pirólise, gaseificação e hidrocraqueamento), catalítica, por solvente (solvólise, incluindo metanólise, glicólise, hidrólise e aminólise) e por meio de inserção do produto plástico diretamente no processo de produção de outro material, como no caso do uso de isopor para a produção de poliestireno (polimerização *in situ*). Por fim, a **reciclagem quaternária**, ou energética, consiste na recuperação energética a partir da destruição térmica dos resíduos sólidos, produzindo idealmente dióxido de carbono e água (além de outros produtos indesejados de combustão), além de energia, que pode ser recuperada na forma de calor, vapor ou eletricidade.

Pode-se afirmar que a reciclagem química surgiu, ao mesmo tempo, rompendo as restrições das técnicas de reprocessamento e reciclagem mecânica, ambas limitadas a resíduos limpos e homogêneos, e trazendo uma alternativa para reaproveitamento de resíduos sem precisar queimá-lo até a total degradação e gerar energia como na reciclagem energética. Entretanto, diversos questionamentos ainda se fazem presente acerca de aplicações e características desta técnica, especialmente considerando as particularidades das amostras residuais locais. Processos de reciclagem química podem variar de acordo com o tipo de técnica adotada, com as condições de operação, com a carga residual polimérica, dentre outras. A ferramenta de Análise de Ciclo de Vida (ACV) vem sendo cada vez mais utilizada em gerenciamento de resíduos para identificar estratégias capazes de prevenir ou minimizar impactos negativos nos ecossistemas, na saúde humana e em fontes naturais (Laurent, et al., 2014). A ACV permite avaliar diferentes processos por meio da avaliação de impactos ambientais particulares de cada processo. Não foi encontrado até o momento estudos que mostrassem a comparação em termos de impacto ambiental de processos de reciclagem química de resíduos plásticos considerando, por exemplo, o efeito do uso do catalisador nos processos, o efeito da carga orgânica na mistura residual, o efeito dos diferentes *blends* de produtos e o efeito do ganho energético referente a redução da temperatura de degradação de resíduos plásticos. Os estudos citados na literatura mostram, no entanto, a relevância desta questão ao colocar diversas possibilidades de recuperação de resíduos plásticos de forma comparativa. Pode-se ressaltar também que não existe ainda uma forma que seja melhor nem uma afirmativa universal com relação a destinação de resíduos plásticos. As tecnologias existentes, por sua vez, apresentam ainda limitações, podendo inclusive citar as diferentes maneiras como cidades e regiões se estruturam frente a gestão dos resíduos em geral. Dessa forma, o estudo desenvolvido traz mais informação a respeito das diversas formas de tratamento de resíduos plásticos e, principalmente, uma nova maneira de enxergar a avaliação dos impactos dos processos. Pode-se ainda notar que a gestão de resíduos sólidos em geral tem características muito particulares da região em que este foi coletado. Não foi realizada até o momento esta análise para resíduos plásticos oriundos do Brasil. Portanto, este trabalho traz mais uma contribuição para a pesquisa em avaliação de impactos da reciclagem química de resíduos plásticos.

O objetivo deste trabalho, portanto, é a aplicação de uma metodologia para avaliar os impactos causados pelos processos de reciclagem química de resíduos plásticos. A ferramenta de ACV com a expansão do sistema é aplicada a fim de comparar diferentes técnicas, aspectos e condições dos processos em relação aos impactos ambientais.

Metodologia

Foi realizada inicialmente a revisão bibliográfica da teoria e fundamentos de reciclagem química, passando pelas técnicas existentes e todas as características e variáveis de cada uma. O entendimento desses processos foi fundamental para identificar os pontos em que a literatura ainda não encontrara solução, como, por exemplo, a dificuldade em encontrar um processo e uma rota que apresentasse resultados satisfatórios para todos os tipos de situação, isto é, não havia uma rota tecnológica que fosse universal. Foi identificada também falta de informação com relação aos efeitos de determinadas condições de processo, características para gestão de resíduos sólidos, nas frações de produtos obtidas. A fim de auxiliar no processo de tomada de decisão quanto a uma rota tecnológica sustentável a ferramenta de ACV foi escolhida para fazer a avaliação de impactos dos processos e variáveis selecionados. Esta ferramenta foi apresentada como uma abordagem bastante eficaz para a solução de problemas de avaliação de impactos. Definido o interesse do estudo e qual a ferramenta que seria utilizada, seguiu-se para a definição dos estudos de caso para aplicar a metodologia e verificar os comportamentos desejados. Os materiais utilizados e os estudos selecionados estão apresentados a seguir.

- grãos de poliestireno de alto impacto (HIPS) fornecidos pela empresa UNIGEL (Companhia Brasileira de Estireno): o consumo mundial de poliestireno é bastante elevado, principalmente, pela aplicação em equipamentos eletroeletrônicos e, dessa forma, sua importância é extremamente relevante diante do cenário de gestão de resíduos;
- carcaças de computadores oriundos de depósitos de eletroeletrônicos em desuso do Laboratório de Modelagem e Simulação de Processos (LMSCP) do PEQ/COPPE/UFRJ: a escolha deste tipo de resíduos se assemelha a escolha dos grãos de HIPS, porém neste caso o material foi utilizado e descartado;
- bagaço de laranja fresca foi utilizado para os experimentos de co-pirólise com HIPS: além de caracterizar bem o resíduo orgânico, apresenta elevada disponibilidade e praticidade de ser inserida no estudo experimental.

Os materiais utilizados nos estudos de caso foram selecionados por abrangerem a classe de resíduos plásticos com representatividade significativa para o cenário de gestão de resíduos. Foram propostos estudos comparativos de avaliação de impactos, buscando identificar a melhor solução ambiental para a recuperação dos resíduos poliméricos.

Tabela 1 – Estudos de sustentabilidade propostos

Estudos de Sustentabilidade	
01	Pirólise térmica x Pirólise catalítica dos grãos de HIPS: O objetivo deste estudo é comparar em termos de impactos ambientais a influência do uso do catalisador em reações de pirólise de plásticos
02	Pirólise térmica 400°C x 500°C dos grãos de HIPS: O objetivo deste estudo é avaliar o ganho energético referente ao uso do catalisador em reações de pirólise de plásticos. Vale ressaltar que este é um <u>caso hipotético</u> .
03	Pirólise térmica x Co-pirólise térmica da carcaça de computador pós-consumo: O objetivo deste estudo é avaliar em termos de impacto ambiental a presença de carga orgânica oxigenada em reações de pirólise de resíduos plásticos

Os experimentos de degradação foram realizados nos laboratórios da COPPE/UFRJ por Miranda (2016), que faz parte do grupo de estudos do Laboratório de Engenharia de Polímeros (EngePol - COPPE/UFRJ), tornando os dados primários não somente acessíveis, mas também altamente representativos dentro da pesquisa de reciclagem química de resíduos plásticos no Brasil. As reações de degradação térmica e catalítica e de co-pirólise térmica dos resíduos poliméricos foram realizadas num reator tubular de quartzo com 3 cm de diâmetro e 60 cm de comprimento, no qual a carga de entrada é depositada no interior de uma cesta cilíndrica, também de quartzo, com 2 cm de diâmetro e 2 cm de comprimento. Esta cesta fica posicionada acima dos fornos antes do início da reação. O leito catalítico, quando utilizado, é acomodado na direção dos fornos, de forma que os vapores formados pela decomposição térmica do

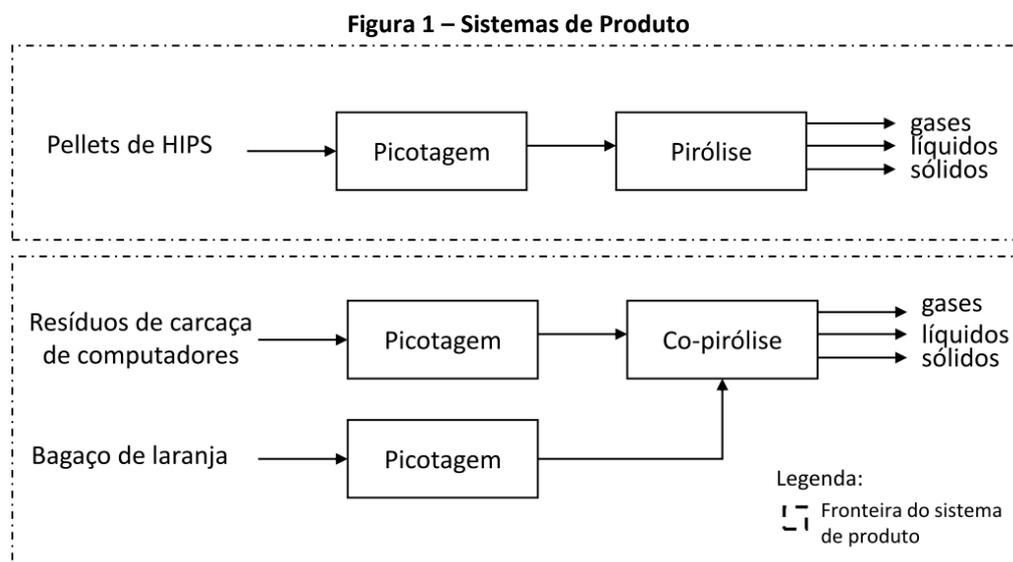
material passam por ele antes de serem condensados. Detalhes da unidade experimental podem ser encontrados em MIRANDA (2016).

A análise do berço ao túmulo (*cradle-to-gate*) foi aplicada aos estudos de avaliação de impactos, considerando-se desde a extração das matérias-primas do plástico até a sua destinação final. Com relação a alocação (ou o ato de evitar a alocação), é importante lembrar que a norma ABNT ISO 14044:2009 indica que o uso de alocações para dados de entrada e saída seja evitado quando possível, recomendando priorizar a subdivisão dos processos e a expansão do sistema (Laurent, et al., 2014). Apesar do uso da expansão do sistema também ser criticado, principalmente por levar a incertezas diante das inúmeras considerações quando são estimados os impactos evitados, esta metodologia tem sido majoritariamente utilizada para avaliar processos multifuncionais, isto é, que possuem mais de uma função (Laurent, et al., 2014). Nesta metodologia, dados da produção de material virgem são utilizados para computar os créditos referentes aos impactos evitados pela recuperação de material (Laurent, et al., 2014). Portanto, no presente estudo, a alocação foi evitada e a metodologia de expansão das fronteiras do sistema foi utilizada para comparar os diferentes cenários de reciclagem química, de forma que os processos de produção de material virgem foram obtidos da base de dados do Ecoinvent. Em outro momento, a alocação de material 50/50 foi utilizada para alocar os impactos provenientes do ciclo de vida de produção do material plástico ou material sólido. Esta abordagem considera uma divisão de créditos e pesos ambientais da reciclagem.

Os estudos de avaliação de impacto foram realizados com auxílio do software SimaPro® versão *Faculty* 8.3, utilizando as bases de dados Ecoinvent 3 e ELCD. Os métodos selecionados para realizar a avaliação de impactos foram o CML-IA *baseline* V3.02/ World 2000, com base nas categorias de impacto avaliadas foram depleção abiótica, acidificação, toxicidade humana, ecotoxicidade (terrestre e de água doce), aquecimento global, depleção da camada de ozônio, oxidação fotoquímica e eutroficação, e o ReCiPe Midpoint (E), com base nas categorias de impacto avaliadas foram ocupação do solo (rural e urbano), transformação da terra e uso da água. As categorias de impacto foram determinadas por abranger uma faixa significativamente ampla de questões ambientais relacionadas ao sistema de produto em estudo, levando em consideração os objetivos e escopos. Deve-se ressaltar que o emprego de mais de um método de AICV é previsto e bastante comum (Braskem, 2015). As categorias de impacto estão definidas em (Weidema, et al., 2001; Goedkoop, et al., 2009; ILCD, 2011). Os dados do objeto de estudo estão apresentados na Tabela 2 e os sistemas de produto e suas fronteiras na Figura 1.

Tabela 2 - Relação dos objetos dos estudos.

Dados dos objetos dos Estudos									
Função	Disponibilizar resíduos, produzir um óleo petroquímico que contenha estireno, tolueno, etilbenzeno e benzeno, e um gás que contenha metano, etano e eteno								
Unidade Funcional (x10⁻³ kg)	<table border="0"> <tr> <td>8,0 kg HIPS (s)</td> <td>0,6 kg Benzeno (l)</td> </tr> <tr> <td>3,6 kg Estireno (l)</td> <td>0,7 kg Metano (g)</td> </tr> <tr> <td>0,6 kg Tolueno (l)</td> <td>0,4 kg Etano (g)</td> </tr> <tr> <td>0,5 kg Etilbenzeno (l)</td> <td>0,5 kg Eteno (g)</td> </tr> </table>	8,0 kg HIPS (s)	0,6 kg Benzeno (l)	3,6 kg Estireno (l)	0,7 kg Metano (g)	0,6 kg Tolueno (l)	0,4 kg Etano (g)	0,5 kg Etilbenzeno (l)	0,5 kg Eteno (g)
8,0 kg HIPS (s)	0,6 kg Benzeno (l)								
3,6 kg Estireno (l)	0,7 kg Metano (g)								
0,6 kg Tolueno (l)	0,4 kg Etano (g)								
0,5 kg Etilbenzeno (l)	0,5 kg Eteno (g)								



As suposições, hipóteses e limitações dos estudos estão descritas a seguir:

- i. Para casos em que dados para a realidade nacional não estão disponíveis e tendo em vista a escassez de inventários brasileiros, dados de países da Europa e dados de média global foram utilizados;
- ii. No caso de ausência de informação, foi utilizada a base de dados Ecoinvent, adaptando-se, sempre que possível, os dados da matriz energética e de transportes ao quadro brasileiro;
- iii. Acidentes, aspectos sociais e aspectos relacionados à poluição visual e a ruídos não foram considerados;
- iv. Nenhum fator de caracterização de emissões de longo prazo foi considerado, tendo em vista o alto nível de incerteza associado a tais informações;
- v. A massa de catalisador foi desconsiderada no estudo de avaliação de impacto, a fim de desprezar neste momento os impactos referentes a sua produção. Essa hipótese admite que o catalisador é regenerado e reutilizado inúmeras vezes, de forma que os impactos de produção seriam pequenos. A utilização do catalisador uma ou poucas vezes torna a reciclagem química inviável economicamente;
- vi. Como não foi realizada análise da composição do gás da degradação do HIPS e da carcaça, os dados para a corrente gasosa foram obtidos da literatura e estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Dados da corrente gasosa (Cipriotti, et al., 2016)

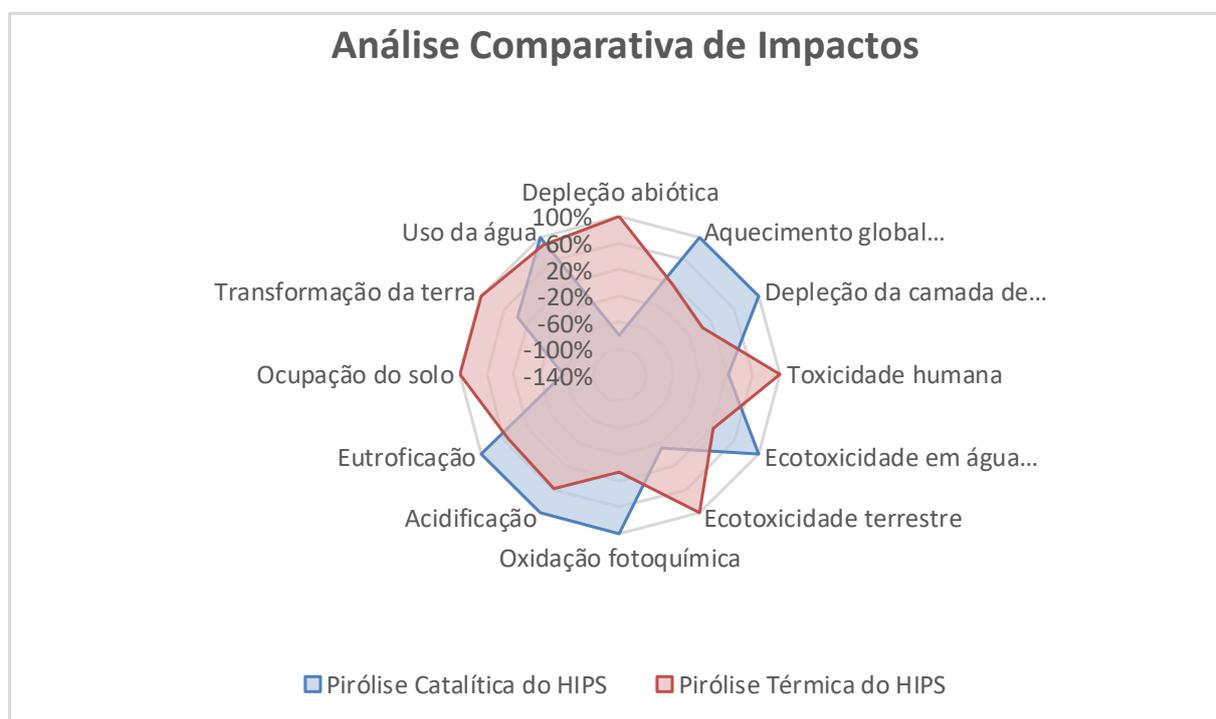
Catalisador	Temperatura (°C)	CH ₄ (wt%)	CO ₂ (wt%)	C ₂ H ₄ (wt%)	C ₂ H ₆ (wt%)	LHV (MJ/kg)
H-USY	400	28+/-1	38+/-2	17+/-1	16+/-3	22+/-3

- vii. Foi considerado o reaproveitamento dos gases gerados (exceto CO₂, considerado como emissão) no próprio processo ou em outro processo, de maneira que foram considerados como produtos evitados;
- viii. A energia requerida para as reações de pirólise foi calculada a partir dos calores sensível e de reação dos polímeros. Os valores foram obtidos de (Kishore, et al., 1976);
- ix. Considera-se neste estudo que existe mercado para os plásticos reciclados produzidos. Caso não exista mercado disponível para esses produtos, os resultados podem ser bastante diferentes;
- x. Para o estudo 02 foi estabelecida a hipótese de que o uso do catalisador leva a uma temperatura de degradação inferior à do processo térmico igual a 400 °C, enquanto a degradação conduzida sem o uso do catalisador ocorre a 500 °C. Considerou-se que ambos os processos utilizavam exatamente os mesmos dados e produziam os mesmos *blends* de produtos obtidos, alterando somente a temperatura de degradação (caso hipotético).

Resultados e discussão

É importante ressaltar que as informações fornecidas nesta seção devem ser usadas somente dentro dos limites de contexto e hipóteses propostos no presente estudo, considerando as respectivas limitações como descrito nas seções anteriores. A Figura 2 apresenta a análise comparativa dos impactos ambientais para o Estudo 1, utilizando as categorias indicadas dos métodos CML e ReCiPe. As categorias de impacto foram colocadas no valor 100% para o cenário com maior impacto, relativizando-se os valores do outro cenário.

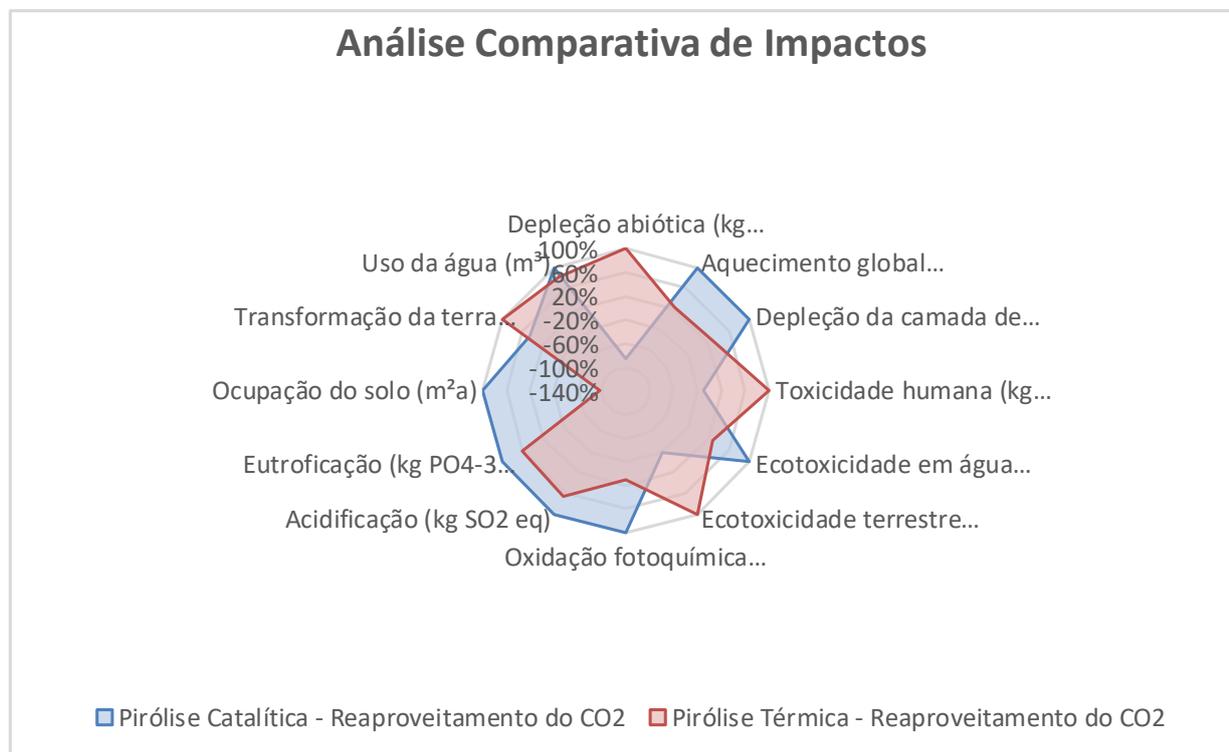
Figura 2 - Análise comparativa de impactos entre as pirólises térmica e catalítica do HIPS



Pode-se observar que o processo de pirólise catalítica do HIPS resulta em maior impacto ambiental potencial na maioria das categorias de impacto, com exceção das categorias depleção abiótica, toxicidade humana, ecotoxicidade terrestre, transformação da terra e ocupação do solo. É importante salientar a importância desse resultado obtido, porque ele impõe uma forma particular de pensamento, pois mostra que a introdução do catalisador no processo não é necessariamente benéfica ao processo de reciclagem química. O catalisador muda o *blend* de produtos, e este não necessariamente é mais favorável do ponto de vista dos impactos. Este resultado parece ir contra fundamentos básicos de engenharia química quando se trata de catalisador, de que este reduz a energia de ativação da reação e a temperatura da reação aumentando a eficiência da mesma (Williams, et al., 2017). No entanto, o que acontece neste caso é que a adição do catalisador muda o *blend* de produtos obtidos, resultando na redução do conteúdo do estireno e aumento do conteúdo de benzeno e tolueno na corrente efluente.

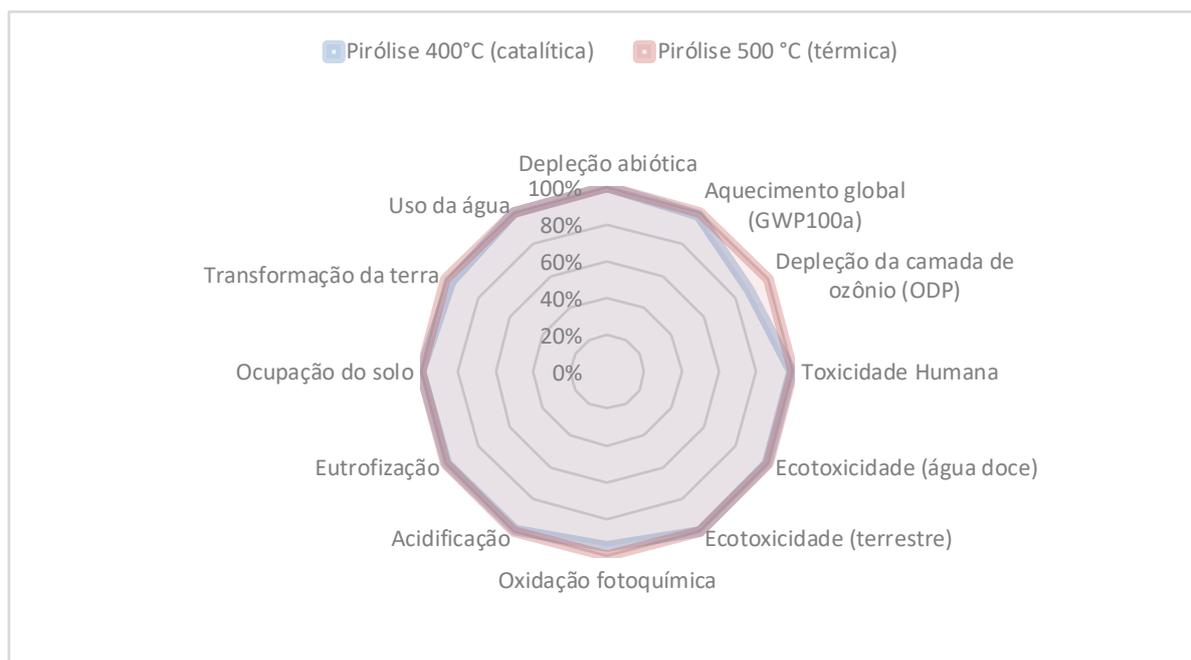
Foi realizada uma análise de sensibilidade para este estudo considerando o reaproveitamento do CO₂ gerado. Os resultados estão apresentados na Figura 3 e mostraram que ocorreu uma variação relativa muito significativa para a categoria de ocupação do solo (que apresenta muitas incertezas de modelagem) e menos significativa para a categoria aquecimento global, justamente relacionada à emissão de CO₂ na atmosfera, como esperado. No entanto, os resultados relativos foram similares, observando-se que a pirólise catalítica continuou apresentando pior desempenho ambiental do que a pirólise térmica.

Figura 3 – Análise comparativa de impactos: análise de sensibilidade considerando o reaproveitamento de CO₂



Devido aos resultados obtidos no estudo 01, propôs-se o estudo 02 a fim de avaliar o ganho energético do uso do catalisador. Os resultados estão apresentados na Figura 4.

Figura 4 – Avaliação comparativa dos impactos ambientais da degradação térmica do HIPS a 400 e a 500 °C

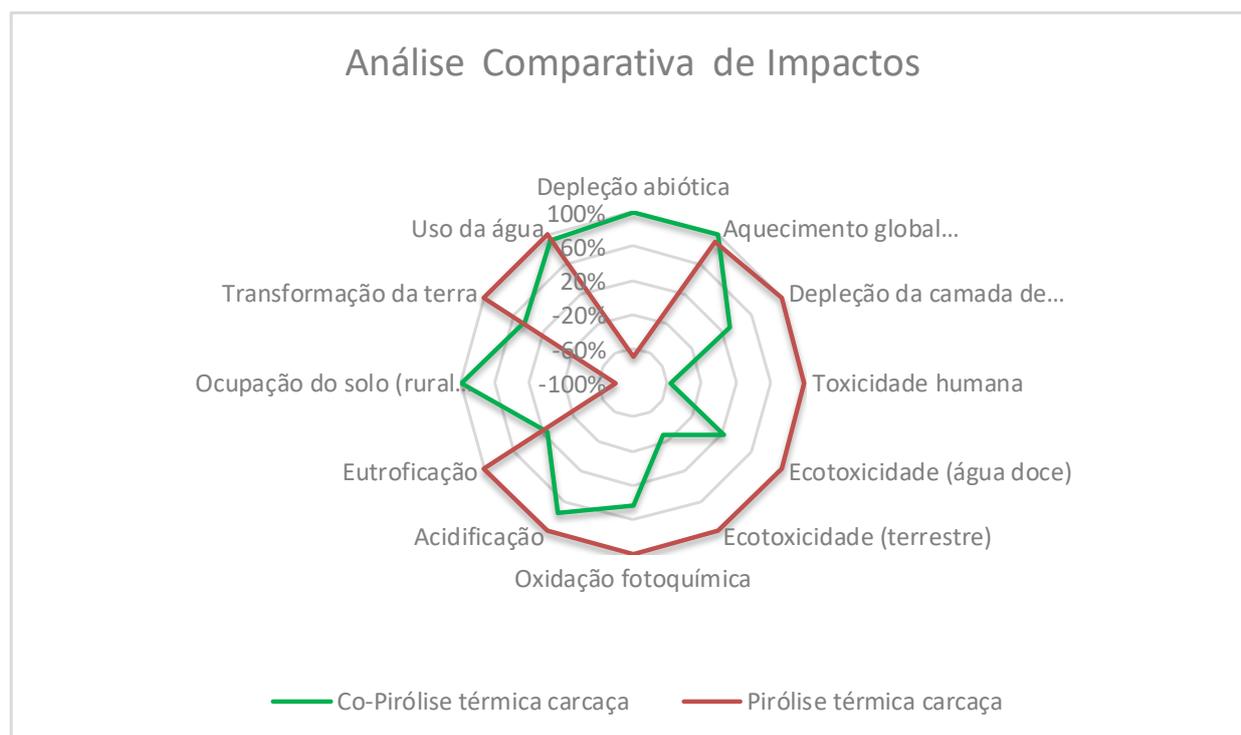


Os resultados mostraram que, ao contrário do que era esperado, a temperatura não afeta de forma significativa os impactos do processo, o que parece contradizer a maioria dos textos da literatura. Parece óbvio que a redução de

temperatura é benéfica ao desempenho ambiental do processo, mas a questão principal é que esse ganho é pouco importante frente ao desempenho global do processo.

Os resultados do Estudo 03, que avalia os efeitos da carga orgânica oxigenada, estão apresentados na Figura 5.

Figura 5 – Análise comparativa de impactos ambientais da pirólise e co-pirólise térmica da carcaça de computadores pós-consumo



Pode-se observar que a pirólise térmica causa em geral maior impacto ambiental em todas as categorias, exceto aquecimento global, depleção abiótica e ocupação do solo. Estes resultados são muito importantes, pois mostram que a presença da carga orgânica não prejudica ambientalmente a avaliação de impactos; pelo contrário, exerce influência muito positiva, diminuindo os impactos ao transformar matéria orgânica em gases úteis para a indústria química e a geração de energia, a despeito da redução do teor de estireno no produto final. Assim, a ideia de que o material orgânico pode ser prejudicial para a pirólise parece não fazer muito sentido quando se avaliam os impactos ambientais do sistema. Portanto, a necessidade de separação prévia, uma das etapas que mais preocupam pesquisadores da área, deve ser descartada se possível, tornando o processo ainda mais viável técnica e economicamente.

Conclusões

A ferramenta de Análise de Ciclo de Vida com a metodologia de expansão das fronteiras do sistema foi aplicada a estudos de caso de reciclagem química de resíduos plásticos com o objetivo de avaliar os impactos ambientais de diferentes processos e/ou cargas e condições operacionais. A reciclagem química vem se mostrando como uma solução bastante eficaz para solucionar o problema da gestão de resíduos plásticos, no entanto, muitos questionamentos ainda existem com relação a tomada de decisão de qual rota tecnológica deve ser seguida na recuperação sustentável destes resíduos.

O estudo de comparação entre processos térmico e catalítico permitiu observar que o catalisador pode não ser vantajoso para o processo de degradação em termos de impacto ambiental. O catalisador muda o *blend* de produtos



obtidos e, assim, a avaliação de impactos ambientais é diferente. Para a pirólise do HIPS maiores quantidades de estireno foram obtidas no processo térmico, enquanto o catalítico levou a benzeno, tolueno e etilbenzeno, que são tóxicos e possuem menor valor de mercado do que o estireno. Pode-se concluir, portanto, que o processo deve ser avaliado quanto aos produtos obtidos e aos seus impactos a fim de decidir se o uso do catalisador é benéfico ou não.

Visto que o uso do catalisador é apresentado na literatura como vantajoso, principalmente pelo ganho energético que ele traz, foi proposto um estudo térmico para avaliar os benefícios energéticos do processo catalítico. Os resultados mostraram, no entanto, que o ganho energético devido ao uso do catalisador é bem pequeno comparado ao processo sem catalisador, levando mais uma vez a reflexão se o uso do catalisador é realmente muito vantajoso em termos energéticos para o processo. Este resultado está embasado no fato de que a maior parte do calor necessário para realizar a degradação do polímero é representada pelo calor de reação, o qual contribui com 64% do total, enquanto o calor sensível apenas com 36%.

Foram realizados também estudos de pirólise de materiais poliméricos com resíduos orgânicos putreficados a fim de avaliar a influência da presença de carga orgânica oxigenada nas reações de degradação. Os resultados também foram surpreendentes e mostraram que a presença da carga orgânica não prejudica ambientalmente a avaliação de impactos, mas que, pelo contrário, exerce influência positiva, desmistificando a ideia de que o material orgânico pode ser prejudicial para a pirólise. Estes resultados, portanto, tornam desnecessária a separação prévia dos materiais orgânicos, uma das etapas que mais preocupantes do sistema de gestão de resíduos, pode ser descartada, tornando o processo ainda mais viável técnica e economicamente.

Referências

- ABIPLAST. 2016.** *Perfil 2015 - Indústria Brasileira de Transformação de Material Plástico*. 2016. Anual.
- Al-Salem, S. M., Lettieri, P. e Baeyens, J. 2010.** The valorization of plastic solid waste (PSW) by primary to quaternary routes: From re-use to energy and chemicals. *Progress in Energy and Combustion Science*. 1, 2010, Vol. 36, pp. 103-129.
- Al-Salem, S. M., Lettieri, P. e Baeyens, J. 2009.** Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): A review. *Waste Management*. 2009, pp. 2625 - 2643.
- Braskem. 2015.** *Avaliação de Ciclo de Vida - Estudo Comparativo entre copos descartáveis e copos reutilizáveis*. Braskem. 2015.
- Cipriotti, S.V., et al. 2016.** Thermal and catalytic pyrolysis of a mixture of plastics from small waste electrical and electronic equipment (WEEE). *Waste management*. 2016, Vol. 54, pp. 143-152.
- EPA. 2013.** *Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2011*. Solid Waste and Emergency Response, United States Environmental Protection Agency. Washington : EPA, 2013.
- Faria, F. P. e Pacheco, E. B. A. V.. 2011.** A reciclagem de plástico a partir de conceitos de produção mais limpa. *GEPROS. Gestão da Produção, Operações e Sistemas*. 6, 2011, Vol. 3, pp. 93-107.
- Goedkoop, M. J., et al. 2009.** *ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprise harmonized category*. 2009.
- Hopewell, J., Dvorak, R. e Kosior, E.. 2009.** Plastics recycling: challenges and opportunities. *Philosophical transactions of the royal society B*. 2009, Vol. 364, pp. 2115-2126.
- ILCD. 2011.** *Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context, Handbook*. 2011.
- ISO. 2009.** *ABNT NBR ISO 14044: 2009 - Gestão ambiental — Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações*. ABNT. 2009. Norma.
- Kishore, K. e Verneker, V. R. Pai. 1976.** Correlation between heats of depolymerization and activation energies in the degradation of polymers. *Polymers Letter Edition*. 1976, Vol. 14, pp. 761-765.
- Laurent, A., et al. 2014.** Review of LCA studies of solid waste management systems – Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste Management*. 3, 2014, Vol. 34, pp. 589-606.
- Monteiro, A. R. D. 2018.** *Contribuição da Reciclagem Química de Resíduos Plásticos para o Desenvolvimento Sustentável*. PEQ, COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro : s.n., 2018. p. 339, Tese de Doutorado.



Pinto, J. C. C. S., et al. 2012. *Impactos ambientais causados pelos plásticos*. Rio de Janeiro : e-papers Serviços Editoriais Ltda., 2012.

Plastic Europe. 2016. *Plastics - The Facts 2016 - An analysis of European plastic production*. s.l. : PlasticsEurope, 2016.

Plastic Waste Management Institute. 2009. *An Introduction to Plastic Recycling 2009*. Japão : PWMI, 2009. Annual Report.

Weidema, et al. 2001. *Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards. Final*. 2001.

Williams, P. T., Nahil, M. A. e Ratnasari, D. K. 2017. Catalytic pyrolysis of waste plastics using staged catalysis for production of gasoline range hydrocarbon oils. 2017, Vol. 124, pp. 631-637.



LCA OF RECYCLING CHAINS: INFLUENCE OF TRANSPORT MODELLING

Rachel Horta Arduin¹, Carole Charbuillet², Nicolas Perry³

¹ Arts et Métiers ParisTech, I2M Bordeaux, CNRS, F-33400 Talence, France, rachel.horta_arduin@ensam.eu

² Institut Arts et Métiers Chambéry, I2M, CNRS, F-73375 Le Bourget du Lac, France

³ Arts et Métiers ParisTech, I2M Bordeaux, CNRS, F-33400 Talence, France

Abstract: Transport is an inherent activity of recycling chains. In LCA studies of e-waste recycling, the transport during the end-of-life management is either not considered or the distances are estimated and are not in accordance with reality. When transport is comprised in LCA boundaries, depending to the type of product then material, there is no consensus of its influence on the results. Some authors stressed that logistic chain accounts for a significant amount of impacts, but there are studies that concluded that the impacts are negligible in comparison to treatment activities. In this context, the goal of the study was to identify the contribution of transport (varying both distance and loading rate) in LCA results of e-waste recycling. A tablet treated in France was used as a case study. Life cycle inventory is based on the inventories available in Ecoinvent database and adapted with literature and primary data. In order to assess, spatialize and quantify the distances between the different stakeholders of the recycling chain, transport inventory was performed with a geographic information system (GIS) and LCA coupling approach. Impact assessment results were calculated at midpoint level with several impact categories. Depending on the impact category, transport contributes between 10 to 30% of the total impacts related to end-of-life treatment. This result stresses the need for assessing more realist scenarios for e-waste treatment.

Keywords: Transport; Recycling chains; GIS-LCA coupling; End-of-life

Introduction

Considered the waste stream growing the fastest, waste electrical and electronic equipment (WEEE), also known as e-waste, has become a global concern in terms of environmental improvement and resource recycling. E-waste contains toxic materials (such as mercury, lead, and brominated flame-retardants), which can cause environmental and health issues if not properly treated (RUCEVSKA et al., 2015). Conversely, it also contains high-value materials (such as gold, copper, nickel, indium and palladium), and formal recycling of e-waste, can result in positive environmental, resources and economic benefit (ZENG et al., 2017).

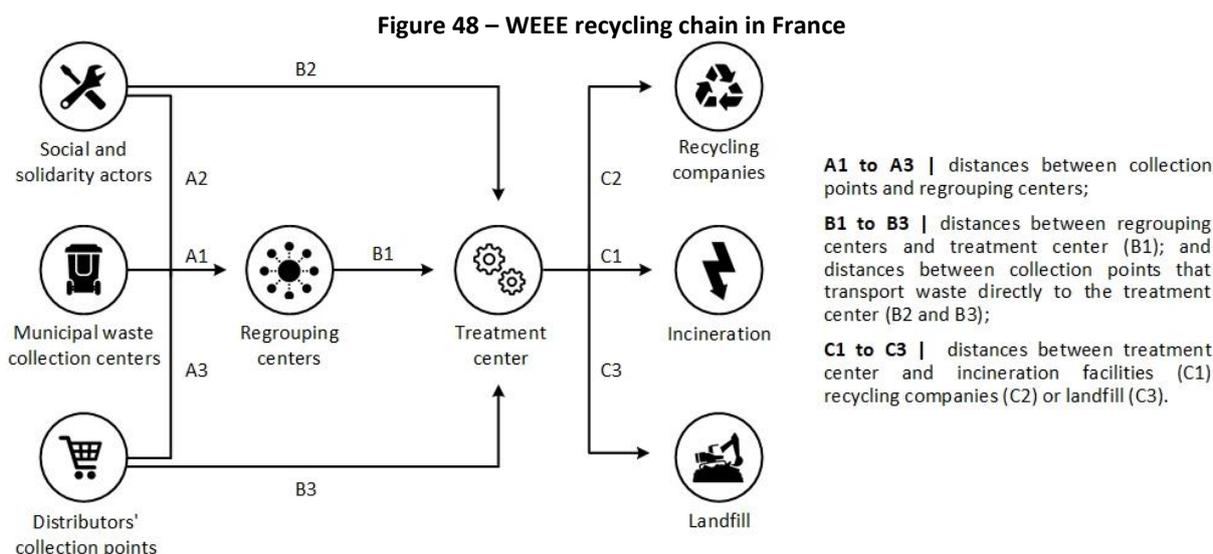
Aiming to assess the environmental impacts related to the life cycle of electrical and electronic equipment (EEE), in the past ten years, life cycle assessment (LCA) studies have been published mainly in Europe, North-America and Asia (ARDUIN et al., 2017). Many studies assess the whole life cycle of EEE: raw materials extraction, manufacturing, transport, use and end-of-life (EOL). Studies focusing on EOL of WEEE are relatively rare and they often focus on waste management as it is intended to happen. However, the reality is that recycling may not proceed exactly as intended in best practice (BAXTER et al., 2016).

In LCA studies of e-waste recycling, transport during the EOL is either not considered or the distances are estimated and not in accordance with reality (BARBA-GUTIÉRREZ; ADENSO-DIAZ; HOPP, 2008). When transport is comprised in LCA boundaries, there is no consensus of its influence on the results. According to Menikpura et al. (2014), the logistic chain accounts for a significant amount of greenhouse gas emissions in EOL of e-waste in Japan depending on the type of WEEE treated. Choi et al. (2006) also identified significant impacts for WEEE collection in the EOL of a computer in Korea, as well as Grimaud et al. for cables recycling in France (2016). Conversely, Baxter et al. (2016) concluded that whilst transport aspects are normally very significant in terms of cost, from the environmental impact standpoint its effects are relatively insignificant. Similar conclusions were addressed in a study of WEEE chain in Italy (BIGANZOLI et al., 2015).

Transport is an inherent activity of recycling chains. In France, transport sector is the main source of GHG emissions (27.8% of the total GHG) producing 136.4 Mt CO₂ eq in 2012 (FRANÇOIS et al., 2017). In this context, this study aimed to identify the contribution of transport in LCA results of e-waste recycling. A tablet treated in France was used as a case study. In order to assess, spatialize and quantify the distances between the different stakeholders of the recycling chain, transport inventory was performed with a geographic information system (GIS) and LCA coupling approach. Besides considering the real distances between e-waste channel actors, the study assessed the impact of loading rate of lorries.

French WEEE end-of-life chain

Household WEEE collection and treatment in France is organized in six separate waste streams: large cooling appliances; large household appliances (except for cooling appliances); screens; other small appliances; lamps and photovoltaic panels. Before e-waste arrives at the treatment center, it is transported among different stakeholders of the end-of-life chain, as presented in Figure 1.



French take-back schemes responsibility for waste treatment begins at the different collection points located across the country – these include distributors’ collection points and municipal waste collection centers. Social and solidarity actors transfer to the recycling channel equipment and or its components that could not be repaired. (VADOUDI et al., 2015; ADEME, 2017). After collection, e-waste can be transported directly to a treatment center (distances B2 and B3), but most of the time it is transferred to a regrouping center (distance A1 to A3) where the e-waste from different sources is weighted and stored per waste streams.

Finally, the WEEE is transported to a treatment center where it undergoes different operational steps, according to the nature of the WEEE. The WEEE Directive requires the removal of polluting and hazardous materials (decontamination or depollution) before it can undergo any further form of treatment – for example liquid crystal displays (LCDs) and printed wiring boards with a surface area greater than 100 cm² must be removed (EUROPEAN PARLIAMENT, 2012). After depollution, the WEEE is dismantled (separation of the different components) in a manual or mechanical process. For some WEEE with components of high added value a manual dismantling is prioritized in order to reduce process losses (TESFAYE et al., 2017). The subsequent steps are shredding and sorting the different types of materials considering the technology available in the treatment center (ZHANG; XU, 2016). After sorting, the different fractions (ferrous, nonferrous, plastics, printed wiring boards, etc.) can be directly recovered or undergo other treatment steps (e.g. printed wiring boards sent to specialized recovery of precious metals) (YAMANE et al., 2011).

Method

The goal of the study was to identify the contribution of transport in LCA results of collection and treatment of tablets in France. The reference flow is 1 ton of tablet. The composition of the tablet was determined based on manufacturer declaration (APPLE INC., 2011). After a first analysis of the French recycling channel, a conservative scenario that considers only the best-referenced recycling channels was selected. Table 1 presents the tablet components and the waste scenario considered for each component.

Life cycle inventory (LCI) was developed based on the inventories available in Ecoinvent database (version 3.2) and adapted with literature and primary data obtained in discussions with specialists and recyclers. Further information about the treatment modelling can be assessed in Arduin et al. (2017). The territory under study was modeled in Q-GIS software. Data regarding roads' lengths and type and locations were obtained from ROUTE 120® database available in IGN website (Institute of Geographic and Forest Information). Primary data regarding the location of the EOL stakeholders was obtained with Ecologic (French take-bake scheme), and one treatment center was selected as a case study.

Table 1 – Tablet composition and EOL scenario

Components	Tablet mass (%)	WEEE treatment
LCD	41,5	Landfill
Aluminum alloy	22,9	Shredding, sorting and recycling
Battery Lithium-ion	22	Manual sorting and recycling
Printed Circuit Boards (PCB)	6,4	Manual sorting, recycling of precious metals and plastic incineration with energy recovery
Other metals	4,2	Shredding, sorting and recycling
Plastics	2,9	Shredding and treated with the sorting losses
Sorting and recycling losses	-	Landfill

Frequently the same lorry collects waste in different collection points before going back to the regrouping center. However, due to lack of data, it was not possible to take into account the logistics optimization. To minimize the errors of not taking these into account, distances from collection points to regrouping centers were calculated as the most direct path between two points (distances A). Distances between regrouping centers and treatment center, as well as distributor's collection points and social and solidary actors that transport waste directly to the treatment center were calculated based on highway network (distances B). Same assumption was considered to the distances between the treatment center, recycling companies and landfill (distances C). The percentage of e-waste collected from the different collection points in 2015, as well as the mass of different fractions after shredding and sorting were taken into account to calculate the weight transported per kilometer.

In Ecoinvent database, lorry processes describe the transport services with average load factors that include the average share of empty return trips. Considering the types of lorries used for transport in the WEEE chain, we selected "transport lorry 7.5-16 ton" (Ecoinvent average load = 3.29t) for distances A and C and "transport lorry 16-32 ton" (Ecoinvent average load = 5.79t) for distances B. The French lorry fleet in 2015 (Euro emission standard) was taken into account in the modeling (MINISTÈRE DE LA TRANSITION ECOLOGIQUE ET SOLIDAIRE, 2017). In order to assess the influence of loading factor, it was calculated the diesel consumption and emissions associated with fuel consumption for loading factor of 4.5t and 7.5 for the same types of lorries previously mentioned.

According to Rodrigues-Garcia and Weil (2016), the life cycle impact assessment (LCIA) methodologies more widely used in LCA of WEEE are CML 2001 and Eco-Indicator (95 or 99). Considering that these methods are superseded and that the European Commission released a methodology for LCIA in the European context, the LCIA results were calculated at midpoint level by using the ILCD 2011 adapted with the IPCC version 1.02, Pfister water scarcity method version 1.02 and USEtox version 2.02.

Results and discussion

The locations of e-waste actors considered in the case study are presented in Figure 2. As mentioned previously, the case study presents one of the several treatment centers in France, and to treat less than 5% of the total amount of e-waste generated in 2015, more than 600 different stakeholders participated in the reverse logistics. For the treatment center selected in the case study, in 2015, 98% of the e-waste treated was collected in different collection point and regrouped in several regrouping centers. The distances between the different actors were calculated in QGIS software considering the assumptions previously described. The total mass transported per kilometer for each type of lorry is presented in Table 2.

As presented in Figure 3, the influence of transport in LCA results of e-waste recycling depends on the impact categories taken into account. The impact categories most relevant for transport are linked to air pollution (e.g. climate change, ozone depletion and photochemical ozone formation), acidification and terrestrial eutrophication. The transport impacts are mostly due to diesel emissions during transport, as well as related to its production. Avoided impacts with the tablet recycling were not taken into account in the study.

Figure 2 – Case study: location of WEEE chain actors

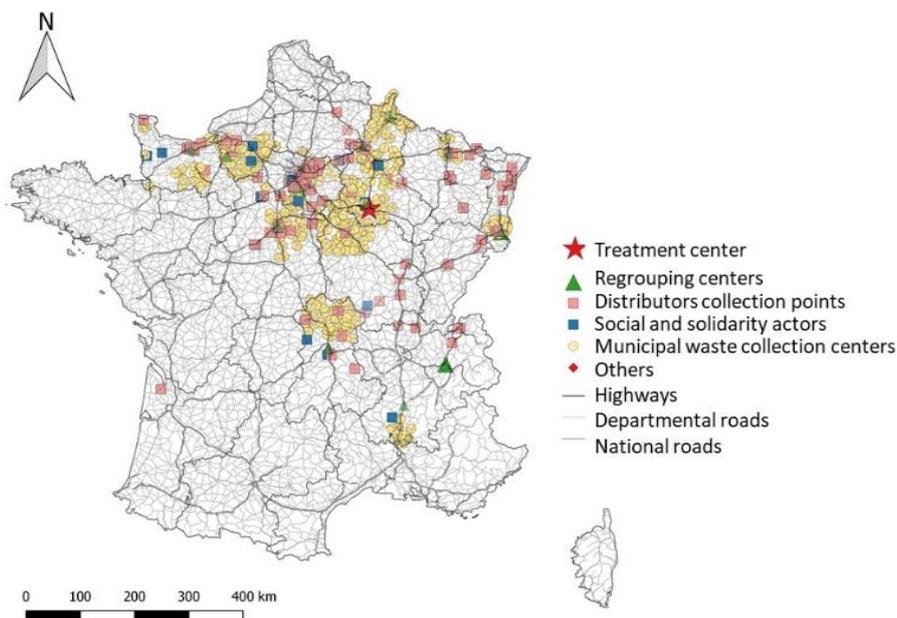


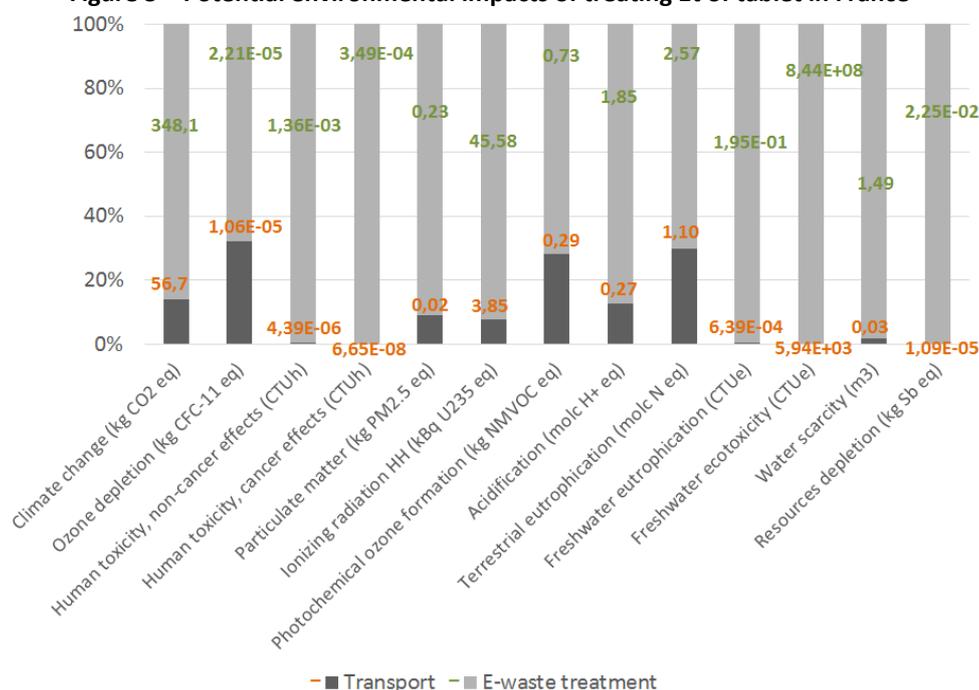
Table 2 – Transport activities considered in the case study

Type of lorry	Euro III	Euro IV	Euro V	Euro VI
Lorry 7.5-16 t	64.45 tkm	38.32 tkm	60.67 tkm	10.45 tkm
Lorry 16-32 t	70.06 tkm	41.65 tkm	66.27 tkm	11.36 tkm

Menikpura et al. (2014) and Baxter et al. (2016) focused in global warming impact category for assessing e-waste recycling environmental impacts. In Japan, the transport accounted for 7 to 27% of the GHG emissions depending on the type of e-waste recycled (washing machine, refrigerator, air conditioning or TV) (MENIKPURA et al., 2014). In Norway, transport accounted from 6 to 16% of total impact of e-waste treatment also depending on the type of e-waste (refrigerator, TV or mobile phone). In our case study, transport accounted for 14% of global warming potential. Regarding the total global warming potential of treating 1t on tablet in France (405 kg CO₂ equivalent), the result is in the range of the results for treating 1t of similar type of e-waste in Japan and Norway (from 350 to 600 kg CO₂ equivalent per ton of e-waste).

Choi et al. (2006) assessed the impacts of computers recycling in Korea. According to the study, the increase of light oil consumption during the collection of waste-PCs, and the transportation of these PCs to recycling plants caused significant environmental burdens. Nonetheless, the contribution of the transport in terms of percentage of impacts per impact category was not presented. Biganzoli et al. (2015) assessed the environmental impacts of e-waste treatment in Italy with primary data from 2011. Diverse distances of e-waste collection were considered between different actors as well as types of transport (van or lorries). According to the authors, for all WEEE categories, the burdens of the waste collection and transport to the treatment plants resulted in negligible impacts compared to the burdens of the overall treatment process. It was not possible to verify the transport contribution because the results of the treatment processes are aggregated with the benefits associated with the avoided impacts.

Figure 3 – Potential environmental impacts of treating 1t of tablet in France



Grimaud et al. (2016) assessed the environmental impacts of producing 1t of aluminum from cables shredding. The transport distance for cables collection considered in the study is significantly higher (540 km) than the average distance for e-waste collection considered in the tablet case study. The results of the study showed a very strong contribution of the transport for the collection of waste in the total impacts (from 15 to 70% depending on the impact category). Once the study is focused in cables recycling, it is difficult to correlate the results with the recycling of e-waste.

Impact of load factor was also studied based on diesel consumption and emissions related to the increase in gross vehicle weight. For most impact categories there was not a significant increase with the change in load factor (from 3.29t to 4.5t, and from 5.79t to 7.5t). For ozone depletion, it resulted in EOL total impact 3% higher. For all the other impact categories the differences were lower.

Conclusions

Collection transport entails in low impacts in comparison to the other e-waste treatment activities as dismantling, shredding, sorting, materials recycling and disposal of non-recyclable fractions. Among others, treatment impacts (excluding transport) are related to energy consumption during e-waste treatment and emissions during smelting

processes and landfill of non-recyclable fractions. Transport impacts are more relevant to certain impact categories (accounting up to 30% of the total impact) mainly due to diesel production and emissions during transport. The impact categories most relevant for transport are linked to air pollution, acidification and terrestrial eutrophication. The load factor does not change significantly the results since lorries' load factors are limited to the e-waste volume, and empty trips inherent to the process.

GIS is a tool to capture, manipulate, analyze, manage, and present spatial or geographic data from numerous sources. LCA and SIG coupling is a recent field of study, and presents potential improvements for both inventory and impact assessment phases. In the case study SIG was used to calculate the distances reducing the time for obtaining it individually considering that more than 600 distances were assessed.

Studies in the literature present a significant difference of transport contribution to EOL impact based on the type of e-waste treated. Considering that e-waste in Europe are treated per waste streams and not per type or category of product, in future studies the authors intend to assess the EOL of different e-waste streams.

The case study represents less than 5% of the total e-waste collected in France. In this context, to validate the results, the authors intend to perform the same assessment for other treatment centers in France with different types of e-waste stream.

Acknowledgements

The authors acknowledge the financial support from the French Environment and Energy Management Agency (ADEME) and Ecologic (a French compliance scheme); and the technical support of Deborah H. Arduin with SIG.

References

- ADEME. **Rapport annuel du registre des déchets d'équipements électriques et électroniques - Rapport Annuel 2016**, 2017.
- APPLE INC. **iPad 2 Environmental report**, 2011. Available in: https://images.apple.com/environment/pdf/products/archive/2014/iPadAir2_PER_oct2014.pdf.
- ARDUIN, R. H.; CHARBUILLET, C.; BERTHOUD, F.; PERRY, N. Life Cycle Assessment of End-of-Life Scenarios : Tablet Case Study. In: 16th International Waste Management and Landfill Symposium, **Anais...**2017.
- BARBA-GUTIÉRREZ, Y.; ADENSO-DIAZ, B.; HOPP, M. An analysis of some environmental consequences of european electrical and electronic waste regulation. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 52, p. 481–495, 2008.
- BAXTER, J.; LYNG, K. A.; ASKHAM, C.; HANSSEN, O. J. High-quality collection and disposal of WEEE: Environmental impacts and resultant issues. **Waste Management**, v. 57, p. 17–26, 2016.
- BIGANZOLI, L.; FALBO, A.; FORTE, F.; GROSSO, M.; RIGAMONTI, L. Mass balance and life cycle assessment of the waste electrical and electronic equipment management system implemented in Lombardia Region (Italy). **Science of the Total Environment**, v. 524–525, p. 361–375, 2015.
- CHOI, B.-C.; SHIN, H.-S.; LEE, S.-Y.; HUR, T. Life Cycle Assessment of a Personal Computer and its Effective Recycling Rate. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, n. 2, p. 122–128, 2006.
- EUROPEAN PARLIAMENT. Directive 2012/19/EU of the European Parliament and of the Council on waste electrical and electronic equipment (WEEE). **Official Journal of the European Union**, v. 13, n. 2, p. 1–24, 2012.
- FRANÇOIS, C.; GONDRAN, N.; NICOLAS, J. P.; PARSONS, D. Environmental assessment of urban mobility: Combining life cycle assessment with land-use and transport interaction modelling—Application to Lyon (France). **Ecological Indicators**, v. 72, p. 597–604, 2017.



GRIMAUD, G.; PERRY, N.; LARATTE, B. Life Cycle Assessment of Aluminium Recycling Process : Case of Shredder Cables. **Procedia CIRP**, v. 48, p. 212–218, 2016.

MENIKPURA, S. N. M.; SANTO, A.; HOTTA, Y. Assessing the climate co-benefits from Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) recycling in Japan. **Journal of Cleaner Production**, v. 74, p. 183–190, 2014.

MINISTÈRE DE LA TRANSITION ECOLOGIQUE ET SOLIDAIRE. **Normes euros d'émissions de polluants pour les véhicules lourds - Véhicules propres**. Available in: <<https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/normes-euros-demissions-polluants-vehicules-lourds-vehicules-propres>>.

RUCEVSKA, I.; NELLEMANN, C.; ISARIN, N.; YANG, W.; LIU, N.; YU, K.; SANDNÆS, S.; OLLEY, K.; MCCANN, H.; DEVIA, L.; BISSCHOP, L.; SOESILO, D.; SCHOOLMEESTER T. HENRIKSEN, R.; NILSEN, R. **Waste Crime – Waste Risks: Gaps in meeting the global waste challenge - A UNEP Rapid Response Assessment**, 2015.

TESFAYE, F.; LINDBERG, D.; HAMUYUNI, J.; TASKINEN, P.; HUPA, L. Improving urban mining practices for optimal recovery of resources from e- waste. **Minerals Engineering**, v. 111, n. April, p. 209–221, 2017.

VADOUDI, K.; KIM, J.; LARATTE, B.; LEE, S.-J.; TROUSSIER, N. E-waste management and resources recovery in France. **Waste Management & Research**, v. 33, n. 10, p. 919–929, 2015.

YAMANE, L. H.; DE MORAES, V. T.; ESPINOSA, D. C. R.; TENÓRIO, J. A. S. Recycling of WEEE: Characterization of spent printed circuit boards from mobile phones and computers. **Waste Management**, v. 31, n. 12, p. 2553–2558, 2011.

ZENG, X.; YANG, C.; CHIANG, J. F.; LI, J. Innovating e-waste management: From macroscopic to microscopic scales. **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 1–5, 2017.

ZHANG, L.; XU, Z. A review of current progress of recycling technologies for metals from waste electrical and electronic equipment. **Journal of Cleaner Production**, v. 127, p. 19–36, 2016.



AVALIAÇÃO ENERGÉTICA DE UM SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO

Samuel Sipert¹, Eduardo Cohim², Hamilton da Silva Neto², Thiago Barbosa², Renato Campos²

¹Universidade Estadual de Feira de Santana, ssipert@hotmail.com

²Universidade Estadual de Feira de Santana

Resumo: A interconexão entre água e energia tem se tornado cada vez mais relevante à medida em que alterações dos regimes hídricos, que podem estar relacionadas com os efeitos das mudanças climáticas, afetam os sistemas de geração de energia, especialmente para países em que a malha energética é majoritariamente dependente de fontes hidráulicas. Dentro desse contexto, faz-se necessária a adoção de uma visão mais sistêmica no gerenciamento de recursos, para possibilitar um menor consumo de energia, além do reaproveitamento de recursos como fontes alternativas para sua geração. Métodos como a avaliação de ciclo de vida (ACV) podem ser utilizados para auxiliar neste processo, proporcionando uma visão mais abrangente dos aspectos ambientais e energéticos associados a um serviço ou produto. Com o objetivo de avaliar a eficiência energética para um sistema municipal de esgotamento sanitário através de uma ACV, foram coletados dados do Sistema de Esgotamento Sanitário de Feira de Santana (SES-FSA) para criação de um Inventário de Ciclo de Vida (ICV). As etapas com os maiores encargos energéticos foram identificadas dentro da cadeia de coleta e tratamento de águas residuais. O impacto do ciclo de vida foi avaliado com base no método Cumulative Energy Demand (CED). Cadeias de produção e transporte para tubulação substituída no sistema e transporte de lodo de esgoto para aterro sanitário também foram consideradas. A demanda energética acumulada para o SES-FSA foi de 0,76 kWh·m⁻³ de esgoto tratado, com maior encargo proveniente da etapa de tratamento, representando 73 % do total. A recuperação de energia química presente nas águas residuais, através de tecnologias como digestão anaeróbica, são promissoras para a diminuição da demanda energética neste caso.

Palavras-chave: ACV; Esgoto; Sustentabilidade

Introdução

A interconexão entre água e energia tem se tornado cada vez mais relevante à medida em que crescem as pressões causadas pelo aumento populacional e dos efeitos das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos e seus regimes de vazão (LAZAROVA et al., 2012). Enquanto energia é necessária para as etapas de transporte e tratamento de água e esgoto, água é necessária, diretamente ou indiretamente, para a produção de energia, influenciando assim seu custo de geração. Para o Brasil, essa relação intrínseca representa desafios ainda maiores, tendo em vista que 68,1% da matriz elétrica do país é dependente de fontes hidráulicas (BRASIL, 2017).

Além disso, de acordo com o Balanço Energético Nacional (BEN), o Brasil consumiu em 2015, 522,8 TWh de energia elétrica (BRASIL, 2016), dos quais 12,2 TWh foram destinados a serviços de saneamento (BRASIL, 2015), o que representa 2,3% de toda energia consumida no país.

Dentro desse contexto, e considerando a crescente demanda de água e energia, surge a necessidade de adoção de uma abordagem mais sistêmica para o gerenciamento da água e dos esgotos urbanos, com práticas que permitam reaproveitamento e uma maior eficiência de uso dos recursos, além de adaptabilidade frente ao desenvolvimento das cidades.

Historicamente, o principal objetivo dos sistemas de esgotamento sempre foi o de garantir boas condições de saúde à população por meio de implantação de coleta centralizada e grandes estruturas para tratamento. Nos dias atuais, com o crescimento da consciência sustentável, o esgoto já é visto como fonte alternativa de água e energia, bem como de recuperação de nutrientes. (LAZAROVA et al., 2012). Portanto, novas tecnologias que não apenas garantam níveis de qualidade satisfatórios a custos aceitáveis, mas também integrem as novas preocupações de eficiência energética e sustentabilidade ambiental em suas operações devem ser estudadas.

Métodos como a avaliação de ciclo de vida (ACV) podem ser utilizados nesse sentido, proporcionando uma visão mais abrangente dos aspectos ambientais e energéticos associados a um serviço ou produto, sendo utilizado mundialmente para avaliar a sustentabilidade de sistemas urbanos de água e esgoto, propondo cenários mais eficientes para o seu gerenciamento (AMORES et al., 2013; LOUBET al., 2014; GUANAIS et al., 2017).

A fim de contribuir para a melhor gestão energética em sistemas de esgotamento, tornando-os mais sustentáveis, o presente trabalho teve como objetivo quantificar, através de uma Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), a demanda

acumulada de energia para a fase de operação do sistema de esgotamento sanitário de Feira de Santana – BA (SES–FSA), permitindo uma visão mais ampla para a continuação deste trabalho na criação de cenários alternativos.

Metodologia

O método de análise utilizado neste trabalho foi a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), baseada nas normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e 14044 (ABNT, 2009b). A ACV foi realizada em quatro fases distintas: definição do objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação do impacto do ciclo de vida e interpretação.

A fim de contabilizar a energia primária utilizada durante o ciclo de vida do produto, foi utilizado o método Cumulative Energy Demand (CED).

Definição de escopo

A demanda acumulada de energia para o SES-FSA foi quantificada através de dados de operação das etapas de coleta e tratamento de esgoto para o ano-base de 2016. A abordagem utilizada para a modelagem do sistema foi a ACV atribucional, tendo-se em vista o uso de históricos e dados mensuráveis para a atribuição de potenciais impactos ambientais para o sistema estudado (GUANAIS et al., 2017; EUROPEAN COMMISSION, 2010).

O sistema de coleta é composto por 27 Estações Elevatórias de Esgoto (EEE) espalhadas por diversos pontos cidade, com uma malha de tubulação de 596 850 metros de extensão, composta principalmente por PVC rígido. As bombas utilizadas nas EEE operam em baixa tensão (110-440V).

Por sua vez, o sistema de tratamento é composto por 3 Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) principais que são responsáveis por 80% do tratamento de volume total (Jacuípe I, Jacuípe II e Subaé). Estas operam à média tensão (138kV), atendendo a 146 563 economias. O restante do volume é tratado por 25 ETEs menores, que operam a baixa tensão, implantadas em condomínios e empreendimentos imobiliários, atendendo cerca de 24 134 economias.

Unidade funcional

A unidade funcional adotada foi de 1 m³ de esgoto tratado.

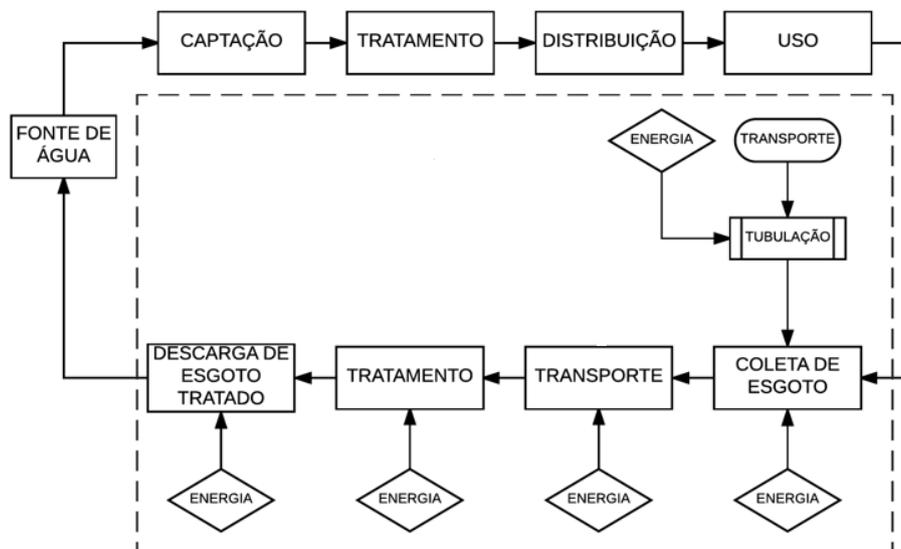
Fronteiras do sistema

A fronteira do presente trabalho foi classificada como “berço ao portão”, e se limitou à fase de operação do sistema, incluindo a coleta do esgoto residencial pelo sistema coletor, o transporte até as estações de tratamento, e a descarga de esgoto tratado aos corpos receptores. Foram consideradas também as cadeias de produção e transporte de materiais utilizados durante a operação.

Os encargos energéticos provenientes da fase de construção e implantação do sistema não foram incluídos na avaliação tendo-se em vista a falta de informações sobre os quantitativos de materiais e energia utilizados em obra. Além disso, segundo a literatura, o impacto da fase de construção geralmente não ultrapassa 5% dos impactos causados pela fase de operação durante o ciclo de vida (GUANAIS et al., 2016).

As fronteiras utilizadas neste trabalho podem ser vistas na Figura 1.

Figura 49 - Legendas de figura e tabela devem estar acima, numeradas e centralizada



Fonte: Elaboração própria

Inventário de Ciclo de Vida (ACV)

Os dados de volume total de esgoto tratado para o ano de 2016 foram estimados através da Equação 1, com base no número de economias atendidas, dado este que foi cedido pela Empresa Baiana de Águas e Saneamento (EMBASA).

$$(1) V_{esg} = (N_{econ} \times T_{ocup} \times q_{per\ capita} \times K_{\acute{a}gua/esgoto} \times 365) / 1000$$

Onde:

V_{ESG} é o volume de esgoto tratado, em m^3 ; N_{ECON} é o número de economias atendidas; T_{OCUP} é taxa de ocupação residencial, em habitantes por residência; $q_{PER\ CAPITA}$ é o consumo per capita em $L \cdot hab^{-1} \cdot dia^{-1}$; e $K_{\acute{A}GUA/ESGOTO}$ é a taxa de conversão de água potável consumida para esgoto produzido.

Assumiu-se uma taxa de ocupação média de 3,7 habitantes por residência, um consumo per capita igual a $120 L \cdot hab^{-1} \cdot dia^{-1}$ (EMBASA, 2015) e uma taxa de conversão de água consumida para esgoto de 0,8. O volume final de esgoto tratado estimado para 2016 foi de $14\ 791\ 721,5 m^3$.

Os dados para o consumo de energia elétrica das EEs e ETs do sistema foram fornecidos pela EMBASA para o período de janeiro a dezembro de 2016. Os fatores de conversão de energia primária para energia elétrica, para baixa e média tensão, foram retirados da base de dados do Ecolvent versão 3.3, considerando a matriz energética brasileira.

Para o cálculo dos insumos e materiais utilizados durante o período, admitiu-se uma taxa anual de substituição da tubulação de 2% devido à danos na rede de coleta. Assumiu-se uma tubulação composta por PVC rígido, com um diâmetro médio de 200 mm, e uma densidade de $4,27 kg \cdot m^{-3}$ (PLASTUBOS, 2017). O consumo energético para o transporte da tubulação foi calculado através do momento de transporte, adotando-se uma distância da fábrica de tubulação até a sede do revendedor de 460 quilômetros. Todas as variáveis utilizadas para o cálculo estão dispostas na Tabela 1.

Os dados secundários para a quantificação da energia embutida nos insumos estão dispostos na Tabela 2.

Tabela 23 - Cálculo da massa dos tubos substituídos

Tubulação	Quantidade	Unidade
Comprimento da tubulação	596 850,00	m
Massa por metro	4,27	kg·m ⁻¹
Taxa de substituição	2%	-
Comprimento substituído	11 937,00	m
Massa total	50 970,99	kg

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 24 - Dados dos insumos do Sistema de Esgotamento Sanitário de Feira de Santana

Produtos	Energia embutida	Unidade	Insumo do Ecoinvent
Eletricidade baixa voltagem	2,15	kWh·kWh ⁻¹	Electricity, low voltage (BR)
Eletricidade média voltagem	1,86	kWh·kWh ⁻¹	Electricity, medium voltage (BR)
Tubos substituídos	27,39	kWh·kg ⁻¹	PVC pipe, DN 200, SDR 41 (RoW)
Transporte	1,01	kWh·tkm ⁻¹	Transport, truck 10-20t, EURO5

Fonte: Elaboração própria.

Resultados e discussão

A Tabela 3 apresenta o resultado do inventário e as contribuições do CED para cada etapa do ciclo de vida do SES – FSA. Os resultados foram agregados por etapas para identificação dos processos com maior encargo energético.

Tabela 25 – Inventário de Ciclo de Vida para 14 791 721,5 m³ de esgoto tratado

Etapa	Quantidade	Unidade	Demanda de energia acumulada (kWh)	*kWh·m ⁻³
Coleta				
Eletricidade	769 502,98	kWh	1 654 431,41	0,11
Tubos	50 970,99	kg	1 396 095,42	0,09
Transporte	23 446,66	tkm	10 550,99	0,00
Subtotal			3 061 077,82	0,21
Tratamento				
Subaé/Jacuípe I/Jacuípe II				
Eletricidade	3 789 710,46	kWh	7 041 282,03	0,48
ETEs menores				
Eletricidade	540 739,66	kWh	1 162 590,27	0,08
Subtotal			8 203 873,11	0,55
TOTAL				0,76

Fonte: Elaboração própria

De acordo com os resultados, o sistema demanda o total de 0,76 kWh de energia acumulada para cada m³ de esgoto tratado. Esse resultado está dentro da faixa de consumo energético para sistemas de esgotamento sanitário de 0,29-1,22 kWh·m⁻³ estimado por Meda et al. (2012). Considerando as etapas de coleta e tratamento, 88% do valor de demanda acumulada de energia está relacionado ao consumo de energia elétrica, corroborando resultados encontrados por Guanais et al. (2016) e Lemos et al. (2013), que avaliaram sistemas de água e esgoto e atribuíram os maiores impactos ao consumo de eletricidade.

A etapa de tratamento de esgoto representou o maior encargo, com $0,55 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ (73% do total). A etapa de coleta demandou $0,21 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$, e é importante notar o impacto energético causado pela produção da tubulação substituída, que representou quase a metade desta demanda.

A Tabela 4 apresenta um comparativo entre os resultados encontrados neste estudo, com outros autores que também avaliaram o gasto energético de sistemas de esgotamento sanitário ao redor do mundo. É possível notar que os valores encontrados estão em conformidade com valores encontrados na literatura, sendo necessária uma avaliação mais detalhada para levantar os fatores que influenciam nessa questão.

Tabela 26 – Gasto energético para sistemas urbanos de esgotamento sanitário ($\text{kWh}\cdot\text{m}^{-3}$)

Fonte	Coleta	Tratamento
Presente estudo	0,21	0,55
Amores et al., 2013	0,00	1,09
Lemos et al., 2013	0,21	0,87
Barjoveanu et al., 2013	0,04	0,17
Venkatesh e Brattebo, 2012	0,06	0,75
Friedrich et al., 2009	0,14	0,44

Fonte: Adaptado de Loubet et al., 2014

Conclusões

Através do método CED, é possível concluir que os maiores encargos energéticos do SES-FSA são provenientes do consumo de energia elétrica. A etapa mais representativa é o tratamento, com 72% da demanda acumulada de energia total. Com base nesses dados, os cenários alternativos de reaproveitamento energético a serem estudados no futuro, devem se concentrar prioritariamente nas estações de tratamento, em detrimento de soluções no sistema de coleta.

Referências

- AMORES, M. J.; MENESES, M.; PASQUALINO, J.; ANTÓN, A.; CASTELLS, F. (2013) Environmental assessment of urban water cycle on Mediterranean conditions by LCA approach. *Journal of cleaner production*, V.43, pp. 84-92. ISSN 0959-6526.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. (2009a) NBR ISO 14040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. (2009b) NBR ISO 14044: Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro.
- BARJOVEANU, G.; COMANDARU, I.M.; RODRIGUEZ-GARCIA, G.; HOSPIDO, A.; TEODOSIU, C. (2013) Evaluation of water services system through LCA. A case study for Iasi City, Romania. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, V.19, pp. 449-462.
- BRASIL. (2015) Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgotos. Brasília: SNSA/MCIDADES. 212p.
- BRASIL. (2016) Balanço Energético Nacional – BEN. Ano-base: 2015. Rio de Janeiro: MME-EPE. 294p.
- BRASIL. (2017) Balanço Energético Nacional – BEN. Ano-base: 2016. Rio de Janeiro: MME-EPE. 296p.
- EUROPEAN COMMISSION. (2010) ILCD Handbook: international reference life cycle data system: general guide for life cycle assessment. Luxemburgo: Publications Office of the European Union. 417p.



FRIEDRICH, E.; PILLAY, S.; BUCKLEY, C. (2009) Environmental life cycle assessments for water treatment processes a South African case study of an urban water cycle. *Water SA*, V.35, pp. 73-84.

GUANAIS, A. L. R.; COHIM, E. B.; MEDEIROS, D. L. (2017) Energy evaluation of an integrated water supply system. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*. ISSN 1413-4152.

LAZAROVA, V.; CHOO, K.-H.; CORNEL, P. (2012) *Water-energy interactions in water reuse*. IWA publishing. ISBN 184339541X

LE MOS, D.; DIAS, A.C.; GABARRELL, X.; ARROJA, L. (2013) Environmental assessment of an urban water system. *Journal of Cleaner Production*, V.54, pp. 157-165.

LOUBET, P.; ROUX, P.; LOISEAU, E.; BELLON-MAUREL, V. (2014) Life cycle assessments of urban water systems: A comparative analysis of selected peer-reviewed literature. *Water research*, V.67, pp. 187-202. ISSN 0043-1354.

MEDA, A.; LENSCH, D.; SCHAUM, C.; CORNEL, P. (2012) *Energy and water: relations and recovery potential. Water-energy interactions of water reuse*. IWA Publishing, London, pp. 21-35.

VENKATESH, G.; BRATTEBO, H. (2011) Energy consumption, costs and environmental impacts for urban water cycle services: Case study of Oslo (Norway). *Energy*, V. 36, pp. 792–800.



PROPOSTA PARA MELHORIA DA EFICIÊNCIA HIDRO ENERGÉTICA DE DESTILADOR

Renato Campos¹, Eduardo Borges Cohim¹, Hamilton de Araújo Silva¹, Samuel Sipert¹, Thiago Barbosa de Jesus¹

¹Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS), renatocampos.ec@gmail.com

Resumo: Os destiladores de pequeno porte comumente utilizados em laboratórios de pesquisa e ensino, possuem um baixo custo de aquisição e manutenção. Em contrapartida esses modelos apresentam um grande desperdício, já que a água utilizada para resfriamento do condensador é descartada. Outro aspecto que deve ser levado em conta é o alto consumo energético destes equipamentos devido a utilização de uma resistência para aquecimento do fluido no reator. Neste trabalho foram apontadas soluções para melhoramento da eficiência deste sistema, admitindo uma vida útil de 15 anos e uma produção semanal de 200L, obtendo através da avaliação do ciclo de vida (ACV) o consumo energético do destilador convencional e comparando-o com o do cenário proposto, acrescido do custo energético das mudanças propostas diluídas ao longo da vida útil do equipamento. Foi sugerido um resfriador geotérmico possibilitando a reutilização da água de resfriamento do condensador e um aquecedor solar com baixo custo de implantação, elevando a temperatura de entrada no destilador. O sistema proposto apresentou uma redução no consumo energético de 34,2% por litro de água destilada produzido, o consumo de água associada a destilação foi reduzido de 8L para zero e observou-se que a energia agregada a implantação das melhorias e produção dos materiais utilizados tem um custo muito baixo, levando em conta a vida útil do equipamento. Durante um ano, para o cenário proposto seriam economizados 760kWh para a demanda acumulada de energia primária, tendendo a aumentar se a produção semanal for maior.

Palavras-chave: Destiladores, Avaliação do ciclo de vida, Eficiência hidro energética.

Introdução

Devido ao atual cenário de escassez de recursos, se torna cada vez mais importante a melhoria da eficiência energética dos sistemas geradores de impacto ambiental. Para Guanais et al. (2016) a avaliação do ciclo de vida proporciona uma visão holística dos aspectos ambientais e energéticos associados a um serviço ou produto, demonstrando através de medidas que expressam os resultados referentes ao desempenho energético e apoiando as estratégias ambientalmente melhores.

A ACV vem se constituindo, cada vez mais, uma importante ferramenta da Gestão Ambiental, embora esteja ainda em fase de consolidação no que se refere a alguns de seus componentes. O interesse despertado pela ACV tem aumentado pelo fato de permitir através de um foco de abordagem sistêmico, tanto a identificação de oportunidades de melhoria do desempenho ambiental de um produto ou processo quanto a comparação ambiental de mais de um deles, desde que desempenhem a mesma função (SEO et al.. 2006).

Conforme a ABNT NBR ISO 14.040 de 2009 a avaliação do ciclo de vida considera todo o ciclo de vida de um produto, desde a extração e aquisição de matérias-primas, através da produção de energia e materiais, manufatura, uso, tratamento de resíduos no fim de vida até a disposição final. Os estudos de ACV incluem quatro fases: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação de resultados.

Para Silva (2004) a preocupação com os destiladores deve ser motivada pelo elevado número de equipamentos existentes no campus universitário, onde verificou uma perda de água durante o processo de destilação de cerca de 50 L/L de água destilada.

Neste contexto este artigo tem o objetivo de analisar e propor soluções para melhorar a eficiência de destiladores de pequeno porte, que apesar de apresentar um grande desperdício de água, são amplamente utilizados por seu baixo custo de aquisição e implantação. Através da avaliação do ciclo de vida foram analisados e comparados dois cenários, sendo o primeiro um sistema convencional e o segundo um sistema proposto visando a redução de consumo energético, utilizando tecnologias de baixo custo.

Metodologia

A primeira etapa do estudo foi a determinação do modelo de destilador a ser analisado, sendo escolhido o modelo MA078/10 da MARCONI, mesmo aparelho utilizado no laboratório de tecnologia da UEFS. A partir dos dados de consumo (água utilizada para o resfriamento do condensador) e produção fornecidos pelo fabricante foi possível



determinar o cenário convencional. Para esta análise foi utilizado o SimaPro e adotada uma produção semanal de 200L de água destilada e uma vida útil do equipamento de 15 anos.

Segundo site do fabricante o destilador em questão apresenta uma produção de 10L/h de água destilada, sendo que a vazão consumida para resfriamento da serpentina é de 80L/h. Para este trabalho a unidade funcional adotada foi um litro de água destilada, ou seja, para cada litro de água destilada são utilizados 8L de água para o resfriamento da serpentina e, em seguida, são descartados.

O primeiro cenário analisado foi o convencional, onde a água a ser destilada entra no reator com temperatura ambiente (25°C) e é elevada a 100°C. Para determinar a potência elétrica consumida pelo destilador calcula-se na equação 1 a energia dissipada (E) necessária para aquecer 1 litro de água, de 25°C para 100°C.

$$(1) \quad Q = m * c * \Delta T$$

$$E = Q$$

Onde:

Q = quantidade de calor (kcal);

m = massa de água (kg);

c = calor específico (kcal/°C);

ΔT = variação de temperatura;

E = energia dissipada (kWh).

Além da energia elétrica consumida, foi somada ao consumo energético do cenário convencional a energia incorporada ao tratamento e distribuição da água de resfriamento da serpentina, já que a mesma é descartada. Segundo Guanais et al. (2016), a demanda energética acumulada do Sistema Integrado de Abastecimento de Água de Feira de Santana foi de 3,51 kWh/m³ de água consumida, considerando a energia primária.

Visando a melhoria da eficiência do destilador, foi sugerida a adição de um sistema de captação solar, elevando a temperatura de entrada no destilador de 25°C para 50°C. O aquecedor solar foi dimensionado a partir da NBR 15569 de - 2008. Para eliminar a necessidade de descarte da água de resfriamento, seguindo o modelo utilizando por Dutra (2011), foi dimensionado um resfriador geotérmico, para diminuir a temperatura da água de resfriamento, de 75°C na entrada da serpentina para 25°C na sua saída como mostra a Figura 1. A profundidade da serpentina foi de 3m da superfície do solo, composta por 14m de tubo de cobre flexível com ½” (Classe 1), em série com o resfriador geotérmico foi colocado um reservatório de acumulação para a água de resfriamento e uma bomba para recalque da água até o ponto de utilização.

A partir do dimensionamento dos sistemas de aquecimento solar e resfriamento geotérmico do cenário proposto foi possível elaborar o projeto mostrado na Figura 1 e determinar os quantitativos de materiais, necessários para a construção do inventário (Tabela 1).

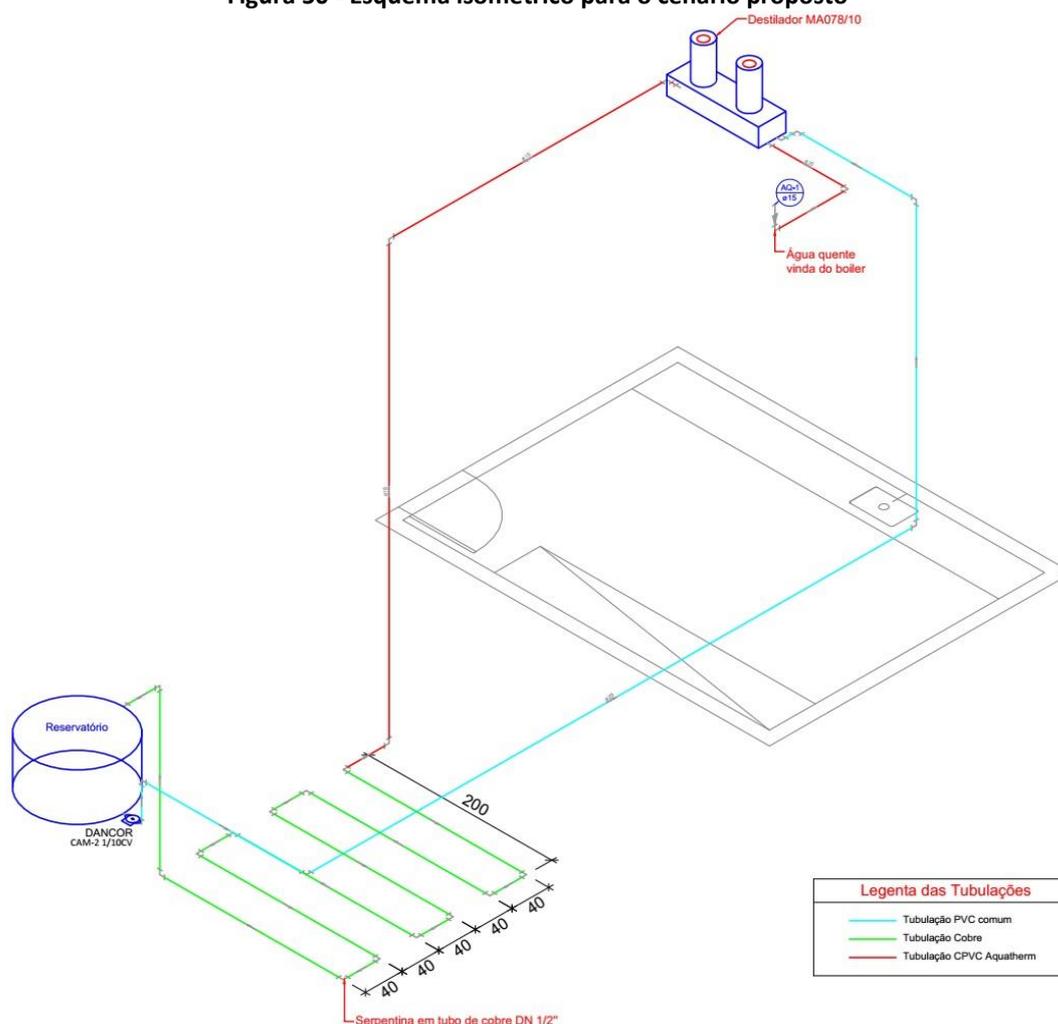
Tabela 27 - Inventário de materiais para cenário proposto

Lista de Materiais e Equipamentos	Quantidade	Massa por unidade	Total de massa ou unidades
Bomba Hidráulica - Dancor			
Recalque - CAM-2 1/10CV	1 pç	-	1 Unid.
CPVC Aquatherm			
22 mm	18,09 m	0,135 kg/m	2,44 kg
Cobre - Tubos de cobre			
15 mm	14 m	0,280 kg/m	3,92 kg
PVC rígido soldável			
20 mm	13.54 m	0,135 kg/m	1,83 kg
Placa Solar - CSC Premium - Cumulus			

100	1 pç	-	1 Unid.
Reservatório cilíndrico Tigre - Polietileno			
310 L	1 pç	7,50 kg/Unid.	7,50 kg
Reservatório térmico solar - Horizontal			
200 L	1 pç	Unid.	1 Unid.

Fonte: elaboração própria.

Figura 50 - Esquema isométrico para o cenário proposto



Fonte: elaboração própria.

Como apresentado na Tabela 1 toda a instalação de água quente é composta de CPVC Aquatherm, representada em vermelho na Figura 1, a placa solar e o boiler foram locados sobre a cobertura, para água fria foi usado o PVC Marrom, representado em azul, em verde está representada a serpentina composta de tubo de cobre.

A determinação da potência elétrica consumida pelo destilador no cenário proposto foi calculada a partir da equação 1 adotando rendimento $\eta=90\%$, assim como no cenário convencional, porém levando em conta uma variação de temperatura de 50°C ao invés de 75°C , este consumo foi somado ao gerado pela bomba hidráulica, com um rendimento de 25% , de acordo com equação 2 demonstrada por Guanais (2016):

$$(2) \quad E = 0,00273 * \frac{H*V}{\eta}$$

Onde:

E = energia dissipada (kWh);

H = altura manométrica (m.c.a);

V = volume de água bombeada (m^3);

η = rendimento total do conjunto motor-bomba.

Resultados e discussão

Considerando que a quantidade de água consumida pelo destilador é 8 L/L no cenário convencional foi possível calcular a energia associada à sua produção (cadeia produtiva de abastecimento) e soma-la com o consumo de energia elétrica do destilador, sendo que no software Simapro a energia secundária consumida no destilador foi convertida em primária antes de ser somada à energia associada ao abastecimento de água de Feira de Santana-BA apontada por Guanais et al. (2016).

O cenário proposto obteve um valor reduzido de consumo elétrico em relação ao convencional já que a água a ser destilada entra no reator a 50°C, reduzindo a energia consumida para aquecimento. Além disso, foi observado que a energia agregada à produção e destinação final dos materiais utilizados para os sistemas de aquecimento solar e resfriador geotérmico não representou grande consumo energético, levando em conta a vida útil do aparelho. O consumo elétrico calculado para a bomba de recalque representou uma contribuição de impacto pouco representativa para o para o cenário proposto.

Tabela 28 – Demanda de energia acumulada por litro de água destilada

	Quantidade	Unidade	Energia Primária (Wh/L)
Cenário convencional			
Energia elétrica	97,0	Wh/L	206,0
Consumo de água	8,0	L	28,1
Total	-	Wh/L	234,1
Cenário modificado			
Energia elétrica	65,0	Wh/L	138,3
Energia associada a estrutura*	-	-	22,7
Total	-	Wh/L	161,0

Fonte: elaboração própria.

*Detalhamento da contribuição dos processos da infraestrutura na Tabela 3

Comparando os dois cenários na Tabela 2 foi observado um consumo de 234,1 Wh/L para o cenário convencional e 161 Wh/L para o cenário proposto, representando uma economia energética de 31,2%.

Tabela 29 - Impacto energético da implantação dos sistemas

	Aquecimento solar da água	Resfriador geotérmico	Total
Custo energético dos materiais (Wh/L)	20,6	2,1	22,7
Energética subtraída do sistema (Wh/L)	67,7	28,1	95,8
Economia energética total (Wh/L)	47,1	26,0	73,1

Fonte: elaboração própria.

Analisando a Tabela 3 observou-se que o resfriador geotérmico apresenta um custo energético dos materiais muito baixo gerando uma economia total de 26 Wh/l. Porém, apesar de apresentar um custo aproximadamente dez vezes maior que o resfriador geotérmico, o aquecimento solar se mostrou mais vantajoso em termos absolutos, já que subtrai mais energia elétrica demandada pelo processo de destilação, reduzindo o consumo energético em 47,1 Wh/L.

Conclusões

O sistema proposto para aumento da eficiência do processo de destilação de água apresentou uma redução no consumo energético de 31,2% comparado ao sistema convencional, sendo que a energia associada à produção dos materiais utilizados na implantação das melhorias do cenário proposto apresentou pouca contribuição no impacto, levando em conta a vida útil do equipamento.

O consumo de água no processo de destilação foi reduzido de 8L no cenário convencional para zero no cenário proposto, representando uma economia de 83,2m³ de água da concessionária e 854k Wh de eletricidade da rede de distribuição por ano. A economia tende a aumentar se a produção de água destilada for maior do que aquela adotada no estudo, já que a energia associada à infraestrutura tende a se diluir mais por unidades de produto.

A implantação do sistema de pré-aquecimento da água com aquecimento solar se mostrou mais vantajoso do ponto de vista ambiental, comparando-o ao resfriador geotérmico, representando a maior parte da demanda acumulada de energia primária economizada no cenário proposto.

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15569: sistema de aquecimento solar de água em circuito elétrico direto: projeto e instalação. Rio de Janeiro: ABNT, 2008.

COHEN, R.; NESLON, B.; WOLFF, G. (2004) Energy down the drain: the hidden costs of California's water supply. New York: NRDC/ Pacific Institute. 86p.

DUTRA, Adriane et al. Aproveitamento de fontes Alternativas para redução do consumo de energia elétrica e reflexos nos seus custos. 2011. Disponível em: <http://repositorio.ufsm.br/handle/1/8488>. Acesso em 12/12/2017.

GUANAIS, A.L.R; COHIM, E.B; MEDEIROS, D.L. (2016) Avaliação energética de um sistema integrado de abastecimento de água. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522017005004107&script=sci_arttext .

MATOS, SAMUEL CC; MEIRA, PAULO RR; DE MATOS, RICARDO AF. (2015) Adaptação de uma unidade de destilação de água para reaproveitamento do fluido refrigerante interno com materiais de baixo custo.

NAKAGAWA, Alessandra Keiko; KIPERSTOK, Asher; OLIVEIRA-ESQUERRE, Karla Patricia. I-046-ESTUDO DOS EQUIPAMENTOS CONSUMIDORES DE ÁGUA—DESTILADORES.

SEO, EMILIA SATOSHI MIYAMARU; KULAY, LUIZ ALEXANDRE. (2006) Avaliação do ciclo de vida: ferramenta gerencial para tomada de decisão. Interfacehs, v. 1, n. 1, 2006.

SILVA, GISELE S.; TAMAKI, HUMBERTO O.; GONÇALVES, ORESTES M. (2004) Implantação de programas de uso racional da água em campi universitários. In: I CONFERÊNCIA LATINO-AMERICANA DE CONSTRUÇÃO SUSTENTÁVEL-X ENCONTRO NACIONAL DE TECNOLOGIA DO AMBIENTE CONSTRUÍDO, Anais. São Paulo, Brasil.



PEGADA HÍDRICA DA MANGA EM SISTEMAS ALTERNATIVOS DE PRODUÇÃO

Amanda Ferreira Dias¹, Jade Müller Carneiro², Viviane da Silva Barros³, Vanderlise Giongo⁴, Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura⁵, Maria Cléa Brito de Figueiredo⁶

¹Universidade Estadual do Ceará, fdias_amanda@hotmail.com

²Universidade Federal do Ceará

^{3,6}Embrapa Agroindústria Tropical

⁴Embrapa Semiárido

⁵Embrapa Meio Ambiente

Resumo: No Vale do São Francisco, maior região produtora e exportadora de manga do Brasil, a produção de manga é intensiva, baseada no monocultivo e no uso de insumos externos à propriedade agrícola. Neste trabalho, avalia-se a pegada hídrica da manga produzida em quatro sistemas alternativos, com adubação verde entrelinhas de mangueiras: i) sistema 1, com coquetel vegetal (75%Leguminosa+25%Não leguminosa) cortado e mantido sobre o solo (SI); ii) sistema 2, com vegetação espontânea SI; iii) sistema 3 com coquetel vegetal (75%Leguminosa+25%Não leguminosa) cortado e incorporado ao solo (CI); e iv) sistema 4, com vegetação espontânea CI. As seguintes categorias relacionadas ao uso da água são consideradas nesse estudo: depleção hídrica, eutrofização (marinha e de água doce), toxicidade humana e ecotoxicidade aquática. Os dados foram coletados em experimento implantado na Estação Experimental de Bebedouro, em Petrolina – PE, considerando os sete primeiros anos do pomar, abrangendo as fases de implantação, crescimento e estabilização. Seguiu as normas NBR ISO 14040 (ABNT, 2009) para avaliação de ciclo de vida, 14046 (ABNT, 2017) para pegada hídrica. Os resultados indicaram que o sistema 3 apresentou a menor pegada para a maioria das categorias (eutrofização de águas doces e marinha, depleção hídrica e ecotoxicidade). Em todas as categorias avaliadas, os sistemas compostos por vegetação espontânea, independente do manejo de solo adotado, apresentaram as piores avaliações ambientais. O fator produtividade na avaliação de ciclo de vida foi determinante para o desempenho ambiental do sistema 4 uma vez que acarretou a maior produção de manga dentre os sistemas analisados. Todos os sistemas avaliados geraram valores negativos de eutrofização marinha devido a quantidade demandada de nitrogênio ter sido superior a demandada pelas mangueiras e adubos verdes. Assim, indica-se o sistema 2 como o de melhor desempenho técnico e ambiental, devendo-se compará-lo com o sistema convencional de produção de manga como próxima etapa do trabalho.

Palavras-chave: Avaliação do ciclo de vida. Adubação verde. Vale do São Francisco.

Introdução

Nos últimos anos, inúmeras transformações ambientais oriundas de atividades produtivas, em especial a agrícola, vêm acontecendo no planeta, como a perda da biodiversidade, as mudanças climáticas e a degradação dos recursos hídricos. Nesse sentido, novos sistemas de produção que buscam conservar o solo e reduzir impactos ambientais da produção agrícola vêm sendo propostos, inclusive para o cultivo de manga na região de Petrolina-PE.

Sistemas conservacionistas para produção de manga foram desenvolvidos pela Embrapa Semiárido em área experimental e têm como características a utilização de adubos verdes cultivados nas entrelinhas do pomar de mangueira. Dois tipos de adubos verdes são analisados (coquetel vegetal e vegetação espontânea) em dois diferentes sistemas de manejo da fitomassa do adubo verde no solo: com e sem incorporação. Os coquetéis vegetais são compostos por 75% de espécies leguminosas e 25% de não leguminosas (gramíneas e oleaginosas). Busca-se nesses sistemas aumentar a quantidade de matéria orgânica no solo, reduzir o uso de fertilizantes sintéticos, agrotóxicos, e água na irrigação.

Para determinar os ganhos ambientais relacionados aos sistemas conservacionistas propostos para manga, é importante realizar uma avaliação ambiental ampla desses sistemas, identificando o sistema mais promissor em termos produtivos e ambientais. A metodologia de avaliação de ciclo de vida (ACV), voltada para avaliação comparativa de produtos e processos, é uma das mais adequadas para esse tipo de estudo por abranger o ciclo de vida do produto e ser utilizada por normas de certificação ambiental, como as normas de Declaração Ambiental de Produtos – ABNT ISO 14025 (ABNT, 2015), Pegada Hídrica - ISO 14046 (ISO, 2014) e, Pegada de Carbono – ISO 14067 (ISO, 2013) de produtos.

A norma focada na avaliação de impactos na água (ISO 14046) vêm sendo de especial interesse de consumidores e empresas devido principalmente à redução na oferta de água em várias regiões do mundo. A norma ISO 14046

Environmental Management – Water footprint – Principles, requirements and guidelines (ISO, 2014) estabelece os princípios e requisitos para os estudos de Pegada Hídrica com base na análise do ciclo de vida – ACV. Por meio dessa norma, é possível avaliar os potenciais impactos ambientais de um produto ou processo em relação à água, ou seja, avaliar impactos do consumo de água na escassez hídrica e dos lançamentos de efluentes na eutrofização e ecotoxicidade aquática.

Diante deste contexto, esse trabalho tem como objetivo avaliar a pegada hídrica da manga produzida no Vale do São Francisco, considerando diferentes sistemas de cultivo conservacionistas.

Metodologia

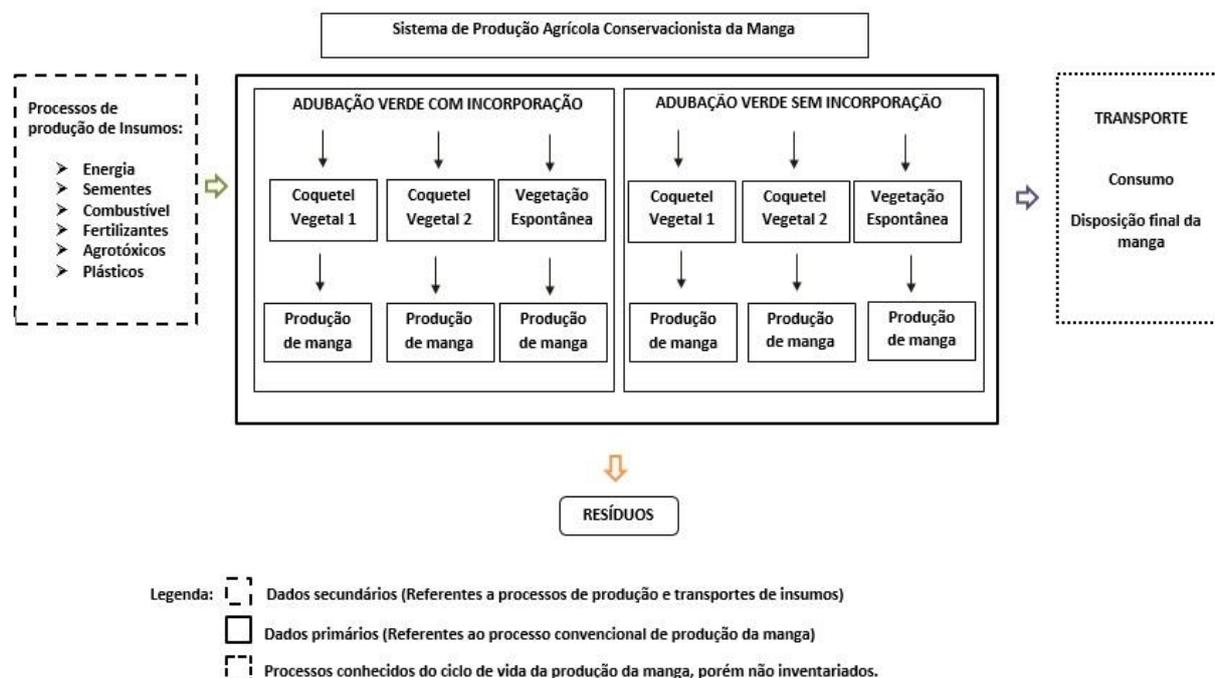
Os seguintes sistemas foram avaliados considerando aspectos e impactos ambientais relacionados à pegada hídrica da manga: i) sistema 1, com coquetel vegetal (75%Leguminosa+25%Não leguminosa) cortado e mantido sobre o solo (SI); ii) sistema 2, com vegetação espontânea SI; iii) sistema 3 com coquetel vegetal (75%Leguminosa+25%Não leguminosa) cortado e incorporado ao solo (CI); e iv) sistema 4, com vegetação espontânea CI.

A metodologia empregada nesse estudo segue as etapas de um estudo de avaliação do ciclo de vida (ACV), de acordo com as normas ISO 14040 (NBR, 2014), e a norma para análise da pegada hídrica ISO 14046 (NBR, 2009a, 2014).

Objetivo, unidade funcional e escopo do estudo

A fronteira do estudo abrange os processos de produção de insumos e produção agrícola de manga (Figura 1). As atividades de preparo do solo, plantio, tratos culturais, irrigação, adubação e controle fitossanitário foram consideradas na produção agrícola.

Figura 1 – Fronteiras do sistema



Fonte: elaborada pela autora

A unidade funcional do estudo adotada foi a produção de um quilo de manga, considerando a produção média em um hectare ao longo dos sete primeiros anos do pomar. Os dados de uso de insumos na produção de manga foram

coletados na área experimental da Embrapa Semiárido, localizada em Petrolina. Já os inventários referentes à produção dos insumos agrícolas e seu transporte para o pomar de manga foram obtidos da base de dados ecoinvent v. 3.0 (FRISCHKNECHT; JUNGBLUTH, 2007).

Avaliação do Impacto

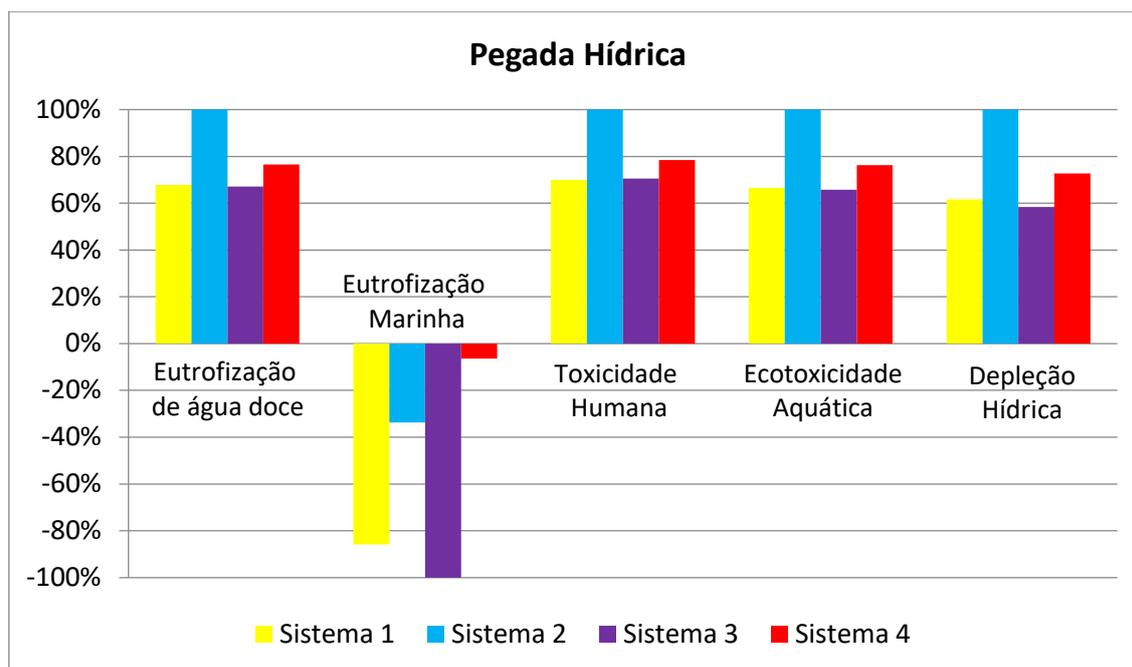
Foram consideradas as seguintes categorias de impactos para a análise da Pegada hídrica: depleção hídrica (m^3 de H_2O), eutrofização (marinha em kg de N eq.; de água doce em kg P eq.), toxicidade humana e ecotoxicidade aquática. O método de avaliação utilizado foi o Recipe, a nível midpoint, versão hierárquica (Goedkoop et al., 2009)

Resultados e discussão

Para as categorias relacionadas a pegada hídrica, observou-se que os sistemas compostos por vegetação espontânea (sistema 2 e sistema 4) apresentaram os maiores impactos ambientais. Esse resultado é justificado principalmente pela baixa produtividade dos sistemas analisados.

Observou-se que o sistema 3 apresentou a menor pegada hídrica entre os quatro sistemas avaliados. Isso ocorreu devido esse sistema ter resultado nos menores impactos ambientais em 4 das 5 categorias analisadas (Figura 2).

Figura 2 – Pegada Hídrica por quilo de manga produzida



Fonte: elaborada pela autora

Para a categoria de eutrofização marinha, todos os sistemas deixaram de emitir nitrato, obtendo valores negativos nessa categoria. Isso decorreu da maior demanda de N nesses sistemas que é ofertada por meio de fitomassa dos adubos verdes e fertilizantes sintéticos.

Nas categorias de toxicidade humana, eutrofização de água doce e ecotoxicidade aquática, o sistema 3 também apresentou os menores impactos ambientais. Para a toxicidade humana, 83% do impacto ocorreu na produção em campo e é proveniente da emissão para o solo e água do metal pesado cromo, presente em fertilizantes minerais como nitrato de potássio e MAP (mono amônio fosfato), utilizados no experimento. A toxicidade a partir dos defensivos e dos fertilizantes podem estar relacionadas a presença de impurezas em sua composição, a concentração de nutrientes e metais pesados e a quantidade de fertilizantes aplicados no solo. Na eutrofização de água doce e

ecotoxicidade, os principais fatores que contribuíram para esses impactos são oriundos do maquinário agrícola para aplicação de defensivos e corte da fitomassa dos adubos verdes.

Conclusões

A baixa produtividade média dos sistemas compostos por vegetação espontânea, pode explicar o seu pior desempenho ambiental em todas as categorias de impacto analisadas. As médias de produtividades para esses sistemas foram 3803,34 kg de manga/ha para o sistema 2 e 5231,62 kg de manga/ha para o sistema 4.

Sistemas conservacionistas de produção, compostos por vegetação espontânea foram os piores sistemas analisados. Portanto, o uso de coquetéis vegetais, podem ser benéficos na sustentabilidade dos sistemas de cultivo.

Foi possível determinar nessa avaliação que o sistema 3, composto por coquetéis vegetais apresentou a menor pegada hídrica em quatro das cinco categorias avaliadas.

Para o estudo de pegada hídrica, a produção em campo demonstrou ser o processo que mais impactou dentro dos sistemas conservacionistas de produção de manga.

Referências

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14040: environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. Genebra: ISO: 2009a.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14044: environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. Genebra: ISO: 2009b.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14046: environmental management – water footprint principles – requirements and guidelines. Genebra: ISO:2014.

FRISCHKNECH, R.; JUNGBLUTH, N. (2007) Ecoinvent e overview and methodology. Swiss center for life cycle inventories, Dubendorf.

GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; SCHRYVER, A. J.; ZELM, R. (2009) ReCiPe 2008. Holanda: PRé Consultants, University of Leiden, Radboud University (CML) e National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).

ROSENBAUM, R.K.; BACHMANN, T.M.; GOLD, L.S. et al. (2008) USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. International Journal of Life Cycle Assessment. V.13, N.7, pp. 532-546.

ANÁLISE ENERGÉTICA DE DESINFECÇÃO DOMÉSTICA DE ÁGUA DE CHUVA

Luanne Bastos de Britto Barbosa¹, Hamilton de Araújo Silva Neto², Eduardo Borges Cohim Silva³

¹Engenheira Civil, Universidade Estadual de Feira de Santana, lubastosb@gmail.com

²Engenheiro Civil, Universidade Estadual de Feira de Santana, enghamiltoneto@gmail.com

³Engenheiro Sanitarista, Universidade Estadual de Feira de Santana, edcohim@gmail.com

Resumo: O contexto atual acerca da crescente preocupação com a escassez de água demanda atitudes sustentáveis e acessíveis. Em razão disso, o aproveitamento de água de chuva é uma fonte promissora e popular para se resguardar a água potável. A água de chuva é considerada limpa e pode ser utilizada livremente para fins não-potável, todavia se o consumo passar a atender as necessidades domésticas, torna-se essencial que ela seja submetida ao tratamento de desinfecção que consiste na extinção de micro-organismos patogênicos por processos físicos ou químicos. Nesta pesquisa desenvolveu-se uma análise comparativa para a viabilização de um sistema de tratamento de água que apresente a menor solicitação de energia e menor impacto possível ao meio ambiente para sua execução, assim como contribua concomitantemente para a qualidade de vida da população que não tem acesso à água potável. A metodologia consistiu numa comparação do inventário e interpretação de ICV (Inventário do Ciclo de Vida) de quatro procedimentos para desinfecção da água de chuva atendendo essencialmente a realidade doméstica por se tratar de métodos simples e comum a todos. A unidade funcional deste trabalho foi em função de 1 m³ de água tratada. Os processos analisados quanto à energia gasta para execução da unidade funcional escolhida, foram: fervura da água por tempo determinado, desinfecção com adição de cloro, filtragem através de moléculas de ozônio/ozonizador e lâmpada de radiação uv. A fervura apresentou o maior gasto energético com 310kWh/m³, o ozonizador/ozônio com 2,286kWh/m³ radiação uv 0,32kWh/m³, e cloração com menor índice energético de 0,403kWh/m³.

Palavras-chave: Águas pluviais. Fervura. Cloração. Ozônio. Radiação UV.

Introdução

A água é um recurso vital ao ser humano. O uso crescente e extravagante desta riqueza que não é mais abundante, acentuou sua escassez, diante disso, a preocupação com o consumo deste elemento vêm tomando proporções consideráveis, uma vez que a água está presente em todas as necessidades do homem, como também no desenvolvimento econômico de um país. O reaproveitamento é uma atitude prática para a gestão sustentável de recursos, renováveis ou não.

Destarte, é possível ampliar os meios de abastecimento de água buscando outras modalidades diferentes ao da concessionária, por exemplo, através da água de chuva, além de trazer economias pela redução do consumo do abastecimento convencional, diminui também os riscos de enchentes. A água de chuva é um bem comum a todos e pode ser usada para fins não-potáveis, como lavagens de carro e calçada, regar plantas, abastecimento de bacias sanitárias, ou até mesmo para fins potáveis como: consumo humano, cozer alimentos ou lavagem de mãos, todavia, apenas após processo de tratamento adequado.

O Ministério da Saúde através da Portaria n° 2.914 de 12 de dezembro de 2011, dispõe sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e padrões de potabilidade, portanto qualquer tipo de água com finalidade de consumo humano deve passar por processos de desinfecção para que as doenças de veiculação hídrica sejam minimizadas ou até mesmo evitadas (LIMA; SANTOS, 2016).

Destaca-se os seguintes procedimentos para desinfecção da água: a cloração, ozonização, fervura e radiação ultravioleta são alguns métodos mais conhecidos da sociedade quando o assunto é a obtenção de água potável. Vale ressaltar que o cloro é o principal elemento de desinfecção utilizado nas estações de tratamento de água no Brasil.

A explicação lógica para o desenvolvimento da análise energética no âmbito doméstico, vem a partir da realidade da zona rural e do semi-árido brasileiro, contemplados pelo programa federal Cisternas que propõe o acesso da população pobre à água, pois essa é a forma mais simples para captação e armazenamento de água de chuva. O governo federal já entregou mais de 877 mil cisternas de placas para consumo humano, 143 mil para produção de alimentos e 4 mil para escolas (BRASIL, 2017).

Visto que é necessário a etapa de destruição de patógenos, sabe-se também que para a execução de qualquer processo citado acima demanda uma quantidade de energia, por isso o objetivo deste trabalho foi analisar a energia solicitada para atender a unidade funcional escolhida: 1m³ de água de chuva de tratada e definir qual o método de desinfecção mais eficiente do ponto de vista energético, através do inventário básico inerente a cada processo inserido no programa SimaPro versão 8.4.

O método de análise energética foi baseado na prática difundida pela ACV – Avaliação do Ciclo de Vida de um determinado objeto do “berço ao túmulo”, em por menores, consiste na avaliação completa do ciclo de vida de um produto, processo ou até serviço, iniciando desde a extração e beneficiamento das matérias-primas, no qual chama-se berço, segue pela fabricação, transporte e distribuição, passa pelo uso/desfrute do produto e/ou serviço até sua disposição final (túmulo) (MOTTA, 2013).

Desinfecção de Água de Chuva

A desinfecção constitui-se na etapa do tratamento da água, cuja função básica consiste na inativação dos micro-organismos patogênicos, realizada por intermédio de agentes físicos e ou químicos. Ainda que nas demais etapas do tratamento (filtração, floculação etc.) haja redução do número de micro-organismos presentes na água, a desinfecção é operação unitária obrigatória, pois somente ela inativa qualquer tipo existente e previne o crescimento microbiológico nas redes de distribuição (BRASIL, 2014).

A Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde estabelece acerca dos padrões de potabilidade da água e qualidade para consumo humano e é aplicada tanto para água provinda do sistema público quanto para outras alternativas de abastecimento, seja ela individual ou coletiva. No seu capítulo V, art. 27, “a água potável deve estar em conformidade com padrão microbiológico na tabela abaixo:

Tabela 1 - Padrão de Potabilidade disposta pela Portaria 2.914/2011

FINALIDADE	PADRÃO POTABILIDADE	
	CONSUMO HUMANO	ÁGUA TRATADA DE SISTEMAS ALTERNATIVOS
PADRÃO MICROBIOLÓGICO	<i>Escherichia coli</i> : ausência em 100mL de volume	Coliformes fecais: ausência em 100mL em 95% das amostras

Fonte: Autores - Adaptado de Ministério da Saúde - Secretaria de Vigilância em Saúde (2015)

Frente às premissas da Portaria e NBR mencionadas, a água deve ser submetida a processos de desinfecção que consiste na destruição de micro-organismos patogênicos (bactérias, vírus, protozoários etc) por meio de reações químicas ou físicas, como: cloração, ozonização, radiação uv etc.

Os métodos desinfetantes, objetos deste estudo, são adaptados à realidade doméstica partindo do pressuposto que toda e qualquer pessoa seja capaz de obter água tratada própria para consumo humano.

Metodologia

Fervura

A fervura é um método simples e fácil de ser realizado, diante disso não demanda cuidados em excesso. De início, foi necessário eliminar materiais em suspensão através da filtração, esta etapa utilizou-se filtro em papel, todavia pode ser realizada com peneiras de malha fina, panos de pratos limpos ou coadores. Posteriormente, mediu-se 1 litro de água numa proveta graduada para melhor precisão do material, só então a água foi levada ao fogão. Conforme solicita a Cartilha Orientações à população para uso da Água da Prefeitura Municipal de São Paulo (Brasil, 2015) a água ferveu até seu ponto de ebulição de 100°C. E após atingir o ponto de ebulição, manteve-se a fervura por mais 5 minutos para que micro-organismos ou substâncias químicas ainda existentes, fossem inativadas ou destruídas.

O fogão utilizado no experimento é do fabricante Electrolux 4 bocas Modelo 52 SB com potência do queimador de 1,65kW e consumo de GLP de 0,120kg/h, dados discriminados em seu manual técnico, admitindo-se rendimento de

100%. Para atingir o ponto de fervura de 1L de água levou-se 7 minutos e 38s (0,2064h), portanto o gasto de GLP para ferver 1L foi de 0,0248kg, na tabela 2 é discriminado:

Tabela 2 - Inventário (ICV) dos dados lançados no SimaPro 8.4. para Fervura.

Saída conhecida para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos				
FERVURA				
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais/combustíveis)				
ITEM	COMPONENTES	QUANTIDADE	UNIDADE	GLP
BOTIJÃO GLP 13kg	Butano 85%	11,05	kg	0,0248kg
	Propano 15%	1,95	kg	

Fonte: Autores (2017)

Os dados inseridos no programa: para construção dos processos foi necessário a criação do item Botijão GLP, uma vez que não foi encontrado pré-configurado no banco de dados do programa, utilizou-se Butano a 85% conferindo-lhe peso de 11,05kg, propano a 15% e 1,95kg e na etapa de Montagem o item Botijão GLP com 0,0248kg.

Radiação UV

A radiação ultravioleta é considerada um agente físico dado que o processo de tratamento da água consiste na inativação do DNA/RNA dos patógenos. A luz UV é absorvida pelo DNA de bactérias e protozoários e por DNA/RNA dos vírus. As lesões provocadas pelos raios UV no DNA ou RNA tem a capacidade de interromper o processo de replicação para que o organismo não seja capaz de se reproduzir, pois estes micro-organismos que não são aptos para se reproduzirem, também não podem acarretar doenças (SANDRI, 2010; NATIONAL WATER RESEARCH INSTITUTE, 2012; DRINKING WATER INSPECTORATE, 2016).

A faixa UV até 260 nm é o comprimento de onda mais eficaz para a inativação de uma maioria de micro-organismos. Observa-se que para comprimentos de onda abaixo de 240 nm, além da ocorrência de significativas diferenças de resposta microbiana há aumento no potencial de formação de subproduto, não identificado em estudos com desinfecção à faixa de 260nm (DRINKING WATER INSPECTORATE, 2016).

A lâmpada UV escolhida para o estudo é da fabricante Aquastore modelo AQ150UVNAT com características apontadas em seu site: lâmpada de baixa pressão com 15W (baixo custo de energia, equivalente a uma lâmpada de 30W), capacidade de tratar até 100L/h e possui vida útil de 10.000h, na tabela 3 é descrito o inventário para a radiação UV:

Tabela 3 - Inventário (ICV) dos dados lançados no SimaPro 8.4. para Radiação UV.

Saída conhecida para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos				
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais/combustíveis)				
ITEM	COMPONENTES	QUANTIDADE	UNIDADE	QUANT.
LÂMPADA UV 0,382kg	Lâmpada ultravioleta	1	un	0,001un/para tratar 1m ³

Fonte: Autores (2017)

Todavia, para montagem das etapas inerentes a funcionalidade do programa SimaPro, e em razão da capacidade de uma unidade de lâmpada ter vida útil de 10.000h de funcionamento, o valor inserido foi de 0,001 lâmpada correspondente ao tratamento de 1m³ de água, satisfazendo a unidade funcional escolhida.

Ozonização/ozonizador

O ozônio é conhecido desde 1837 e sua primeira aplicação industrial em grande escala para tratamento de água ocorreu em 1893 na Holanda para desinfecção de uma estação de tratamento (NATURALTEC, 2017; LAPOLLI et al., 2003; LANGLAIS; RECKHOW; BRINK, 1991). O ozônio pode ser gerado quando uma corrente de alta voltagem é descarregada na presença de oxigênio.

O ozonizador é um aparelho de fácil acesso e rápida eficiência, diante disso o aparelho da marca Ricozon e modelo Arujá é um purificador e ozonizador de água. O princípio de funcionamento deste aparelho é a água filtrada com adição de ozônio. Na tabela abaixo tem-se o inventário para a Ozonização:

Tabela 4 - Inventário (ICV) dos dados lançados no SimaPro 8.4. para Ozonização.

Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais/combustíveis)

ITEM	COMPONENTES	QUANTIDADE	UNIDADE	QUANTIDADE
FILTRO 0,318kg	Polipropileno	0,068	kg	1 UN
	Carvão ativado	0,250	kg	
OZONIZADOR 1,4kg	Polietileno	0,541	kg	0,000034247 ozonizador para tratar 1 litro
	Alumínio	0,541	kg	
	Filtro	50	un	
ELETRICIDADE	Eletricidade	2,604.10 ⁻⁶	kWh	

Fonte: Autores (2017)

Elaborou-se na base de dados do programa dois elementos que compõem o procedimento de ozonização: Filtro com massa de 0,318kg e Ozonizador de 1,4kg. Ambos não estavam configurados, por isso fez-se necessário, primeiramente, a discriminação dos materiais que compõem o Filtro e o Ozonizador, além de suas respectivas massas, ambos fictícios, mas adaptados do modelo descrito acima.

O aparelho Ricozon tem como características: A potência do ozonizador é de 3w para uma tensão de 127V, consumo mensal de 1kWh por 6 horas diárias de uso e vazão recomendada de 48L/h; seu filtro possui vida útil de 4.500L, enquanto o ozonizador 10 anos, durante este período totaliza-se aproximadamente 29200 litros de água filtrada, e 50 unidades de filtro. Para filtrar 1L de água, temos as seguintes variáveis: eletricidade que corresponde a 2,604.10⁻⁶kWh e utiliza-se apenas 0,000034247 de 1 unidade de ozonizador. São dados importantes no cálculo final da unidade funcional m³.

Cloração simples

Sabe-se que o cloro (Cl) e os produtos à base dele são os grandes agentes desinfetantes e mais utilizados agentes químicos nos tratamentos de água em todo o mundo. A sua ampla utilização é a facilidade com que é encontrado em países pelo mundo, além do seu preço razoável, alta capacidade oxidante de matéria orgânica e inorgânica, sua alta ação germicida, seu efeito residual. Apresenta boa durabilidade nos sistemas de distribuição, devido à sua propriedade residual que pode ser mensurado e inspecionado nas redes de distribuição após a água ter sido tratada e distribuída aos consumidores (BRASIL, 2014).

Para a cloração simples, a legislação da cidade de São Paulo, através de sua Cartilha "Orientações à população para uso da Água", com base na Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde, recomenda-se a adição da solução de Hipoclorito de sódio na concentração de 2,5% na água que pretende ser tratada, conforme a tabela abaixo. É importante aguardar o tempo de ação da solução com a água de no mínimo 30 minutos para posteriormente consumi-la (BRASIL, 2015).

Tabela 5 - Desinfecção com Hipoclorito de sódio (2,5%)

Água	Hipoclorito de sódio (2,5%)	Modo de Higienização
1 litro	2 gotas	• Para cada litro de água para consumo humano, adicionar duas gotas de
20 litros	1 colher de chá	

200 litros	1 colher de sopa	hipoclorito de sódio (2,5%);
1000 litros	2 copinhos de café (descartável – 50ml cada copo)	• Deixar descansar por 30 minutos.

Fonte: Autores - Adaptado de Ministério da Saúde - Secretaria de Vigilância em Saúde (2015)

Para a cloração simples foram inseridos no programa o hipoclorito de sódio, já encontrado no banco de dados do SimaPro, numa quantidade para tratar 1000L, ou seja 0,1kg. O transporte desse material também foi adicionado, e sua distância é igual a 150km, percurso correspondente ao trajeto de Feira de Santana-Salvador/BA, fábrica mais próxima. A tabela 6 está discriminado o inventário com itens e suas quantidades respectivas:

Tabela 6 - Inventário (ICV) dos dados lançados no SimaPro 8.4. para Cloração
Saída conhecida para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos

CLORAÇÃO

Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais/combustíveis)

ITEM	COMPONENTES	QUANTIDADE	UNIDADE
HIPOCLORITO DE SÓDIO	Hipoclorito de sódio	0,1	kg
	Transporte	150	kmxton

Fonte: Autores (2017)

O programa utilizado para obtenção dos resultados foi o SimaPro 8.4 programa este que avalia o ciclo de vida de materiais e/ou serviços utilizando o banco de dados do Ecoinvent 3 e de tantos outros bancos de dados desenvolvidos pelo mundo afora. Os dados foram inseridos no SimaPro e analisados sob o método *Cumulative Energy Demand* (Demanda de Energia Cumulativa) para a função de cálculo rede.

Cálculos e conversões realizadas

Para o cálculo do gasto da energia é necessário a conversão para kWh (3,6), uma vez que a unidade de energia de saída do programa é em MJ, e para a fervura e ozonização multiplicou-se pela unidade funcional (1000x), pois os cálculos iniciais do inventário foram realizados para 1 litro:

Tabela 7 – Equações e Discriminação

Fervura e Ozonização		Cloração e Radiação Uv
(1) $EkWh = \frac{E}{Ft} * Qt$		(2) $EkWh = \frac{E}{Ft}$
E: energia em MJ, unidade de saída do programa; Ft: fator de conversão para kWh; Qt: correspondente à unidade funcional.		E: energia em MJ, unidade de saída do programa; Ft: fator de conversão para kWh.
Fervura: EkWh: $1,119MJ/3,6*1000= 310kWh/m^3$. Ozonização: EkWh: $0,00823MJ/3,6*1000= 2,286kWh/m^3$.		Cloração: EkWh: $1,45MJ/3,6=0,403kWh/m^3$ Radiação: EkWh: $1,16MJ/3,6=0,32kWh/m^3$

Fonte: Autores (2017)

Na tabela 7, como já citado, traz a síntese com a discriminação de cada variável componente das equações 1 e 2 utilizadas e o passo-a-passo dos cálculos para conversão das unidades. Cada valor de saída em MJ (E) é

correspondente à análise de rede dos itens inventariados nas sessões anteriores respectivos a cada método de desinfecção no programa SimaPro.

Resultados e discussão

A Tabela 8 apresenta, sinteticamente, os resultados da energia respectiva à cada um dos processos estudados nesta pesquisa:

Tabela 8 - Resultado da energia gasta para 1m³ de água tratada na casa do consumidor
PROCEDIMENTO (kWh/m³)

FERVURA	310
OZONIZADOR	2,286
CLORAÇÃO SIMPLES	0,403
RADIAÇÃO UV	0,32

Fonte: Autores (2017)

A fervura apresenta a solicitação de maior quantidade de energia para tratar 1m³, com valor de 310kWh, uma vez que necessita do gás GLP para sua conclusão. Em seguida a ozonização, com saliente diferença à etapa anterior, com resultado de 2,286kWh/m³. O gasto energético da cloração foi de 0,403kWh/m³, índice bem parecido com o da radiação uv, com menor demanda de energia de 0,32kWh/m³.

Conclusões

A desinfecção de água é uma etapa importante para a adequação aos padrões de potabilidade da água de chuva com fins potáveis, e frente à problemática do nexo Água-Energia faz-se necessário a economia de ambos recursos, por isso a radiação ultravioleta apresentou-se eficiente quanto ao baixo valor de demanda de energia para tratar 1m³ de água, tornando-se a mais indicada do ponto de vista energético, enquanto que a fervura teve seu índice disparado. É importante ressaltar que o pensamento da sustentabilidade urbana deve ser largamente praticado para que o futuro das gerações posteriores seja garantido.

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15527**: Água de chuva - Aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis - Requisitos. Rio de Janeiro: Abnt, 2007. 8 p.

BICUDO, C. E. de M.; TUNDISI, José G.; SCHEUENSTUHL, M. C. B. **Águas do Brasil: Análises Estratégicas**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2010. 224 p.

BRASIL. Fundação Nacional De Saúde. **Manual de Cloração de Água em Pequenas Comunidades Utilizando o Clorador Simplificado Desenvolvido pela Funasa**. Brasília: Funasa, 2014. 36 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 12 dez. 2011. p. 38.

BRASIL, Portal. **Programa Cisternas é premiado como uma das melhores políticas públicas do mundo**. 2017. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/cidadania-e-justica/2017/08/programa-cisternas-e-premiado-como-uma-das-melhores-politicas-publicas-do-mundo>>. Acesso em: 28 fev. 2018.

BRASIL. Prefeitura do Município de São Paulo. Secretaria Municipal da Saúde. **Orientações à população para uso da Água**. São Paulo: Covisa, Secretaria de Vigilância em Saúde, 2015. 6 p.

- CANADA MORTGAGE AND HOUSING CORPORATION (Canadá) (Ed. 1). **Collecting and Using Rainwater at Home: A Guide for Homeowners**. Ottawa: CMHC, 2013. 67 p.
- DRINKING WATER INSPECTORATE. **DWI guidance on the use of ultraviolet (UV) irradiation for the disinfection of public water supplies**. 2. ed. London: Drinking Water Inspectorate, 2016. 17 p. Disponível em: <www.dwi.defra.gov.uk/stakeholders/guidance-and-codes-of-practice/uv-irradiation.pdf>. Acesso em: 28 nov. 2017.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (Ireland). **Water Treatment Manual: Disinfection**. Johnstown Castle, Co. Wexford: The Environmental Protection Agency, 2011. 189 p.
- GOMES, U. A. F.; HELLER, L. Acesso à água proporcionado pelo Programa de Formação e Mobilização Social para Convivência com o Semiárido: Um Milhão de Cisternas Rurais. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s.l.], v. 21, n. 3, p.623-633, set. 2016. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016128417>.
- GRUPO HIDROGERON (Paraná). **Vantagens do uso de Solução de Hipoclorito de Sódio na Cloração – Hidrogeron**. 2017. Disponível em: <<http://hidrogeron.com/2017/04/07/vantagens-do-uso-de-solucao-de-hipoclorito-de-sodio-na-cloracao/>>. Acesso em: 27 nov. 2017.
- LANGLAIS, B.; RECKHOW, D. A.; BRINK, D. R. *Ozone in water treatment: application and engineering*. Chelsea: AWWARF and Lewis Publishers, 1991. 568 p.
- LAPOLLI, F. R.; SANTOS, L. F.; HÁSSEMER, M. E. N.; AISSÉ, M. M.; PIVELI, R. P. Desinfecção de efluentes sanitários por meio da ozonização. In: GONÇALVES, R. F. (Coord.). *Desinfecção de efluentes sanitários, remoção de organismos patogênicos e substâncias nocivas: aplicação para fins produtivos como agricultura, aquicultura e hidropônica*. Vitória: PROSAB, 2003. p. 169-208.
- LIMA, S. C. A. de; SANTOS, C. A. B. EDUCAÇÃO E SAÚDE PÚBLICA: DETERMINAÇÃO DE CLORO E ESCHERICHIA COLI, NA ÁGUA UTILIZADA PARA CONSUMO NO IFPE, CAMPUS AFOGADOS DA INGAZEIRA. **Revista Ouricuri**, Paulo Afonso, v. 6, n. 2, p.29-41, maio/ago. 2016. Trimestral. Disponível em: <<http://www.revistas.uneb.br/index.php/ouricuri> |>. Acesso em: 06 dez 2017.
- MOTTA, W. H. Análise do Ciclo de Vida e Logística Reversa. In: SIMPÓSIO DE EXCELÊNCIA EM GESTÃO E TECNOLOGIA, 10., 2013, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: 2013. p. 1 - 10.
- NATIONAL WATER RESEARCH INSTITUTE (United States). California Department Of Public Health. **UV 2000: A Technical Symposium**. 3. ed. California: National Water Research Institute, 2012. 100 p. Disponível em: <<http://nwnri-usa.org/documents/UVGuidelines3rdEdition2012.pdf>>. Acesso em: 28 nov. 2017.
- NATURALTEC (São Paulo). **Desinfecção: Ozônio**. Disponível em: <<http://www.naturaltec.com.br/ozonio-2/>>. Acesso em: 08 dez. 2017.
- Texas Commission on Environmental Quality (Texas). **Harvesting, Storing, and Treating Rainwater for Domestic Indoor**. Austin: The TCEQ Library, 2007. 43 p.
- SANDRI, E. K. **QUALIDADE DE ÁGUA DE CHUVA E UTILIZAÇÃO DA RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA PARA SUA DESINFECÇÃO**. 2010. 187 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Processos, Universidade da Região de Joinville, Joinville, 2010.
- SILVA, D. F. R. e. **SISTEMA DE COLETA COM COBERTURA VERDE: AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DRENADA E POTENCIAL DE ECONOMIA DE ÁGUA POTÁVEL**. 2014. 100 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Civil, Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014. Disponível em: <<http://monografias.poli.ufrj.br/monografias/monopoli10009251.pdf>>. Acesso em: 20 nov. 2017.
- RICOZON (São Paulo). **Purificador e Ozonizador de Água Arujá**. Disponível em: <<http://www.ricozon.com.br/produto/Purificador-e-Ozonizador-de-Agua-Aruja>>. Acesso em: 09 dez. 2017.



AVALIAÇÃO COMPARATIVA DO CICLO DE VIDA DE SISTEMAS DE AQUECIMENTO SOLAR DE ÁGUA: PROTÓTIPO E INDUSTRIAL

Rafael Martins da Silva¹, Bruna Grazielle Sins², Diosnel Antonio Rodriguez Lopez³, Pâmela Andréa Mantey dos Santos⁴, Adilson Moacir Becker Junior⁵, Adriane Lawisch Rodriguez⁶

¹Universidade de Santa Cruz do Sul, rafaelmartins26@yahoo.com.br

²Universidade de Santa Cruz do Sul, brunagsins@gmail.com

³Universidade de Santa Cruz do Sul, dlopez@unisc.br

⁴Universidade de Santa Cruz do Sul, pamelams20@gmail.com

⁵Universidade de Santa Cruz do Sul, adilsonbecker.jr@gmail.com

⁶Universidade de Santa Cruz do Sul, adriane@unisc.br

Resumo: O presente trabalho objetivou a análise comparativa dos impactos associados a produção e disposição final de dois sistemas de aquecimento solar de água, sendo eles, comercial e um protótipo com boiler constituído de compósito de resina ortoftálica mármore agregado de partes aéreas de girassol. Para tal, utilizou-se a Análise do Ciclo de Vida (ACV) através do software Umberto NTX LCA e banco de dados Ecoinvent 3.0. Inicialmente definiu-se o escopo, onde optou-se pela análise desde a produção dos sistemas até o final de vida útil destes. Para o desenvolvimento do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) coletou-se informações referentes à massa dos materiais constituintes dos sistemas, utilizando como unidade equivalente a produção e disposição final de um sistema de aquecimento solar de água. Salienta-se que a metodologia de construção do (ICV) seguiu a norma ISO 1404. Os dados foram inseridos no software Umberto que quantificou e qualificou os impactos associados a este tipo de sistema por meio da Análise do Ciclo de vida. Através da análise dos dados observou-se drástica redução dos impactos associados em relação ao sistema comercial para o protótipo em todas as categorias de impacto, principalmente em relação a emissão de gases do efeito estufa e toxicidade humana, onde os mesmos apontam reduções respectivamente de 88,12% e 99,8%, em consequência da remoção do aço do reservatório térmico. Salienta-se que o compósito apresenta as características estruturais e de eficiência térmica necessárias para um sistema de aquecimento solar de água, mantendo competitividade econômica além de valorar resíduo da agroindústria.

Palavras-chave: aquecimento solar de água, disposição final, Avaliação do Ciclo de Vida.

Introdução

As fontes convencionais usualmente utilizadas para o abastecimento energético já apresentam indicações de extinção, com isso há um grande aumento na busca de fontes com grandes potenciais energéticos e que não agridam em demasia o meio ambiente, tal como a energia solar. Uma opção de grande valia para a energia solar é a sua utilização para aquecimento de água residencial, que chega hoje a aproximadamente 27% do consumo de uma residência. Ainda sua utilização para sistemas de aquecimento é justificada pelo posicionamento geográfico bem localizado do país, sendo de clima tropical possuindo alto índice de radiação em todos os estados durante todo o ano. Salienta-se ainda que a geração de energia elétrica no país tem como fonte convencional usinas hidrelétricas, termelétricas e nucleares que possuem grande potencial poluidor gerando impactos ao meio ambiente.

Comodi (2015) salienta que, por mais que a energia solar seja limpa e renovável, há impactos ambientais associados a produção dos equipamentos que integra o sistema de coleta da radiação solar, tanto no uso fototérmico, quanto no fotovoltaico. Ainda inserção de sistemas de aquecimento solar de água, beneficiam as concessionárias de energia elétrica, reduzindo a potência utilizada nos horários de pico, transferência de energia armazenada para segmentos de mercado produtivo e melhora nos serviços ofertados aos clientes (OLIVIA & BORGES, 1996). Uma das barreiras para a disseminação dos aquecedores solares de água é o alto custo dos equipamentos, principalmente para residências de baixa renda, motivo crucial para o desenvolvimento de sistemas de baixo custo, possibilitando maior alcance deste tipo de tecnologia (MOGAWER E SOUZA, 2004).

Em vista dos custos ambientais da exploração de fontes de energia e da preocupação socioambiental que cresce gradual e sistematicamente, identificar, mensurar e administrar estas demandas são fundamentais. Uma das ferramentas utilizadas para quantificar e qualificar os efeitos ambientais e financeiros sobre produtos e serviços é a Análise do Ciclo de Vida (ACV). É uma ferramenta de raciocínio metódico que a partir da tomada de decisões gera informações, avaliando impactos, comparando desempenho ambiental de produtos. Segundo Librelotto et. al, (2008),

a ACV foi criada devido à preocupação de organizar a fatura energética dos edifícios, hoje ela desenvolveu-se e passou a abranger tudo que integra problemas e impactos ambientais. Grande parte dos produtos existentes no mercado exige diversos processos de produção, distribuição, utilização e rejeição, ao longo do seu ciclo de vida. ACV estuda o ciclo de vida do produto desde extração até a disposição final do produto. Para realização da ACV, é preciso uma análise crítica dos produtos e processos envolvidos no sistema, levando em consideração os impactos ambientais (CHEHEBE 1997).

Diante dessas prerrogativas o presente trabalho visa à elaboração da análise do ciclo de vida de sistemas de aquecimento solar de água industrial e alternativo constituído de material compósito, com o objetivo de mensurar e comparar o impacto ambiental na produção e disposição final de ambos sistemas.

Metodologia

Análise do Ciclo de Vida

A metodologia para a utilização da ferramenta para Análise do Ciclo de Vida nos sistemas de aquecimento solar de água seguiu as etapas da Figura 1.



Fonte: Elaboração própria.

Análises de objetivo de escopo

Para a realização da análise, o escopo adotado foi caracterizado desde a produção do boiler até o final de sua vida útil sem considerar a extração de matéria prima e a fabricação dos materiais componentes dos sistemas, devido à complexidade de obtenção destes dados quando abrangidas estas etapas.

Elaboração de cenários

Na Tabela 1 consta a descrição dos cenários dos sistemas de aquecimento solar de água que foram comparados para a realização deste estudo:

Tabela 1 – Descrição dos cenários dos sistemas de aquecimento solar de água

Coletores	Cenário 0 (Centersol)	Cenário 1 (Protótipo)
Boiler	100 L	26 L
Isolamento	Poliuretano expandido	Resina termo fixa
Placa solar	1 m ²	0,2 m ²

Para elaboração dos cenários e melhor análise de impactos relacionados aos avanços desenvolvidos pelo projeto, optou-se pela divisão dos diferentes cenários comparativos. O cenário 0 consistiu em um sistema industrial fabricado pela empresa Centersol. O sistema possuía capacidade de suprir a demanda de uma família com até quatro membros. No cenário 0, o boiler era constituído por Poliuretano (PU) e aço. No cenário 1, o aço foi retirado e o PU foi substituído por material compósito produzido por resina orto-ftálica com resíduo de girassol agregada. O boiler do cenário 1 foi elaborado na Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), em menor tamanho, no entanto, a proporção de tamanho do boiler para a placa foram mantidos.

Inventário

Considerando as normas ISO 14040 para ACV do sistema de aquecimento solar de água, foram levantadas informações referentes à massa dos materiais inseridos no sistema, obtendo-se então o inventário do coletor do Cenário 0 e do Cenário 1, descritos na Tabela 2.

Tabela 2 – Inventário dos boilers dos sistemas de aquecimento solar de água para o Cenário 0 e 1.

Cenário 0		
Descrição	Unidade	Quantidade
Cano de aço cromado	kg	16,90
Poliuretano rígido	kg	18,00
Chapa de aço enrolada	kg	46,70
Copolímero Acrilonitrilo estireno	kg	14,80
Placa de aço cromado	m ²	15,10
Aço soldado	m	39,00
Cenário 1		
PVC	kg	0,480
Girassol	kg	2,33
Resina Ortoftálica	kg	35,31

Fonte: Elaboração própria

Dentre as opções disponibilizadas pelo software referente aos componentes do boiler (Tabela 3), foram escolhidas as opções selecionadas de acordo com a opção resto do mundo, por não conter dados específicos para o Brasil.

Umberto

Foram inseridos no software Umberto os dados obtidos nos inventários, o que permitiu realizar a avaliação dos impactos ambientais dos boilers de cada cenário, quantificando os impactos causados por cada componente do sistema do aquecimento solar de água por completo. Milton (2000), afirma que estabelecidas às redes de fluxo dos materiais, define-se relações de entrada e saída para cada fase dos processos obtidos no inventário, para então incluir os dados de entrada ou saída, logo o software opera suas rotinas de cálculo, proporcionando o entendimento quantitativo de ambas correntes existentes no fluxo.

Tabela 3 - Materiais selecionados no software Umberto para o Cenário 0 e Cenário 1.

Cenário 0	
Material	Processos selecionados na base de dados Ecoinvent v3
Aço Soldado	Soldadura, arco, aço (<i>welding, arc, steel [RoW]</i>)
Aço Cromado	Produção de tubos de aço cromado (Chromium steel pipe production [GLO])
Poliuretano, espuma rígida	Produção de poliuretano, espuma rígida (<i>Polyurethane production, rigid foam [RoW]</i>)
Chapa de aço enrolado	Folha de rolamento de aço (<i>Sheet rolling steel [RER]</i>)
Co-polímero	Produção de copolímero de estireno-acrilonitrilo (<i>styrene-acrylonitrile copolymer production [RoW]</i>)
Chapa de Aço Cromado	Chapa de aço cromado de chapa de produção, 2mm (<i>Tin plated chromium steel sheet production, 2mm [RER]</i>)

Cenário 1	
PVC	
Girassol	
Resina de Poliéster, não saturada	Produção de resina de poliéster, não saturada (<i>Polyester resin production, unaturated [RoW]</i>)

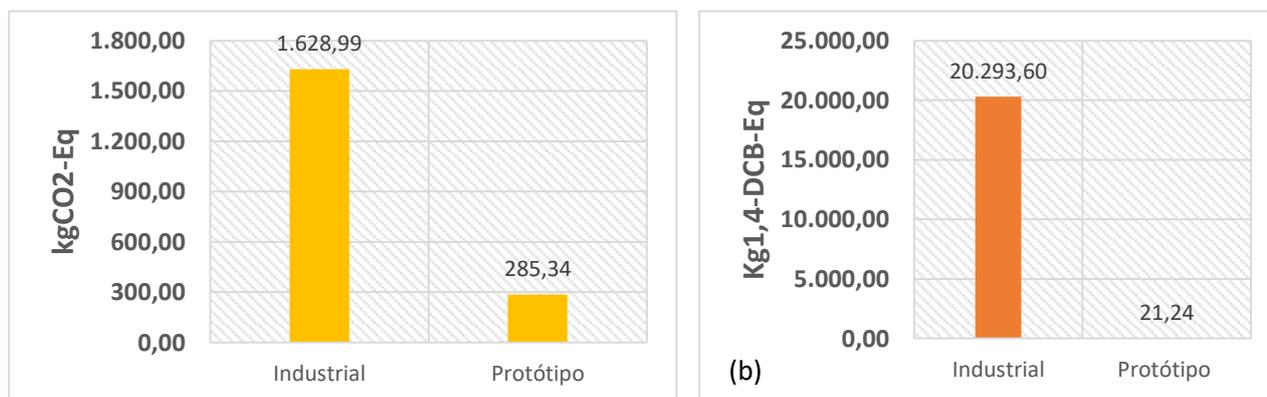
Fonte: Software Umberto

Resultados e Discussão

Depois de realizada a ACV do boiler do Cenário 0 (Industrial), pode-se constatar que o valor de impacto para mudanças climáticas do mesmo teve um peso total de 1.628,99 kgCO₂-Eq (Figura 2(a)) onde o aço, é o componente de maior potencial de impacto ambiental contribuindo com 1.320,64 kgCO₂-Eq na sua produção. Quando analisado o impacto da Toxicidade humana, verificou-se um total de 20.293,60 kg1,4-DCB-Eq (Figura 2(b)) equivalente onde o aço teve uma contribuição de 18.934,6 kg1,4-DCB. O cenário 1 (Protótipo), o qual é proposto como cenário alternativo ao cenário industrial (Cenário 0) observa-se um valor de impacto para mudanças climáticas de 285,34 kgCO₂-Eq (Figura 2(a)) onde a resina, é responsável pelo maior impacto. Quando analisada a toxicidade humana, obteve-se um total de 21,24 kg 1,4-DCB-Eq (Figura (b)).

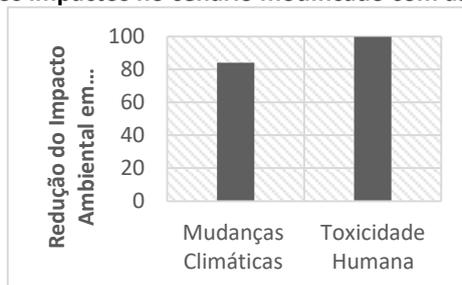
Quando analisado o sistema por completo, o Cenário 1 demonstrou grande potencial de redução dos impactos ambientais em ambos os quesitos avaliados (Figura 3), o mesmo obteve um valor de redução de impacto para mudanças climáticas 84,12% e em relação a toxicidade humana a redução do impacto foi de 99,88% conforme Figura 3.

Figura 2 – (a) Impactos ambientais na categoria de mudanças climáticas, (b) Impactos ambientais na categoria de toxicidade humana



Fonte: Elaboração própria

Figura 3 - Redução dos impactos no cenário modificado com as melhorias do projeto



Fonte: Elaboração própria

Conclusão

Neste trabalho foram realizadas as Análises do Ciclo de vida dos boilers utilizados nos sistemas de aquecimento solar de água, sendo um deles da empresa Centersol (Cenário 0) e o outro elaborado na UNISC (Cenário 1). Conclui-se que o Cenário 1 obteve redução de 88,12% em relação a mudanças climáticas e 99,8% na toxicidade humana, mostrando grande diminuição nos impactos relacionados a produção do sistema de aquecimento solar de água, uma vez que, através da análise do ciclo de vida verificou-se que o material de maior impacto dentro do sistema é o aço. Ressalta-se que o material compósito utilizado na fabricação do boiler no sistema modificado, este o maior responsável pela diminuição dos impactos associados ao sistema, mantém as características físicas e mecânicas necessárias para este tipo de uso, bem como a eficiência térmica exigida do material isolante. Salienta-se ainda que além de reduzir custos na produção mantendo competitividade econômica, agrega resíduos agrícolas gerando valor aos mesmos.

Referências

- Associação Brasileira De Normas Técnicas ABNT NBR ISO 14040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura.
- ALVARENGA, C. A. Energia Solar. Lavras: UFLA / FAEPE, 2001.
- BEZERRA, A M. Como funciona um aquecedor solar de água, 2007.
- BEZERRA, A. M. Energia Solar: aquecedores de água. Curitiba: Livraria Itaipu, 1982.
- CEMPRE. Estatísticas do Cadastro Central de Empresas. RJ, 2004.
- Centro Nacional de Referencia em Pequenas Centrais Hidrelétricas – CERPCH, 2008.
- CHEHEBE, J. R. Análise do Ciclo de vida de produtos: ferramenta gerencial da ISO 14000. Rio de Janeiro: Qualitymark, CNI, 1997.
- LIBRELOTTO, DIÓGENES. Rubert, and SAID Jalali. Aplicação de uma ferramenta de análise do ciclo de vida em edificações residenciais: estudos de caso. (2008).
- USEPA. Life-Cycle Assessment: Inventory Guidelines and Principles. Washington D.C. & Cincinnati: Office of Research And Development.
- MOGAWER, T.r; SOUZA, T. M. Sistema solar de aquecimento de água para residências populares. Proceedings of the 5th Encontro de Energia no Meio Rural, 2004.
- FILHO M., FRANK B. Balanço ambiental de processos como ferramenta para a gestão ambiental. XX Encontro Nacional de Engenharia de Produção (2000): 111-112.
- OLIVA, G. A; BORGES, T. P. de F. Teste de Campo Piloto com Pré-Aquecedor Solar de Água para Chuveiros Elétricos de Potência Reduzida. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENERGIA, VII.,1996, Anais... Rio de Janeiro: COPPE; Clube de Engenharia, 1996. v. IV, p. 2087-2102.

COMPARISON OF LIFECYCLE EMBODIED ENERGY AND GREENHOUSE GAS EMISSIONS SOCIAL-HOUSING BUILDING TYPOLOGIES

Olivia Orquiza de Carvalho Zara¹, Mariana Cristina Adão¹, Marcella Ruschi Mendes Saad², Vanessa Gomes da Silva³

¹PhD Candidate, Graduate Program in Architecture, Technology and City, School of Civil Engineering, Architecture and Urbanism, oliviaorquiza@gmail.com

²Associate Researcher, School of Civil Engineering, Architecture and Urbanism

³Associate Professor, School of Civil Engineering, Architecture and Urbanism, vangomes@fec.unicamp.br

Abstract: Buildings are responsible for important global environmental damage. Impact mitigation goals can only be achieved through full screening encompassing the entire construction chain. Life Cycle Assessment (LCA) offers a powerful and comprehensive conceptual approach as it allows for full-system analysis, comparison of different impact and performance scenarios, and avoids burden shifting. In this paper, we compared two multi-family social-housing projects (with 16 and 32 housing units), hypothetically set in the same site, to investigate how verticality influences the embodied energy and greenhouse gas emissions (EEG) of buildings with otherwise similar typologies, architectural and material language. Our cradle to grave LCAs followed CEN EN 15978:2011 system boundaries definition to encompass modules A1–A5 (product stage and construction process), B2–B4 (use stage) and C1–C2 (end-of-life stage), within a reference study period of 50 years. As expected, for both cases the product stage was the main contributor to EEG. We concluded that higher social-housing buildings indeed increase total EEG, but deliver a housing unit (and unit GFA) at lower embodied impacts. Hence, for the studied architecture and materialization of social dwellings, policies favoring denser housing projects appear as an efficient strategy from the environmental perspective when social-economic and urban planning aspects are already met.

Keywords: Life Cycle Assessment; Embodied Energy; Global Warming Potential; Social Housing; Minha Casa Minha Vida.

Introduction

Social Housing (SH) is responsible for a great part of construction economy in Brazil. Its importance was amplified with the housing finance program 'Minha Casa, Minha Vida' (MCMV). Launched in 2009, MCMV has national coverage and investments about 6% of the Brazilian Gross Domestic Product (GONÇALVES JUNIOR et al., 2014). However, this significance is not accompanied by concerns about negative environmental impacts these developments can bring. The historical trend to replicate standardized SH projects in varied scales and contexts position these projects as particularly important.

The housing sector is a major player concerning energy and resources consumed for construction, maintenance and operation, and represents a strong potential for impacts mitigation related to climate change (UN HABITAT, 2012). Among several methods and tools, Life Cycle Assessment (LCA) offers broad coverage of environmental impacts (REIJNDERS; VAN ROEKEL, 1999), including embodied energy and greenhouse gas emissions (GHG) over a buildings' life cycle.

Quantification of energy consumption and consequent GHG emissions from building use phase helped to create standards and to develop more energy-efficient buildings. In developing countries, embodied energy and GHG emissions from the construction industry account for 10 to 30% of total energy consumption (SEO; FOLIENSTE, 2016). Therefore, considering buildings entire life cycle becomes strategic. This paper aims at comparing two multi-family building typologies from MCMV program's catalogue to investigate the relationship between building typology and life cycle embodied energy and greenhouse gas emissions (EEG).

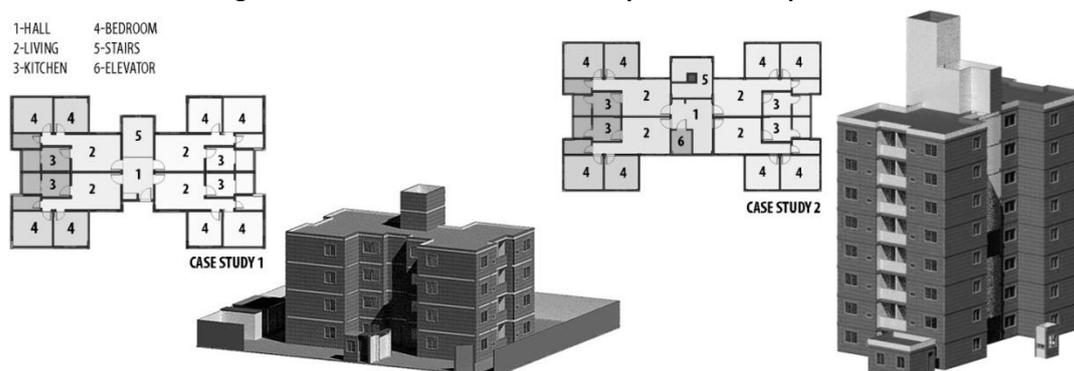
Methodological Approach

To achieve the above-mentioned goal, we carried out life cycle assessments for two case studies. The research was developed following four main steps. First, we documented the construction processes and key components for both case studies. Second, we modelled their lifecycle in detail. Third, embodied energy and greenhouse gas emissions (EEG) were calculated using, respectively, the cumulative energy demand (CED) and CML 2001 impact assessment methods. Finally, the results were compared using two different functional units, and interpretation made throughout the process were acknowledged.

Description of the Case Study

Aiming at making a fair comparison between the case studies, we opted to work with two similar multi-family social-housing building typologies extracted from MCMV program database, and hypothetically set them both in the same site in Campinas, Brazil. Their design follow similar architectural and material language (reinforced concrete structure, brick masonry, wood roof structure with fiber cement roof tile); electrical and hydro-sanitary solutions (FIGURE 01). The key variable refers to verticality: case study one (BD1) has 16 housing units distributed in 4 floors and a total built area of 894.57m²; whilst the second case study (BD2) repeats the units configuration to double the number of flats (32 units summing a total built area of 1840.09 m²) and pavements (8 floors serviced by an elevator).

Figure 1 – Case Studies 1 and 2 Floor plans and Perspectives



Source: Adapted from CAIXA ECONÔMICA FEDERAL (2016a) and (2016b)

Additionally, these case studies were also chosen because MCMV program, associated with the Civil Construction Costs and Indexes Research National System (SINAPI), provides a detailed cost report of each building (CAIXA ECONÔMICA FEDERAL, 2016a and 2016b), which specifies all construction processes and is linked to the ORSE online software database, making it possible to quantify every material and service within each construction process and to extract their composition and overall quantities. This allowed for a meticulous exam of BD1 and BD2 and gave consistency to our study.

Methodological Choices

This study considered the following system boundaries for lifecycle modelling: raw material extraction, transport to manufacturing site and manufacturing of the product itself in the product stage (Modules A1-A3); transport of the product to the construction site and installation activities in the construction process (Modules A4-A5); maintenance, repair and replacement in the use stage (Modules B2-B4); and deconstruction and transport to waste/recycling processing sites in the end of life stage (Modules C1-C2) (BS EN 15978, 2011). Furthermore, it was established that we would always consider the nearest material supplier, that the reference study period (RSP) would be of 50 years and that the functional units would be one square meter of build area (m²) and one housing unit (HU).

Due to the lack of consistent available data, the study did not include: lifecycle modules B1 (use), B5 (refurbishment), B6 (operational energy use), B7 (operational water use), C3 (waste processing) and C4 (disposal); and, in module A5, the EEGs of machinery used in the construction process, such as bulldozer, concrete mixer, electric winch, hydraulic crane, among others. Furthermore, some simplifications were needed and specific EEG coefficients were applied to similar materials, such as: (i) grouping all types of steel into only two categories, CA-50 or galvanized steel; (ii) using copper EEG coefficients for all brass materials; (iii) extending use of EEG coefficients of concrete fck 30 to all types of concrete (fck 15, 20 and 25); (vi) applying the same sand EEG value to all types of sand.

The foreground system of the life cycle inventory (LCI) analysis was composed by (i) the design project documentation, extracted from Caixa Econômica Federal (2016a) and (2016b); (ii) the bill of materials and machineries used throughout the construction, provided by ORSE software; (iii) the electricity consumed by equipment during installation stage, also quantified using ORSE; (iv) the location of all suppliers and their distance to the construction site, estimated with Google maps; the type of freight transportation and of fuels used in all transports, estimated

based on national culture; (v) the design service life, established by Brazilian performance standard ABNT NBR 15575:2013 (ABNT, 2013); (vi) and, finally, the waste and recyclability factors of all replaced and EOL materials, extracted respectively from Agopyan et al. (1998), and CIBIC; SINAPI (2010) and GOMES et al. (2016).

As to the background system, most EE and GWP coefficients (i.e. concrete, cement, sand, gravel, CA-50 steel, ceramic block, sawn wood, among others) were extracted from GOMES; da Silva (2015), which in turn primarily used Ecoinvent 2.2 as background data source, and CML and CED impact assessment methods, to adapt values to the Brazilian context. However, when absent in the latter, Ecoinvent 2.2 (i.e. aluminum, architectural glass, cooper, ceramic tile, gypsum plaster board, among others) and other databases were also used (i.e. US LCI v.1.6 for galvanized steel and THYSSENKRUPP (2017) EPD for the elevator). Moreover, adapting the new supply chain modeling of version 3.3 to the Brazilian context was not a feasible option at the time of writing. TABLE 1 summarizes the main methodological choices.

Table 1 – Summary of main methodological choices

Goal	Calculation of two social-housing buildings' EEG
Scope	Cradle to grave (A1-A5, B2-B4, C1-C2)
Reference study period	50 years
Functional unit	m ² and HU
System limitations	Removal of B1, B5-B7 and C3-C4 stages, and EEG adaptations
Inventory data	Ecoinvent 2.2 (mostly)
Impact assessment methods	Cumulative Energy Demand (CED) and CML 2001
Indicators	CED and GWP

Source: The authors

BD1 and BD2 Lifecycle Modelling

The total lifecycle cumulative energy demand (CED_{LC}) of each building was calculated by adding the CED components of each stage considered in the scope, that is: the CED of the product stage (CED_{PROD}), the CED of the construction process (CED_{CON}), the CED of the use stage (CED_{USE}) and the CED of the end of life stage (CED_{EOL}).

For the CED_{PROD} calculation, we summed the product of each building component's mass, volume or area (inventoried in LCI-ii) by its specific CED (an EE coefficient expressed in MJ per building product functional unit – kg, m³ or m², inventoried in GOMES; da Silva (2015) or calculated using Ecoinvent 2.2 or other database).

The CED_{CON} computation added the CED of freight transport (CED_{TR}) to the CED of construction and demolition waste transport (CED_{CDW}) to the CED of installation activities (CED_{INST}). Firstly, the CED_{TR} was calculated by multiplying the transported mass of each building component (inventoried in ORSE) by the traveled distance from its manufacturing site to the construction site, and also by the specific CED of its used type of fuel and modal (expressed in MJ/tkm and calculated using Ecoinvent 2.2 database). Similarly, the CED_{CDW} was computed by multiplying the transported CDW mass (construction waste factors were extracted from Agopyan et al., 1998 and CIBIC; SINAPI, 2010) by the traveled distance from the construction site to the nearest landfill or recycling plant (recyclability factors were extracted from GOMES et al., 2016), and also by the specific CED of its used type of fuel and modal (Ecoinvent 2.2). Finally, the CED_{INST} was determined by multiplying the energy amount spent by each machinery (extracted from ORSE), by the specific CED of its used type of fuel (mainly electricity Brazilian production mix extracted from Ecoinvent 2.2).

The CED_{USE} regarded maintenance, repair and replacement of materials throughout the RSP, therefore, initially the design service life of each building component had to be established according with ABNT NBR 15575:2013 (ABNT, 2013), for replaced material estimation. CED_{USE} of each building component was subsequently computed by multiplying the replaced material amount by its specific CED. Lastly, to calculate the total CED_{USE}, to the sum of all of those results was added the CED_{TR} of new materials, considering the distance from the building site to the nearest construction material store and the CED_{CDW} of the replaced material.

The CED_{EOL} of the end of life stage (EOL) was calculated by adding the CED of demolition equipment (CED_{DEM}) to the CDW transport to EOL treatment facilities (CED_{CDW}). Firstly, CED_{DEM} was computed by multiplying the hydraulic

excavator energy amount consumed (ORSE), by the specific CED of the fuel used (Ecoinvent 2.2). Then, CED_{CDW} calculation followed the same parameters as in the other stages, namely, a ‘business as usual’ scenario in which there are 0% of reuse, 76% of the residues are recycled and 23% are sent to landfill (GOMES et al., 2016).

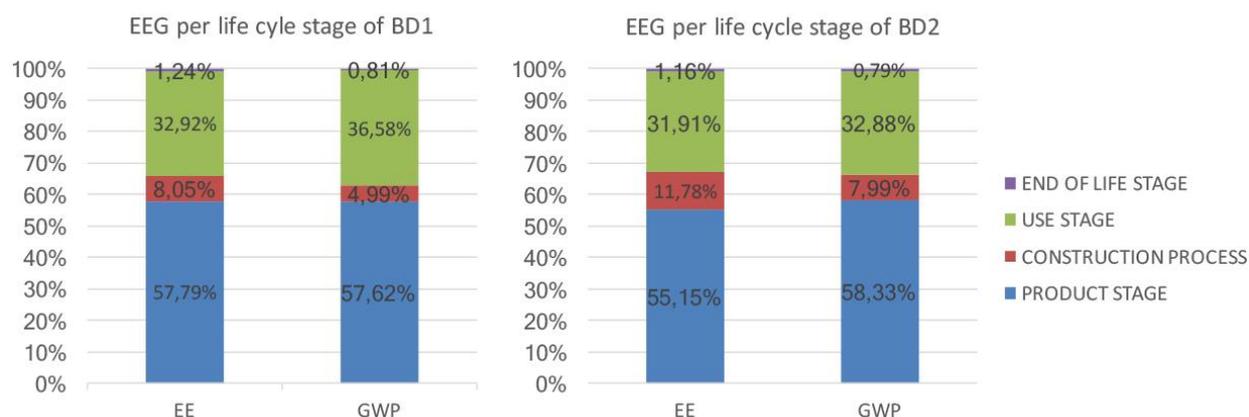
Simultaneously to the CED_{LC} calculation, the lifecycle global warming potential (GWP_{LC}) of each building followed the same rationale, i.e.: its final value summed GWP of the product stage (GWP_{PROD}), GWP of the construction process (GWP_{CON}), GWP of the use stage (GWP_{USE}) and GWP of the end of life stage (GWP_{EOL}).

Results and Discussion

As expected, for both BD1 and BD2, the product stage (raw material extraction and supply, and product manufacturing (Modules A1-A3) was the main contributor to lifecycle EEG.: these modules responded for about 58% of the total CED_{LC} and of total GWP_{LC} for BD1, and a lower share (55% of the total CED_{LC} and 58.33% of total GWP_{LC}) for BD2.

Maintenance, repair and replacement in the use stage (modules B2-B4) come in second place. For both typologies studies, embodied impact values ranged between 31-37% for both categories. Construction process (module A5) and EOL stage (modules C1-C2) respectively varied between 5-12% and 0.79-1.24% (Figure 2). However, one must bear in mind that results could change significantly if modules B1 and B5-B7 were included in the system boundary.

Figure 2 – EEG per life cycle stage of case studies



Source: The authors

When analyzing the waste generated in each of the lifecycle stage, results demonstrate that the EOL stage represents only 58% of the total waste mass produced in BD1 and 66% in BD2. The considerable remaining waste was produced over the construction process and use – for replacement - stages (respectively 23% and 19%, for BD1; and 18% and 16%, for BD2). Paving (BD1|37%; BD2|19%), superstructure (BD1|23%; BD2|23%) and application of internal finishings (BD1|10%; BD2|18%) were the most waste-intensive construction processes in both case studies.

Regarding building processes, masonry wall construction had the highest EEG impact, being responsible for about 1/4 (24% of the total CED_{LC} | 26% of total GWP_{LC}) and 1/5 of lifecycle embodied energy and GHG emissions for BD1 and BD2 (20% of the total CED_{LC} | 23% of total GWP_{LC}), respectively. The other most relevant processes were roof (12% of CED_{LC} | 20% of GWP_{LC} in BD1; and 12% of CED_{LC} | 15% of GWP_{LC} in BD2); superstructure construction (19% of CED_{LC} | 13% of GWP_{LC} in BD1; 16% of CED_{LC} | 15% of GWP_{LC} in BD2); paving process (13% of CED_{LC} and of GWP_{LC} in BD1; and 8% of CED_{LC} | 9% of GWP_{LC} in BD2), and internal and external finishings and electrical installations processes with values varying from 5 to 12%. Disregarding the complementation phase in BD2, which expressed a much higher impact than in BD1 due to the elevator, all other processes presented values lower than 5%.

In absolute terms, BD2 presents a total CED_{LC} impact 1.8 times higher than BD1, and a GWP_{LC} impact 1.7 times higher than BD1 (Figure 3). BD1 showed a total CED_{LC} of 5,091 GJ and GWP_{LC} of 455 tCO_{2e} , whilst BD2 showed a total CED_{LC} of 9,167 GJ and GWP_{LC} of 786 tCO_{2e} , indicating that the built area and number of housing units were doubled in the vertical solution, at slightly lower impacts embodied over the building’s lifecycle.

Figure 3 – Total CED_{LC} and GWP_{LC} of case studies



Source: The authors

This becomes clearer when looking at CED_{LC} and GWP_{LC} impacts per functional unit: BD1 presents CED_{LC}/GFA of 5,7 GJ/m², that is, 1.14 times higher than BD2; and GWP_{LC}/GFA of 0.5 tCO_{2e}/m² - 1.19 times higher than BD2 (Figure 4). Analogously, BD1 presents CED_{LC}/HU 2.2 times higher than that of BD2, and GWP_{LC}/HU 2.3 times higher than that of BD2 (Figure 4).

Figure 4 – CED_{LC} and GWP_{LC} per analyzed functional units



Source: The authors

Conclusions

We concluded that higher social-housing buildings indeed increase total CED and GWP impacts, but deliver a housing unit (and unit GFA) at lower embodied impacts. Hence, for the studied architecture and materialization of social dwellings, policies favoring denser housing projects appear as an efficient strategy from the environmental perspective when social-economic and urban planning aspects are already met.

A final remark refers to the large limitations on data sources adequately mirroring the Brazilian context. Mixing different databases is currently unavoidable and adds uncertainty to our LCA results. Nevertheless, even though absolute values could be significantly altered by uncertainties and addition of modules excluded from our study boundaries, we believe that the validity of our relative results would not be affected, since the same assumptions and data adaptation were applied for both case studies.

Acknowledgements

We express our sincere gratitude for the São Paulo Research Foundation (FAPESP) and National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) grants supporting this study.

References

- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2013) **NBR 15575**: Edificações Habitacionais – Desempenho. Part 1 – Requisitos gerais. Rio de Janeiro: ABNT.
- AGOPYAN, V.; SOUZA, U.E.L.; PALIARI, J.C.; ANDRADE, A.C. (1998) **Alternativas para redução do desperdício de materiais nos canteiros de obra**. São Paulo: PCC, Universidade de São Paulo. Available at: <http://habitare.infohab.org.br/pdf/publicacoes/arquivos/104.pdf>. (in Portuguese).

- BSI. BRITISH STANDARDS INSTITUTION. (2011) **BS EN 15978:2011**: Sustainability of construction works. Assessment of environmental performance of buildings. Calculation method. London: BSI.
- CAIXA ECONÔMICA FEDERAL (2016a). Relatório do custo por metro quadrado 9672. Disponível em: <<http://www.caixa.gov.br/site/paginas/downloads.aspx>>. Acesso em: 25 de outubro de 2016.
- CAIXA ECONÔMICA FEDERAL (2016b). Relatório do custo por metro quadrado 9695. Disponível em: <<http://www.caixa.gov.br/site/paginas/downloads.aspx>>. Acesso em: 25 de outubro de 2016.
- CBIC. CÂMARA BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO; SINAPI. SISTEMA NACIONAL DE PESQUISA DE CUSTOS E ÍNDICES DA CONSTRUÇÃO CIVIL. (2010) **Composições de Custos na visão da Engenharia de Custos**. Available at: http://www.cbic.org.br/migracao/sites/default/files/002_sinapi_pini.pdf
- GOMES, V.; SILVA, M. G. (2015) Seleção de materiais e edifícios de alto desempenho ambiental. In: GONÇALVES, J. C. S.; BODE, K. (Org.). **Edifício ambiental**. 1ed. São Paulo: Oficina de Textos.
- GOMES, V.; SAADE, M. R. M.; LIMA, B.; SILVA, M. G.; NAKAMURA, N. (2016) Exploring Life Cycle Zero Energy Definitions and Cumulative Energy Demand of Buildings. In: XVI ENCONTRO NACIONAL DE TECNOLOGIA DO AMBIENTE CONSTRUÍDO, São Paulo. **Anais...**
- GONÇALVES JUNIOR, C. A. et al. (2014) O impacto do Programa Minha Casa, Minha Vida na economia brasileira: uma análise de insumo-produto. **Ambiente Construído**, v. 14, n. 1, pp. 177–189.
- ORSE Software. Orçamento de Obras de Sergipe. Available at: <http://www.cehop.se.gov.br/orse/>
- REIJNDERS, L.; VAN ROEKEL, A. (1999) Comprehensiveness and adequacy of tools for the environmental improvement of buildings. **Journal of Cleaner Production**, V. 7, N. 3, pp. 221–225.
- SEO, S.; FOLIENSTE, G. (2016) IEA-EBC Annex 57 Subtask 3 Report–Evaluating the Embodied Energy and the Embodied GHG in Building and Construction: Methods and Guidelines. **Evaluation of Embodied Energy and CO₂eq for Building Construction (Annex 57)**, International Energy Agency, Institute for Building Environment and Energy Conservation, Japan.
- THE ECOINVENT CENTRE - SWISS CENTRE FOR LIFE CYCLE INVENTORIES. (2010) **Ecoinvent data v.2.2**. Saint Gallen: The Ecoinvent Centre.
- THYSSENKRUPP (2017). **Environmental Product Declaration**: Endura Machine Room-Less elevator in accordance with ISO 14025.
- UN HABITAT. (2012) **Sustainable housing for sustainable cities**: a policy framework for developing countries. Nairobi: UN HABITAT.

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE CELULOSE BACTERIANA EM MELAÇO DE SOJA HIDROLISADO

Renata de Araújo e Silva¹, Bruna Santana das Chagas², Viviane Barros³, Maria Cléa Brito de Figueirêdo⁴

¹Universidade Estadual do Ceará, renata.araujo@aluno.uece.br

²Universidade Federal do Ceará

³Universidade Estadual do Ceará - Recursos Naturais

⁴Embrapa Agroindústria Tropical

Resumo: A celulose bacteriana (CB) é um biomaterial promissor para aplicações em diversas áreas. No entanto, seu custo de produção é elevado, principalmente devido ao uso de meios de cultura como o HS. Nos últimos anos, pesquisas têm buscado otimizar este processo através do uso de meios de cultura alternativos. Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar os impactos ambientais da produção de 1g de CB em melaço de soja hidrolisado (MSH), em escala laboratorial, comparando esse processo com a produção com o meio Hestrin e Schramm (HS) e suco de caju (SC). Utilizou-se a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), do berço ao portão, considerando-se as seguintes categorias de impacto, pelo método ILCD 2011: mudanças climáticas, acidificação, depleção hídrica, eutrofização marinha e de água doce, ecotoxicidade de água doce, toxicidade humana câncer e não câncer. Os processos unitários avaliados foram: pré-ativação 1 e 2, ativação, hidrólise do melaço de soja, cultivo estático e purificação das películas. Os resultados mostram que a purificação foi mais impactante na maioria das categorias avaliadas, seguida da etapa de hidrólise do melaço. Quando comparada a outros processos semelhantes, a substituição do meio de cultivo por melaço de soja hidrolisado apresenta melhor desempenho ambiental para a categoria mudanças climáticas. Para as categorias eutrofização marinha, eutrofização de água doce e acidificação a produção de CB em MSH gera impactos ambientais menores do que a produção em SC. Conclui-se que a produção de CB em MSH é um processo alternativo vantajoso do ponto de vista ambiental.

Palavras-chave: Meio de cultura alternativo; Impactos ambientais; *Komagataeibacter xylinus*

Introdução

A celulose bacteriana (CB) é um polissacarídeo extracelular que desde sua descoberta tem se mostrado como um biopolímero promissor para uma ampla gama de aplicações. Na última década vários estudos têm investigado e aprimorado as propriedades físicas e biológicas da CB para o desenvolvimento de biomateriais para aplicações biomédicas, como curativos, implantes orais, implantes cardiovasculares entre outros materiais (BARUD et al., 2016).

A bactéria *Gluconacetobacter xylinus*, antigamente nomeada *Acetobacter xylinum* e mais recentemente reclassificada como *Komagataeibacter xylinus*, é o microrganismo produtor de celulose mais estudado devido sua habilidade de produzir boa quantidade desse polímero (BARUD et al., 2016). Embora este microrganismo possa sintetizar a celulose a partir de uma ampla variedade de fontes de carbono e nitrogênio, os meios de cultura tradicionalmente utilizados são açúcares purificados, como o meio Hestrin e Schramm (HS), descrito por Hestrin e Schramm em 1954 (JOZALA et al., 2016; ÇAKAR et al., 2014; ROSS; MAYER; BENZIMAN, 1991).

Estima-se que o uso de meios de cultura como o HS pode ser responsável por mais de 65% do total do custo de produção de CB, limitando, assim, a sua produção em larga escala devido ao alto custo (JOZALA et al., 2014). Diante disso, estudos recentes têm buscado por meios de cultura economicamente viáveis e que permitam uma produção elevada de CB com qualidade igual ou superior àquela produzida em HS (ÇAKAR et al., 2014; DONINI et al., 2010; JUNG et al., 2010).

Nos últimos anos autores (LESTARI et al., 2014; JOZALA et al., 2014; CARREIRA et al., 2011) vem apostando que uma alternativa viável, tanto economicamente quanto ambientalmente, para a produção de celulose bacteriana são os substratos para a fermentação oriundos de resíduos agroindustriais ou coprodutos, uma vez que estes contêm fontes de carbono e nitrogênio que podem ser utilizadas para produção de CB. Recentemente, o melaço, um coproduto obtido no processo de fabricação de açúcar cristalizado, está sendo amplamente utilizado como substrato na fermentação microbiana para produção de CB por ser uma das fontes de carbono econômica e que tem rendimento comparável ao da produção com o meio HS, por exemplo (ÇAKAR et al., 2014; BAE; SHODA, 2015).

Gomes (2017) utilizou o melaço de soja como substrato para a produção de celulose bacteriana e ácido acético por bactérias do ácido acético (BAA) isoladas de indústrias de vinagres. Para uma das cepas isoladas, a produção em melaço de soja suplementado com 2% de etanol foi aproximadamente 3 vezes maior do que a produção obtida no meio HS padrão, para o mesmo microrganismo. Embora o uso de resíduos agroindustriais ou coprodutos, como o

melaço tenha se mostrado como um meio viável tanto economicamente quanto em termos de rendimento para a redução dos impactos ambientais gerados pelo descarte desses resíduos, ainda há poucos relatos na literatura sobre a avaliação ambiental do processo de produção de celulose bacteriana em meios alternativos.

Neste contexto, buscando-se pelas palavras-chave avaliação do ciclo de vida, celulose bacteriana, avaliação ambiental, em português e inglês, na plataforma de busca Google Acadêmico, foi encontrado apenas o trabalho de Pinheiro e colaboradores (2016) em que o objetivo era a avaliação do ciclo de vida da produção de celulose bacteriana em suco de caju.

Portanto, o presente estudo teve como objetivo avaliar as etapas críticas do processo de produção de celulose bacteriana a partir do melaço de soja em escala laboratorial, utilizando para isso a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV).

Metodologia

O presente trabalho utiliza a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), padronizada pela Organização Internacional de Normalização (ISO), normas ISO 14040 e 14044 (2006a e b). O escopo desse trabalho é do berço ao portão, onde a função avaliada é a de produção de CB, adotando-se como unidade funcional a produção de um grama de CB em melaço de soja hidrolisado.

Os dados primários relativos aos insumos utilizados no processo de produção da CB foram coletados no Laboratório de Microbiologia de Alimentos da Embrapa Agroindústria Tropical, no período entre agosto de 2017 e novembro de 2017. Já os dados secundários como o de produção dos insumos químicos, água e eletricidade são provenientes da base de dados do Ecoinvent v.3, por meio da utilização do software SimaPro versão 8.3.

Os processos unitários considerados no processo de produção de CB em melaço de soja foram: i) pré-ativação I da bactéria *Komagataeibacter xylinus* (ATCC 53582) em tubos contendo 5mL de meio HS a 30°C por 3 dias, em incubadora B.O.D; ii) pré-ativação II da bactéria; iii) ativação da bactéria para obter quantidade suficiente de inóculo para a fermentação; iv) hidrólise ácida do melaço de soja com adição de ácido sulfúrico (H₂SO₄); v) cultivo estático, por 10 dias, a 30°C em B.O.D; e por fim, vi) a purificação das películas com tratamento térmico alcalino com água e solução de hidróxido de sódio (NaOH).

A avaliação de impactos foi realizada por meio do método ILCD 2011 Midpoint V1.05 para avaliar 8 categorias de impacto, a saber, mudança climática, acidificação do solo, ecotoxicidade de águas doces, toxicidade humana câncer e não câncer, eutrofização de água doce e marinha, e depleção de recursos hídricos.

Resultados e discussão

De acordo com a avaliação de impactos nas diferentes categorias avaliadas, os processos unitários mais poluentes da produção de CB em melaço de soja em escala laboratorial foram a preparação do meio de cultivo a base de melaço de soja (hidrólise) e de purificação das películas de CB, em todas as categorias analisadas, conforme a Figura 1.

No caso do processo de hidrólise do melaço, o impacto está relacionado com o fato de que o melaço é considerado como coproduto da produção de óleo de soja, onde se avalia também o cultivo de soja em campo, etapa que contribui consideravelmente com os impactos ambientais gerados. Além disso, outro fator que contribui para a alta carga ambiental desta etapa é o consumo de eletricidade.

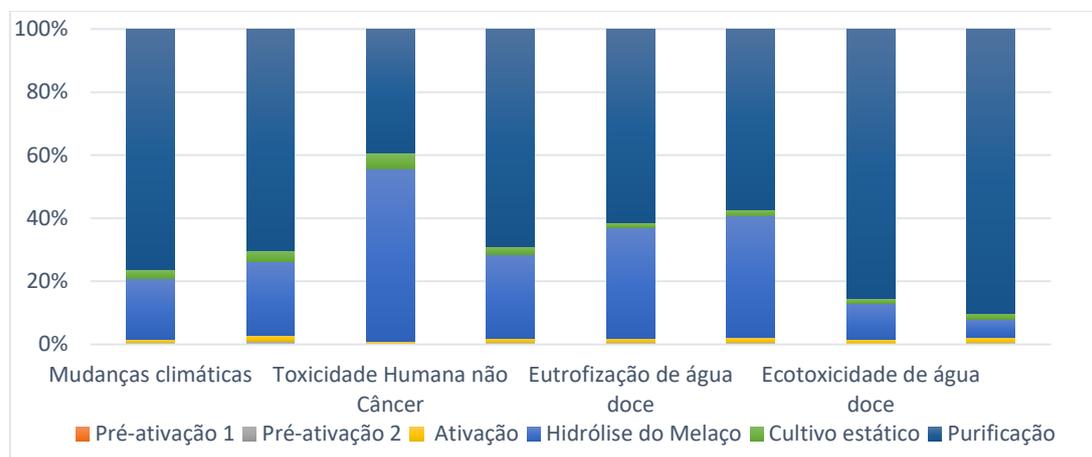
No processo unitário de purificação das películas de CB a alta carga ambiental é decorrente do consumo de eletricidade para o tratamento térmico das películas com solução de hidróxido de sódio e água (Figura 1).

A geração de energia elétrica sempre gera algum impacto ao meio ambiente, e no caso do Brasil, embora a matriz energética seja bastante diversificada, a maior parte da energia elétrica provém de usinas hidrelétricas. Embora essa matriz energética seja considerada renovável, durante a fase de implantação da usina é necessário desviar o curso de um rio para formar um grande reservatório levando a inundação de grandes áreas de florestas. Com a consequente decomposição da matéria orgânica, há a emissão de gases do efeito estufa como o dióxido de carbono e o metano.

Pinheiro et al. (2016) e Castro et al. (2016) obtiveram resultados semelhantes ao analisarem os impactos decorrentes da produção de CB em suco de caju (SC) e em meio HS, respectivamente. A purificação das películas foi o processo mais impactante para a maioria das categorias de impacto avaliadas pelos autores. Comparando-se as CBs produzidas em melaço de soja hidrolisado e em meio HS, observou-se pela análise de incerteza que há diferença significativa

entre os processos para a categoria de mudanças climáticas e eutrofização marinha, a 95% de confiança. Para as demais categorias (depleção hídrica, ecotoxicidade de água doce, eutrofização de água doce, acidificação e toxicidade humana câncer e não câncer) não se pode afirmar que há diferença significativa entre os processos.

Figura 51 – Análise de impactos da produção de celulose bacteriana em melão de soja hidrolisado

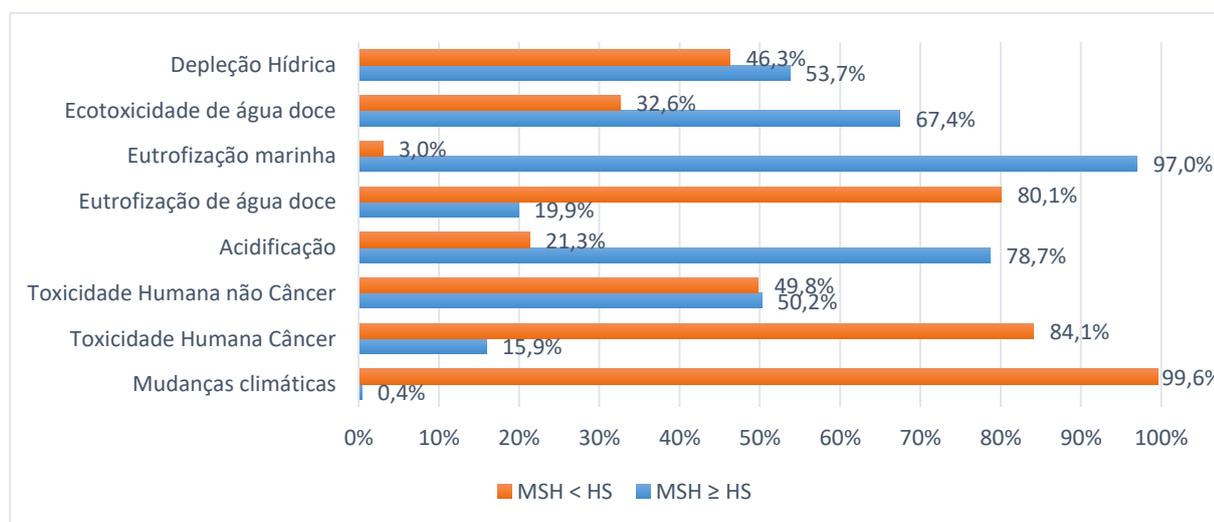


Fonte: Elaboração própria

Com relação a mudanças climáticas, o processo de produção de celulose bacteriana em melão de soja hidrolisado (MSH) apresenta desempenho ambiental significativamente melhor do que o processo de produção em meio HS. Assim como no estudo de Castro, et al. (2016) a purificação das películas também foi a etapa que mais contribuiu para os impactos em mudanças climáticas, principalmente devido ao consumo de energia para o tratamento térmico alcalino. Entretanto, a produção em MSH teve menor impacto do que a produção em HS porque a quantidade de lavagens com tratamento térmico foi reduzida de 5 para 3 vezes, reduzindo-se assim o consumo de eletricidade.

A carga ambiental relacionada com a eutrofização marinha na produção em HS deve-se principalmente às emissões de compostos contendo fósforo e nitrogênio, produzidos após a fermentação do meio HS na etapa de cultivo estático. Já na produção em MSH os impactos relacionados com a eutrofização marinha são provenientes da produção de hidróxido de sódio utilizado durante a purificação. Como pode ser observado na Figura 2, a produção de CB em MSH é 97% igual ou superior ao da produção em HS, indicando que para esta categoria o uso de meio de cultura alternativo não representa uma melhoria do ponto de vista ambiental.

Figura 2– Análise de incerteza da produção de 1g de CB em Melão de soja hidrolisado (MSH) e em Meio HS



Fonte: Elaboração própria

Ao comparar o processo em MSH com o processo de produção em meio a base de suco de caju (SC) (PINHEIRO et al., 2016), o processo de produção em MSH apresenta melhor desempenho ambiental significativo em quatro categorias de impacto: eutrofização marinha, eutrofização de água doce, mudanças climáticas e acidificação, como demonstrado na Figura 3. Por fim, para as demais categorias (depleção hídrica, toxicidade humana câncer e não câncer e ecotoxicidade de água doce) não se pode afirmar que há diferença significativa entre os processos.

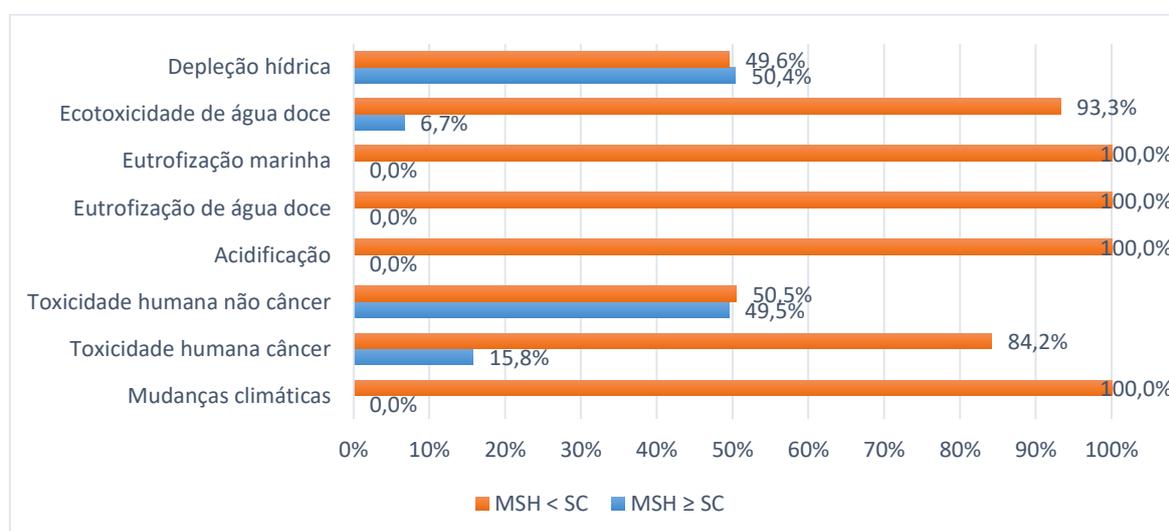
No estudo de Pinheiro e colaboradores (2016) o que mais contribui para os impactos na eutrofização marinha foi o uso de adubos orgânicos no cultivo de caju. O cultivo do caju foi considerado nesse processo, pois este é necessário para a obtenção do suco de caju utilizado na etapa de cultivo estático. Já para a produção em MSH o que mais contribui para a geração de impactos na eutrofização marinha é o consumo de eletricidade para o tratamento térmico alcalino durante a purificação das películas de CB.

Para a eutrofização de água doce, o maior contribuinte para os impactos, em ambos processos avaliados, é a produção do hidróxido de sódio utilizado durante a purificação das películas de CB. Embora os impactos nessa categoria tenham a mesma origem, no processo de produção em MSH a quantidade de hidróxido de sódio utilizada é dez vezes menor do que aquela empregada na purificação de CB produzida em suco de caju.

Os impactos que contribuem para as mudanças climáticas no trabalho de Pinheiro e colaboradores (2016) têm origem na mudança do uso da terra para o cultivo de caju, ao passo que para a produção em MSH a geração de impactos é decorrente principalmente da produção da energia elétrica consumida na etapa de purificação. Em virtude disso, a produção em MSH causa impactos menores nas mudanças climáticas.

Quanto aos impactos que contribuem para a acidificação, a produção de energia elétrica que é consumida na etapa de purificação das películas de ambos os processos avaliados é a principal causa. Como no processo de produção em MSH a quantidade de lavagens com tratamento térmico é menor, o consumo de energia também é reduzido.

Figura 3 – Análise de incerteza da produção de 1g de CB em Melão de soja hidrolisado (MSH) e em Suco de caju (SC)



Fonte: Elaboração própria

Conclusões

A Avaliação do Ciclo de Vida da produção de CB em melão de soja em escala laboratorial mostrou que a etapa de hidrólise do melão de soja é o processo mais impactante na categoria toxicidade humana não câncer, principalmente devido ao cultivo da soja para a produção do melão, enquanto que a etapa de purificação das películas causa mais impacto nas demais categorias avaliadas. Nesse sentido, as principais fontes de impactos desse processo foram o cultivo de soja para o posterior processamento e obtenção do melão de soja e a produção de energia elétrica brasileira.

Quanto a comparação do processo de produção em melão e em meio comercial padrão (HS), o MSH mostrou-se menos impactante apenas para a categoria de mudanças climáticas, principalmente devido a redução do consumo de

eletricidade na etapa de purificação das películas. Quando o MSH foi comparado com o SC, observou-se que o processo MSH mostrou-se menos impactante para a maioria das categorias (eutrofização marinha, eutrofização de água doce e acidificação). Para as demais categorias avaliadas não houve diferença significativa entre os processos avaliados.

Assim, pode-se afirmar que, do ponto de vista ambiental, a produção de CB em MSH é um processo alternativo vantajoso em relação ao SC, mas ainda desvantajoso em termos ambientais, ao processo HS para a maioria das categorias de impacto avaliadas. Para melhorar o desempenho do processo MSH é necessário otimizar a etapa de purificação das películas de CB. Sugere-se que seja realizada uma análise de cenários, onde o cenário 1 seja a utilização de solução de NaOH 2% + H₂O₂ 1%, o cenário 2 NaOH 4% + H₂O₂ 1% e o cenário 3 seja a imersão em solução de NaOH 1M a 80°C por 30 min.

Agradecimentos

Ao Mestrado Acadêmico em Recursos Naturais da Universidade Estadual do Ceará e a Embrapa Agroindústria Tropical pela estrutura e apoio no desenvolvimento deste trabalho.

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2001) **NBR ISO 14040**: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro: ABNT, 10 p. Disponível em: <<http://licenciadorambiental.com.br/wp-content/uploads/2015/01/NBR-14.040-Gest%C3%A3o-Ambiental-avaliac%C3%A3o-do-ciclo-de-vida-principios-e-estrutura.pdf>>. Acesso em: 05 jan. 2018.

BAE, S. O.; SHODA, M. (2005) Production of bacterial cellulose by *Acetobacter xylinum* BPR2001 using molasses medium in a jar fermentor. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 67, n. 1, p. 45–51. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s00253-004-1723-2>.

BARUD, H. G. O. et al. (2016) A multipurpose natural and renewable polymer in medical applications: Bacterial cellulose. **Carbohydrate Polymers**, [s.l.], v. 153, p.406-420. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.carbpol.2016.07.059>.

ÇAKAR, F. et al. (2014) Improvement production of bacterial cellulose by semi-continuous process in molasses medium. **Carbohydrate Polymers**, [s.l.], v. 106, p.7-13. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.carbpol.2014.01.103>.

ÇAKAR, F. et al. (2014) Newly developed medium and strategy for bacterial cellulose production. **Biochemical Engineering Journal**, [s.l.], v. 92, p.35-40. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.bej.2014.07.002>.

CARREIRA, P. et al. (2011) Utilization of residues from agro-forest industries in the production of high value bacterial cellulose. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 102, n. 15, p.7354-7360. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2011.04.081>.

CASTRO, A. L. A.; BARROS, M. O.; FIGUEIRÊDO, M. C. B. (2016) Avaliação do ciclo de vida da produção de celulose bacteriana. In: CONGRESSO BRASILEIRO EM GESTÃO DO CICLO DE VIDA, 5., 2016, Fortaleza. **Anais**. [S. l.]: ABCV, p. 87 - 93. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/vcbgcv/home>>. Acesso em: 20 nov. 2017.

DONINI, Í. A. N. et al. (2010) Biossíntese e recentes avanços na produção de celulose bacteriana. **Ecletica Química**, v. 35, n. 4, p. 165–178. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-46702010000400021>.

GOMES, R. J. (2017) **PRODUÇÃO DE CELULOSE BACTERIANA E ÁCIDO ACÉTICO, POR BACTÉRIAS DO ÁCIDO ACÉTICO - BAA ISOLADAS DE INDÚSTRIA VINAGRES, A PARTIR DE MELAÇO DE SOJA**. 2017. 97 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência de Alimentos, Programa de Pós-graduação em Ciência de Alimentos, Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION **ISO 14040**: environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. Genebra: ISO, 2006a.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION **ISO 14044**: environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. Genebra: ISO, 2006b.



JOZALA, A. F. et al. (2016) Bacterial nanocellulose production and application: a 10-year overview. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 100, n. 5, p. 2063–2072. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s00253-015-7243-4>.

JOZALA, A. F. et al. (2014) Bacterial cellulose production by *Gluconacetobacter xylinus* by employing alternative culture media. **Applied Microbiology and Biotechnology**, [s.l.], v. 99, n. 3, p.1181-1190. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s00253-014-6232-3>.

JUNG, H. I.L et al. (2010) Production and characterization of cellulose by acetobacter sp. V6 using a cost-effective molasses-corn steep liquor medium. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 162, n. 2, p. 486–497. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s00253-015-7243-4>.

LESTARI, P. et al. (2014) Study on the Production of Bacterial Cellulose from *Acetobacter Xylinum* Using Agro - Waste. **Jordan Journal of Biological Sciences**, [s.l.], v. 7, n. 1, p.75-80. Al Manhal FZ, LLC. <http://dx.doi.org/10.12816/0008218>.

PINHEIRO, J. A. et al. (2016) Avaliação ambiental da produção de celulose bacteriana a partir do suco de caju. In: CONGRESSO BRASILEIRO EM GESTÃO DO CICLO DE VIDA, 5., 2016, Fortaleza. **Anais**. [S. l.]: ABCV, 2016. p. 445 - 451. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/vcbgcv/home>>. Acesso em: 20 nov. 2017.

ROSS, P.; MAYER, R.; BENZIMAN, M. (1991) Cellulose Biosynthesis and Function in Bacteria. **Microbiological Reviews**. [s. l.], p. 35-58. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC372800/>>. Acesso em: 15 dez. 2017.

O IMPACTO AMBIENTAL DE UMA REVISTA EMPRESARIAL IMPRESSA: UM ESTUDO DE CASO BRASILEIRO

Danielle Antunes de Oliveiraa¹, Ana L. B. Hurtadob², Marco A. Oliveirac², Cassiano Moro Piekarskic³, Rodrigo Salvador³

¹ Univali – Itajaí; Bom Jesus IELUSC - Joinville, Santa Catarina, Brasil - dani.antunes@univali.br

² Centro Universitário – UniSociesc, Joinville, Santa Catarina, Brasil

³ Universidade Federal Tecnológica do Paraná (UTFPR) - Ponta Grossa, Paraná, Brasil

Resumo: A área de comunicação é responsável não só pela comunicação da sustentabilidade ambiental praticada pelas empresas, mas também pela adoção de um modelo de gestão ambiental sustentável em suas práticas. Os produtos de comunicação têm uma vida curta devido ao seu princípio de atualidade e pensar em reduzir o impacto ambiental envolve importantes indústrias nacionais como a do papel e a gráfica. Nesse contexto, propõe-se avaliar os potenciais impactos ambientais do ciclo de vida de uma revista corporativa impressa, identificando os principais contribuintes para o impacto total e buscando opções para a melhoria potencial de seu perfil ambiental. Com esse intuito, foi realizada uma análise cradle-to-gate, considerando o processamento de recursos naturais em insumos, o processo de fabricação de uma revista empresarial impressa e sua distribuição. Os dados primários foram utilizados para o inventário da fase de produção da revista, e o Ecoinvent v.3.2 para dados secundários, utilizando o software Umberto® NXT, no qual realizou-se a modelagem. O método ReCiPe Midpoint foi utilizado para avaliação de impacto e os hotspots identificados na avaliação de impactos foram o transporte rodoviário, aéreo intracontinental e aéreo intercontinental de revistas finalizadas, produção de papel (miolo e capa) e produção de eletricidade. A análise apontou que as fases de distribuição e aquisição de matérias-primas contribuíram significativamente para o impacto total.

Palavras-chave: ACV. Impacto ambiental. Comunicação corporativa. Revista impressa. Análise Hotspot.

Introdução

As empresas já perceberam que o tema ambiental é fundamental no diálogo com a sociedade e este se tornou uma possibilidade de promoção e fortalecimento da imagem (Hunter; Bansal, 2007). A comunicação sobre os comportamentos ambientais continua a ser uma área crítica para as corporações, pois, a comunicação ambiental precisa ser consistente e transparente (Bortree, 2011), baseada em veracidade, exatidão, relevância e pertinência da informação divulgada. Mas, em se tratando da sustentabilidade ambiental como uma plataforma de operação da empresa, cabe também à área de Comunicação não só comunicar, mas adotar um modelo de gestão sustentável em suas práticas. Para o Conselho Empresarial para o Desenvolvimento Sustentável – CEBDS (2009), a comunicação e a sustentabilidade se relacionam a partir de três dimensões: a Informação, a Mudança e o Processo. No que se refere ao processo de comunicação, deve-se pensar em alternativas que possibilitem, por exemplo, a redução de gases causadores do efeito estufa, uma menor geração de resíduos sólidos, o uso racional da água, a impressão em papel certificado e a análise do descarte de materiais de campanhas internas.

A maioria das ferramentas de comunicação corporativa ainda tem a plataforma impressa como principal suporte, embora, o uso da mídia digital tenha cada vez mais abrangência. A produção de periódicos impressos, com veiculação determinada e constante, é um universo amplo e cada vez mais sofisticado (Pimentel, 2003), que envolve importantes indústrias nacionais como a do papel e a gráfica, e possuem uma vida útil curta em virtude do seu princípio de atualidade, fatos atuais. A grande maioria das publicações impressas tem como base o papel offset, um dos mais produzidos pela indústria brasileira, utilizado para a impressão no sistema offset, muito utilizado pelas gráficas, pela alta qualidade e baixo custo para grandes quantidades, (Galdiano, 2006).

A indústria do papel é uma das mais inquiridas quanto às questões ambientais e ainda gera controvérsias, pois, constitui um dos segmentos que mais utiliza água e energia e emite descargas totais para o meio ambiente (FERRARI et al., 2012). Além disso, a cadeia produtiva do setor gráfico gera impactos ambientais por meio dos insumos utilizados na produção do impresso, com os problemas ambientais de desmatamentos da produção de papel, poluição das águas por resíduos, envenenamento pelo uso de substâncias tóxicas tintas e vernizes, (Itajahy et al., 2013).

Não há muitos estudos que permitem dimensionar o universo de publicações impressas no Brasil, mas, para se ter uma ideia da sua importância e evolução, Lemos e Gáudio (2010) mencionam que nos anos 60 existiam cerca de 200 publicações e Sólido (2002) relatou que, no ano de 2001, havia 4.900 jornais, revistas e boletins, com uma tiragem média de 1.470.000 exemplares/mês. Outras informações que demonstram a relevância dos impressos, são as

divulgadas pela ABIGRAF - Associação Brasileira de Indústria Gráfica, no relatório a respeito do Panorama da Indústria Gráfica Brasileira de 2015, onde o segmento de publicações (livros, revistas, manuais e guias) representa 29,2% da indústria gráfica, o segundo segmento mais importante, atrás apenas do setor de embalagens.

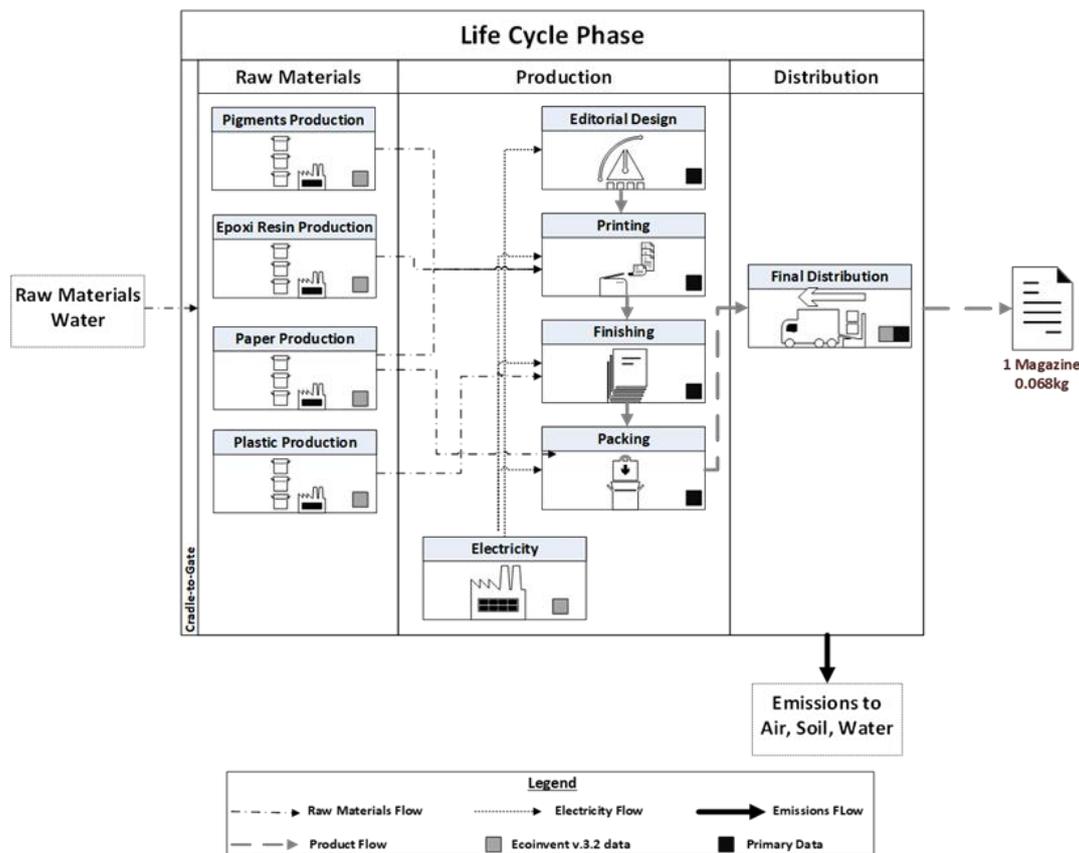
Uma empresa comprometida com o meio ambiente, precisa ter conhecimento do impacto ambiental acerca da produção dos seus veículos impressos. A ACV em produtos da comunicação permite o reconhecimento da situação atual e de oportunidades de melhoria dos aspectos ambientais dos produtos impressos, assim como os resultados gerados podem agregar valor ao negócio ao serem usados nas mensagens comunicacionais e nas ações de marketing, para a união de benefícios tanto para os consumidores, quanto para a competitividade da empresa. (Rodrigues et al. 2013). Neste estudo, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), *cradle-to-gate*, foi utilizada para identificar os aspectos ambientais associados à produção anual de uma revista impressa ao longo do seu ciclo de vida e propor ações de melhoria para redução dos impactos ambientais mais significativos deste produto.

Metodologia

O produto em estudo compreende uma revista de papel de 20 páginas, fabricada com papel couchê (capa 90g e miolo 80g), formato 20x26.5cm, impresso de dois lados em 4 cores, com acabamento em resina, montado com grampos e embalado com plástico encolhido, com uma massa total de 0,068 kg. Com uma periodicidade trimestral e uma tiragem de 52.000 (cinquenta e dois mil) exemplares por edição, 40.000 são distribuídos no Brasil e 12.000 e são distribuídos em diferentes países.

A metodologia ACV, conforme descrito nos padrões ISO (ISO 2006a, b), e o software Umberto NXT Universal foram empregados neste estudo. Uma abordagem de: *cradle-to-gate* (C2G), foi usada para definir os limites do sistema aqui endereçados e a Figura 1 ilustra os limites e os fluxos de materiais para o sistema.

Figura 1 - Limites do sistema e fluxo de material



Fonte: Autores

A coleta de dados foi realizada principalmente em colaboração com atores da cadeia de suprimentos. Na abordagem e distribuição do C2G, todos os processos foram modelados a partir do banco de dados Ecoinvent v.3.2. Na abordagem *gate-to-gate* com exceção da produção de eletricidade, apenas os dados primários foram utilizados. Para a fase de

distribuição, utilizaram-se dados primários e dados de Ecoinvent. As fontes primárias forneceram as distâncias de transporte para cada meio (tanto de estrada como de ar). Os dados de inventário são relatados na Quadro 1.

Quadro 1 - Inventário do ciclo de vida - Gate-to-Gate

Processo	Inputs		Outputs			
	Item	Quant.	Unid.	Item	Quant.	Unid.
Design	Eletricidade	14.11	kWh	Revista Diagramada	1	Unit
Impressão	Eletricidade	4,925.50	kWh	Revista impressa	3,380.00	kg
	Resina Epoxi	8.75	kg			
	Papel	2,894.00	kg			
	Papel	826.00	kg			
	Pigmentos	63.00	kg			
	Transp. Road do papel	558.00	t.km			
	Transp. Road da tinta de impressão	2.77	t.km			
	Transp. Road do verniz	0.45	t.km			
	Projeto Editorial	1.00	Unit			
Acabamento	Eletricidade	2,452.37	kWh	Revista embalada	3,505.00	kg
	Plástico de embalagem	125.00	kg			
	Transp. Road do plástico	4.35	t.km			
	Transp. Road do aço galvanizado	0.11	t.km			
	Revista Impressa	3,380.00	kg			
Triagem	Eletricidade	0.40	kWh	Revista Finalizada	3,549.56	kg
	Papel	44.56	kg			
	Transp. Road da etiqueta	14.37	t.km			
	Transp. Road das revistas impressas	158.86	t.km			
	Transp. Road das revistas etiquetadas	58.92	t.km			
	Revistas embaladas	3,505.00	kg			
Distribuição	Revista finalizada	3,549.56	kg	Revistas entregue aos leitores	3,459.56	kg
	Trans. Aéreo Intercontinental das revistas finalizada	8,347.76	t.km			
	Trans. Aéreo Intracontinental das revistas finalizada	4,868.79	t.km			
	Transp. Road das revistas finalizada	152,514.30	t.km			

Fonte: Autores

Para realizar as análises, utilizou-se o método ReCiPe Midpoint (H) w / o LT (Goedkop et al. 2013) e foram consideradas as 18 categorias de impacto, sendo: ocupação de terras agrícolas, mudanças climáticas, depleção de fósseis, ecotoxicidade de água doce, eutrofização de água doce, toxicidade humana, radiação ionizante, ecotoxicidade marinha, eutrofização marinha, depleção de metais, transformação natural de terras, depleção de ozônio, formação de partículas, formação de oxidantes fotoquímicos, acidificação terrestre, ecotoxicidade terrestre, ocupação da terra urbana e depleção de água. A base de dados Ecoinvent v.3.2 e o sistema de corte foram utilizados para modelagem (Swiss Center for Life Cycle Inventories 2015). Além disso, algumas informações não foram consideradas dentro dos limites do sistema, como os materiais que representavam menos de 1% em massa da revista (grampos); embalagem dos materiais utilizados no processo de fabricação e embalagem das revistas (do correio aos centros de distribuição e nos estados e países); e a fase e a eliminação das revistas.

O sistema não gera quaisquer subprodutos, portanto, não foram necessários procedimentos de alocação. O fluxo de referência para o presente estudo foi em massa (0.06826kg), correspondente a uma unidade de revista entregue aos leitores / consumidores. Foi utilizada uma base em massa para facilitar o cálculo de resultados para diferentes quantidades de revistas. A unidade funcional para o estudo é uma revista entregue ao leitor.

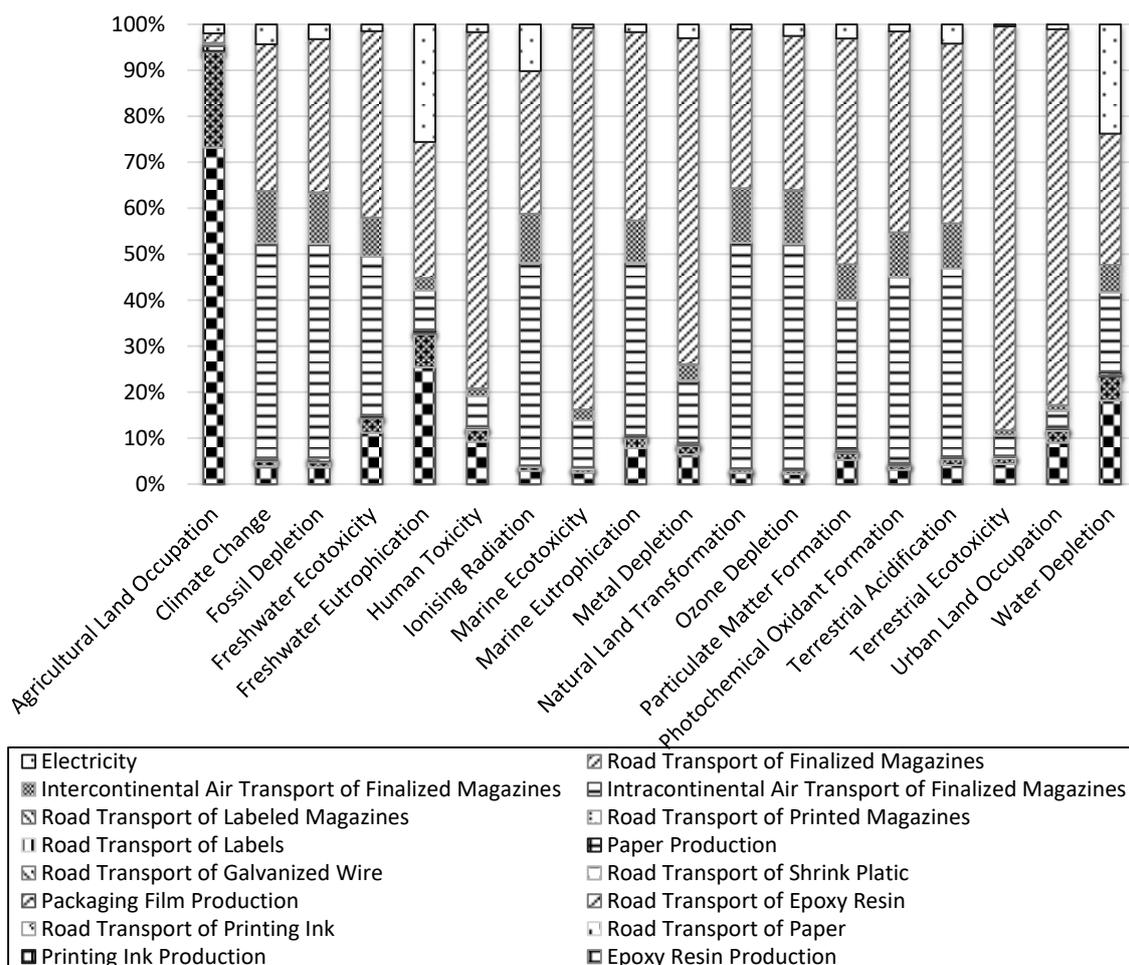
Uma vez que a maioria dos processos não foi projetada com informações sobre as condições brasileiras, por falta de tal na base de dados LCI (Achachlouei e Moberg 2015), há alguma incerteza no sistema apresentado, uma vez que a referência usada pode não representar verdadeiramente a realidade local. Essa incerteza, no entanto, não é considerada significativa, uma vez que se tomou cuidado especial para seguir os padrões ISO ao classificar e selecionar os elementos disponíveis no banco de dados. Também é necessário destacar a complexidade incorporada na cadeia produtiva, as limitações de recursos para conduzir uma ACV completa (*cradle to grave*), não excluindo as fases do ciclo de vida e o esforço para realizar visitas in loco para observar os processos 'realidade local' para aumentar a confiabilidade dos dados coletados

Resultados e discussão

Os dois principais contribuintes para o impacto total em 16 das 18 categorias (Figura 2, Cenário de Referência - CR) foram o transporte rodoviário e o transporte aéreo intracontinental de revistas finalizadas, seguido do transporte aéreo intercontinental de revistas finalizadas. A produção de papel também foi responsável por uma quantidade

significativa do impacto total, tanto no miolo quanto na capa, com participação esporádica significativa da eletricidade. Assim, os 6 processos foram considerados os hotspots para o sistema em estudo: transporte rodoviário de revistas finalizadas, transporte aéreo intracontinental e intercontinental de revistas finalizadas, produção de papel (núcleo e cobertura, respectivamente) e produção de eletricidade. Os resultados estão em linha com estudos anteriores em que a produção e distribuição de papel representavam os principais impactos dos produtos de papel impresso (Ferrari et al., 2012, Moberg et al., 2010, Enroth, 2006).

Figura 2 - Contribuição de cada categoria de impacto para o impacto total



Fonte: Autores

A fase de distribuição foi responsável por mais de 50% do impacto total, conforme apresentado no Quadro 2. Os impactos causados pelo transporte rodoviário e aéreo são dados pelo consumo de recursos não renováveis, combustíveis com origem fóssil, devido à energia necessária para extraí-los, também devido às emissões de dióxido de carbono. A produção de papel também consome combustíveis não renováveis, como gás natural, óleo pesado e carvão, apresentando contribuições similares (Achachlouei e Moberg 2015).

As principais contribuições para o impacto total do ciclo de vida estão na fase de distribuição. Portanto, o transporte de materiais e revistas, por via rodoviária e aérea, são processos responsáveis. Nos transportes, o transporte rodoviário de revistas finalizadas é a principal preocupação, uma vez que é usado para entregar 77,61% (40,360) das revistas. Uma vez que não parece ser possível para a organização reduzir o número de revistas entregues através do transporte rodoviário, portanto, continua a ser o principal contribuinte para esta fase do ciclo de vida.

**Quadro 2 - Contribuição da fase do ciclo de vida para o impacto total em cada categoria**

Categorias de Impacto	Unid.	Total	Aquisição de matéria prima (%)	Distribuição (%)	Produção (%)
Ocupação de terras agrícolas	m2a	3.14E-01	95.39	2.67	1.95
Mudanças climáticas	kg CO2-Eq	1.54E+00	5.75	89.93	4.32
Depleção de fósseis	kg oil-Eq	5.35E-01	5.83	90.98	3.20
Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DCB-Eq	1.12E-03	15.06	83.47	1.47
Eutrofização de água doce	kg P-Eq	2.48E-05	33.63	40.83	25.55
Toxicidade humana	kg 1,4-DCB-Eq	2.26E-01	12.57	85.75	1.68
Radiação ionizante	kg U235-Eq	1.05E-01	4.10	85.76	10.14
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DCB-Eq	3.41E-03	3.77	95.51	0.72
Eutrofização marinha	kg N-Eq	3.23E-04	10.67	87.70	1.64
Depleção de metais	kg Fe-Eq	2.50E-02	9.02	88.00	2.99
Transformação natural de terras	m2	5.59E-04	3.44	95.52	1.04
Depleção de ozônio	kg CFC-11-Eq	2.71E-07	3.12	94.36	2.52
Formação de partículas	kg PM10-Eq	2.91E-03	7.58	89.35	3.07
Formação de oxidantes fotoquímicos	kg NMVOC	8.90E-03	4.64	93.85	1.51
Acidificação terrestre	kg SO2-Eq	6.62E-03	6.14	89.70	4.16
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DCB-Eq	4.45E-04	6.22	93.41	0.37
Ocupação da terra urbana	m2a	3.22E-02	12.30	86.66	1.04
depleção de água	m3	1.55E-03	24.60	51.68	23.72

Fonte: Autores

A principal categoria de impacto considerada nos estudos sobre produtos de papel impressos é a mudança climática, que fornece a pegada de carbono do sistema. O presente estudo reforça, ao mostrar que as principais contribuições para o impacto total para o sistema considerado, provêm da fase do ciclo de vida da distribuição por causa das emissões resultantes dos transportes rodoviários e aéreos, que são os principais contribuintes para a categoria mencionada. Para o sistema atual, o impacto da mudança climática foi de 1,54E + 00 kgCO₂-Eq para o Cenário de Referência.

O esgotamento de fósfil apresenta um relacionamento próximo com as mudanças climáticas neste caso, uma vez que os principais contribuintes para a categoria de mudanças climáticas são as emissões de combustíveis fósseis durante o transporte e a categoria de depleção de fósseis apresenta resultados muito semelhantes em relação à redução de impactos após as mudanças alternativas cenários. Para o cenário de referência, foi encontrado 5.35E-01 kg de óleo-Eq.

A transformação da terra natural leva em consideração a transformação de e para a terra natural (Goedkop et al., 2013). O Cenário de Referência apresentou 5.59E-04 m² de terreno transformado por revista. O esgotamento do ozônio e a destruição da camada de ozônio causada principalmente por átomos de cloro ou bromo em produtos químicos recalcitrantes (Goedkop et al., 2013). Os impactos são principalmente justificados pela fase de produção de papel, como em linha com estudos anteriores (Ferrari et al., 2012), atingindo o valor de 2,71E-07 kg CFC-11-Eq para o Cenário de Referência.

Conclusões

Com base na análise de inventário da ACV de uma revista, sistema específico aqui estudado, para 18 categorias de impacto ambiental, os *hotspots* durante o ciclo de vida da revista foram identificados e as principais conclusões extraídas para o sistema considerado são apresentadas a seguir:

- Na fase de distribuição foi o principal contribuinte para o impacto total;
- Os hotspots foram o transporte rodoviário, transporte aéreo intracontinental de revistas finalizadas, transporte aéreo intercontinental de revistas finalizadas, produção de papel (miolo), produção de papel (capa) e produção de eletricidade;
- As categorias de impacto com o maior potencial de redução de impacto foram a mudança climática, o esgotamento de fósseis, a transformação da terra natural e a depleção de ozônio;
- A pegada de carbono para o sistema atual é de 1,54 kgCO₂-Eq.

O sistema de distribuição precisa ser repensado e alternativas mais limpas devem ser propostas, pois é responsável por mais de três quartos do impacto total em 16 das 18 categorias analisadas, e a fase do ciclo de vida com o maior contributo para o impacto total. Melhor desempenho ambiental pode ser alcançado através da redução do transporte de revistas finalizadas pela estrada e do ar. Outras reduções nas dimensões das revistas devem ser abordadas para investigar seus efeitos sobre os impactos do sistema.

Sugere-se que seja realizado um estudo para avaliar a eficiência das revistas entregues no exterior, serem impressas nos países de destino, portanto, abolir o transporte aéreo e seus impactos relacionados.

Referências

- ABNT. NBR ISO 14040: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Brasil, 2009a.
- _____. NBR ISO 14044: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Brasil, 2009b.
- ACHACHLOUEI, M.A., A. Moberg, and E. Hochschorner. 2015. Life Cycle Assessment of a Magazine, Part I: Tablet Edition in Emerging and Mature States. *Journal of Industrial Ecology*, 19(4): 575-589.
- BORTREE, D. 2011. The State of Environmental Communication: a survey of PRSA members. *Public Relations Journal* 5.
- CEBDS. Guia de Comunicação e Sustentabilidade. 2009. Disponível em <http://cebds.org/publicacoes/guia-de-comunicacao-e-sustentabilidade/#.V0sM8DUrLZ5>. Acesso em: 20 dez. 2014.
- ENROTH, M. 2006. Developing tools for sustainability management in the graphic arts industry. Ph.D. thesis in Media Technology and Graphic Arts, Royal Institute of Technology, Stockholm.
- FERRARI, A. M., L. Barbieri, B. Folloni, and P. Neri. 2012. Life cycle assessment of advertising folders. *International Journal of Life Cycle Assessment* 17:625-634.
- GALDIANO, Guilherme de Paula. Inventário do ciclo de vida do papel offset produzido no Brasil. 2006. Dissertação de Mestrado. Escola politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- GOEDKOP, M., R. Heijungs, M. Huijbregts, A. Schryver, J. Struijs, and R. Zelm. 2013.
- ITAJAHY, Sérgio Eduardo et al. Desafios da sustentabilidade no setor gráfico: O ecodesign e o planejamento estratégico do profissional de design gráfico. In: IX Congresso nacional em excelência em gestão. ISSN 1984-9354 Junho, 2013.
- HUNTER T., and P. Bansal. 2007. How Standard is Standardized MNC Global Environmental Communication. *Journal of Business Ethics* 71:135-147.
- LEMOS, Cláudia; GÁUDIO, Rozália. Publicações Jornalísticas. In: DUARTE, Jorge (Org.). Press office and relationship with the media. 3. ed. São Paulo: Atlas, 2010.
- MOBERG, A., M. Johansson, G. Finnveden, and A. Jonsson. 2010. Printed and tablet e-paper newspaper from an environmental perspective – A screening life cycle assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 30:177-191.
- SÓLIO, Marlene. *Jornalismo organizacional: produção e recepção*. São Paulo: Summus, 2011.
- SWISS CENTRE FOR LIFE CYCLE INVENTORIES. 2015. Allocation cut-off by classification. www.ecoinvent.org/database/system-models-in-ecoinvent-3/cut-off-system-model/allocation-cut-off-by-classification.html. Accessed september 2016.



COMITÊ CIENTÍFICO
Ecodesign



PRINCÍPIOS DO ECODESIGN APLICADOS NA DISCIPLINA DE PROCESSOS CONSTRUTIVOS: UMA EXPERIÊNCIA DO CURSO DE ARQUITETURA E URBANISMO

Lucas Rosse Caldas¹, Tathiana do Nascimento Carvalho², Marcos Martínez Silvano³

¹ Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade Federal do Rio de Janeiro (FAU/UFRJ),
lrc.ambiental@gmail.com

² Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade Federal do Rio de Janeiro (FAU/UFRJ),
tnc.mestrado.2016@gmail.com

³ Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade Federal do Rio de Janeiro (FAU/UFRJ), silvano@fau.ufrj.br

Resumo: A conscientização e aplicação de requisitos sustentáveis desde a prática projetual tem se mostrado um amplo desafio nas áreas de Arquitetura, Engenharia Civil e Design. Em 2017 foi proposta uma nova experiência didática na disciplina de Processos Construtivos III na Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade Federal do Rio de Janeiro (FAU/UFRJ), através da incorporação de alguns princípios do ecodesign no processo de ensino dos alunos. Como método de avaliação da disciplina foi proposto o desenvolvimento de projeto, protótipo e execução no Canteiro Experimental da faculdade. Foram definidos como requisitos obrigatórios no desenvolvimento dos sistemas três princípios do ecodesign: (1) utilização de materiais reutilizados ou reciclados; (2) consideração de princípios de montagem e desmontagem dos sistemas produzidos e gerenciamento dos resíduos; (3) utilização de indicadores de consumo de material, pegada de carbono e custos do sistema produzido. Este artigo tem como objetivo apresentar a experiência ocorrida na disciplina (documentada a partir de relatórios e registros fotográficos), incluindo a avaliação dos alunos após o final do projeto executado, através de questionário aplicado no encerramento da disciplina. Verificou-se que a predominância dos alunos nunca havia cogitado a aplicação de um indicador de pegada carbono utilizado durante o processo de projeto e que pretendem utilizar nos próximos projetos. Conclui-se que a disseminação de tais princípios durante a graduação demonstrou ser uma estratégia interessante para o desenvolvimento de projetos sustentáveis nas áreas de Arquitetura e Engenharia civil do país.

Palavras-chave: Ecodesign, Ciclo de Vida, Ensino de graduação, Processos Construtivos.

Introdução

Os princípios do ecodesign aplicam-se em todos os estágios do ciclo de vida de um produto: extração das matérias primas, transporte, produção, confecção das embalagem, distribuição, utilização e fim de vida. De acordo com a ISO 14006 (2011), o ecodesign pode ser definido como a prática de integração de aspectos ambientais no projeto e desenvolvimento de produtos, com o objetivo de reduzir os impactos ambientais negativos ao longo do ciclo de vida do produto. Entre os princípios do ecodesign, podem ser citados: utilização de resíduos como materiais, menor consumo de materiais, estratégias de reuso e reciclagem do produto, projeto para desmontagem, entre outros (BRACKE et al., 2017).

A aplicação dos princípios do ecodesign pode ser verificado em diferentes setores produtivos. Chick e Micklethwaite (2004) identificaram que, arquitetos e designers do Reino Unido não especificam produtos e materiais reciclados devido a algumas barreiras, como a falta de informações, a falta de familiaridade com as ferramentas e o processo, a questão da oferta, os custos e requisitos de qualidade dos resíduos. Bergea et al. (2006) estudaram a relação entre ecodesign e teoria pedagógica em um curso de doutorado como forma de integrar o conhecimento ambiental acadêmico com o desenvolvimento de produtos e negócios.

Prendeville et al. (2014) investigaram os principais stakeholders relacionados à seleção de materiais para o desenvolvimento de produtos ecológicos inovadores para indústria de móveis. Eles destacam como principais estratégias: projeto para desmontagem, desmaterialização, simplificação de materiais e redução de peças.

Dalhammar (2016) entrevistou indústrias nórdicas sobre os novos requisitos de ecodesign para a diretiva de concepção ecológica da União Europeia. Os questionários mostraram que as maiores dificuldades estão nos requisitos de uso de conteúdo reciclado, garantias ampliadas para o consumidor e requisitos relacionados ao projeto para desmontagem.

Lamé et al. (2017) avaliaram práticas e ferramentas de concepção ecológica no setor de construção e verificaram que há um déficit nos estágios de projeto inicial, especialmente de ferramentas para avaliação multicritério que incorpora itens econômicos, sociais e ambientais.

Na revisão da literatura, percebeu-se a escassez de pesquisas que mostram princípios do ecodesign aplicados no processo de ensino em cursos de graduação nas áreas de construção civil (arquitetura e urbanismo e engenharia civil). Neste sentido, o presente estudo pretende explorar esta lacuna do conhecimento, a partir de um estudo de caso da disciplina de Processos Construtivos III (PCIII), de um curso de Arquitetura e Urbanismo.

Foram avaliados os seguintes princípios do ecodesign: (1) utilização de resíduos como materiais de construção; (2) consideração de princípios de montagem e desmontagem dos sistemas produzidos e gerenciamento dos resíduos; (3) utilização dos indicadores de consumo de material, pegada de carbono e custos para os sistemas produzidos. Ao final, um questionário foi aplicado com o intuito de saber se os princípios do ecodesign utilizados tem potencial de mudar o pensamento dos alunos durante o processo de projeto, durante o restante do curso de graduação.

Metodologia

A aplicação dos princípios do ecodesign foi avaliada a partir de registros documentais, fotográficos e questionário aplicado aos alunos durante dois semestres de 2017 da disciplina de PCIII. As atividades experimentais foram realizadas no canteiro experimental situado na Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade Federal do Rio de Janeiro (FAU/UFRJ).

A disciplina de PCIII é dividida entre aulas teóricas sobre processos construtivos (alvenaria, revestimentos, cobertura, impermeabilização e esquadrias) e na chamada Atividade de Canteiro Experimental (ACE). Na ACE os alunos são divididos em grupos (normalmente de 8 alunos), onde são questionados a pensarem em sistemas construtivos (fechamentos verticais, pisos, coberturas) que solucionem algum problema específico. Nos dois semestres de 2017 o local de intervenção proposto pelo professor foi a Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) como um todo, ou seja, os alunos teriam que pesquisar um problema construtivo existente na universidade e pensar em alguma solução para o desenvolvimento do protótipo. Desta forma, a ACE parte da definição do problema, desenvolvimento do projeto e sua execução. É requisitado também um trabalho escrito, com a justificativa da escolha dos materiais, descrição do processo executivo, problemas enfrentados e proposição de melhorias. Ao final, o grupo apresenta para a turma todo o processo da ACE na forma de um vídeo. Foram definidos como requisitos obrigatórios no desenvolvimento dos sistemas alguns princípios do ecodesign: (1) utilização de materiais reutilizados ou reciclados; (2) consideração de princípios de montagem e desmontagem dos sistemas produzidos. Os alunos também fazem a quantificação da massa, custos e pegada de carbono do sistema produzido, por área do sistema (em m²) e o gerenciamento dos resíduos, apresentados em uma planilha resumo.

Para a pegada de carbono o inventário utilizado foi obtido no banco de dados do Ecoinvent v.3.3, sem o tratamento ou adaptação para a realidade brasileira. Embora seja uma limitação, ela não invalida os resultados e discussões tratadas no contexto do presente artigo, uma vez que o foco está na didática e na prática metodológica. Foram quantificadas somente as emissões de CO_{2e} para a produção dos materiais utilizados para a confecção dos sistemas, considerando como unidade funcional o m². Desta forma, os resultados foram apresentados em kgCO_{2e}/m². Os alunos se encarregaram de quantificar (em massa) os materiais utilizados, enquanto o professor coletou os dados de emissões no banco de dados do Ecoinvent e posteriormente forneceu aos alunos. Ao final, cada grupo entregou o resultado da pegada de carbono na planilha resumo.

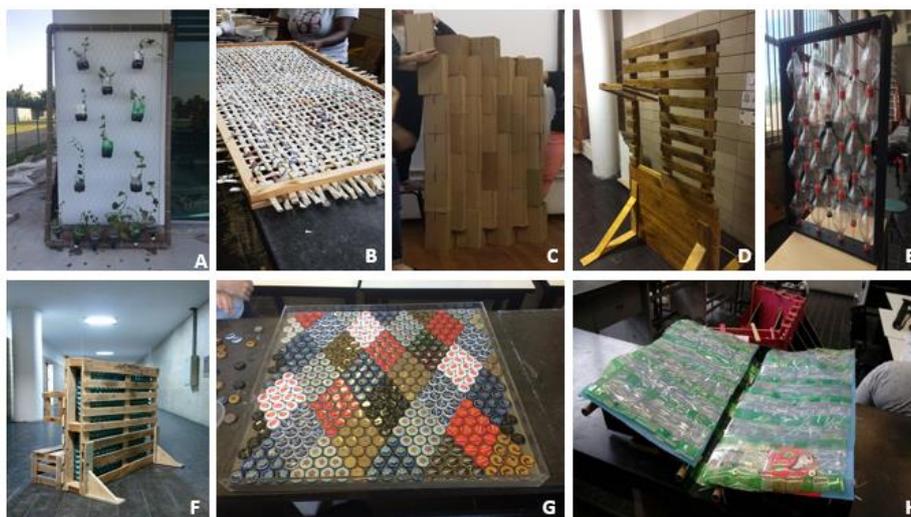
Os registros documentais utilizados foram os trabalhos finais entregues pelos grupos no final do semestre. Os registros fotográficos foram coletados durante as aulas experimentais, realizado pelo professor da disciplina. O questionário foi aplicado aos alunos ao final da oferta da disciplina do segundo semestre de 2017. Os dados coletados foram tabulados em planilha eletrônica (Microsoft Excel) para posterior geração de gráficos e análises das informações. O universo amostral, correspondente ao total de alunos matriculados na disciplina no semestre de 2017/2, foi de 104 alunos e após a aplicação dos questionários e exclusão daqueles incompletos ou com respostas sem validade (por exemplo, aqueles que marcaram SIM e NÃO para um pergunta) restaram 77 questionários válidos.

Resultados e discussão

Utilização de resíduos como materiais de construção

A seguir, na Figura 1, são apresentados alguns exemplos dos protótipos produzidos pelos alunos durante o ano de 2017 na disciplina de Processos Construtivos 3.

Figura 52 - Exemplos dos protótipos executados pelos alunos. (A) Painel com quadro de tubo de PVC, tela de galinheiro e suportes de garrafa PET; (B) Muxarabi de madeira e trama de jornais; (C) Fechamento de papelão; (D) Painel de madeira e paletes reutilizados; (E) Painel de garrafas PET; (F) Divisória de paletes e caixas de feira; (G) Porcelanato líquido com tampas de garrafa reutilizadas; (H) Cobertura com estrutura de tubos de PVC, garrafas PET e caixas de Tetra Pak.



Fonte: Dos autores.

Diferentes resíduos foram utilizados nestes semestres para a confecção dos protótipos, com destaque para paletes de madeira, garrafas PET, tubos de PVC, papelão e folhas de jornal. Os alunos indicaram que uma das principais dificuldades em utilizar resíduos é a disponibilidade deles e em muitas vezes não são encontrados em condições adequadas de qualidade ou em um padrão homogêneo (por exemplo coloração). Outra dificuldade é a ligação entre os diferentes materiais para a formação do sistema, ainda mais quando se deseja que o sistema seja capaz de ser desmontado no final da sua vida útil. Por fim, a principal vantagem de se utilizar resíduos, apontada pela maioria dos alunos, é o fato de não terem nenhum custo. Como a ideia principal do canteiro experimental é “experimentalizar” diferentes processos e métodos construtivos, a ideia de utilizar resíduos cumpre bem esta ideia.

Consideração de princípios de montagem e desmontagem

Princípios de montagem e desmontagem facilitados são importantes quando se pensa no ecodesign, tendo em vista que além de despendar menor quantidade de energia com equipamentos, aumenta a quantidade de material a ser reaproveitado, já que esse material não precisa ser destruído. Quando se pensa em mobiliário, esse princípio é mais fácil de ser conseguido, no entanto, quando se pensa na escala de uma edificação, por exemplo, uma fachada, um piso e outros sistemas, esses princípios são mais difíceis de serem colocados em prática. Espera-se que ao final da disciplina e do processo de canteiro experimental, os alunos, ou a maior parte deles, saiam com esse pensamento.

Indicadores de consumo de material, pegada de carbono e custos

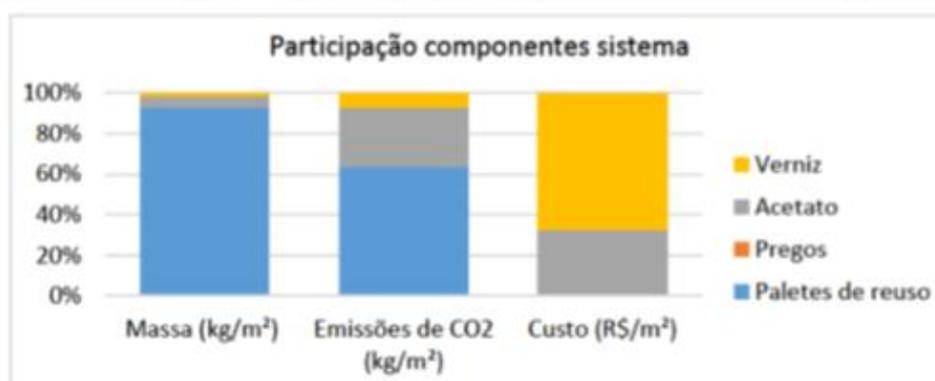
É importante destacar que os alunos questionaram os fatores de emissões de CO_{2e} utilizados no inventário, querendo saber até que ponto o inventário utilizado é válido. O professor explicou que existe uma grande variação, dependendo das limitações temporais, tecnológicas e geográficas.

É importante ressaltar que a pegada de carbono realizada teve um objetivo mais didático, a fim de mostrar aos alunos um possível indicador de avaliação ambiental de projeto e não calcular uma pegada de carbono totalmente válida (em termos de um inventário mais voltado para a realidade brasileira e questão de alocação dos impactos por estarem trabalhando com resíduos), tendo em vista que o foco do trabalho é a prática da metodologia.

Na Figura 2 é apresentado um exemplo, de um dos grupos, da planilha resumo e dos gráficos de participação em massa, emissões de CO₂ e custos, que fazem parte da entrega final da disciplina.

Figura 2 – Planilha resumo e gráficos de um dos grupos. Fonte: Registro pessoal do professor.

Sistema: Vedação Vertical de Palete						
Dimensões (cm) - altura x comprimento x espessura : 1m x 1,6m x 0,07m						
Número	Materiais/componentes	Massa (kg/m ²)	Emissões de CO ₂ (kg/m ²)	Custo (R\$/m ²)	É possível separar os resíduos durante o processo de demolição ou desconstrução?	Classificação Resoluções CONAMA 307, 348, 431, 448, 469
1	Paletes de reuso	44.8	16.4	0	sim	Classe D
2	Parafusos	0.097	0.198	6.25	sim	Classe B
3	Pregos	0.022	0.045	0	não	Classe B
4	Acetato	2.58	7.53	7.9	sim	Classe B
5	Verniz	0.727	2	16	não	Classe D
6	Dobradiça Borboleta	0.084	0.171	6	sim	Classe B
Total		48.226	26.169	R\$ 36.15	-	-



Fonte: Registro pessoal do professor.

Autores do projeto: Bárbara Rezende, Isabele Machado, Juliana Ramalho, Marcella Galvão, Nathália Fernandes, Suellen Neves, Taiane Marcela e Wilderson Moreira.

A partir desta análise os alunos podem saber quais os materiais de maior impacto em termos de consumo de material (massa), emissões de CO₂ e custos, e a partir dessa informação podem pensar em maneiras mais efetivas de reduzir um desses itens. Eles devem descrever no trabalho escrito possíveis alternativas para deixar o sistema mais leve, com uma menor pegada de carbono e com um custo mais acessível. Na planilha eles precisam indicar também se é possível desmontar/desconstruir o material, e qual classificação dos resíduos nas resoluções CONAMA (Classe A, B, C e D).

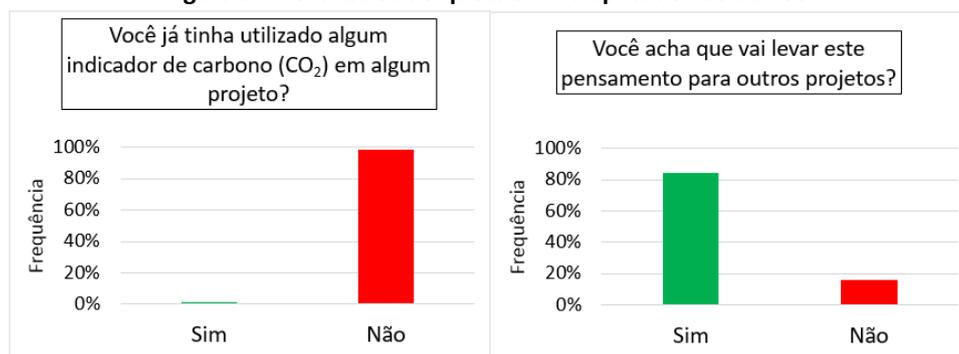
Avaliação das respostas do questionário aplicado

Na Figura 3 são apresentadas as respostas obtidas no questionário aplicado aos alunos.

Observa-se que, no universo de 77 questionários validados, a grande maioria dos alunos (98%) nunca tinha utilizado um indicador de carbono em algum projeto de arquitetura e que muitos (84%) pretendem levar este pensamento para futuros projetos.

É discutido com os alunos que esse indicador pode ser aplicado em diferentes níveis, desde um projeto de interiores, na especificação de diferentes tipos de revestimento, como também em uma edificação completa, por exemplo, na escolha de um sistema construtivo que tenha uma menor pegada de carbono.

Figura 3 – Resultados do questionário aplicado aos alunos.



Fechamento da disciplina

No último dia de aula da disciplina, os trabalhos são apresentados e é realizado um tipo de mesa redonda, em que o professor dá uma grande ênfase em que os princípios de ecodesign utilizados só serão efetivos se forem pensados e aplicados ainda na fase de concepção e projeto. Nota-se claramente que os grupos que tiveram os melhores projetos, durante as etapas iniciais, foram os que tiveram o processo de produção do protótipo mais facilitado e que conseguiram utilizar a maior quantidade de princípios de ecodesign de forma compatível com o problema a ser solucionado.

Conclusões

O presente estudo explorou a aplicação de alguns princípios de ecodesign no processo de projeto e execução de protótipos na disciplina de Processos Construtivos III do curso de Arquitetura e Urbanismo. Dentre esses princípios buscou-se a utilização de materiais reutilizados ou reciclados; projeto que considere a facilidade de montagem e desmontagem, gerenciamento dos resíduos e quantificação da pegada de carbono do sistema produzido.

A partir do questionário aplicado, verificou-se que a maioria dos alunos nunca havia utilizado algum indicador de carbono em seus projetos e que pretendem leva-lo para os próximos projetos. Conclui-se então que a disseminação de tais princípios demonstrou ser uma estratégia interessante para o desenvolvimento de projetos mais sustentáveis, implementando conceitos, metodologia e prática ainda durante a graduação e podendo ser aplicado nas áreas de Arquitetura, Engenharia Civil e Design de Produtos no país.

Referências

BERGEÅ, O.; KARLSSON, R.; HEDLUND-ÅSTRÖM, A.; JACOBSSON, P.; LUTTROPP, C. (2006). Education for sustainability as a transformative learning process: a pedagogical experiment in Ecodesign doctoral education. *Journal of Cleaner Production*, v. 14, n.15-16, p. 1431-1442.

BRACKE, S.; YAMADA, S.; KINOSHIT, Y; INOUE, M.; YAMADA, T. (2017). Decision making within the conceptual design phase of eco-friendly products. *Procedia Manufacturing*, v. 8, p. 463-470.



CHICK, A.; MICKLETHWAITE, P. (2004). Specifying recycled: understanding UK architects' and designers' practices and experience. *Design Studies*, v. 25, n.3 p. 251-273.

DALHAMMAR, C. (2016). Industry attitudes towards ecodesign standards for improved resource efficiency. *Journal of Cleaner Production*, v. 123, n.1, p. 155-166.

ISO. (2011). ISO 14006: Environmental Management Systems e Guidelines for Incorporating Ecodesign.

LAMÉ, G.; LEROY, Y.; YANNOU, B. (2017). Ecodesign tools in the construction sector: Analyzing usage inadequacies with designers' needs. *Journal of Cleaner Production*, v. 148, n.1, p. 60-72.

PRENDEVILLE, S.; O'CONNOR, F.; PALMER, L. (2014). Material selection for eco-innovation: SPICE model. *Journal of Cleaner Production*, v. 85, n.15, p. 31-40. 2014



ECODESIGN DE EMBALAGENS: REVISÃO DE LITERATURA E FERRAMENTAS. LIMITAÇÕES E OPORTUNIDADES

Fabiana Bassani^{1,2}, Carla Rodrigues², Érica Geraldês Castanheira², Fausto Freire²

¹Instituto Federal do Pará, Conceição do Araguaia, Brasil, fabiana.bassani@dem.uc.pt

²ADAI-LAETA, Departamento de Engenharia Mecânica, Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal

Resumo: A indústria tem procurado integrar aspectos ambientais no design de produtos visando reduzir o seu impacto ambiental – Ecodesign. As embalagens têm uma importância inegável e o seu design continua em evolução. Este artigo apresenta uma revisão da literatura das ferramentas de Ecodesign para embalagens, identificando limitações e oportunidades para melhoria. As ferramentas de Ecodesign podem ser classificadas em qualitativas ou quantitativas. As qualitativas propõem orientações genéricas para a melhoria do desempenho ambiental (representadas por manuais e guias); são mais rápidas e intuitivas para os utilizadores e necessitam de menos recursos. As quantitativas permitem avaliar o desempenho ambiental e são frequentemente baseadas na metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). A revisão da literatura e análise das ferramentas de Ecodesign para embalagens permitiram identificar várias limitações das ferramentas: 1) falta de recursos (tempo, economia, pessoal) e conhecimento por parte das empresas; 2) ausência de perspectiva de ciclo de vida; 3) ausência de análise multicritério; 4) métodos simplificados, que desconsideram aspectos significativos das embalagens; 5) métodos demasiado complexos. Por fim, o estudo discute oportunidades para melhoria e a necessidade das ferramentas de Ecodesign adotarem a perspectiva de ciclo de vida e *trade-offs* entre vários critérios envolvidos, mas permitindo fácil acesso e utilização.

Palavras-chave: Ecodesign, ferramentas qualitativas e quantitativas, ACV.

Introdução

O Ecodesign é uma abordagem que consiste em integrar os aspectos ambientais no desenvolvimento dos produtos, visando melhorar o seu desempenho ambiental ao longo de todo o ciclo de vida (CONSELHO EUROPEU, 2009). O Ecodesign das embalagens continua em evolução, tendo sido reconhecido o seu contributo para a redução dos impactos ambientais globais dos produtos, além disso, inclui práticas e estratégias de inovação, de forma a gerar impactos positivos, podendo refletir-se, por exemplo, em menores custos de produção (RIBEIRO *et al.*, 2008). É responsabilidade das indústrias reduzir os impactos ambientais das embalagens e dos resíduos de embalagens (CONSELHO EUROPEU, 2004; BRASIL, 2012). Existem diversas ferramentas de Ecodesign para auxiliar na melhoria do desempenho ambiental dos produtos, no entanto, para embalagens em específico, o número é mais limitado sendo que a grande maioria resume-se basicamente em guias com orientações e softwares para seleção de materiais.

O termo "*ferramenta de Ecodesign*" de fato, não se encontra definido em normas ou regulamentos. Na literatura, o conceito mais utilizado é que consiste em qualquer meio sistemático para lidar com as questões ambientais no desenvolvimento do produto (BAUMANN *et al.*, 2002). Essa definição abre possibilidade para várias interpretações, tanto que é possível identificar divergências entre alguns autores (e.g. BOVEA; PÉREZ-BELIS, 2012; ROSSI *et al.*, 2016; ROUSSEAU *et al.*, 2017). Normas, diretivas, regulamentações, por exemplo, por vezes consideradas como ferramentas, criam linhas orientadoras para o desenvolvimento de ferramentas específicas, contudo, não indicam ou apresentam, em termos concretos, metodologias, estratégias ou oportunidades para melhoria do desempenho ambiental do produto, quando na decisão sobre o seu Ecodesign. Na literatura existem diferentes formas de classificar as ferramentas de Ecodesign: quanto a sua área de conhecimento (PIGOSSO, *et al.*, 2015), entre normativas e não normativas (ROUSSEAU *et al.*, 2017), qualitativas semi-quantitativas e quantitativas (BOVEA e PÉREZ-BELIS, 2012), sendo a última a mais amplamente utilizada. Neste artigo, como forma de sistematizar a discussão, classificou-se as ferramentas de Ecodesign de embalagens em qualitativas e quantitativas, para designá-las em termos da natureza das informações, recomendações ou resultados que fornecem para o Ecodesign (BOVEA e PÉREZ-BELIS, 2012). O objetivo deste artigo é apresentar uma revisão da literatura de estudos de Ecodesign para embalagens, apresentando uma avaliação geral das ferramentas existentes e suas limitações, de forma a identificar oportunidades para melhoria, em particular, quanto à aplicabilidade pela indústria.

Metodologia

Foi realizada uma pesquisa nas bases de dados *Web of Science* e *Google Scholar* com as palavras-chaves “*Ecodesign*”, “*Ecodesign tool*”, “*Ecodesign approach*” e “*Eco innovation*”, sendo cada um desses termos individualmente combinado ao operador AND, associando-os com a palavra-chave “*Packaging*”, a fim de identificar os estudos sobre métodos e ferramentas de Ecodesign para embalagens publicados desde o ano 2000. Foram selecionados cerca de 50 estudos, incluindo artigos publicados em revistas e conferências, relatórios e livros, que apresentavam estudos de revisão de literatura, estudos de caso, desenvolvimento de ferramentas e proposição de diretrizes e novas metodologias. Os estudos foram estruturados de acordo com as suas informações específicas: objetivos, principais resultados, conclusões, limitações do estudo e possibilidades de melhoria. Estes foram ainda analisados, identificando o âmbito dos métodos e ferramentas (ex.: métodos teóricos para integração de ferramentas existentes, abordagens práticas, ferramentas de software para seleção de material, ferramentas de software na perspectiva de análise de ciclo de vida completa ou simplificada). As informações sobre as ferramentas, seus objetivos e funcionalidades foram complementados a partir de pesquisa consecutiva na web. Os métodos e ferramentas identificados nos estudos foram classificados de acordo com a perspectiva de escopo, isto é, em relação às informações e dados necessários, bem como uso pretendido. Por fim, procurou-se elencar as principais dificuldades das ferramentas de Ecodesign e sugestões de melhoria apresentada pelos autores, na perspectiva de apresentar oportunidades para melhoria da sua aplicabilidade pelas indústrias.

Resultados e discussão

Na revisão dos estudos verificou-se que as ferramentas de Ecodesign das embalagens são frequentemente baseadas em métodos qualitativos e quantitativos com diferentes aplicações e requerem habilidades diferentes para seu uso adequado, para fornecer as recomendações, estratégias ou oportunidades para melhoria do desempenho ambiental das embalagens. Existem alguns exemplos de ferramentas que envolvem critérios qualitativos e quantitativos, conhecidas como ferramentas semi-quantitativas, como diagramas e matrizes, que permitem aos usuários estimar a sustentabilidade ambiental do produto através de informações de embalagens não muito detalhadas (BOVEA e PÉREZ-BELIS, 2012).

De maneira geral, as ferramentas qualitativas trazem informações ou propõem orientações relativamente genéricas para a melhoria do desempenho ambiental das embalagens, sendo representadas expressamente por manuais, guias e checklists (APCO, n.d.; SPC, 2006; INCPEN, 2008). Existe uma quantidade representativa de ferramentas qualitativas para embalagens desenvolvidas principalmente em França (ADEME, 2012; ADELPHÉ, 2013). As ferramentas qualitativas de Ecodesign são mais rápidas e intuitivas para os utilizadores e necessitam de menos recursos em termos de informações para serem utilizadas (BOVEA e PÉREZ-BELIS, 2012), no entanto a maioria não contempla a perspectiva de ciclo de vida e os resultados obtidos são mais limitados no que respeita à definição de oportunidades para melhoria do ciclo de vida das embalagens e à possibilidade de avaliar essa melhoria.

As ferramentas quantitativas, por sua vez, permitem avaliar o desempenho ambiental das embalagens e são frequentemente baseadas na metodologia de ACV. O Ecodesign tendo como base a ACV permite avaliar o desempenho ambiental de opções de embalagem, que, além de outras funções, possibilita comparar os impactos ambientais nas diferentes fases do ciclo de vida, considerando multicritérios e propondo melhorias (POUDELET *et al.*, 2012; VALLET *et al.*, 2013). O Ecodesign a partir da ACV completa fornece um direcionamento baseado em informações passíveis de serem controladas, e resultados mais detalhados e robustos. Existem vários softwares específicos para as embalagens que fornecem suporte na ACV completa e simplificada. Para ACV completa (mais detalhada), os softwares não são especificamente desenvolvidos para as embalagens (e.g. Simapro), podendo omitir alguns aspectos peculiares, como alternativas de materiais (bioprodutos), bem como o gerenciamento desses materiais de embalagem (SANYE-MENGUAL *et al.*, 2014). Além disso, os estudos de ACV existentes que envolvem as embalagens focam mais no design do produto, sendo sua embalagem como de prioridade secundária. Existem softwares de ACV simplificada específicos para embalagens, os quais não exigem muitos dados de entrada e envolvem uma abordagem mais imediata e interfaces de usuário simplificadas, por exemplo: BEE, PIQET e COMPASS (VERGHESE,

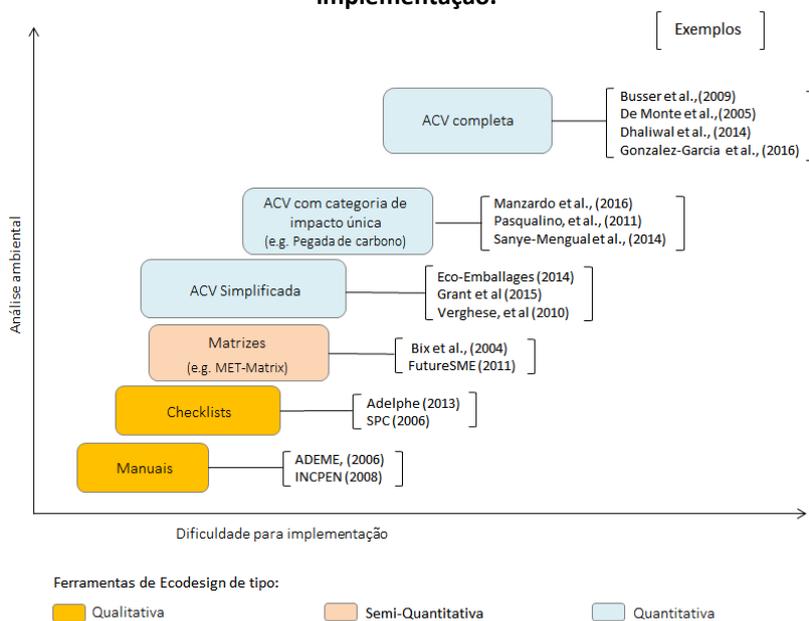
et al., 2010; ECO-EMBALLAGES, 2014; ROUSSEAU *et al.*, 2017). Esses nem sempre estão disponíveis para ser testados e utilizados, além de necessitarem de experiência ou conhecimento prévio mínimo para utilizá-los e interpretar os resultados. Essas ferramentas não permitem uma análise multiobjetivo, desconsiderando outros aspectos, como técnicos, sociais e econômicos (ROSSI *et al.*, 2016).

Na literatura é possível identificar que os estudos de caso de Ecodesign de embalagens são voltados principalmente para produtos alimentares (e.g. DE MONTE, *et al.*, 2005; BÜSSER; JUNGBLUTH, 2009; WIKSTRÖM *et al.*, 2014), sendo que a maioria tem a finalidade de trazer respostas a apenas uma ou duas fases do ciclo de vida: seleção de materiais na produção das embalagens (e.g. BOVEA e GALLARDO, 2006; NAVAJAS *et al.*, 2014; DHALIWAL, *et al.*, 2014; TECCHIO, 2015) ou alternativas de fim de vida (e.g. GRANT, BARICHELLO e FITZPATRICK, 2015). Nos estudos de caso sobre embalagens, a avaliação do desempenho ambiental geralmente se concentra em comparar diferentes materiais de embalagem ou projetos (e.g. GONZÁLEZ-GARCÍA *et al.*, 2016). Além do mais, embora existam estudos que já tenham quantificado as consequências ambientais derivadas dos materiais de embalagem, a influência da embalagem durante o ciclo de vida completo dos produtos é razoavelmente diferente, dependendo do produto considerado (BÜSSER e JUNGBLUTH, 2009). Existem ainda os que procuram abranger um ou mais desses critérios específicos: técnicos, sociais ou econômicos (GONZÁLEZ-GARCÍA *et al.*, 2011; WIKSTRÖM *et al.*, 2014; PIRES *et al.*, 2015), no entanto, são ainda pouco conhecidos pela indústria, normalmente envolvem métodos complexos, sendo de difícil utilização pela indústria.

As dificuldades das ferramentas de Ecodesign específicas para embalagens em termos de sua aplicação são semelhantes às das ferramentas para produtos em geral, identificadas por Bovea *et al.*, (2012), Vallet *et al.*, (2013) e Rossi *et al.*, (2016). A partir da revisão da literatura e análise das ferramentas para embalagens é possível elencar as principais limitações: 1) falta de recursos (tempo, economia, pessoal) e conhecimento por parte das empresas sobre a influência do Ecodesign das embalagens nos impactos ambientais globais do produto final; 2) ausência de perspectiva de ciclo de vida; 3) ausência de análise multicritério; 4) métodos simplificados, que desconsideram aspectos significativos peculiares das embalagens, como estabilidade, proteção do produto contra deterioração e adulteração, interação embalagem/produto e (bio)materiais alternativos; e 5) métodos demasiado complexos. Em suma, a Figura 1 apresenta os tipos de ferramentas de Ecodesign para embalagens e a relação da análise ambiental e as dificuldades para implementação, além de alguns exemplos discutidos ao longo do presente estudo.

Com base na revisão e limitações identificadas, é possível apresentar as seguintes oportunidades para melhoria das ferramentas, quanto a sua aplicação na indústria: 1) considerar a perspectiva de ciclo de vida e os multicritérios ambientais; 2) incluir na análise outros aspectos, como técnicos, sociais e econômicos, bem como *trade-offs*; 3) ser específicas a embalagens dos diferentes tipos de produtos; 4) facilitar sua utilização pela indústria; 5) padronizar os métodos para realização dos estudos de Ecodesign, de forma a garantir a uniformização e maior confiabilidade às empresas; 6) estudos de Ecodesign que se concentrem na análise e seleção dos indicadores ambientais mais significativos para apresentar soluções de embalagens e no aperfeiçoamento desses indicadores; 7) pesquisas testando novos materiais para embalagens, considerando materiais biodegradáveis, como biopolímeros, por exemplo, reaproveitamento de coprodutos dos processos industriais; 8) considerar materiais biodegradáveis, com menores impactos na fase de fim de vida; 9) necessidade de ferramentas que sejam disponíveis, precisas e de ampla aplicação.

Figura 53: Ferramentas de Ecodesign para embalagens e a relação entre a análise ambiental e a dificuldade para implementação.



Conclusões

Existem diversas ferramentas de Ecodesign para embalagens, principalmente manuais, checklists e softwares de ACV, no entanto, existem várias dificuldades para a sua efetiva implementação pelas empresas na melhoria do desempenho ambiental das embalagens. As oportunidades para melhoria da aplicabilidade das ferramentas pelas empresas giram em torno do desenvolvimento de abordagens que levem em conta os critérios específicos das embalagens e que envolvam a indústria no seu desenvolvimento, apresentando direcionamentos baseados em métodos confiáveis e promovendo uma utilização expedita. Neste contexto, permanece o desafio e a oportunidade para serem desenvolvidas abordagens metodológicas de Ecodesign quantitativas para as embalagens, com relativa complexidade e robustez, mas que permitam uma utilização expedita pelas empresas.

Referências

- ADELPHÉ (2013) 'Eco-Design of Packaging - How can we improve? Guide for the Pharmaceutical Sector', 57(May), pp. 289–300.
- ADEME, l'Agence de and L'Énergie, l'Environnement et de la M. de (2006) 'Guide pratique d' éco-conception Réalisé par'. Eco-conception & Emballages Guide Méthodologique. [s.l.], p.25.
- APCO. Australian Packaging Covenant Organisation Ltd. The Sustainable Packaging Guidelines (SPGs). Disponível: <<https://www.packagingcovenant.org.au/documents/item/1091>> Acesso: 12 set. 2017.
- BAUMANN, H., BOONS, F. AND BRAGD, A. (2002) 'Mapping the green product development field: Engineering, policy and business perspectives', *Journal of Cleaner Production*, 10(5), pp. 409–425.
- BIX, LAURA & RIFON, NORA & DE LA FUENTE, JAVIER & LOCKHART, HUGH. (2004). The Packaging Matrix: Linking Package Design Criteria to the Marketing Mix. Conference: IDS-Packaging 2004.
- BOVEA, M. D. AND GALLARDO, A. (2006) 'The influence of impact assessment methods on materials selection for eco-design', *Materials and Design*, 27(3), pp. 209–215.
- BOVEA, M. D. AND PÉREZ-BELIS, V. (2012) 'A taxonomy of ecodesign tools for integrating environmental requirements into the product design process', *Journal of Cleaner Production*. Elsevier Ltd, 20(1), pp. 61–71.

- BRASIL (2010) *Política Nacional de Resíduos Sólidos. Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010., Câmara - Legislação.* Edited by C. dos Deputados. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2 ago. 2010.
- BÜSSER, S. AND JUNGBLUTH, N. (2009) 'The role of flexible packaging in the life cycle of coffee and butter', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14(SUPPL. 1), pp. 1–13.
- CONSELHO EUROPEU (2004) 'Diretiva 2004/12/CE do Parlamento e Conselho Europeu de 11 de fevereiro de 2004 que altera a Diretiva 94/62/CE relativa à declaração de embalagens e resíduos de embalagens pelo Conselho, Comissão e o Parlamento Europeu', *Jornal Oficial da União Europeia*, L47, pp. 26–31.
- CONSELHO EUROPEU (2009) 'Directiva 2009/125/CE de 21 de Outubro de 2009 do Parlamento e Conselho Europeu de 11 de fevereiro de 2004 relativa à criação de um quadro para definir os requisitos de concepção ecológica dos produtos relacionados ao consumo de energia', *Jornal Oficial da União Europeia*, pp. 10–35.
- DHALIWAL, H. *ET al.* (2014) 'A life cycle assessment of packaging options for contrast media delivery: comparing polymer bottle vs. glass bottle', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(12), pp. 1965–1973.
- ECO-EMBALLAGES. (2014) BEE 'Guide méthodologique (Bilan Environnemental des Emballages)'. Version 3.2 et 3.3. pp. 1–95.
- FUTURESME. (2011) Worked example using the MET Matrix after Lofthouse V., Trimmingham R. and Bhamra T., 2007. Disponível: <http://www.futuresme.eu/docs/apps/2011/07/01/worked_exemplemet_matrix.pdf?status> Acesso: 8 out. 2017
- GONZÁLEZ-GARCÍA, S. *et al.* (2016) 'Sustainable Design of Packaging Materials'. Environmental Footprints of Packaging. Singapore.
- GONZÁLEZ-GARCÍA, S. *et al.* (2011) 'Combined application of LCA and eco-design for the sustainable production of wood boxes for wine bottles storage', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(3), pp. 224–237.
- GRANT, T., BARICHELLO, V. AND FITZPATRICK, L. (2015) 'Accounting the Impacts of Waste Product in Package Design', *Procedia CIRP*. Elsevier B.V., 29, pp. 568–572.
- INCPEN (2008) 'Envirowise: A guide to packaging eco-design', *Incpen*. Available at: [http://www.packagingfedn.co.uk/images/reports/Incpen&Envirowise Guide to Packaging Eco Design.pdf](http://www.packagingfedn.co.uk/images/reports/Incpen&Envirowise%20Guide%20to%20Packaging%20Eco%20Design.pdf).
- DE MONTE, M., PADOANO, E. AND POZZETTO, D. (2005) 'Alternative coffee packaging: An analysis from a life cycle point of view', *Journal of Food Engineering*, 66(4), pp. 405–411.
- NAVAJAS, A. *et al.* (2014) 'Ecodesign of PVC packing tape using life cycle assessment', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(1), pp. 218–230.
- PIGOSSO, D. C. A., MCALOONE, T. C. AND ROZENFELD, H. (2015) 'Characterization of the State-of-the-art and Identification of Main Trends for Ecodesign Tools and Methods: Classifying Three Decades of Research and Implementation', *Journal of the Indian Institute of Science*, 95(4), pp. 405–427.
- PIRES, A. *et al.* (2015) 'Extended producer responsibility: a differential fee model for promoting sustainable packaging', *Journal of Cleaner Production*. Elsevier Ltd, 108, pp. 343–353.
- POUDELET, V. *et al.* (2012) 'A process-based approach to operationalize life cycle assessment through the development of an eco-design decision-support system', *Journal of Cleaner Production*. Elsevier Ltd, 33, pp. 192–201.
- RIBEIRO, I. *et al.* (2008) 'Life cycle engineering methodology applied to material selection, a fender case study', *Journal of Cleaner Production*, 16(17), pp. 1887–1899.
- ROSSI, M., GERMANI, M. AND ZAMAGNI, A. (2016) 'Review of ecodesign methods and tools. Barriers and strategies for an effective implementation in industrial companies', *Journal of Cleaner Production*. Elsevier Ltd, 129, pp. 361–373.
- ROUSSEAU, P. *et al.* (2017) "'Eco-tool-seeker" A new and unique business guide for choosing ecodesign tools', *Journal of Cleaner Production*, 151, pp. 546–577.
- SANYE-MENGUAL, E. *et al.* (2014) 'Eco-design and product carbon footprint use in the packaging sector'. Singapore: Subramanian, S.M.: Assessment of carbon footprint in different industrial sectors, Vol. 1. Springer, pp. 221–245.
- SPC SUSTAINABLE PACKAGING COLISION - GreenBlue Institute® (2006) 'Design guidelines for sustainable packaging'.



Version 1.0. Virginia.

TECCHIO, P. (2015) 'Streamlining Life Cycle Assessment to support Ecodesign through multi-criteria materials selection'. PhD Thesis. Materials Science and Technology. Politecnico di Torino.

VALLET, F. *et al.* (2013) 'Using eco-design tools: An overview of experts' practices', *Design Studies*, 34(3), pp. 345–377.

VERGHESE, K. L., HORNE, R. AND CARRE, A. (2010) 'PIQET: The design and development of an online streamlined LCA tool for sustainable packaging design decision support', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(6), pp. 608–620.

WIKSTRÖM, F. *et al.* (2014) 'The influence of packaging attributes on consumer behaviour in food-packaging life cycle assessment studies - A neglected topic', *Journal of Cleaner Production*. Elsevier Ltd, 73, pp. 100–108.



COMITÊ CIENTÍFICO
Economia circular

CIRCULAR ECONOMY IN THE SCIENTIFIC LITERATURE

Nathalie Barbosa Reis Monteiro¹, Elaine Aparecida da Silva²

¹Universidade Federal do Piauí. *nathaliereis@hotmail.com*

²Universidade Federal do Piauí.

Abstract: A linear economic model has guided the modern consumption pattern, wherein the resources are extracted from nature, processed, used, and discarded after use. The concept of Circular Economy (CE) proposes that products keep their highest degree of use and value, in technical and biological cycles, so that discarded materials can be used as input, returning to the beginning of the productive chain, generating economic and environmental gains. In this paper, it was done a bibliometric research, with the aim of analyzing the scientific publications on the CE to understand its evolution and indicate the central themes related to this concept, using as source the Web of Science database. The keywords "circular economy", "circular economy" AND recycling, "circular economy" AND "industrial symbiosis" and "circular economy" AND "life cycle assessment" were used to know the publications that relate this subject with the tools that assist in its implementation. Among the papers found, 47% are scientific articles, being most of environmental sciences area. The highest concentration of publications is in 2016 and 2017, and the country with the superior number of papers is China, whose studies approach, mainly, the technological innovations in this topic. The approach presented in the articles indicates that CE is a concept that is not limited only to waste recycling, involving processes, tools and economic models that help to change this paradigm. Thus, studies show that it is possible to apply CE to the most diverse kinds of industries, making the reuse of resources in the productive chain, a reality.

Keywords: Circular Economy. Bibliometric Research. Sustainability.

Introduction

The linear economic concept, wherein resources are extracted from nature, processed, transformed into products, and discarded after use, has gradually been replaced by the circular thinking, where all residue generated from the use of products can be reused in the productive chain.

The circular economy (CE) is regenerative and restorative because it maintains products at its highest level of utility and value. It is a continuous development cycle, based on the Cradle to Cradle design, which eliminates the idea of tailings¹⁸ because it takes them to the beginning of the chain as raw material. Circular flows within the CE aim to keep resources in use as long as possible and limit the final disposal of waste (GEJER; TENNENBAUM, 2017).

However, this concept goes beyond the simple reuse of waste and it bases on three principles: the preservation and improvement of natural capital, with the purpose of controlling finite stocks and balancing flows of renewable resources; the optimization of resources so products and materials can circulate at the highest level of use, for the longest time as possible, both in the technical and biological cycles; and the stimulation of the system's effectiveness excluding negative externalities from the beginning of the productive cycle (GHISELLINI; CIALANI; ULGIATI, 2016).

Thus, the CE presents itself as a practical solution, both to contain the exploitation of natural resources of the planet and to maintain the competitiveness among companies, in a dynamic and global market. Among the economic advantages, it can be mentioned the reduction of the volatility of prices and risks of supply, economic resilience in the long term and job creation (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2013).

This paper aims to analyze the scientific publications made on this subject, through bibliometric research, to understand its evolution over the years and to know the main themes related to this concept. The first publications on CE began in 2004, and the highest number of recovered papers is concentrated in 2016 and 2017, which demonstrates that the theme is recent and has been explored in last years with higher intensity. Also, it was possible to know that the most discussed topics in the articles are waste management and the economic models that help the transition from linear to a CE.

Circular economy: concept and applications

In the last decades, supply chain management practices have been developed to reduce the negative consequences of production processes on the environment. In this way, the CE concept has been spread in the literature, in business

¹⁸ According to Law 12,305, of August 2, 2010, tailings are all materials that do not have the possibility of reuse, after exhausting all forms of treatment and recovery by technological processes, being destined to the final disposition environmentally adequate (BRAZIL, 2010).

and, also, in practice (NASIR et al., 2017). The principles of CE emphasize the idea of transforming products in such a way that there are viable relations between ecological systems and economic growth (ADAMS et al., 2017).

The CE stimulates new management practices and presents new opportunities, creating value to organizations in harmony with the environment (ZHU et al., 2011; LEITÃO, 2015; NASIR et al., 2017). Tingley, Cooper and Cullen (2017) propose four mechanisms to overcome the systemic barriers faced in the adoption of CE practices: (1) the creation of a supplier's database with the availability of reusable material, (2) the demonstration of demand, (3) technical guidance and education for industry and (4) government leadership. Together, these mechanisms tend to get better the organizations' economic performance and reduce environmental impacts.

The implementation of the CE around the world still seems to be mainly focused on recycling. Some sectors of activity achieve significant results, obtaining high rates of waste recycling in developed countries such as Japan, the USA, and European Union countries (GHISELLINI; CIALANI; ULGIATI, 2016). Schneider et al. (2017), on the other hand, in a study developed in Vietnam, conclude that there is generally great potential for the CE in low-income countries, since the main proportion of waste streams are recyclable.

One of the tools propagated for the application of the CE is the industrial symbiosis, whose concept is the creation of industrial parks with zero residues. The main attraction of this concept is the mutually beneficial relationship between companies that are part of an industrial ecosystem, where one industry uses the waste of another, as new inputs for productive processes seeking the harmony between social, environmental, and economic aspects (GENG et al., 2014; SANTOLIN; CATEN, 2015).

Another technique that helps to implement the CE is the Life Cycle Assessment (LCA) since it allows to identify and measure the environmental impacts associated with different stages of the product, process, and service lifecycle, leading to better process management of production. The impacts are evaluated from the extraction of the raw material, through production, use and final disposal (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT, 2009), which is directly linked to the concept of CE. The method has been widely used in the context of the circularity of productive processes in opposition to the linear economy (HAUPT; ZSCHOKKE, 2017).

In May 2017, the British Standards Institution launched the first standardized guide for application of CE in organizations: BS 8001: 2017 - Framework for implementing the principles of the CE in organizations. The guide approaches the definitions of the CE, a set of general principles, a flexible management framework for implementing strategies in organizations, and a detailed description of economic, environmental, design, marketing, and legal issues related this topic (BS 8001:2017, 2017; PAULIUK, 2018).

The efficient use of raw materials and resources is a challenge that our society faces. In this context, industries must adapt to new trends and environmentally sustainable production systems (GARCÍA, A. D.; GARCÍA, C. M; PALOMINO, 2017). The guidebook BS 8001: 2017 (2017) demonstrates that it is possible the transition from linear economy to CE, regardless of the type of industry and location, making it an essential tool to assist in this change.

Methodology

The methodology applied to this study was the bibliometric research in the Web of Science database which is a virtual library where scientific papers are coming from different parts of the world. The search was done using the keyword "circular economy" to know the publications related to this subject. The keywords "circular economy" AND "recycling" were used to identify the papers that relate the circular economy to the recycling processes. "Circular economy" AND "industrial symbiosis" and "circular economy" AND "life cycle assessment" were chosen since industrial symbiosis and LCA are tools that assist industries in the transition from linear to a CE.

The research was done by topic, considering the possibility of recovering a more significant number of scientific publications related to this theme. The filters used were the year of publication, type of document, main categories of Web of Science, authors, and countries with the most substantial number of studies and major funding agencies. Also, it was possible to identify which journal has the most significant number of publications, with this approach, and in which languages the articles are written.

In addition to the use of the filters available in the database, it has been done a categorization of the papers according to the central theme of the study. Thus, after the analysis of their content, six categories were selected, wherein the

articles could be framed: supply chain; industrial parks; industrial ecology; carbon footprint; economic models and waste management.

Results and discussion

Bibliometric analysis

The number of studies recovered in this research is in Table 1.

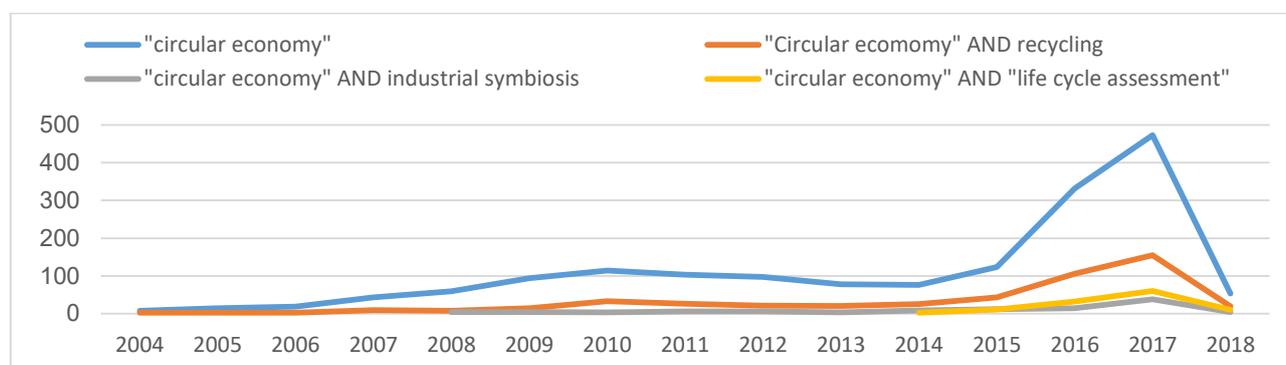
Table 1 – Number of papers per Keyword

Keyword	Quantity
"circular economy"	1585
"circular economy" AND "recycling"	484
"circular economy" AND "life cycle assessment"	117
"circular economy" AND "industrial symbiosis"	102

Source: Authors

A total of 1,585 papers were recovered using the keyword "circular economy" alone. For the combination of this expression with other keywords, the same articles were retrieved, which means that the 703 studies that relate "circular economy" with recycling, "life cycle assessment" and "industrial symbiosis" can be visualized using only the expression "circular economy ". However, the combination of these keywords allowed the filtering to know the studies that relate the CE to these specific topics, which are tools used to assist the application of this concept. The remaining 882 papers describe the CE to other subjects, such as sustainability, bioeconomics, politics, among others. The research, with this approach, began to be developed in 2004, as shown in the graph of Figure 1.

Figure 1 - Evolution of publications per year

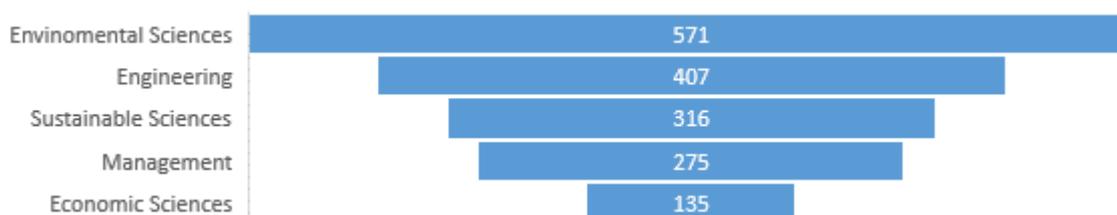


Source: Authors

The writings on CE show a continuous growth until 2010. There was a decrease in the period from 2010 to 2014, and in 2015 the theme returned to be explored by the scientific community, presenting an increase in research in the years 2016 and 2017. The articles that deal with the recycling of waste, related to the concept of CE, accompany the research's evolution on the subject. However, industrial symbiosis is a subject that began to be explored, within this context, only in 2008, also showing growth in the last years. Regarding the LCA, the papers that relate this perspective to a CE started to be published in 2014, with half of the results in 2017.

The types of documents found were: articles presented at events/conferences (51.1%); original articles (41.5%); review articles (5.6%); editorial/other material (1.8%). It can be observed that more than 92% of the papers published are conference and original articles. The fact that the theme is relatively new may have contributed to this number of reviews, so it is important to increase publication in this category. Less than 2% of the papers are editorial materials, book chapters, and letters. In Figure 2 is shown the division by category of Web of Science.

Figure 2 - Number of articles by category



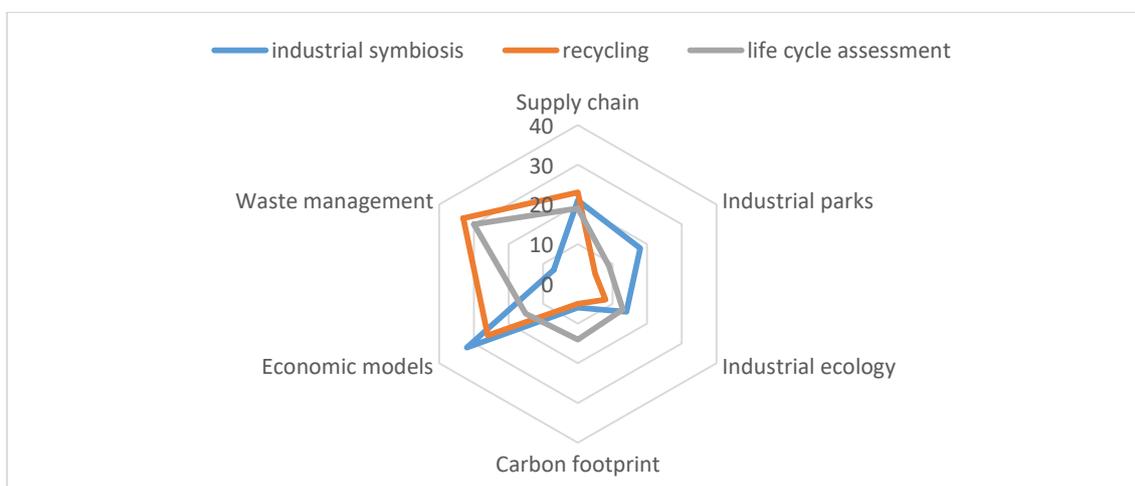
Source: Adapted from Web of Science (2018)

Inside the Web of Science database, the papers are divided into many categories, and the same study can be classified in more than one category, according to the topic addressed. Most of the studies fall into the category of environmental sciences (Figure 2), with 33% of the results.

Besides the filter provided by the database, it was made a categorization by subject, based on the reading of the articles. The papers were framed in six themes, according to the approach of each one: supply chain, are about articles that deal with issues related to the production chain, processes, raw materials, and supply flows; industrial parks, in this category, are the articles that refer to the various possibilities of creating industrial parks according to the region and the involved industries; industrial ecology, include papers related to eco-industry, green industry and the multiple ramifications of this concept; carbon footprint, encompasses articles referring to atmospheric emissions, notably Carbon Dioxide (CO₂); economic models, relates to the documents that deal with the economic tools for application of the CE, as well as the economic and management models associated with this concept; and waste management, it is about papers that deal with the management of various types of waste.

In Figure 3 is the percentage of articles, according to the appropriateness in the main approach categories.

Figure 3 – Quantity (in%) of articles per approach



Source: Authors

In the distribution by theme, most of the papers related to recycling deals with waste management (HOOGMARTENS; EYCKMANS; VAN PASSEL, 2018) and supply chain (NASIR et al., 2017) given the best techniques for reuse of materials. About carbon footprint, the most substantial number is among the LCA articles, since this tool can be used to measure the impacts caused by atmospheric emissions (LOW; TJANDRA; LU, 2016). Industrial ecology is addressed by the three terms used, which demonstrates that the concept of green industry is an essential part of the CE (MATHEWS; TAN, 2011).

Regarding the primary approach of industrial symbiosis articles, most of them fall under the economic models' category, which includes strategies such as the SymbioSyS tool, which support the transition from linear to the CE

(ALVAREZ; RUIZ-PUENTE, 2017). Also, the creation of industrial parks is a widely discussed topic among papers related to this issue (BELLANTUONO; CARBONARA; PONTRANDOLFO, 2017),

China holds 49% of all publications on the CE, mainly on the technologies and tools that help the implementation of it in industries (GENG et al., 2014). According to Wen et al. (2018), the government has proposed several initiatives to implement the CE, especially encouraging the construction of industrial parks. The main reasons that have motivated the Chinese government to encourage the application of the CE are the high consumption of energy and resources that the population growth demands. In addition, CE promises to generate jobs to absorb the country's population (GOVINDAN; HASANAGIC, 2018).

Among the most representative countries, England occupies the second position, with 8% of the recovered papers. Brazil comes in 18th place, with only 1% of the total. Developed countries have more facility to get investments from government and private sector to application of the CE, resulting in more scientific research on this subject coming from these countries (McDowall et al., 2017).

Several funding agencies support these research: The National Natural Science Foundation of China, European Union, Fundamental Research Funds for the Central Universities, Chinese Academy of Sciences, including Brazilian agency, *Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior* (CAPES). Because China has the most substantial number of publications, it justifies that at least two Chinese agencies are the largest funders of research in this area. The journal with the most significant number of publications on this subject is the *Journal of Cleaner Production*. Most papers are in English (96% of the results). However, there are studies available in Chinese, Spanish, French, German, Italian, Polish, Portuguese and Russian.

Conclusion

The research of bibliometric analysis is an essential tool in the process of data collection on a specific subject since it allows the filtering and categorization of a significant amount of information obtained in scientific studies, indexed in periodicals, found in the scientific databases. Review articles help the researcher, because they provide information in an organized and concentrated way in the same place, facilitating the research on the topic addressed.

In the bibliometric research on CE, it was demonstrated that this concept goes beyond waste recycling, encompassing tools and economic models that help the implementation of this new paradigm, such as industrial symbiosis and LCA. It was observed that the publications on this theme are recent and have advanced in last years, indicating the real possibility of rethinking the productive processes, eliminating the idea of waste, which is taken to the beginning of the chain, as an input, for reuse.

China is the country with the highest number of papers, which holds half of all publications on the subject, mainly about the technologies and tools to implement this concept, and government initiatives, which is a reference for the rest of the world. The least developed countries have little representation in the number of scientific papers, like Brazil, which occupies the 18th position, with only 1% of the total results. Low investments by government and private companies are some of the barriers faced by underdeveloped countries in the implementation of the CE.

According to the themes addressed in the studies, waste management is more representative in articles related to recycling and LCA, while for industrial symbiosis, the most relevant issue is economic models. Thus, it is evident that it is possible to apply the CE model to the most diverse types of industries and that the concept should be sought, given the economic and environmental gains resulting from the reduction of the waste of potentially reusable residues.

The authors thank CNPq for funding the research project (401320 / 2016-2).

Referências

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040:2009. (2009) *Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura*. Rio de Janeiro, 21 p.

ADAMS, K. T.; OSMANI, M.; THORPE, T.; THORNBACK, J. (2017) Circular economy in construction: current awareness, challenges and enablers. *Waste and Resource Management*. V. 170, pp. 15-24.

- ALVAREZ, R.; RUIZ-PUENTE, C. (2017) Development of the Tool SymbioSys to Support the Transition Towards a Circular Economy Based on Industrial Symbiosis Strategies. 9th International Conference on the Environmental and Technical Implications of Construction with Alternative Materials (WASCON). V. 8, Ed. 5, pp. 1521-1530.
- BRASIL. Lei 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, 2010. Available in: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>. Access in: 31 jan 2018.
- BELLANTUONO, N.; CARBONARA, N.; PONTRANDOLFO, P. (2017) The organization of eco-industrial parks and their sustainable practices. *Journal of Cleaner Production*. V.161, pp. 362-375.
- BS 8001:2017. (2017) A guide. Executive briefing: The world's first standard for implementing the principles of the circular economy in organizations. Available in: https://www.bsigroup.com/Sustainability/BS8001_Executive_Briefing.pdf. Access in: 27 oct 2017.
- ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. Towards the circular economy: economic and business rationale for an accelerated transition. 2013. Available in: <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/publications/Ellen-MacArthur-Foundation-Towards-the-Circular-Economy-vol.1.pdf> Access in: 10 oct 2017
- GARCÍA, A. D.; GARCÍA, C. M.; PALOMINO, T. C. (2017) Properties of Residue from Olive Oil Extraction as a Raw Material for Sustainable Construction Materials. Part I: Physical Properties. *Materials*, V. 10, N. 100, pp. 1-15.
- GEJER, L.; TENNENBAUM, C. (2017) Os três princípios da inovação circular do berço ao berço. In: *Ideia Circular*. Available in: <http://www.ideiacircular.com/economia-circular> Access em: 08 oct 2017.
- GENG, Y.; LIU, Z. X.; XUE, B.; DONG, H. J.; FUJITA, T.; CHIU, A. (2014) Emergy-based assessment on industrial symbiosis: a case of Shenyang Economic and Technological Development Zone. *Environmental Science and Pollution Research*, V. 21, pp. 13572-13587.
- GHISELLINI, P.; CIALANI, C.; ULGIATI, S. (2016) A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production*, V. 114, pp. 11-32.
- GOVINDAN, K.; HASANAGIC, M. (2018) A systematic review on drivers, barriers, and practices towards circular economy: a supply chain perspective. *International Journal of Production Research*, V. 56, N. 1-2, pp. 278-311.
- HAUPT, M.; ZSCHOKKE, M. (2017) How can LCA support the circular economy? 63rd discussion forum on life cycle assessment, Zurich, Switzerland, November 30, 2016. *International Journal of Life Cycle Assessment*, V. 22, pp. 832-837.
- HOOGMARTENS, R.; EYCKMANS, J.; VAN PASSEL, S. (2018) A Hotelling model for the circular economy including recycling, substitution and waste accumulation. *Resources Conservation and Recycling*. V. 128, pp. 98-109.
- LEITÃO, A. (2015) Economia circular: uma nova filosofia de gestão para o séc. XXI. *Portuguese Journal of Finance, Management and Accounting*, V. 1, N. 2, pp. 149-151.
- LOW, J. S. C.; TJANDRA, T. B.; LU, W. F. (2016) Adaptation of the Product Structure-based Integrates Life Cycle Analysis (PSILA) technique for carbon footprint modelling and analysis of closed-loop production systems. *Journal of Cleaner Production*, V. 120, pp. 105-123.
- MATHEWS, J. A.; TAN, H. (2011) Progress Towards a Circular Economy in China The Drivers (and Inhibitors) of Eco-industrial Initiative. *Journal of Industrial Ecology*, V. 15, pp. 435-457.
- McDOWALL, W.; GENG, Y.; HUANG, B.; BARTEKOVA, E.; BLEISCHWITZ, R.; TURKELI, S.; KEMP, R.; DOMENECH, T. (2017) Circular economy policies in China an Europe. *Journal of Industrial Ecology*, V 21, pp. 651-661.



NASIR, M. H. A.; GENOVESE, A.; ACQUAYE, A. A.; KOH, S.C.L.; YAMOA, F. (2017) Comparing linear and circular supply chains: A case study from the construction industry. *International Journal of Production Economics*, V. 183, pp. 443-457.

PAULIUK, S. (2018) Critical appraisal of the circular economy standard BS 8001:2017 and a dashboard of quantitative system indicators for its implementation in organizations. *Resources, Conservation & Recycling*, V. 129, pp. 81–92.

SANTOLIN, R. B.; CATEN, C. S. (2015) Modelos de distritos industriais sob a ótica da sustentabilidade: uma revisão bibliográfica. *Iberoamerican Journal of Industrial Engineering*, V.7, N. 14, pp.129-151.

SCHNEIDER, P.; ANH, L. H.; WAGNER, J.; REICHENBACH, J.; HEBNER, A. (2017) Solid Waste Management in Ho Chi Minh City, Vietnam: Moving towards a Circular Economy? *Sustainability*, V. 9, N. 286, pp. 1-20.

TINGLEY, D. D.; COOPER, S.; CULLEN, J. (2017) Understanding and overcoming the barriers to structural steel reuse, a UK perspective. *Journal of Cleaner Production*, V. 148, pp. 642-652.

WEB OF SCIENCE (2018). *Categorias do Web of Science*. Available in: http://apps-webofknowledge.ez17.periodicos.capes.gov.br/RAMore.do?product=WOS&search_mode=GeneralSearch&SID=7BrUeD3SM2FFSINDsoG&qid=1&ra_mode=more&ra_name=JCRCategories&colName=WOS&viewType=raMore. Access in 20 oct 2018.

WEN, Z.; HU, Y.; LEE, J. C. K.; LUO, E.; LI, H.; KE, S. (2018) Approaches and policies for promoting industrial park recycling transformation (IPRT) in China: Practices and lessons. *Journal of Cleaner Production*, V. 172, pp.1370-1380.

ZHU, Q.; GENG, Y.; SARKIS, J.; LAI, K. (2011) Evaluating green supply chain management among Chinese manufacturers from the ecological modernization perspective. *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review*, V. 47, pp. 808-821.

CIRCULARIDADE NA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA É POSSÍVEL?

Ana Laura Raymundo Pavan¹, Efigênia Rossi¹, Renata Nobre da Cunha¹, Aldo Roberto Ometto¹

¹ Escola de Engenharia de São Carlos (EESC), Universidade de São Paulo (USP)

Resumo: A Economia Circular (EC) visa à manutenção de produtos, componentes e materiais ao seu mais alto nível de utilidade e valor. Assim, a EC baseia-se em processos cíclicos constantes de produção de energia renovável e não renovável dentro e entre empresas e consumidores. Conseqüentemente, a compreensão do ciclo de vida é fundamental, uma vez que permite a sistematização das entradas e saídas dos produtos em um modelo circular. Pouco está sendo discutido em termos do mapeamento do ciclo de vida e das condições em que o Pensamento do Ciclo de Vida pode desempenhar na transição para a EC, apesar de tratar-se de uma abordagem ampliada a fim de reduzir o uso de recursos de um produto e as emissões para o meio ambiente. Desta forma, o objetivo deste trabalho é analisar a flexibilidade metodológica das técnicas do Pensamento do Ciclo de Vida (Avaliação do Ciclo de Vida - ACV - e suas tipologias) e suas relações com a EC. Este estudo constitui em uma revisão de literatura a fim de encontrar estudos aplicados nas diversas tipologias de ACV aos princípios da EC. A partir dos resultados, é possível concluir que as técnicas do Pensamento do Ciclo de Vida apresentam grande potencial como métodos quantitativos para avaliar os fluxos biofísicos e monetários nas organizações e seus impactos, em um modelo de EC.

Palavras-chave: Economia Circular, Pensamento do Ciclo de Vida, Avaliação do Ciclo de Vida, ferramentas.

Introdução

O Pensamento do Ciclo de Vida refere-se a uma abordagem ampliada a fim de reduzir o uso de recursos de um produto e as emissões para o meio ambiente, bem como melhorar seu desempenho socioeconômico ao longo do seu ciclo de vida (UNEP; SETAC, 2017). Esta abordagem pode ser aplicada em diferentes escalas que variam de produtos únicos a sistemas mais complexos, como organizações ou mesmo cidades (Petit-Boix et al. 2017). Neste contexto, ao longo das últimas décadas cinco métodos foram desenvolvidos para lidar com a quantificação dos aspectos e impactos relacionados às diferentes dimensões da sustentabilidade.

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e o Custeio do Ciclo de Vida (Life Cycle Costing -LCC) quantificam os impactos ambientais e econômicos de um sistema de produtos desde a aquisição de matérias-primas até o final da vida, respectivamente (ABNT 2006).

A ACV Social (S-ACV) e a Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) são métodos mais recentes (UNEP-SETAC, 2011, 2009) que ainda têm a aplicação incipiente. A primeira tem como objetivo avaliar os aspectos sociais e socioeconômicos dos produtos e seus potenciais impactos positivos e negativos ao longo de seu ciclo de vida e, portanto, promover a melhoria das condições sociais e do desempenho socioeconômico geral de um produto para todas as partes interessadas (UNEP-SETAC, 2009) Assim, a S-ACV complementa a ACV com aspectos sociais, podendo ser aplicada isoladamente ou em conjunto. Já a ASCV é essencialmente a união das três técnicas - ACV para desempenho ambiental, LCC para questões econômicas e S-ACV para aspectos sociais.

Por fim, a ACV organizacional (O-ACV) usa a perspectiva de ciclo de vida para compilar e avaliar os impactos ambientais potenciais das atividades associadas a uma organização e a provisão de seu portfólio de produtos. Logo, ao capacitar as organizações para visualizar sua estratégia de sustentabilidade, orientar o design de seus produtos e melhorar seus processos, a O-ACV auxilia na mudança para padrões de consumo e produção sustentáveis, de baixa emissão de carbono, eficiente em recursos e inclusiva (UNEP, 2015).

Assim, fica evidente que o Pensamento do Ciclo de Vida já vem sendo o cerne de vários planos de ação políticos e estratégicos, incluindo desenvolvimento de rótulos ecológicos e estratégias de eco-inovação (Comissão Europeia, 2010).

Paralelo a isso, entende-se como Economia Circular um modelo de economia intencionalmente restaurador, consistindo em um "ciclo de desenvolvimento positivo contínuo que preserva e aprimora o capital natural, otimiza a produção de recursos e minimiza riscos sistêmicos administrando estoques finitos e fluxos renováveis" (EMF, 2018). Apesar da evidente semelhança das metodologias do Pensamento do Ciclo de Vida e a Economia Circular no que tange a necessidade e fomento à mudança de padrões de produção e consumo, de maneira eficaz e regenerativa, ainda existem questionamentos e discussões sobre a aplicabilidade destas técnicas dentro desse novo e amplo conceito. Desta forma, o objetivo deste trabalho é analisar a flexibilidade metodológica das técnicas do Pensamento do Ciclo de Vida (ACV e suas tipologias) e suas relações com a Economia Circular.

Metodologia

Os artigos de revisão são baseados em fontes de informações bibliográficas com a finalidade de fundamentar teoricamente um trabalho por meio de resultados de pesquisas de outros autores. A pesquisa bibliográfica objetiva descrever e discutir o desenvolvimento de um determinado assunto, constituindo uma análise da literatura publicada em livros e artigos (ROTHER, 2007).

A pesquisa bibliográfica possui três etapas principais: 1) formulação do problema; 2) busca e leitura das fontes e 3) análise e redação do texto (GIL, 2002). A presente pesquisa buscou responder a seguinte questão “Circularidade na ACV é possível?” para tanto, o problema da pesquisa pautou-se em encontrar as semelhanças e diferenças da ACV frente aos princípios da Economia Circular. As bases de dados utilizadas foram o SciVerse Scopus e ISI Web of Knowledge (Web of Science), delimitando-se como escopo temporal publicações até o ano de 2018 sendo utilizadas as seguintes palavras-chave: ‘Life Cycle Assessment’, ‘Circular Economy’, ‘Social Life Cycle Assessment’, ‘Life Cycle Cost’, ‘Consequential Life Cycle Assessment’, ‘Organizational Life Cycle Assessment’ e ‘Sustainability Life Cycle Assessment’.

Dentre os critérios de seleção dos artigos, buscou-se encontrar estudos aplicados nas diversas tipologias de ACV encontradas, excluindo-se artigos com contribuição apenas teórica e de revisão de literatura.

Os seis princípios da Economia Circular citados pela norma BS 8001:2017 (BSI, 2017; PAULIUK, 2018) foram estabelecidos conforme o Quadro 1 a seguir. Nesse quadro foram estabelecidos conceitos buscados nos artigos voltadas para a técnica de ACV. Após a identificação dos princípios via conceitos identificados foi realizada a classificação dos artigos nos mesmos.

Quadro 1 - Relação entre os Princípios da Economia Circular e palavras-chave de buscas nos artigos

Princípios Norma BS 8001: 2017	Conceitos
1) Pensamento sistêmico	Relação dos componentes do sistema, <i>trade-offs</i> , <i>hotspots</i> .
2) Inovação	Modificações/melhoramentos da técnica de ACV.
3) Gestão	Impactos ambientais, Impactos sociais, Impactos econômicos.
4) Colaboração	<i>Stakeholders</i> , parceiros, governança.
5) Otimização de Valor	Valor associado ao aumento de vida útil, reuso e reciclagem, avaliado em todas as fases do ciclo de vida.
6) Transparência	Determinação de todos os componentes tóxicos/químicos do produto.

Fonte: Elaboração própria

Resultados e discussão

Apesar de as diferentes ferramentas do pensamento do ciclo de vida (S-ACV, ACV, ASCV, LCC) divergirem em alguns pontos, como por exemplo: definição de escopo, procedimentos de alocação, agregação, dentre outros, elas representam diferentes modos de estudar e extrair indicadores para o mesmo sistema (Heijungs, Huppes, Guinée, 2010). Assim, não faz parte do objetivo deste estudo discutir as diferenças e semelhanças metodológicas destas ferramentas, mas sim analisar, através de aplicações, sua factibilidade dentro do contexto da Economia Circular.

A Economia Circular visa “manter produtos, componentes e materiais em sua alta utilidade e valor em todo o tempo” (BOCKEN et al., 2017). A sua premissa básica é fechar ciclos, utilizando a reciclagem e demais estratégias de reintrodução de materiais, e retardá-los, mantendo, reutilizando, reparando, e remanufaturando produtos para estender sua vida útil, minimizando impactos ambientais (BOCKEN; RITALA; HUOTARI, 2017).

A Economia Circular pode ser vista como um conceito guarda-chuva que propõe relacionar temas de maneira a evidenciar uma qualidade particular ou característica compartilhada pelos mesmos (BLOMSMA; BRENNAN, 2017). Dentre os princípios da Economia Circular citados na norma BS 8001:2017 encontram-se: Pensamento sistêmico, Inovação, Gestão, Colaboração, Otimização de Valor e Transparência (BSI, 2017; PAULIUK, 2018). Sendo assim esses princípios foram relacionados com as principais publicações de ACV quanto a suas tipologias e podem ser vistos no Quadro 2.

Quadro 2 - Resultado da relação existente entre estudos de ACV (e suas tipologias) e os princípios da Economia Circular.

Abordagens do Pensamento do Ciclo de Vida	Relação com princípios da Economia Circular
Estudos de ACV atribucional	
Castellani, Sala e Mirabella (2015)	2, 3, 5 e 6
Delgado-Aguilar et al., (2015)	1, 3 e 6
Niero e Olsen (2016)	1, 2, 3, 5 e 6
Noya et al. (2017)	1,3 e 6
Rigamonti et al. (2017)	1, 2, 3, 5 e 6
Oldfield, White e Holden (2018)	1, 3, 5 e 6
Estudos de ACV consequencial	
Seigné-Itoiz et al. (2014)	1, 3 e 6
Estudos de ACV Sustentável	
Niero e Hauschild (2017)	1, 3 e 6
Estudos de Custeio do Ciclo de Vida	
Iraldo, Facheris e Nucci (2017)	1, 3, 5 e 6
Fregonara et al. (2017)	
Estudos de ACV Social	
Lu, Lee e Hong (2017)	3 e 4

Fonte: Elaboração própria

Como resultado final foram identificados e classificados onze artigos, em sua maioria de aplicação da ACV atribucional. Ressalta-se que não foram encontrados artigos que relacionassem a ACV organizacional à Economia Circular. Isso pode ser explicado pela incipiência desta técnica, sendo que estudos de caso e aplicações ainda são escassos.

O trabalho de Pauliuk (2018) corrobora para essa conclusão ao inserir tanto a ACV quanto a S-ACV e LCC em seu painel para seleção de indicadores principais para a avaliação quantitativa de estratégias de economia circular para organizações e sistemas de produtos. Além destas evidências, ressaltam-se os resultados do Fórum para a Sustentabilidade através da Inovação do Ciclo de Vida (Forum for Sustainability through Life Cycle Innovation - FSLCI) realizado em janeiro de 2017, observando que, embora seja necessária uma nova matriz de medição para a Economia Circular, os indicadores não precisam ser reinventados, dados os muitos indicadores existentes que poderiam ser utilizados para tal propósito, especialmente para os impactos ambientais. Observou-se também que tal matriz exigiria indicadores que pudessem ser adaptados ao tipo de empresa, seu modelo de negócios e sua posição no "círculo de valor" para assegurar uma atribuição justa de responsabilidade.

Os participantes destacaram que o uso da ACV como ferramenta de avaliação poderia ajudar tanto no desenvolvimento de matriz de medição quantificável, quanto fornecer pontos de ligação e colaboração. Foi também salientado pelos especialistas que a informação do ciclo de vida precisará ser aplicada em uma escala muito maior para apoiar tomadas de decisão e, assim, contribuir para a aplicação das políticas e práticas alinhadas com a Economia Circular (Strothman; Sonnemann, 2017).

Apesar do desenvolvimento da estratégia de Economia Circular estar em fase inicial e faltar orientações específicas no que tange a definição de indicadores de circularidade, é possível dizer que as técnicas do Pensamento do Ciclo de Vida apresentam grande potencial como métodos quantitativos para avaliar os fluxos biofísicos e monetários nas organizações e seus impactos.

Conclusões

Neste trabalho, foi discutido se a circularidade na ACV é possível. Para tal, objetivou-se em analisar a flexibilidade metodológica das técnicas do Pensamento do Ciclo de Vida (ACV e suas tipologias) e suas relações com a EC. Uma revisão de literatura foi realizada, a fim de encontrar estudos aplicados nas diversas tipologias de ACV aos princípios da EC.

A pesquisa retornou uma pequena quantidade de artigos, indicando que esse assunto ainda é muito recente. Dentre as tipologias selecionadas, a maioria dos artigos relaciona a aplicação da ACV atribucional com a EC e nenhuma relação foi encontrada para a ACV organizacional, podendo ser explicado pela incipiência desta técnica.

Apesar do desenvolvimento da estratégia de EC estar em fase inicial e faltar orientações específicas no que tange a definição de indicadores de circularidade, é possível dizer que as técnicas do Pensamento do Ciclo de Vida apresentam grande potencial como métodos quantitativos para avaliar os fluxos biofísicos e monetários nas organizações e seus impactos.

Embora alguns autores recomendem a aplicação da ACV para a EC, essa precisa ser implementada com ressalvas, pois mesmo que exista uma evidente semelhança das metodologias do Pensamento do Ciclo de Vida e a EC, ainda existem questionamentos e discussões sobre a aplicabilidade destas técnicas dentro desse novo e amplo conceito.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio recebido para o desenvolvimento deste trabalho.

Referências

- BLOMSMA, F.; BRENNAN, G. The Emergence of Circular Economy: A New Framing Around Prolonging Resource Productivity. *Journal of Industrial Ecology*, v. 21, n. 3, p. 603–614, 2017.
- BOCKEN, N. M. P. et al. Taking the Circularity to the Next Level: A Special Issue on the Circular Economy. *Journal of Industrial Ecology*, v. 21, n. 3, p. 476–482, 1 jun. 2017.
- BOCKEN, N. M. P.; RITALA, P.; HUOTARI, P. The Circular Economy: Exploring the Introduction of the Concept Among S&P 500 Firms. *Journal of Industrial Ecology*, v. 21, n. 3, p. 487–490, 1 jun. 2017.
- BSI. BS 8001:2017. Framework for Implementing the Principles of the Circular Economy in Organizations – Guide. Londres: The British Standards Institution, 2017.
- CASTELLANI, V.; SALA, S.; MIRABELLA, N. Beyond the Throwaway Society: A Life Cycle-Based Assessment of the Environmental Benefit of Reuse. *Integrated Environmental Assessment and Management*, v. 11, n. 3, p. 373–382, jul. 2015.
- COMISSÃO EUROPEIA, 2010. European Commission. Making Sustainable Consumption and Production a Reality. A Guide for Business and Policy Makers to Life Cycle Thinking and Assessment (2010) Luxembourg.
- DELGADO-AGUILAR, M. et al. Are Cellulose Nanofibers a Solution for a More Circular Economy of Paper Products? *Environmental Science and Technology*, v. 49, n. 20, p. 12206–12213, 2015.
- GIL, A. C. Como elaborar projetos de pesquisa. 4. ed. São Paulo: Atlas, 2002.
- EMF - Ellen Macarthur Foundation. Economia Circular. Disponível em: <<https://www.ellenmacarthurfoundation.org/pt/economia-circular-1/conceito>>. Acesso em: jan. 2018.
- HEIJUNGS, R., HUPPES, G., GUINÉE, J.B., 2010. Life cycle assessment and sustainability analysis of products, materials and technologies. Toward a scientific framework for sustainability life cycle analysis. *Polym. Degrad. Stab.* 95, 422–428.



- IRALDO, F.; FACHERIS, C.; NUCCI, B. Is product durability better for environment and for economic efficiency? A comparative assessment applying LCA and LCC to two energy-intensive products. *Journal of Cleaner Production*, v. 140, Part 3, p. 1353–1364, 1 jan. 2017.
- LU, Y.-T.; LEE, Y.-M.; HONG, C.-Y. Inventory Analysis and Social Life Cycle Assessment of Greenhouse Gas Emissions from Waste-to-Energy Incineration in Taiwan. *Sustainability*, v. 9, n. 11, p. 1959, 27 out. 2017.
- NIERO, M.; OLSEN, S. I. Circular economy: To be or not to be in a closed product loop? A Life Cycle Assessment of aluminium cans with inclusion of alloying elements. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 114, p. 18–31, 2016.
- NORTH ATLANTIC TREATY ORGANISATION. *Methods and Models for Life Cycle Costing*. Research and Technology Organisation Final Report 2007. 226p.
- PAULIUK, S. Critical appraisal of the circular economy standard BS 8001:2017 and a dashboard of quantitative system indicators for its implementation in organizations. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 129, n. Supplement C, p. 81–92, 1 fev. 2018.
- ROTHER, E. T. Systematic literature review X narrative review. *Acta Paulista de Enfermagem*, v. 20, n. 2, p. v–vi, jun.2007.
- SEVIGNÉ-ITOIZ, E. et al. Environmental consequences of recycling aluminum old scrap in a global market. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 89, p. 94–103, 2014.
- UNEP; SETAC, 2015. *Guidance on Organizational Life Cycle Assessment*, Life-Cycle Initiative, United Nations Environment Programme and Society for Environmental Toxicology and Chemistry, Paris, France. ISBN: 978-92-807-3453-9
- UNEP; SETAC, 2009 UNEP/SETAC. *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products (2009)*
- UNEP; SETAC Life Cycle Initiative, 2017 UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. *What Is Life Cycle Thinking? (2017)*. Disponível em: <http://www.lifecycleinitiative.org/starting-life-cycle-thinking/what-is-life-cycle-thinking/>. Acesso em 06 de dezembro de 2017.



CENÁRIOS E PRÁTICAS DE SIMBIOSE INDUSTRIAL À PARTIR DE UMA ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA

Luis Henrique dos Santos Silva Sousa¹, Elaine Aparecida da Silva²

¹Mestrando em Desenvolvimento e Meio Ambiente (UFPI), luishenriqesh@outlook.com

²Professora do programa de pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (UFPI), elaine@ufpi.com.br

Resumo: A Ecologia Industrial (EI) propõe a conversão do sistema de produção linear para um sistema cíclico. Dentro desta proposta a Simbiose Industrial (SI) funciona como ferramenta para a sistematização da utilização dos *outputs* dos processos produtivos, compartilhamento de recursos, estruturas de utilidades e tratamento de subprodutos. Utilizando a base de dados *Web Of Science* foi realizada uma busca utilizando os termos “*industrial symbios**”, “*waste exange**”, “*industrial eco-park**” e “*eco-industrial park**”, dos resultados obtidos foram realizados os filtros com relação a adequação dos trabalhos à área ambiental, excluídos os trabalhos repetidos e limitado o tempo de estudo para os últimos dez anos, obtendo assim 235 resultados. Com isso foi possível constatar uma linha de tendência crescente de publicações na área e a predominância de trabalhos produzidos na China e nos Estados Unidos. Da amostra resgatada também foi possível observar uma notável quantidade de estudos relacionados à utilização da água (20,15%) e sistemas envolvendo calor (9,5%). Assim como a ampla utilização da Análise do Ciclo de Vida (ACV) como ferramenta para avaliação de práticas de simbiose industrial existentes, assim como para simular cenários futuros de processos produtivos com trocas simbióticas. Partindo da exploração dos resultados bibliométricos também foram analisadas iniciativas com resultados consistentes como o Programa de Simbiose Industrial e Urbana no Japão e China, a *International Synergies* organização responsável por vários projetos, entre eles o Programa Nacional de SI do Reino Unido, o Programa Global de Simbiose Industrial e Sharebox.

Palavras-chave: Ecologia Industrial; Simbiose Industrial; Gestão Ambiental.

Introdução

A busca pela otimização dos processos produtivos para a melhor utilização dos recursos naturais estimula as organizações na adoção de novas práticas e técnicas de produção, desenvolvimento de novas tecnologias e a cooperação entre estas (YAP; DEVLIN, 2016). A Ecologia Industrial (EI) surge como um conjunto de práticas que tem por objetivo a melhor utilização de recursos a partir do estabelecimento de relações entre as organizações, criando um ecossistema industrial com características semelhantes a um ecossistema natural.

A Simbiose Industrial (SI) é caracterizada como uma abordagem coletiva e sinérgica envolvendo trocas de materiais, energia, água, informações, estruturas organizacionais e de utilidades entre as empresas (CHERTOW, 2000, 2008). A prática da SI além de reduzir os impactos ambientais, diminuir a utilização de combustíveis, emissão de químicos e partículas suspensas, traz ganhos e melhoramento de condições de vida das pessoas diretamente envolvidas no processo produtivo, bem como no entorno da atividade industrial (PAKARINEN et al., 2010).

As primeiras referências na literatura às práticas denominadas como pertencentes a Ecologia Industrial surgiram nos anos 70. A utilização do termo ecologia industrial se deu a partir de 1989 na publicação “*Strategies for Manufacturing*” feita por Frosch e Galloupos na revista *Scientific American*. Ao tratarem sobre a EI, estes autores fazem a analogia entre os ecossistemas naturais e ecossistemas industriais: sistemas fechados com finitude de recursos com interações e comportamentos próprios. Já nestes primeiros estudos, os autores defendem que a EI e a otimização dos sistemas devem ser amplamente difundidos (FROSCH; GALLOUPOS, 1989).

A simbiose industrial é capaz de transformar problemas em oportunidades, possibilitando que resíduos de processos produtivos sejam entradas ne outros ciclos de produção. Esta também deve estar diretamente ligada à inovação dentro das empresas. Inovação não apenas na criação de novos produtos, mas especialmente nos processos produtivos. O estudo de potenciais trocas simbióticas em operações distintas é capaz de criar uma rede de desenvolvimento e inovação social (YAP e DEVLIN, 2016).

Este trabalho à partir de uma análise bibliométrica, apresenta cenários da Simbiose Industrial no mundo, experiências em implementação, consolidadas e perspectivas de futuro.



Metodologia

Utilizando a base *Web of Science*, realizaram-se buscas para os termos “*industrial symbios**”, “*waste exchange**”, “*industrial eco-park**” e “*eco-industrial park**”. Na busca com os termos “*industrial eco-park**” e “*eco-industrial park**” foi utilizado o operador booleano “*or*”. Para cada busca foi selecionado a opção “tópico” para que a busca contemplasse título, resumo, palavras-chave e o conteúdo do artigo. Foi selecionado também a opção que recuperou os trabalhos produzidos nos últimos dez anos.

Dos resultados obtidos foram aplicados filtros relacionados aos conteúdos dos trabalhos onde as publicações com temáticas não relacionadas a área das ciências ambientais e ecologia industrial como: evolução, microbiologia, oncologia e áreas da saúde foram excluídos dos resultados.

Em sequência foram analisados os títulos e os resumos dos trabalhos para triagem quanto à adequação do conteúdo à proposta da pesquisa. Nesta análise foram retirados trabalhos a balanço de CO₂ e outros que se referiam a diversos tipos de análise ambientais e apenas faziam menção à simbiose industrial como uma proposta a ser estudada ou um aspecto irrelevante do trabalho. Os resultados obtidos estão apresentados na tabela 1.

Posterior à aplicação destes filtros foram retirados trabalhos repetidos (69), totalizando um material coletado de 235 publicações. Os trabalhos recuperados foram analisados com relação à sua natureza, área de conhecimento, autoria, agência financiadora, região entre outros, com a utilização do *Microsoft Excel* e *VSOviewer*. A análise foi feita para as publicações nacionais e internacionais.

Tabela 1 – Resultados das buscas

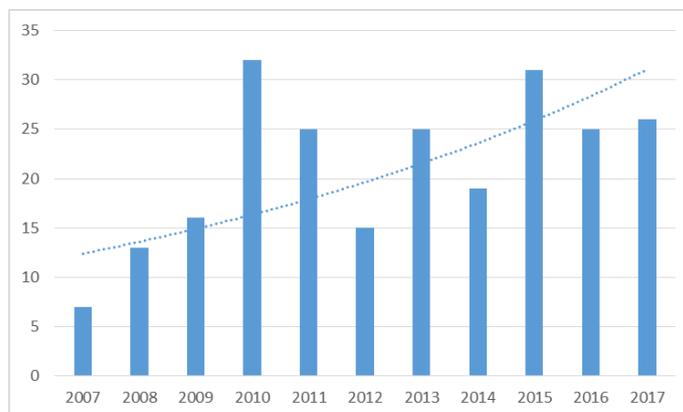
Termo	Quantidade de trabalhos recuperados	Quantidade de trabalhos após aplicação dos filtros
<i>“industrial symbios*”</i>	189	113
<i>“waste exchange*”</i>	90	25
<i>“industrial eco-park*” or “eco-industrial park*”</i>	431	165
Total	710	303

Fonte: elaboração própria (2017)

Resultados e discussão

Foram recuperados 235 trabalhos dos quais 127 (54,27%) se encontram em formato de artigos científicos publicados em periódicos e uma outra grande quantidade em formato de *proceedings papers*, ou seja, artigos em anais de eventos. O que aponta que a temática está sendo discutida com frequência em simpósios, congressos e fóruns. Deste total 97,02% na língua inglesa. De acordo com o gráfico 1 a distribuição das produções no período em estudo se apresenta irregular, mas estatisticamente ainda constrói uma linha de tendência ascendente.

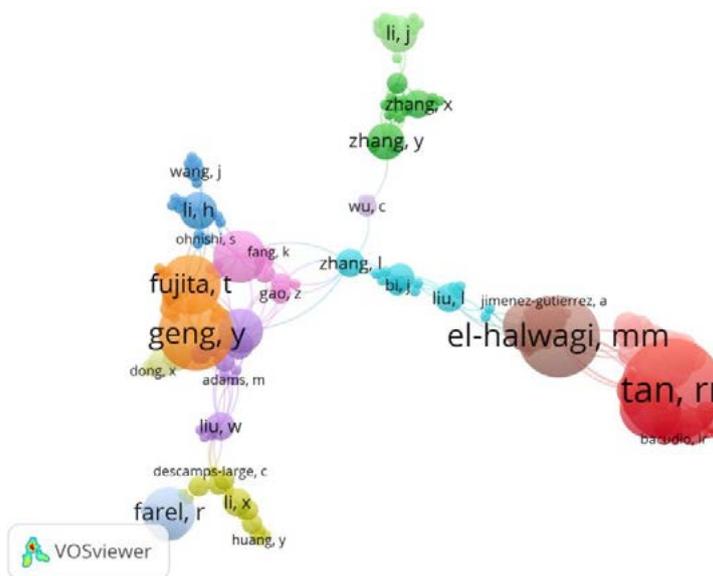
Gráfico 1 – Produção científica sobre SI nos últimos 10 anos



Fonte: elaboração própria (2017)

Os trabalhos se encontram distribuídos em diversas áreas do conhecimento, mas majoritariamente em engenharia (55,12%) e ciências ambientais/ecologia (45,72 %), também destacando-se as áreas de economia de negócios (17,52%), pesquisa em operações (12,82%) e energia e fluidos (11,53%). Quanto à autoria foram analisados os autores com no mínimo quatro publicações na temática em questão, os resultados são apresentados na figura 1 que ilustra doze grupos de autores com relação ao número de trabalhos publicados.

Figura 1 – Quantidade de trabalhos por autor



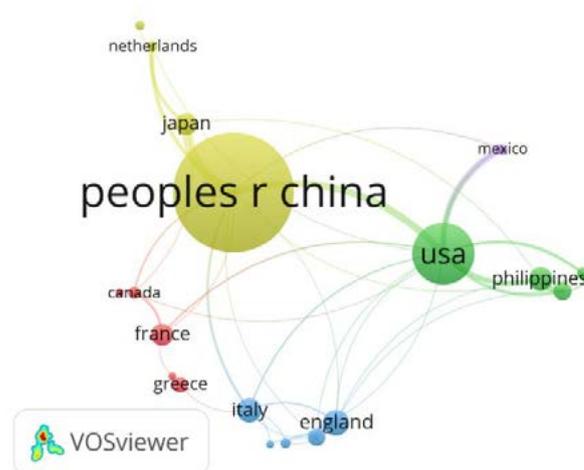
Fonte: elaboração própria (2017)

Raymond Tan (2013 e 2015) tem seus trabalhos majoritariamente utilizando lógica fuzzy para simulação e otimização de sistemas de compartilhamento de recursos. Ressalta-se nestes trabalhos de otimização a utilização de água por parte de complexos industriais e alocação sistemática de custos nas trocas simbióticas nos *eco-industriais parks*. Mahmoud El-Halwagi (2010; 2013) desenvolve estudos tratando da otimização e integração de plantas em *eco-industrial parks* e trabalhos envolvendo otimização da utilização de água por sistemas integrados em diferentes indústrias.

Ao analisar os países que mais publicam na temática em estudo, destaca-se a China com mais de 40% dos trabalhos (96 produções) seguida dos Estados Unidos (47 produções) e das Filipinas (17 produções) conforme apresenta o gráfico 3. Neste ranking o Brasil ocupa a décima sétima posição com 5 produções no tema nos últimos dez anos. Sobre

as agências financiadoras das pesquisas geradoras dos trabalhos recuperados destaca-se a *Natural Science Foundation of China* (NSFC) com 19 trabalhos sob seu financiamento. Além desta instituição, mais três organizações Chinesas integram este ranking.

Figura 2 – Quantidade de trabalhos por países



Fonte: elaboração própria (2017)

No universo dos 235 trabalhos recuperados, estes foram citados 1916 vezes entre si. Destas 265 citações foram em trabalhos de mesma autoria, totalizando assim 1916 citações (sem as autocitações). Na amostra em estudo ainda se tem uma média de citações por item de 8,15. Este valor indica a validade dos critérios de busca selecionados para a execução da análise bibliométrica, uma vez que evidencia que os autores consultam os trabalhos uns dos outros e os utilizam como base para suas pesquisas. A seguir o quadro 1 elenca uma análise das dez publicações mais citadas do universo recuperado.

Quadro 1 – Informações pertinentes as publicações mais citadas

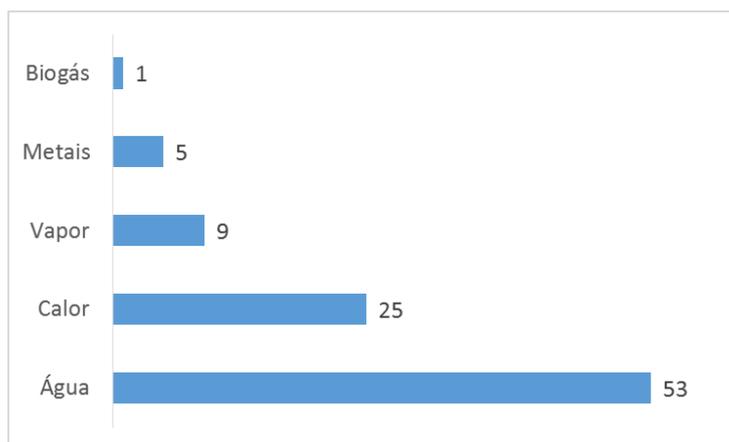
Autor/ano	País	Periódico/Conferencia	Temática Geral	Materiais em análise	Metodologia Utilizada
Park; Rene; Choi et al. (2008)	Coréia do Sul	Journal Of Environmental Management	Simbiose Industrial em eco-parks / Políticas para favorecimento da SI	Água/ Efluentes / Biogás / Metais / Vapor	Estudo de caso / Análise de Fluxo de Materiais
Sarkis (2012)	EUA	Suppy Chain Management - an International Journal	Gestão da cadeia de suprimentos verdes e suas ferramentas	-	Revisão de literatura
Van Berkel; Fujita; Hashimoto et al. (2009)	Japão	Jounal of Environmental Management	Simbiose industrial e Urbana	Programas de fomento a sustentabilidade industrial e urbana	Estudo de caso
Mattila; Pakarinen; Sokka (2010)	Filândia	Environmental Science & Technology	Simbiose Industrial	Polpa (celulosa) e Papel e seus resíduos	Estudo de caso/ ACV
Tudor; Adam; Bates (2007)	Inglaterra	Ecological Economics	Eco-industrial parks	-	Revisão de literatura
Aviso; Tan; Culaba et al. (2010)	Filipinas	Process Safety and Environmental Protection	Modelo para otimização do uso da água em um EIP	Água	Procedimento de tomada de decisão <i>bi-level</i>
Geng; Zhang; Ulgiati et al. (2010)	China	Science of Total Environment	Análise de um EIP emergente. Indicadores de desempenho de SI	-	Estudo de caso
Hashimoto; Fujita; Geng et al. (2010)	Japão	Resources Conservations and Recycling	Benefícios Simbiose Industrial	CO2	Estudo de caso/ ACV
Chae; Kim; Yoon et al. (2010)	Coréia do Sul	Aplied Energy	Otimização utilização de calor em um EIP	Fluidos (Calor)	Estudo de caso/ Modelagem matemática / Análise de Fluxo de Mateirias
Jensen; Basson; Hellaw ell et al. (2011)	Reino Unido	Resources Conservations and Recycling	Análise da proximidade geográfica para SI.	-	Estudo de caso

Fonte: Elaboração própria (2017)

Ao analisar as informações do quadro 1 constata-se que das publicações mais citadas em simbiose industrial tem uma diversidade quanto às temáticas e abordagens destas, como também das metodologias utilizadas para a obtenção dos resultados. Os trabalhos apresentam propostas de otimização de eco-industriais parks (EIPs), proposta de indicadores de desempenho para SI, análise de políticas e programas para fomento da SI entre outros.

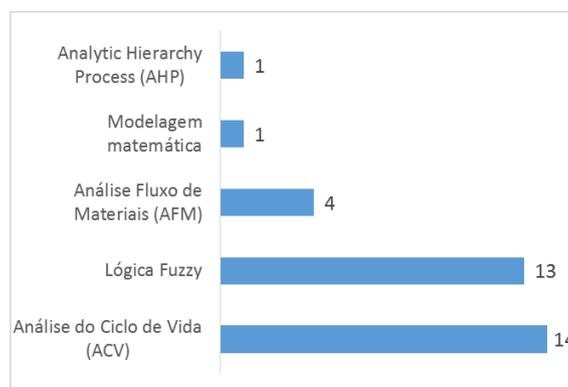
Em consonância a esta última análise ainda foram estratificados do total de publicações recuperadas a quantidade de produções com relação ao tipo de materiais envolvidos nas trocas simbióticas (resíduo sólido, água e fluidos, energia) e utilização de ferramentas para análise das atividades de SI. Os resultados são apresentados nos gráficos 4 e 5.

Gráfico 4 – Quantidade de trabalhos por matérias em análise



Fonte: autoria própria (2017)

Gráfico 5 – Quantidade de trabalhos por ferramenta de análise



Fonte: autoria própria (2017)

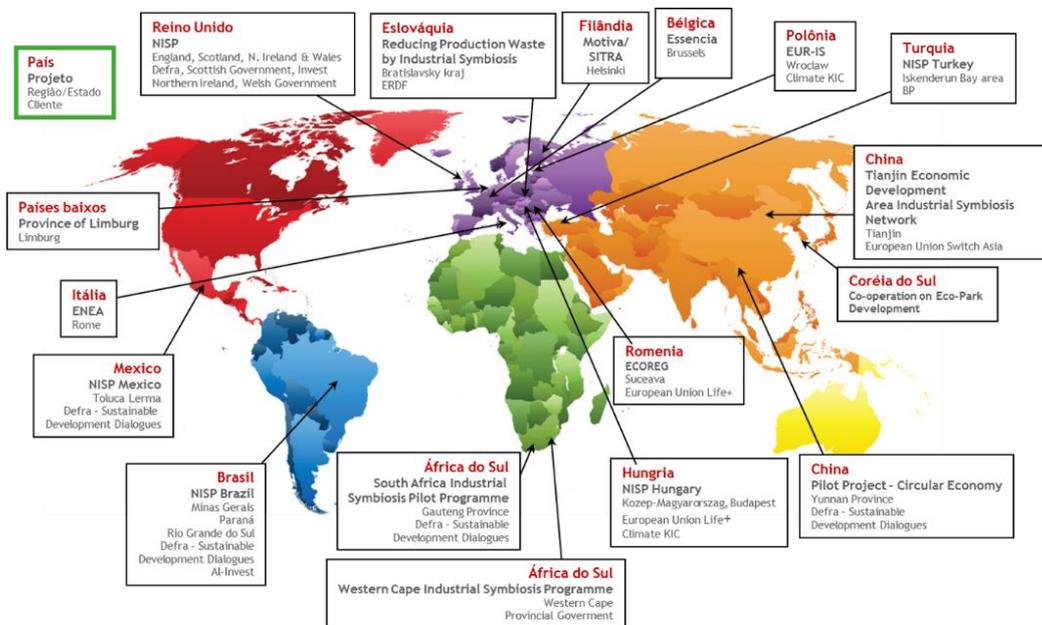
À partir da análise destes dados pode-se constatar que uma quantidade maior de trabalhos são realizados tendo como o foco o compartilhamento, reuso, tratamento e distribuição de água e também que a ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é amplamente utilizada para análise das práticas de Simbiose Industrial.

Ao analisar a produção brasileira em SI à partir da busca realizada são recuperados cinco publicações (dois artigos e três *proceedings papers*). Quatro produzidos por instituições nacionais (UFRJ, UTFP, UFC e UFSC) e um produzido pela Universidade de Toronto. Estes estudos recuperados não tratam diretamente do tratamento de algum tipo de resíduo específico ou da análise de um segmento de indústria. Os estudos brasileiros estão apontando práticas de identificação e mensuração das práticas de SI e seus potenciais benefícios. Ademais vale ressaltar a utilização de diferentes metodologias (lógica fuzzy, modelagem em agente, *facility synergy tool*) para o alcance dos seus resultados.

Pela recuperação dos trabalhos também foi possível analisar os principais programas de Simbiose Industrial no mundo. No grupo analisado destacam-se os Programas Nacionais de Simbiose Industrial ou NISPs (*National Industrial*

Symbiosis Program) desenvolvidos pela *International Synergies (IS)*. Esta é uma organização que tem como missão a promoção da SI. Com atuação global ela desenvolve projetos para implantação, manutenção e inovação com SI em parceria com governos, instituições de ensino, institutos de pesquisa e iniciativa privada. A figura 3 ilustra os principais projetos da IS ao redor do mundo.

Figura 3 – Projetos de Simbiose Industrial da *International Synergies* ao redor do mundo



Fonte: Adaptado *International Synergies* (2018)

Dentre seus muito projetos, o NISP do Reino Unido é um dos mais bem sucedidos e citados na literatura recuperada. (VELENTURF, JENSEN; 2016) Na Europa o êxito dos NISP's já alcançam resultados como redução de emissão de CO₂ em quase 8 milhões de toneladas, desvio de materiais que iriam para os aterros sanitários em 9 milhões de toneladas e 11 milhões em matéria prima virgem economizada.

Os NIP's ao redor do mundo são implantados seguindo uma metodologia padrão dividida em seis etapas. Na primeira é feito um levantamento geral da situação regional e levantado os membros potenciais. Na segunda são realizados *workshops* com os representantes das organizações para a troca de informações. Na sequência é construído o mapa de recursos e a utilização do *software SYNERGIE®*. Esta é uma ferramenta de tomada de decisão inteligente para a prática de SI. Nela as empresas cadastram seus subprodutos e características como quantidade, volume, frequência e especificações técnicas dependendo do tipo de material. O SYNERGIE® cruza estas informações com dados financeiros e logísticos e aponta para as organizações quais trocas simbióticas são estrategicamente viáveis para as operações. No penúltimo estágio os membros da IS atuam como facilitadores das negociações entre as empresas e fornecem suporte tecnológico para a criação da rede logística de subprodutos. Por fim são realizados relatórios das atividades realizadas e início a um processo de melhoria contínua da prática estabelecida. (International Synergies, 2018)

Com a experiência adquirida a IS planeja para 2020 o lançamento do Programa Global de Simbiose Industrial. Com metodologia semelhante à utilizada nos NISPs e a ferramenta Sharebox, plataforma baseada no SYNERGIES®, projeta a implantação de uma rede global à partir das integrações locais fomentadas pela Simbiose Industrial.

No Japão e na China projetos de capital público e privado integraram o conceito de Simbiose Industrial ao de Simbiose Urbana, originando o programa Eco-Town no Japão e o programa de Simbiose Industrial e Urbana na China. A integração dos resíduos gerados pela população são absorvidos pelas indústrias e por unidades de inovação que trabalham o resíduos de tratamento mais complexo. (BERQUEL, 2009; DONG, 2017)

No material recuperado nesta pesquisa não foram encontrados registros sobre os projetos em desenvolvimento em Minas Gerais, Paraná e Rio Grande do Sul.

Conclusões

Diante do que foi exposto é possível perceber que a Simbiose Industrial vem se disseminando e consolidando especialmente na Europa, Estados Unidos e China. A *International Synergies* vem funcionando como agente catalizador dos processos de SI. Ademais são necessárias novas pesquisas para explorar sobre as práticas de SI no Brasil.

Referências

- ANDIAPPAN, V.; TAN, R. R.; NG, D. K. S. Systematic Allocation of Cost Savings among Energy Systems in an Eco-Industrial Park. v. 45, n. 2009, p. 1657–1662, 2015.
- BERKEL, R. VAN et al. Industrial and urban symbiosis in Japan : Analysis of the Eco-Town. *Journal of Environmental Management*, v. 90, n. 3, p. 1544–1556, 2009.
- CHERTOW, M. R. *Industrial symbiosis: literature and taxonomy*. Annual Review of energy and Environment, v. 25, 2000.
- CHERTOW, M. R.; ASHTON, W. S.; ESPINOSA, J. C. Industrial Symbiosis in Puerto Rico: Environmentally Related Agglomeration Economies. *Regional Studies*, v. 42, n. 10, p. 1299–1312, 2008.
- DONG, L. et al. Highlighting regional eco-industrial development : Life cycle benefits of an urban industrial symbiosis and implications in China. *Ecological Modelling*, v. 361, p. 164–176, 2017.
- FROSCHE, R. A.; GALLOPOULOS, N. E. Strategies for Manufacturing. *Scientific American*, v. 261, n. 3, p. 144–152, 1989.
- International Synergies*. Disponível em: <<http://www.international-synergies.com/>>. Acesso em: 04 mar. 2018.
- KAPUR, A.; GRAEDEL, T. E. Industrial Ecology. In: *Encyclopedia of Energy*. v. 3, n. 4, p. 355-364, 2004.
- PAKARINEN, S. et al. Sustainability and industrial symbiosis-The evolution of a Finnish forest industry complex. In: *Resources, Conservation and Recycling*, v. 54, n. 12, p. 1393–1404, 2010.
- RUBIO-CASTRO, E. et al. *Water Integration of Eco-Industrial Parks Using a Global Optimization Approach*. p. 9945–9960, 2010.
- RUBIO-CASTRO, E.; EL-HALWAGI, M. M. *Global Optimization in Property-Based Interplant Water Integration*. v. 0, n. 0, 2012.
- TAN, R. R. et al. A note on an extended fuzzy bi-level optimization approach for water exchange in eco-industrial parks with hub topology. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 89, n. 2, p. 106–111, 2015.
- VELENTURF, A. P. M.; JENSEN, P. D. Promoting Industrial Symbiosis: Using the Concept of Proximity to Explore Social Network Development. *Journal of Industrial Ecology*, v. 20, n. 4, p. 700–709, 2016.
- YAP, N. T.; DEVLIN, J. F. Explaining Industrial Symbiosis Emergence, Development, and Disruption: A Multilevel Analytical Framework. *Journal of Industrial Ecology*, v. 0, n. 0, p. 1–10, 2016.

UTILIZAÇÃO DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA NO CONTEXTO DA ECONOMIA CIRCULAR: UMA REVISÃO DA LITERATURA

Ana Carolina Maia Angelo¹, André Teixeira Pontes²

¹Universidade Federal do Rio de Janeiro – SAGE/COPPE/UFRJ, ana.maia@sage.coppe.ufrj.br

²Universidade Federal Fluminense – UFF, atpontes@id.uff.br

Resumo: É crescente a importância da Economia Circular (EC) diante do insustentável paradigma de produção pautado no modelo econômico linear, onde cada vez mais recursos naturais são extraídos para produção de novas matérias primas, utilizadas na produção de novos produtos que, ao final de sua vida útil, serão descartados. Com a abordagem do “berço ao berço”, é possível adotar diversas estratégias para minimização dos impactos ambientais e sociais em cada etapa do ciclo do produto, desde o *ecodesign* até opções de recuperação de resíduos. A EC precisa de metodologias comprovadas para garantir que suas estratégias resultem em benefícios concretos para o meio ambiente e a sociedade. Por outro lado, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem se firmado como uma importante ferramenta de quantificação dos impactos ambientais de produtos e serviços. O grande desafio está, portanto, em como saber se a EC está sendo alcançada, em termos da quantificação do benefício da estratégia adotada, seja em termos ambientais ou sociais. O objetivo deste artigo consiste em identificar de que maneira a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) está sendo utilizada em estudos de EC, tendo como referência os pilares da EC definidos pela Agência Francesa de Energia e Ambiente (ADEME). Para isso, foi realizada uma revisão bibliográfica de estudos sobre EC que aplicaram ACV publicados nas bases *Web of Science* e *Scopus*, até 2017. A pesquisa exploratória ressaltou a importância da ACV para a promoção da EC, uma vez que permite quantificar os benefícios ambientais de suas estratégias – no âmbito do suprimento e produção, consumo sustentável e gestão de resíduos; fortalecendo as proposições da EC.

Palavras-chave: Economia Circular, Avaliação do Ciclo de Vida, Produção e Consumo Sustentáveis.

Introdução

A Economia Circular (EC) apresenta-se como uma alternativa ao modelo econômico atual, o qual baseia-se em um sistema linear de produção e consumo de bens e serviços, onde cada vez mais recursos naturais são extraídos para produção de novas matérias primas utilizadas na produção de novos produtos que, ao final de sua vida útil, são descartados. Embora existam estudos dedicados ao entendimento deste modelo (Geissdoerfer et al., 2017; Kirchherr et al., 2017; Prieto-Sandoval et al., 2018), o consenso existe quando se trata da mudança de paradigma que está atrelada à EC, pois requer novas formas de produzir e consumir os produtos - desde a obtenção das matérias primas até o tratamento e disposição final dos resíduos - incluindo uma abordagem multidirecionada com vistas ao Desenvolvimento Sustentável, a recirculação de recursos e energia, a minimização da demanda pelos recursos e a valorização dos resíduos (Prieto-Sandoval et al., 2018).

Pautado em um modelo intencionalmente restaurador e regenerador, a EC baseia-se em três princípios: (i) preservar e aprimorar o capital natural, através do controle do estoque dos recursos naturais finitos e equilíbrio do fluxo de utilização dos recursos renováveis; (ii) otimizar o rendimento dos recursos, de maneira a maximizar o valor e utilidade de produtos, componentes e materiais; e (iii) estimular a efetividade do sistema, através da identificação e remoção de externalidades negativas da economia (Macarthur Ellen Foundation, 2015). Apesar de estar se posicionando como uma visão capaz de mobilizar estratégias de negócios e planos de governo, possibilitando evidenciar conexões, fluxos e feedbacks entre os sistemas, como saber se a EC está sendo alcançada? Como identificar a estratégia mais benéfica para o meio ambiente e sociedade?

Nesse sentido, a EC ainda precisa de metodologias comprovadas para garantir que sua visão resulte em benefícios concretos para o meio ambiente e a sociedade. Assim, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) mostra-se como uma importante metodologia a ser aplicada de forma complementar à EC, pois permite testar os pressupostos dos modelos de negócio orientados à EC, reconhecer limitações do modelo e explorar abordagens alternativas, além de definir objetivos e melhorar continuamente a circularidade para implementação prática da EC (Contreras, 2017). O objetivo deste artigo consiste em analisar, portanto, de que maneira a ACV está sendo utilizada em estudos de EC, tendo como referência os pilares da EC definidos pela Agência Francesa de Energia e Ambiente (ADEME) (SOEs, 2017), a fim de identificar os benefícios da aplicação desta metodologia de forma complementar à EC.

Metodologia

Foi realizada uma revisão bibliográfica de estudos sobre EC que aplicaram ACV. Para isso, foram analisados estudos publicados nas plataformas de pesquisa *Web of Science*(WOS) e *Scopus* até final de 2017. O racional da pesquisa deu-se em quatro estágios: (i) pesquisa de estudos que continham os termos “circular economy” e “life cycle” no título, resumo ou palavras chave; (ii) exclusão de artigos de revisão e estudos não indexados, como artigos de conferência, capítulos de livros, relatórios, etc, além de estudos sem texto completo disponível; (iii) seleção de artigos que aplicaram a metodologia de ACV ambiental; e (iv) seleção dos artigos que possuem foco na EC, com uma abordagem que considere a EC de forma mais integrada no artigo. Os estudos selecionados foram analisados e classificados de acordo com os pilares da EC definidos pela ADEME, a qual considera a EC como um sistema econômico de troca e produção em todas as fases do CV (SOeS 2017). Tais pilares dividem-se em três eixos, os quais auxiliam no monitoramento da circularidade da economia (LCIP 2016): o eixo de “suprimento e produção” é pautado pelo (i) fornecimento sustentável, (ii) *ecodesign*, (iii) promoção da eficiência energética e de recursos e (iv) simbiose industrial; no eixo “demanda e comportamento do consumidor” encontram-se os pilares (v) consumo e utilização sustentável dos produtos; (vi) aumento da durabilidade, considerando a reutilização, reparo ou conserto dos produtos; por fim, o eixo “gerenciamento de resíduos” engloba o último pilar que é a (vii) recuperação dos resíduos, incluindo a reciclagem, recuperação orgânica ou energética dos resíduos. Isto posto, a revisão dos estudos foi pautada na identificação da estratégia de EC abordada, com base nesses sete pilares, e análise da contribuição da ACV para promoção da EC.

Resultados e discussão

A realização da pesquisa bibliográfica permitiu identificar 173 artigos indexados. Neste conjunto, 77 utilizaram alguma metodologia baseada em Ciclo de Vida (CV), dos quais 59 aplicaram ACV e os demais, outros métodos como *Material Flow Analysis* (Diener & Tillman 2016; Sadhukhan & Martinez-Hernandez 2017; Sun et al. 2017), *Global Resource Indicator* (Adibi et al. 2017) e *Gaia Refiner Indicator Framework* (Rönnlund et al. 2016a;b). Destes 59 artigos selecionados para leitura, apenas 31 possuem foco em EC. Os demais apenas fazem menção à EC, sendo desprovidos de qualquer discussão acerca do modelo e, por esta razão, não foram considerados na revisão. A tabela 1 apresenta uma breve descrição dos artigos analisados.

Tabela 30. Artigos selecionados para revisão (aplicação de ACV com foco em EC)

N.º	Referência	Setor de aplicação	N.º	Referência	Setor de aplicação
1	Angelis-Dimakis et al., 2016	Sistema de uso de água	17	Lausselet et al., 2017	RSU
2	Broadbent, 2016	Reciclagem de aço	18	Niero et al., 2017	Indústria manufatureira (embalagens)
3	Castellani et al., 2015	Reuso de bens de consumo	19	Niero& Olsen, 2016	Indústria manufatureira (embalagens)
4	Catalán et al., 2017	Indústria de couro	20	Noya et al., 2017	Agropecuária
5	Daddi et al., 2017	Cluster de Curtumes	21	Oldfield et al., 2016	Gerenciamento de resíduos alimentares
6	Delgado-Aguilar et al., 2015	Indústria de papel e celulose	22	Pan et al., 2017	Resíduos Sólidos Alcalinos
7	Dominguez et al., 2017	Reuso de águas cinzas	23	Ren, et al., 2017	Indústria manufatureira (cimento)
8	Edwards et al., 2017	Resíduos Sólidos Urbanos	24	Rigamonti et al., 2017	Resíduos Eletroeletrônicos
9	Garcia-Herrero et al., 2017	Indústria manufatureira (Cloro-Álcalis)	25	Roest et al., 2016	Sistema de uso de água
10	Ghisellini et al., 2014	Agropecuária	26	Seghetta, et al., 2016	Biorrefinaria de macroalga
11	Hadzic et al., 2017	RSU	27	Strazza et al., 2015	Resíduos alimentares
12	Husgafvel, et al., 2016	Resíduos Florestais	28	Tran et al., 2017	Reciclagem de baterias
13	Iraldo et al., 2017	Equipamentos eletrodomésticos	29	Unger et al., 2017	REE



14	Krystofik et al., 2017	Indústria manufatureira (móveis de escritório)	30	Yu et al., 2015	Produção de alumínio
15	Laso et al., 2016a	Indústria de pescado	31	Zhang et al., 2017	Biocombustível
16	Laso et al., 2016b	Indústria de pescado	-	-	-

RSU: Resíduos Sólidos Urbanos; REE: Resíduos eletroeletrônicos. Fonte: Os autores.

A classificação dos artigos de acordo com os pilares da EC está presente na Tabela 2. Observou-se que a maior parte dos artigos (55%) apresenta estudos relacionados ao gerenciamento de resíduos. De uma maneira geral, esses artigos utilizam a EC como um referencial estratégico na discussão de gerenciamento de resíduos, auxiliando na definição de cenários alternativos de tratamento com vistas a tornar o sistema mais próximo ao princípio do berço ao berço. Da mesma forma, observou-se que a ACV foi utilizada para quantificar os benefícios ambientais desses cenários e auxiliar na escolha da melhor estratégia, corroborando assim as observações de Contreras (2017), onde a ACV é considerada uma ferramenta complementar à EC. Tais estudos abrangeram diferentes tipos de resíduos. Lausset et al. (2017) e Hadzic et al. (2017) focaram no RSU. Hadzic e colaboradores aplicaram ACV para comparar cenários de gerenciamento de RSU a fim de evidenciar as melhorias ambientais resultantes da mudança do sistema de gerenciamento de resíduos linear para a EC, e os resultados da ACV confirmaram os benefícios ambientais da digestão anaeróbica da fração orgânica, reciclagem de materiais e tratamento térmico da fração residual em comparação com a disposição em aterro sanitário. Unger et al. (2017) e Rigamonti et al. (2017) focaram na recuperação de materiais de REE, que é considerada uma importante contribuição para a EC, e a ACV permitiu quantificar os benefícios ambientais associados à reciclagem desses resíduos, corroborando a necessidade do aumento da taxa de reciclagem e da reintrodução de materiais secundários na economia como forma de aumentar a segurança no suprimento de matérias primas, podendo também auxiliar nas definições da política de EC da União Européia. Os resíduos orgânicos foram os mais abordados nos estudos (Edwards et al. 2017; Oldfield et al., 2016; Strazza et al., 2015). Strazza e colaboradores avaliaram a reciclagem dos resíduos alimentares para uso na aquicultura e a ACV foi aplicada para quantificar os potenciais benefícios da substituição de insumos tradicionais da ração para salmão pelos resíduos alimentares gerados e processados por navios de cruzeiros a partir de uma tecnologia de turbo-secagem. Tran et al. (2017) avaliaram os potenciais impactos ambientais da reciclagem de baterias portáteis e a ACV possibilitou identificar que o sistema de coleta e reciclagem de baterias estudado não apresenta benefícios em termos de energia, mas apresentam considerável benefício em termos de recuperação de metais e minerais, além de possibilitar identificar maneiras de melhorar ainda mais os processos. No âmbito dos resíduos sólidos industriais, Laso et al. (2016a,b) aplicaram ACV para avaliar o desempenho ambiental de duas alternativas gerenciamento de resíduos: valorização da carne de sardinha para produzir patê e valorização da cabeça e coluna para produzir farinha de peixe e óleo de peixe. Catalán et al. (2017) focaram nos resíduos da produção de couro e os resultados da ACV indicaram o cenário de tratamento de resíduos mais adequado do ponto de vista da EC.

Destaca-se também, na relação entre ACV e EC apresentada nos artigos, o foco em pesquisas alinhadas com o eixo "Suprimentos e Produção" (11 artigos, que representam 35,5%). No âmbito do Fornecimento Sustentável, por exemplo, Garcia-Herrero et al. (2017) compararam diferentes fontes para a obtenção de Cloreto de Potássio (KCl) para a indústria de Cloro-Álcalis, demonstrando a importância de analisar cada etapa do ciclo de vida do processo químico. Os resultados da ACV comprovaram os benefícios da EC no que diz respeito ao aproveitamento dos resíduos nessa indústria, que é energointensiva. Embora o foco tenha sido a reciclagem de papel, o estudo de Delgado-Aguilar et al. (2015) pode ser classificado no pilar do *ecodesign*, pois aplicaram a ACV a fim de analisar a viabilidade de incorporar nanofibras lignocelulósicas no papel, a fim de aumentar o número de ciclos em que o papel pode ser reciclado mantendo as propriedades físicas relevantes. No âmbito da eficiência energética e de recursos, Angelis-Dimakis et al. (2016) avaliaram a eco-eficiência de oito sistemas de consumo de água e os resultados da ACV proporcionaram identificar os pontos críticos de cada sistema e, conseqüentemente, as oportunidades de melhoria para o uso mais eficiente do recurso. A eficiência de recursos foi comprovada por Pan et al. (2017), os quais avaliaram os benefícios ambientais e econômicos através da aplicação da ACV e do CCV (Custeio do Ciclo de Vida), do aproveitamento do CO₂ emitido pela indústria manufatureira de aço para tratamento dos resíduos alcalinos provenientes da indústria de aço para utilização no processo de produção de cimento. Daddi et al. (2017) avaliaram o impacto positivo das ações de simbiose industrial em um cluster de curtumes na Itália, onde a aplicação da ACV quantificou os benefícios ambientais da produção de 1 m² de couro e reutilização de água do sistema clusterizado, colocando-a como ferramenta fundamental de apoio à decisão em iniciativas ligadas ao Desenvolvimento Sustentável.

Talvez em função da dificuldade em parametrizar um consumo sustentável, apenas três artigos estão ligados ao eixo "demanda e comportamento do consumidor". Iraldo et al. (2017) aplicaram ACV e CCV para investigar se e em quais condições a durabilidade prolongada de produtos intensivos em energia é desejável a partir de uma perspectiva

ambiental e econômica. Para isso, compararam uma opção durável e outro padrão para dois produtos diferentes – geladeira/freezer e forno elétrico domésticos. De acordo com os resultados deste estudo, se do ponto de vista econômico para o consumidor produtos mais duráveis são praticamente sempre a escolha preferida, nem sempre é o caso do ponto de vista ambiental, pois somente quando os estágios de CV de produção e fim de vida têm impactos muito altos em comparação com a fase de uso, a opção mais durável é preferida tanto do ponto de vista econômico como ambiental. Castellani et al. (2015) aplicaram ACV para quantificar emissões evitadas da reutilização de produtos de uma loja de segunda mão, como vestuário e móveis. Já Krystofik et al. (2017) avaliaram os benefícios ambientais da remanufatura de móveis de escritório a fim maximizar o valor e utilidade dos mesmos e os resultados da ACV indicaram que a remanufatura é uma estratégia de negócios ambientalmente preferível além de ser economicamente viável. Especificamente, a capacidade de atualizar, reconfigurar e personalizar produtos anteriormente obsoletos para atender às demandas atuais do mercado permite a extensão do ciclo de vida além do que é viável com a manufatura tradicional. Nesse sentido, o estudo provou que tais técnicas de remanufatura não só expandem os potenciais benefícios ambientais, mas também aumentam a viabilidade econômica a longo prazo em mercados de produtos duráveis.

Tabela 31. Classificação dos estudos segundo as estratégias de EC

Estágio do CV (eixo)	Estratégia (pilar) de EC	Referência
Suprimento e produção	Fornecimento sustentável	Garcia-Herrero et al., 2017; Ghisellini et al., 2014; Seghetta et al., 2016
	<i>Ecodesign</i>	Delgado-Aguilar et al., 2015; Niero et al., 2017
	Eficiência energética e de recursos	Angelis-Dimakis et al., 2016; Pan et al., 2017; Zhang et al., 2017
	Simbiose industrial	Daddi et al., 2017; Husgafvel et al., 2016; Yu et al., 2015
Demanda e comportamento do consumidor	Consumo sustentável	Iraldo et al., 2017
	Aumento da durabilidade (reuso, reparo/conserto)	Castellani et al., 2015; Krystofik et al., 2017
Gerenciamento de resíduos	Reciclagem, recuperação orgânica ou recuperação energética	Broadbent, 2016; Catalán et al., 2017; Dominguez et al., 2017; Edwards et al., 2017; Hadzic et al., 2017; Laso et al., 2016a; Laso et al., 2016b; Lausset et al., 2017; Niero & Olsen, 2016; Noya et al., 2017; Oldfield et al., 2016; Ren et al., 2017; Rigamonti et al., 2017; Roest et al., 2016; Strazza et al., 2015; Tran et al., 2017; Unger et al., 2017

Fonte: Os autores.

Conclusões

A revisão da literatura desenvolvida permitiu identificar estudos relacionados à aplicação da ACV no contexto da EC que se enquadram em todos os pilares estratégicos da EC definidos pela ADEME, demonstrando a relevância dessa utilização conjunta. Observou-se que a ACV foi utilizada como uma ferramenta para quantificar e reportar os benefícios das estratégias de EC. Da mesma forma, a EC foi utilizada como um direcionador estratégico na definição de cenários alternativos que foram quantificados pela ACV. As estratégias de EC devem ser aplicadas cuidadosamente para garantir a transição para sustentabilidade exigindo, portanto, avaliações robustas capazes de identificar os benefícios e compensações, bem como possibilidades de melhoria. Nesse sentido, a ACV mostra-se como uma poderosa ferramenta em função de sua abrangência holística de ciclo de vida e capacidade de quantificar emissões de diversas categorias de impactos ambientais.

Dessa forma, a ACV pode fortalecer as proposições da EC ou mostrar que o caminho escolhido não é tão benéfico quanto se imaginava, como por exemplo: o uso de materiais reciclados pode afetar a vida útil de um produto devido a perda da qualidade ou adicionar outros impactos no uso de energia ou água que não podem ser previstas com uma simples análise de fluxo de materiais. A reutilização de componentes pode aumentar os impactos através do transporte adicional necessário para logística reversa, o que também não é contabilizado na metodologia de análise de fluxo de materiais; com a incerteza na escolha da melhor estratégia de tratamento de resíduos (reciclagem, reutilização e outras opções de recuperação de fim de vida), a ACV é uma ferramenta perfeita para avaliar essas opções de forma consistente e efetiva.

A complementaridade da ACV ambiental à EC é potencializada quando são aplicadas, em conjunto, as outras metodologias. Por esta razão, recomenda-se estender a revisão a fim de analisar a aplicação de outros métodos no contexto da EC, não só no âmbito da esfera ambiental como nas demais dimensões da sustentabilidade. Em função da diversidade de conceitos relacionados à EC, faz-se necessário investigar a contribuição da ACV aos inúmeros e estratégias relacionadas a este novo modelo de produção e consumo.

Referências

- ADIBI, N. et al. Global Resource Indicator for life cycle impact assessment: Applied in wind turbine case study. *Journal of Cleaner Production*, v. 165, p. 1517–1528, 2017.
- ANGELIS-DIMAKIS, A.; ARAMPATZIS, G.; ASSIMACOPOULOS, D. Systemic eco-efficiency assessment of meso-level water use systems. *Journal of Cleaner Production*, v. 138, p. 195–207, 2016.
- BROADBENT, C. Steel's recyclability: demonstrating the benefits of recycling steel to achieve a circular economy. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 21, n. 11, p. 1658–1665, 2016.
- CASTELLANI, V.; SALA, S.; MIRABELLA, N. Beyond the throwaway society: A life cycle-based assessment of the environmental benefit of reuse. *Integrated Environmental Assessment and Management*, v. 11, n. 3, p. 373–382, 2015.
- CATALÁN, E.; KOMILIS, D.; SÁNCHEZ, A. Solid-state fermentation and composting as alternatives to treat hair waste: A life-cycle assessment comparative approach. *Waste Management and Research*, v. 35, n. 7, p. 786–790, 2017.
- CONTRERAS, S. Complementing The Circular Economy With LCA | PRé Sustainability. *PRé Sustainability*, 2017.
- DADDI, T.; NUCCI, B.; IRALDO, F. Using Life Cycle Assessment (LCA) to measure the environmental benefits of industrial symbiosis in an industrial cluster of SMEs. *Journal of Cleaner Production*, v. 147, p. 157–164, 2017.
- DELGADO-AGUILAR, M. et al. Are Cellulose Nanofibers a Solution for a More Circular Economy of Paper Products? *Environmental Science and Technology*, v. 49, n. 20, p. 12206–12213, 2015.
- DIENER, D. L.; TILLMAN, A. M. Scrapping steel components for recycling - Isn't that good enough? Seeking improvements in automotive component end-of-life. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 110, p. 48–60, 2016.
- DOMINGUEZ, S. et al. LCA of greywater management within a water circular economy restorative thinking framework. *Science of the Total Environment*, 2017.
- EDWARDS, J. et al. Life cycle inventory and mass-balance of municipal food waste management systems: Decision support methods beyond the waste hierarchy. *Waste management (New York, N.Y.)*, v. 69, p. 577–591, 2017.
- GARCIA-HERRERO, I. et al. Connecting wastes to resources for clean technologies in the chlor-alkali industry: a life cycle approach. *Clean Technologies and Environmental Policy*, p. 1–14, 2017.
- GEISSDOERFER, M. et al. The Circular Economy – A new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production*, v. 143, p. 757–768, 2017.
- GHISELLINI, P. et al. Integrated Agricultural and Dairy Production within a Circular Economy Framework. A Comparison of Italian and Polish Farming Systems. *Journal of Environmental Accounting and Management*, v. 2, n. 4, p. 367–384, 2014.
- HADZIC, A.; VOCA, N.; GOLUBIC, S. Life-cycle assessment of solid-waste management in city of Zagreb, Croatia. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, v. 0, n. 0, p. 1–13, 2017.
- HUSGAFVEL, R. et al. Recycling industrial residue streams into a potential new symbiosis product – The case of soil amelioration granules. *Journal of Cleaner Production*, v. 135, p. 90–96, 2016.
- IRALDO, F.; FACHERIS, C.; NUCCI, B. Is product durability better for environment and for economic efficiency? A comparative assessment applying LCA and LCC to two energy-intensive products. *Journal of Cleaner Production*, v. 140, p. 1353–1364, 2017.
- KIRCHHERR, J.; REIKE, D.; HEKKERT, M. Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 127, n. September, p. 221–232, 2017.
- KRYSTOFIK, M. et al. Adaptive remanufacturing for multiple lifecycles: A case study in office furniture. *Resources, Conservation and Recycling*, n. July, 2017.

- LASO, J. et al. Waste management under a life cycle approach as a tool for a circular economy in the canned anchovy industry. *Waste Management and Research*, v. 34, n. 8, p. 724–733, 2016a.
- LASO, J. et al. Finding the best available techniques for an environmental sustainable waste management in the fish canned industry. *Chemical Engineering Transactions*, v. 52, p. 385–390, 2016b.
- LAUSSELET, C. et al. Norwegian Waste-to-Energy: Climate change, circular economy and carbon capture and storage. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 126, n. July, p. 50–61, 2017.
- LCIP. ABORDAGENS DE CICLO DE VIDA E ECONOMIA CIRCULAR, 2016. Disponível em: <http://resources.lifelcip.eu/visualize_pdf_ressource.php?file=373_PT_4--life-cycle-approaches-and-the-circular-economy.pdf>. Acesso em: 28 fev. 2018
- MACARTHUR ELLEN FOUNDATION. RUMO À ECONOMIA CIRCULAR: O RACIONAL DE NEGÓCIO PARA ACELERAR A TRANSIÇÃO. [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/Rumo-à-economia-circular_Updated_08-12-15.pdf>. Acesso em: 28 fev. 2018.
- NIERO, M. et al. Combining Eco-Efficiency and Eco-Effectiveness for Continuous Loop Beverage Packaging Systems: Lessons from the Carlsberg Circular Community. *Journal of Industrial Ecology*, v. 21, n. 3, p. 742–753, 2017.
- NIERO, M.; OLSEN, S. I. Circular economy: To be or not to be in a closed product loop? A Life Cycle Assessment of aluminium cans with inclusion of alloying elements. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 114, p. 18–31, 2016.
- NOYA, I. et al. Environmental assessment of the entire pork value chain in Catalonia – A strategy to work towards Circular Economy. *Science of the Total Environment*, v. 589, p. 122–129, 2017.
- OLDFIELD, T. L.; WHITE, E.; HOLDEN, N. M. An environmental analysis of options for utilising wasted food and food residue. *Journal of Environmental Management*, v. 183, p. 826–835, 2016.
- PAN, S. Y. et al. Deployment of Accelerated Carbonation Using Alkaline Solid Wastes for Carbon Mineralization and Utilization Toward a Circular Economy. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, v. 5, n. 8, p. 6429–6437, 2017.
- PRIETO-SANDOVAL, V.; JACA, C.; ORMAZABAL, M. Towards a consensus on the circular economy. *Journal of Cleaner Production*, 2018.
- REN, C. et al. Comparative life cycle assessment of sulfoaluminate clinker production derived from industrial solid wastes and conventional raw materials. *Journal of Cleaner Production*, v. 167, p. 1314–1324, 2017.
- RIGAMONTI, L. et al. Supporting a transition towards sustainable circular economy: sensitivity analysis for the interpretation of LCA for the recovery of electric and electronic waste. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 22, n. 8, p. 1278–1287, 2017.
- ROEST, K. et al. Applicability of decentralized versus centralized drinking water production and wastewater treatment in an office park as example of a sustainable circular economy in Amsterdam, The Netherlands. *Procedia Environmental Science, Engineering and Management*, v. 3, p. 139–148, 2016.
- RÖNNLUND, I. et al. Eco-efficiency indicator framework implemented in the metallurgical industry: part 1— a comprehensive view and benchmark. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 21, n. 12, p. 1719–1748, 2016.
- RÖNNLUND, I. et al. Eco-efficiency indicator framework implemented in the metallurgical industry: part 2—a case study from the copper industry. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 21, n. 12, p. 1719–1748, 2016.
- SADHUKHAN, J.; MARTINEZ-HERNANDEZ, E. Material flow and sustainability analyses of biorefining of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, v. 243, p. 135–146, 2017.
- SEGHETTA, M. et al. Life cycle assessment of macroalgal biorefinery for the production of ethanol, proteins and fertilizers? A step towards a regenerative bioeconomy. *Journal of Cleaner Production*, v. 137, p. 1158–1169, 2016.
- SOES, T. M. AND S. D. 10 Key Indicators for Monitoring the Circular Economy. [s.l: s.n.]. Disponível em: <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/Datalab/2017/datalab-18-economie-circulaire-Edition-2017-anglais.pdf>. Acesso em: 28 fev. 2018.
- STRAZZA, C. et al. Life Cycle Assessment from food to food: A case study of circular economy from cruise ships to aquaculture. *Sustainable Production and Consumption*, v. 2, n. June, p. 40–51, 2015.
- SUN, L. et al. Eco-benefits assessment on urban industrial symbiosis based on material flows analysis and energy evaluation approach: A case of Liuzhou city, China. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 119, p. 78–88, 2017.



TRAN, H. P. et al. Recycling portable alkaline/ZnC batteries for a circular economy: An assessment of natural resource consumption from a life cycle and criticality perspective. *Resources, Conservation and Recycling*, n. January, p. 0–1, 2017.

UNGER, N. et al. The greenhouse gas benefit of recycling waste electrical and electronic equipment above the legal minimum requirement: An Austrian LCA case study. *Journal of Cleaner Production*, v. 164, p. 1635–1644, 2017.

YU, F.; HAN, F.; CUI, Z. Assessment of life cycle environmental benefits of an industrial symbiosis cluster in China. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, n. 7, p. 5511–5518, 2015.

ZHANG, J. et al. Life cycle energy efficiency and environmental impact assessment of bioethanol production from sweet potato based on different production modes. *PLoS ONE*, v. 12, n. 7, p. 1–12, 2017.



ECONOMIA CIRCULAR – UMA ABORDAGEM INICIAL E SUGESTÕES PARA APLICAÇÃO NA GESTÃO PÚBLICA BRASILEIRA

Juliana Francine da Costa, Mariane Scheffer Nazaro, Guilherme Marcelo Zanghelini, Sebastião Roberto Soares

*Universidade Federal de Santa Catarina,
Grupo de Pesquisa em Avaliação de Ciclo de Vida (CICLOG),
juliana.francine.costa@posgrad.ufsc.br*

Resumo: Após identificar a relação entre Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) e Economia Circular (EC), por meio de uma revisão bibliográfica, este artigo teve a intenção de trazer um debate em torno da EC e sugerir instrumentos para sua aplicação na gestão pública brasileira. Um possível colapso do conceito de EC foi identificado. Uma visão consensual do “Princípio dos 3 R’s da sustentabilidade” foi mencionada. Uma integração da EC com outras escolas de pensamento foi realizada. Implementações de níveis macro, meso e micro foram estudadas. Sugestões para implementação em nível macro no Brasil foram feitas. O artigo conclui com observações finais e campos interessantes para pesquisas futuras, especialmente as que envolvem indicadores de desempenho vinculados à EC.

Palavras-chave: Avaliação de Ciclo de Vida, Economia Circular, Gestão Ambiental Pública

Introdução

A Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia que surgiu por meio da crescente conscientização quanto à importância da proteção ambiental e da compreensão dos impactos ambientais. Uma ACV pode envolver a quantificação de impactos referentes a todos os estágios do ciclo de vida de um sistema, desde a aquisição de matérias-primas até a disposição final de materiais. Por esta razão, também é conhecida como avaliação do “berço ao túmulo” (ABNT NBR ISO 14040, 2009).

A Economia Circular (EC) é um modelo que permite reavaliar as práticas da sociedade. Este modelo baseia-se no princípio de “fechar o ciclo de vida”, o que promove diminuição do consumo de matérias-primas e da geração de resíduos. A relação de empresas é a base para o modelo, integrando sistemas e determinando um novo padrão de qualidade, indo além da abordagem do tipo “berço ao túmulo”. Em contraste com o modelo linear atual, a EC é uma abordagem do tipo “berço ao berço”. A intenção de produção regenerativa requer inovação radical nos negócios e se relaciona à boa governança, devendo estimular novas práticas na gestão pública, com foco na participação de todos os envolvidos no ciclo de vida de um sistema (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2018).

Após a identificação de sinergias entre conceitos de ACV e EC, este trabalho almejou analisar o desenvolvimento mundial da EC, a fim de contribuir com sugestões para aplicação na gestão pública brasileira.

Metodologia

Para que sugestões de aplicação da EC na gestão pública brasileira pudessem ser feitas, foi realizada uma revisão bibliográfica por meio de periódicos (CAPES). Em janeiro de 2018, o assunto utilizado para a busca foi “Circular Economy”. Os artigos utilizados como base para este trabalho foram escolhidos adotando-se como critério de inclusão a utilização dos disponíveis *online*, inclusos em periódicos revisados por pares, publicados em idioma inglês, nos últimos 5 anos. Documentos da Ellen Macarthur também foram utilizados, devido à representação da fundação em relação à temática.

Resultados e discussão

1. Conceito de EC, princípio e integração com outras escolas de pensamento

Ao consultar a literatura, Kirchherr, Reike e Hekkert (2017) reuniram um conjunto de 114 definições de EC e presumiram que esta variação pode resultar no colapso do conceito. Sandoval, Jaca, Ormazabal (2018), também considerando uma falta de debate acadêmico formal sobre EC, propuseram uma visão consensual das noções básicas

da estrutura da EC, destacando o “Princípio dos 3 R’s da Sustentabilidade” (reduzir, reutilizar e reciclar), frequentemente mencionado na literatura referente à temática.

Segundo Murray, Skene e Haynes (2017), o termo “Economia Circular” possui um significado linguístico e um significado descritivo. Linguisticamente Economia Circular é o oposto de Economia Linear, que é definida como a conversão de recursos naturais em resíduos, via sistema produtivo unidirecional. Já esclarecido por Boulding em 1966, o termo Economia Linear foi levado ao uso popular para os que escrevem sobre EC e sobre outros conceitos relacionados. Sendo oposto de um sistema unidirecional, a EC refere-se a uma economia restauradora em todo o ciclo de vida dos produtos/processos. Já o significado descritivo remete-se ao conceito de ciclo. Neste contexto, destacam-se os ciclos biogeoquímicos, alterados pelas atividades humanas. A EC procura restaurar fluxos para seus níveis naturais, evitando a remoção ou liberação excessiva de materiais, equilibrando a taxa de alteração.

Murray, Skene e Haynes (2017) também destacaram a interdisciplinaridade inerente aos conceitos de EC, trazendo como base a teoria de Economia Ambiental, Economia Ecológica e Ecologia Industrial. Diferentes escolas de pensamento possuem características compartilhadas, muitas vezes com sobreposição de valores. Os autores fizeram uma importante contribuição, pontuando a grande diferença da EC e das outras escolas citadas: a EC emergiu em grande parte da legislação e não de grupos acadêmicos.

2. EC na gestão pública chinesa

A China, inspirada principalmente nas leis de reciclagem do Japão e da Alemanha, como base para seu desenvolvimento econômico, adotou um conjunto de ideias de EC no “Plano Quinquenal para Desenvolvimento Econômico e Social”. Em 2009, a “Lei da Promoção da EC” entrou em vigor para estabelecimentos de práticas de médio prazo. As práticas são coordenadas a nível governamental e conduzidas em territórios pilotos. Este país é atraído pela EC devido aos seus problemas ambientais, de saúde humana e sociais, estes agravados pelo padrão de desenvolvimento rápido e contínuo (GUO et al., 2017; MILIOS, 2017; WU et al., 2014; MCDOWALL et al., 2017; LIU et al., 2017).

3. Iniciativas de EC no ocidente

Embora a China tenha assumido a liderança na implementação jurídica da EC, esta também tem sido política de crescimento econômico para a Europa. No ocidente, a EC está sendo defendida por ONG’s, com destaque para a Ellen Macarthur Foundation. Do ponto de vista político, em dezembro de 2014, o parlamento europeu aprovou a comunicação da comissão europeia “Rumo a uma EC: um programa de resíduos zero para a Europa”. Neste sentido, ações do Reino Unido são as mais notáveis em relatórios da Ellen Macarthur. Contudo, existem iniciativas em muitos outros países, à medida que o interesse cresce (MURRAY; SKENE; HAYNES, 2017; SMOL; KULCZYCKA; AVDIUSHCHENKO, 2017).

Uma iniciativa similar às desenvolvidas em cidades chinesas foi lançada em 2016. Com apoio político, o projeto Urban Wins europeu, financiado pelo Programa de Pesquisa e Inovação Horizonte 2020, seguindo uma abordagem de metabolismo urbano, estuda como 24 cidades consomem recursos e produtos e como elas eliminam os resíduos produzidos, a fim de testar e desenvolver planos e soluções inovadoras. Os resultados serão utilizados para definir objetivos e indicadores dos planos estratégicos de prevenção e gerenciamento de resíduos de 8 cidades-piloto (URBAN WINS, 2018).

4. Níveis de implementação da EC

Ghisellini, Cialani e Ulgiati (2016) observaram interesses diferentes entre o desenvolvimento de EC na China e em outros países. Na China, como já mencionado, predomina um objetivo político nacional. Em toda a Europa, Japão e EUA predominantemente busca-se uma ferramenta para projetar políticas de baixo nível de gestão ambiental, por meio de iniciativas setoriais, objetivando retorno econômico e manutenção de recursos durante o maior tempo possível. A EC torna a Europa menos dependente de matérias-primas, que na maioria das vezes são importadas.

Esta discussão leva à necessidade da identificação de partes interessadas a apoiar uma transição da economia linear para circular e à necessidade de compreensão da perspectiva sistêmica da EC. Foi identificado um acordo geral sobre o fato de a EC ser dividida em três níveis de implementação: micro, meso e macro. No nível micro, ou de empresa, o foco são os seus próprios processos de melhoria. Neste nível existe uma relação positiva entre o nível de maturidade

de gerenciamento ambiental de uma empresa e sua disposição para implementar a EC, devido ao impacto positivo que uma implementação deste tipo tem sobre seu prestígio entre os consumidores e as reduções de custos. O nível meso inclui empresas que pertencem a uma simbiose, que beneficiará uma economia regional e o meio ambiente natural. Por último, o nível macro é altamente focado no desenvolvimento cidades, províncias, regiões, por meio do desenvolvimento de políticas ambientais (MERLI; PREZIOSI; ACAMPORA, 2018).

5. *Sugestões para aplicação da EC na gestão pública brasileira*

Para abordar gestão pública, o nível macro da EC ganha destaque. Para a difusão da EC no Brasil, políticas devem estar formuladas para que o comportamento da sociedade seja moldado e que os níveis meso e micro sejam estimulados por meio de ganhos econômicos, sociais e ambientais, sem que benefícios particulares prevaleçam.

De acordo com o relatório elaborado pelos membros da CE 100 – Brasil, da Ellen Macarthur Foudation, que objetivou uma abordagem exploratória inicial da EC no Brasil, o país está em um momento crucial de sua história econômica, diante da oportunidade de desenvolver um novo modelo econômico, que ofereça prosperidade aos seus cidadãos e funcione em longo prazo. Pesquisas macroeconômicas realizadas em outros países indicam que benefícios de uma EC se relacionam com o PIB e com a geração de empregos, promovendo resiliência socioeconômica. O documento também destaca a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) como ponto de partida para a aplicação de alguns princípios de EC (Ellen Macarthur Foundation, 2017).

A PNRS, desde 2010, traz em seu conteúdo importantes diretrizes que se relacionam com a EC, incluindo metas de redução, reutilização e reciclagem; conceitos de responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida de produtos/processos (o que favorece a integração de processos); destacando a logística reversa como instrumento de desenvolvimento econômico e; estimulando a metodologia de ACV em estudos de cenários (PNRS, 2010).

Dentre o conjunto de medidas políticas que aceleram o grau de aplicação de EC, destacam-se: o domínio da logística reversa (considerando dispersão geográfica), domínio da gestão multisetorial, do regime fiscal (estabelecendo estímulos e penalizações), da integração do licenciamento ambiental com a EC, do sistema de aquisições públicas, da responsabilidade ampliada do produtor, do sistema de certificação, do modelo de consumo colaborativo, de modelos de negócios circulares, das redes de cooperação (governos, universidade, empresas), da ACV para avaliar o desempenho da EC), de indicadores de EC em níveis macro, meso e micro (MILIOS, 2017; KALMUKOVA; SADAGOPAN; ROSADO, 2017; WITJES; LOZANO, 2016).

Conclusões

A relação entre conceitos de ACV e EC é incipiente na literatura. Sua integração reflete na eficácia de usar ambas as abordagens em pesquisa e prática.

Definições acerca de avanços teóricos sobre EC ainda estão em evolução.

A implementação da EC pode ocorrer em níveis macro, meso e micro.

O sistema jurídico chinês é favorável para a EC em nível macro. A política governamental chinesa visa transformar não somente a indústria, mas também a organização socioeconômica. Em outros países a aplicação da EC ocorre frequentemente em níveis meso e micro.

Num contexto político, instrumentos diversos podem ser úteis para a aplicação de EC no Brasil.

O desenvolvimento bem sucedido da EC requer um sistema de indicadores, específicos para nível macro, com finalidade de avaliar a solidez e fornecer diretrizes para decisões políticas. Neste sentido, há uma ampla gama de oportunidades para novas pesquisas. Indicadores que avaliam a dimensão social também devem ser explorados, estes são pouco encontrados na literatura e em nenhum documento encontra-se clareza sobre uma maior igualdade social promovida pela EC.

Referências

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14040**: Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida - Princípios e Estrutura. Brasil: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2009.
- ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. **Economia Circular**. Disponível em: <<https://www.ellenmacarthurfoundation.org/pt/economia-circular-1/conceito>>. Acesso em: 10 jan. 2018.
- ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. **Uma Economia Circular no Brasil: Uma exploração inicial**. Disponível em: <<https://www.ellenmacarthurfoundation.org/pt/publicacoes>>. Acesso em: 10 jan. 2018.
- GHISELLINI, Patrizia; CIALANI, Catia; ULGIATI, Sergio. A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 114, n. 1, p.11-32, fev. 2016.
- GUO, Bin et al. Comparative assessment of circular economy development in China's four megacities: The case of Beijing, Chongqing, Shanghai and Urumqi. **Journal of Cleaner Production**, v. 162, n. 1, p.234-246, set. 2017.
- KALMYKOVA, Yuliya; SADAGOPAN, Madumita; ROSADO, Leonardo. Circular economy – From review of theories and practices to development of implementation tools. **Resources, Conservation and Recycling**, v. , n. , p.1-1, nov. 2017.
- KIRCHHERR, Julian; REIKE, Denise; HEKKERT, Marko. Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 127, n. 1, p.221-232, dez. 2017.
- LIU, Lili. A review of waste prevention through 3R under the concept of circular economy in China. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 19, n. 4, p.1314-1323, abr. 2017.
- MCDOWALL, Will et al. Circular Economy Policies in China and Europe. **Research and Analysis**, v. 21, n. 3, p.651-661, jun. 2017.
- MERLI, Roberto; PREZIOSI, Michele; ACAMPORA, Alessia. How do scholars approach the circular economy? A systematic literature review. **Journal of Cleaner Production**, v. 178, n. 1, p.703-722, mar. 2018.
- MILIOS, Leonidas. Advancing to a Circular Economy: three essential ingredients for a comprehensive policy mix. **Sustainability Science**, v. 1, n. 1, p.1-18, nov. 2017.
- MURRAY, Alan; SKENE, Keith; HAYNES, Kathryn. The Circular Economy: An Interdisciplinary Exploration of the Concept and Application in a Global Context. **Journal of Business Ethics**, v. 140, n. 3, p.369-380, fev. 2017.
- POLÍTICA Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 10 jan. 2018.
- PRIETO-SANDOVAL, Vanessa; JACA, Carmen; ORMAZABAL, Marta. Towards a consensus on the circular economy. **Journal of Cleaner Production**, v. 179, n. 1, p.605-615, abr. 2018.
- SMOL, Marzena; KULCZYCKA, Joanna; AVDIUSHCHENKO, Anna. Circular economy indicators in relation to eco-innovation in European regions. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 19, n. 3, p.669-678, abr. 2017.
- URBAN WINS. Disponível em: <<https://www.urbanwins.eu/>>. Acesso em: 10 jan. 2018.
- WITJES, Sjors; LOZANO, Rodrigo. Towards a more Circular Economy: Proposing a framework linking sustainable public procurement and sustainable business models. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 112, n. 1, p.37-44, set. 2016.
- WU, Hua-qing. Effectiveness of the policy of circular economy in China: A DEA-based analysis for the period of 11th five-year-plan. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 83, n. 1, p.163-175, fev. 2014.

AValiação DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE ARGAMASSAS COM RESÍDUOS DE BENEFICIAMENTO DE ROCHAS ORNAMENTAIS (RBRO)

Florence Rezende Leite¹, Maria Lúcia Pereira Antunes¹, Diogo Aparecido Lopes Silva², Paulo Silas Oliveira³

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, S.P. Brasil. *florencecl@gmail.com*

² Departamento de Engenharia de Produção, Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, S.P.

³ Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Materiais, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências de Bauru, S.P. Brasil.

Resumo: O objetivo deste artigo é apresentar uma avaliação do ciclo da vida (ACV) exploratória da produção *cradle-to-gate* de argamassas com resíduos de beneficiamento de rochas ornamentais (RBRO), coletados das etapas de corte e polimento dessas rochas. Foram avaliados compósitos de argamassas com substituição parcial de areia, em teores de 10%, 20% e 30%, por resíduos de corte (R1) e por resíduos de polimento de rochas ornamentais (R2). O software OpenLCA 1.6.3 e seu banco de dados gratuito foram utilizados para a ACV dos compósitos. Além disso, utilizou-se também o banco de dados nacional SICV Brasil bem como dados retirados da literatura para complementar o estudo de ACV comparativo. O método escolhido para avaliar os impactos ambientais do ciclo de vida foi o ILCD 2011 [v1.0.10, August, 2016], *midpoint*. Foram avaliadas 11 categorias de impacto: acidificação, mudanças climáticas, ecotoxicidade de água doce, eutrofização de água doce, toxicidade humana com efeitos não-cancerígenos, toxicidade humana com efeitos cancerígenos, depleção da camada de ozônio, formação de material particulado, formação de ozônio fotoquímico, depleção de recursos (mineral, fóssil e renovável) e eutrofização terrestre. Os resultados da ACV realizada apontaram que a produção de argamassas com RBRO causa menos impactos ambientais do que a produção de argamassas sem a adição desses resíduos, em 9 das 11 categorias de impacto avaliadas. Além disso, constatou-se que quanto maior a quantidade de resíduos incorporados, menores foram os impactos potenciais. Por fim, concluiu-se que o cenário ambientalmente mais adequado foi a produção do compósito de argamassa com substituição da areia por resíduo de polimento, em 30% (em volume).

Palavras-chave: *Avaliação do Ciclo de Vida, Resíduos de Beneficiamento de Rochas Ornamentais, Argamassas de Revestimento e Assentamento.*

Introdução

Diariamente, elevadas quantidades de resíduos são produzidas por diversos setores industriais. Um desses setores é o de beneficiamento de rochas ornamentais, onde, nos processos de corte e polimento, aproximadamente 25% das rochas são transformadas em resíduos (MOURA; GONÇALVES; LEITE, 2002). Atualmente, várias pesquisas estão se concentrando na busca por alternativas para o aproveitamento de resíduos industriais, a fim de evitar suas disposições em aterros (MORALES et al., 2016). Uma dessas alternativas é a utilização de resíduos como matérias-primas em materiais de construção, visto que a indústria da construção civil é uma grande consumidora de recursos naturais (CABEZA et al., 2014).

A argamassa é um material fundamental e um dos mais utilizados em construções, podendo ser aplicada em assentamentos de alvenaria, revestimentos de paredes e tetos, etc. Normalmente, elas são confeccionadas com areia, cal hidratada, cimento Portland e água (GUIMARÃES, 2004). Diversos trabalhos já foram realizados sobre a incorporação de resíduos de beneficiamento de rochas ornamentais (RBRO) em argamassas, entretanto, não foram encontradas avaliações de impacto ambiental referentes à produção desses compósitos.

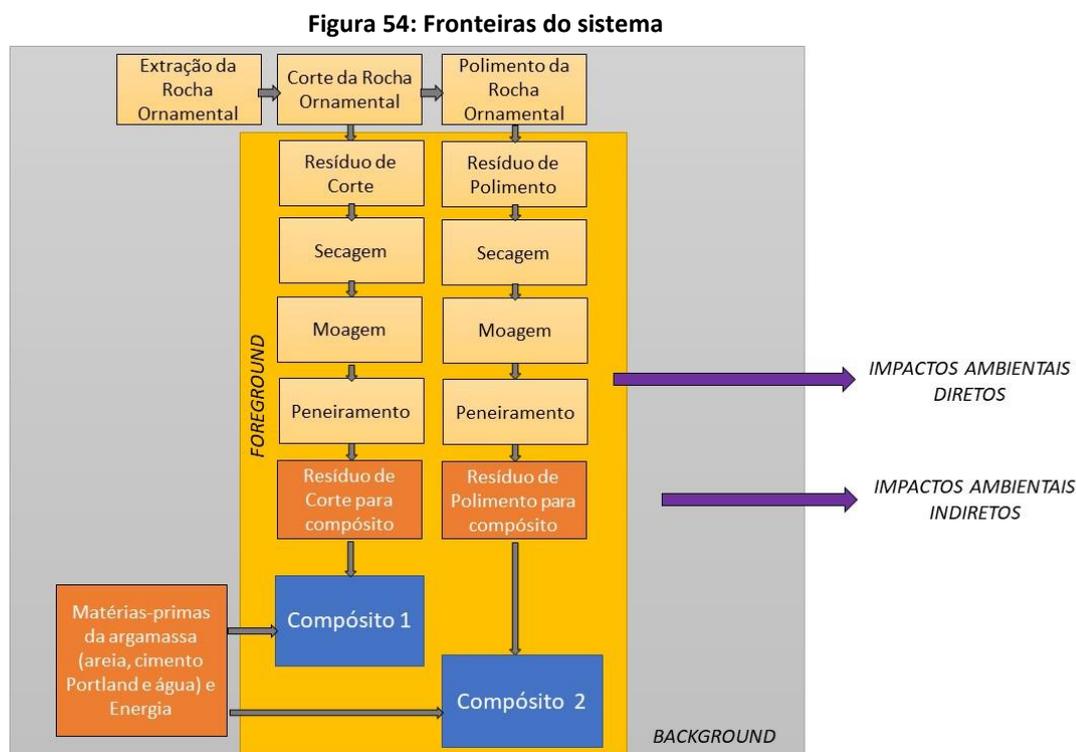
Uma importante técnica empregada para realizar estudos sobre a avaliação de impactos ambientais de processos e produtos é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (DE PAULA, 2016). Assim, através dessa técnica, o presente trabalho teve como objetivo criar um inventário de ciclo de vida para avaliar os impactos ambientais potenciais referentes à produção de argamassas com incorporação de resíduo de corte (R1) e resíduo de polimento (R2) de rochas ornamentais, em substituição parcial da areia. Foram considerados os processos de extração e produção das matérias-primas convencionais da argamassa (areia, cimento, água), geração dos tipos de resíduos R1 e R2, beneficiamento dos resíduos e a produção do compósito em si.

Neste estudo, objetivou-se avaliar, do ponto de vista ambiental, qual a melhor alternativa para a produção de argamassa: a incorporação de resíduos de beneficiamento de rochas ornamentais ou a não incorporação.

Metodologia

Este estudo teve como base as normas ISO 14040 (ABNT, 2006a) e ISO 14044 (ABNT, 2006b), as quais apresentam diretrizes para se realizar uma ACV.

O sistema de produto avaliado foi a produção dos compósitos de argamassa com RBRO e as fronteiras deste sistema abrangeram do berço ao portão *cradle-to-gate*, ou seja, foram considerados os processos desde a obtenção das matérias-primas da argamassa (areia, cimento Portland e água) e dos resíduos até a fabricação dos compósitos. As fases de uso e descarte dos compósitos não foram consideradas, visto que os experimentos ainda estão em escala laboratorial. A Figura 1 apresenta as fronteiras do sistema de produto em estudo:



Seis cenários, além do cenário base, foram criados a fim de identificar casos possivelmente mais favoráveis que a condição original, auxiliando na tomada de decisão em futuras confecções dos compósitos de RBRO. A unidade funcional foi a produção do valor nominal de 2,5 kg de compósito. A produção dos compósitos foi feita com substituição parcial da areia em argamassas, em teores de 10%, 20% e 30%, por resíduos de corte (R1) e por resíduos de polimento (R2) de rochas ornamentais, coletados em uma marmoraria na cidade de Sorocaba, SP. Para as argamassas com R1 foi utilizado o traço, em volume, 1:3:1 (cimento:areia:água) e para as argamassas com R2 foi utilizado o traço 1:3:0,9 (cimento:areia:água).

Os dados sobre os processos de extração e beneficiamento de rochas ornamentais foram retirados do Inventário do Ciclo de Vida de Rochas Ornamentais elaborado por Castro et al. (2016).

Devido à falta de dados, na literatura, do processo de beneficiamento dos resíduos, os mesmos foram tratados em escala laboratorial, considerando apenas a etapa de secagem dos resíduos em estufa Quimis, modelo Q-314M293, a 50°C durante 72h. Não houve gastos relevantes de fluxos de materiais e energia referentes à moagem e ao

peneiramento dos resíduos, pois estes processos foram feitos manualmente. Além disso, para este estudo, assumiu-se que o beneficiamento dos resíduos foi feito no mesmo local onde eles foram gerados, ou seja, na própria marmoraria.

Os processos de extração, beneficiamento, armazenagem e transporte da areia foram obtidos a partir de Souza (2012).

Os dados referentes à produção do cimento foram retirados do banco de dados brasileiro SICV Brasil- Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida. Além disso, do SICV Brasil também foram utilizados os dados relativos à cadeia de produção e distribuição da eletricidade.

A modelagem do ciclo vida dos compósitos e RBRO foi realizada no software OpenLCA 1.6.3. O método de avaliação do impacto escolhido foi o ILCD 2011 [v1.0.10, August, 2016], *midpoint*, para as seguintes categorias de impacto ambiental: acidificação (AC), mudanças climáticas (CC), ecotoxicidade de água doce (FEC), eutrofização de água doce (FE), toxicidade humana com efeitos não-cancerígenos (HTNC), toxicidade humana com efeitos cancerígenos (HTC), depleção da camada de ozônio (OD), material particulado (PM), formação de ozônio fotoquímico (POF), depleção dos recursos mineral, fóssil e renovável (RD) e eutrofização terrestre (TE).

Resultados e discussão

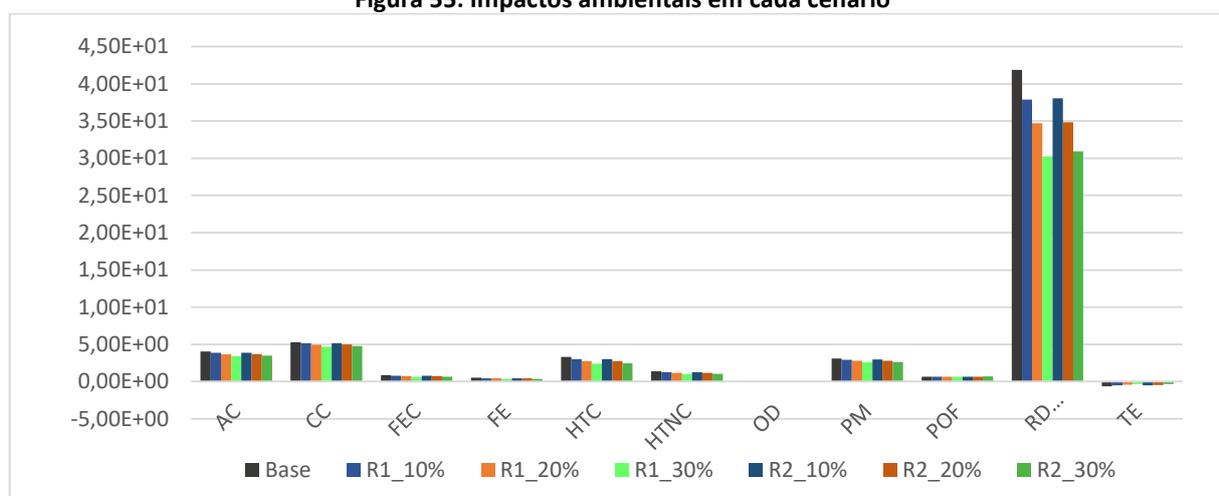
Os resultados da ACV mostraram que o cenário base, ou seja, a argamassa sem resíduos, foi o pior, pois apresentou os maiores impactos ambientais em todas as categorias estudadas, exceto nas categorias de eutrofização terrestre (TE) e formação de ozônio fotoquímico (POF).

Já os cenários de argamassa com substituição da areia, em 30%, por R1 ou por R2, apresentaram os menores valores de impactos em 9 das 11 categorias analisadas, sendo assim, foram considerados os melhores cenários.

Os sete cenários produziram impactos positivos ao meio ambiente somente na categoria TE. Nas demais categorias os impactos foram negativos, destacando-se a categoria de depleção dos recursos mineral, fóssil e renovável (RD), a qual obteve os maiores valores de impactos normalizados em todos os cenários.

A Figura 2 apresenta os resultados normalizados de todos os impactos ambientais, de acordo com as categorias de impacto analisadas, em cada um dos cenários:

Figura 55: Impactos ambientais em cada cenário



De uma forma geral, a diferença entre os valores dos impactos ambientais causados pelo pior cenário e pelos dois melhores cenários não foi tão discrepante, com exceção da categoria RD, onde essa diferença foi mais notável, como pode ser observado conforme os detalhes da Tabela 1.

Percebe-se que ao comparar a magnitude dos impactos potenciais entre os cenários “R1_30%” e “R2_30%”, isto é, a produção dos compósitos utilizando os resíduos R1 e R2 em substituição à areia, em 30% (em volume), obteve-se perfis similares. A maior diferença nos impactos dos cenários R1_30% e R2_30% foi de 8,1% e se deu para categoria de mudanças climáticas (CC), devido ao maior uso de energia no ciclo de vida do compósito com R1. No geral, os impactos da produção dos compósitos com resíduos R1 e R2 foram minimizados, o que ressalta a relevância do aproveitamento de resíduos para agregação de valor na produção de produtos e também, para a minimização dos impactos ambientais adversos.

Tabela 32: Comparação dos perfis ambientais do cenário com os maiores impactos vs. os dois cenários com menores impactos no ciclo de vida

Categorias de impactos	Unidade	Cenário base	R1_30%	R2_30%
AC	Mole H+ eq.	0,001912756	0,00154595	0,001534059
CC	kg CO2 eq.	0,489019609	0,379926072	0,410723648
FEC	CTUe	0,075881317	0,054991985	0,052168406
FE	kg P eq.	7,46827E-06	5,34353E-06	5,13443E-06
HTC	CTUh	1,22155E-09	8,69539E-10	8,39813E-10
HTNC	CTUh	7,42828E-09	5,3466E-09	5,10694E-09
OD	kg CFC-11 eq.	4,74001E-09	3,2801E-09	3,25876E-09
PM	kg PM2.5 eq.	0,00011806	9,34021E-05	9,28686E-05
POF	kg C2H4 eq.	0,000204929	0,000201825	0,000200355
RD	kg Sb eq.	4,18929E-05	2,88032E-05	2,88022E-05
TE	Mole N eq.	-0,00109856	-0,00055462	-0,0005586

Além disso, a partir de uma pré análise constatou-se que as propriedades das argamassas não tiveram alterações significativas com a incorporação dos resíduos R1 e R2. Assim, o desempenho físico-mecânico das argamassas não foi comprometido neste estudo.

Em virtude dos resultados ainda estarem na fase preliminar, a multifuncionalidade do sistema e a análise sensibilidade não foram abordadas neste estudo.

Conclusões

Com esta ACV foi possível analisar o desempenho ambiental da produção de argamassas com substituição parcial de areia, em diferentes teores, por resíduos de corte e de polimento de rochas ornamentais.

Para as categorias de impactos analisadas, com exceção das categorias TE e POF, a produção de argamassas com os dois tipos de RBRO, isto é, resíduo R1 e R2, gerou menos impactos do que a produção de argamassas sem a adição desses resíduos.

Além disso, observou-se que, de modo geral, quanto maior a quantidade de RBRO incorporados à argamassa, menores serão os impactos ambientais causados no ciclo de vida dos compósitos.

Por fim, foi possível concluir que o melhor cenário, ou seja, o cenário com os menores impactos potenciais, foi o cenário onde houve a substituição da areia pelo resíduo de polimento de rochas ornamentais (R2), em 30%. Assim, este seria o melhor resultado, em termos ambientais, para a produção do compósito estudado.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado.

Referências

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2005) NBR 13281: Argamassa para assentamento e revestimento de paredes e tetos - Requisitos. Rio de Janeiro.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2009a) NBR ISO 14040: Gestão ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Princípios e estrutura. Rio de Janeiro.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2009b) NBR ISO 14044: Gestão ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2016) NBR 16541: Argamassa para assentamento e revestimento de paredes e tetos – Preparo da mistura para realização dos ensaios. Rio de Janeiro.
- CABEZA, L. F. et al. (2014) Life cycle assessment (LCA) and life cycle energy analysis (LCEA) of buildings and the building sector: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 29, p. 394–416.
- CASTRO, N. F.; GADIOLI, M. C. B.; WANDERMUREN, C. E. R.; PAZETO, A.A. (2016). Inventário do ciclo de vida das rochas ornamentais. In: SIMPÓSIO DE ROCHAS ORNAMENTAIS DO NORDESTE, 9, João Pessoa. Anais. João Pessoa: CETEM, 2016. p. 284-297.
- DE PAULA, R. C. (2016). Avaliação do ciclo de vida (ACV) de argamassas e concretos produzidos com resíduos de construção e demolição (RCD). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 155f. Dissertação (Mestrado), Rio de Janeiro.
- GUIMARÃES, José Epitácio Passos; GOMES, Rubens Donizeti; SEABRA, Mauro Adamo. (2004) Guia das argamassas nas construções. ABPC (Associação Brasileira dos Produtores de Cal). São Paulo. 8ª edição. 38p.
- MORALES, M. F. D.; HENRIQUES, T. S.; PASSUELLO, A.; KIRCHHEIM, A. P.; MASUERO, A. B.; DAL MOLIN, D. C. (2016) Impactos do ciclo de vida de painéis em concreto translúcido: estudo de caso considerando diferentes cenários de alocação dos impactos da sílica ativa. In: CONGRESSO BRASILEIRO EM GESTÃO DO CICLO DE VIDA, 5, Fortaleza. Anais. Fortaleza: Set, 2016. p. 794-800.
- MOURA, W. A.; GONÇALVES, J. P.; LEITE, R. S. (2002). Utilização do resíduo de corte de mármore e granito em argamassas de revestimento e confecção de lajotas para piso. *Sitientibus*, Feira de Santana, V. 26, N. 1, p. 49-61.
- SOUZA, A. D. (2012). Avaliação do ciclo de vida da areia em mineradora de pequeno porte, na região de São José do Rio Preto - SP. Universidade Federal de São Carlos. 121f. Dissertação (Mestrado), São Carlos.



COMITÊ CIENTÍFICO
**Gestão do ciclo de vida
nas organizações**



GERENCIAMENTO DO E-WASTE NO BRASIL: ARTIGOS CIENTÍFICOS

Daniel Seabra¹, Armando Caldeira-Pires²

¹Instituto Federal Goiano Ciência e Tecnologia Campus Morrinhos GO, daniel.seabra@ifgoiano.edu.br

²Departamento de Engenharia Mecânica – Faculdade de Engenharia – Universidade de Brasília

Resumo: Este trabalho faz uma revisão bibliográfica para caracterizar o gerenciamento do eletrônico em fim de vida no Brasil, foram analisados 29 artigos publicados no período de 2005 à 2016 com relevância para o gerenciamento do *e-waste* no Brasil. No país há poucos sistemas para tratamento de eletrônico em fim de vida e nenhum amplamente abrangente, além disso, os poucos sistemas existentes são predominantemente informais. No Brasil, normalmente o *e-waste* é despejado em aterros ou recuperado com técnicas de baixa qualidade. A Política Nacional dos Resíduos Sólidos (Lei 12.305 / 2010) provoca um impacto positivo no gerenciamento de eletrônico em fim de vida no País, porém, falta clareza quanto a especificação de obrigatoriedade das partes envolvidas. O quantitativo de publicações internacionais e nacionais utilizadas nesse trabalho tiveram ascensão e descensão em um mesmo período; exceto em 2016, onde a quantidade de publicações em revistas não brasileiras alcançam um máximo.

Palavras-chave: Eletrônico em fim de vida (*e-waste*); gestão *e-waste* Brasil; estratégia *e-waste*; legislação *e-waste*; situação *e-waste*.

Introdução

Junto com as melhorias nos padrões de vida, vieram os equipamentos eletrônicos em fim de vida (*e-waste*); um resíduo não biodegradável capaz de criar problemas que recentemente não eram reconhecidos (KHAN, LODHI e KHOKAR, 2014). Além disso, o *e-waste* contém materiais valiosos que devem ser recuperados de uma forma adequada (WANG e XU, 2014).

O objetivo principal desse trabalho é caracterizar o tratamento do eletrônico em fim de vida no Brasil, bem como a situação atual. Para atingir o objetivo considerou três contextos: a) Investigar as estratégias para o gerenciamento de eletrônico em fim de vida no Brasil; b) Investigar as políticas e legislações para o gerenciamento de eletrônico em fim de vida no Brasil; c) Revisar as publicações científicas que tratam de gerenciamento do eletrônico em fim de vida no Brasil.

Khan, Lodhi e Khokar (2014) analisaram a situação global ressentida do gerenciamento de eletroeletrônico em fim de vida e identificaram políticas e estratégias considerando a questão ambiental. Sendo que este estudo avalia especificamente os rumos políticos da gestão de eletroeletrônicos de regiões desenvolvidas e sugere orientações políticas estratégicas para os países em desenvolvimento; argumenta que, para obter a sustentabilidade na gestão de eletroeletrônicos em fim de vida é necessário uma política integrada e colaborativa para as comunidades globais.

Em relação às regiões do Brasil, no trabalho de Kruljac (2012) analisou-se a extensão em que os programas de gerenciamento de resíduos sólidos da cidade de Curitiba (estado do Paraná) se encaixa com o que prevalece a teoria do desenvolvimento sustentável.

No trabalho de Gonçalves, Tanaka e Amedomar (2013) analisaram o problema da destinação final dos RSU (resíduos sólidos urbanos) domiciliares da cidade de São Paulo e diagnosticou questões que restringem o reaproveitamento e sua destinação adequada. Já no trabalho de Franco e Lange (2011) buscou determinar o fluxo dos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos em fim de vida no município de Belo Horizonte - Minas Gerais, Brasil. Jaccoud e Magrini (2014) analisaram a atual legislação/regulamento para a gestão de resíduos sólidos nos portos brasileiros e comparou essa estrutura com a prática na Europa. No trabalho de Rodrigues, Gunther e Boscov (2015) apresenta um método com objetivo de estimar os eletroeletrônicos (EEEs) em uso e também armazenados (fora de uso) em domicílios de um município. Assim, apresentou os resultados da aplicação do método para o caso do município de São Paulo (SP). Os autores afirmam que o conhecimento do perfil da geração de eletroeletrônico em fim de vida em uma região ou no país é de fundamental importância para o planejamento e implementação da Logística Reversa (Instrumento econômico e social que visa à coleta e restituição de resíduos sólidos ao setor industrial).

No trabalho de Souza et al., (2016) avaliou a sustentabilidade e alternativas de sistemas para uma potencial implementação na região metropolitana do Rio de Janeiro. Este estudo de viabilidade destacou que o Brasil produz cerca de 1 milhão de toneladas de eletroeletrônico em fim de vida por ano; e que seria necessário cerca de 4000

pontos de coleta, em 2016 para atingir cerca de 70% da taxa de coleta; apontou que o Brasil teria 94 instalações de reciclagem de eletroeletrônico em fim de vida, a maioria delas no estado de São Paulo (Sudeste do Brasil, na mesma região do estado do Rio de Janeiro). A fim de otimizar o custo, o estudo de viabilidade recomenda que as cidades do país com mais de 150 mil habitantes deveria ter uma unidade de triagem.

A principal lei brasileira sobre a gestão de resíduos sólidos é relativamente recente - Lei 12.305 / 2010 (JACCOUD e MAGRINI, 2014). Esta lei tem como base o compartilhamento da responsabilidade de tratamento do produto em fim de vida entre produtor e governo (ARAÚJO et al., 2012). Segundo Souza et al., (2016), com a imposição da logística reversa pela Lei 12.305 / 2010 a responsabilidade seria compartilhada entre consumidores, empresas e governos. No entanto, ainda faltam legislações ou regulamentações específicas.

Uma resolução do estado de São Paulo apela para que a indústria introduza propostas de logística reversa para eletroeletrônico em fim de vida. Esta teria prazo para ser assinada até o final de 2015. Mas até meados de 2016 não foi encontrado relatos de que esta lei tenha entrado em vigor.

O Brasil tem uma taxa crescente em geração de eletrônico em fim de vida e atualmente existem poucos sistemas de gestão de qualidade em operação, com a maior quota de eletroeletrônicos em fim de vida indo para aterros ou cadeias informais (SOUZA et al., 2016). Estima-se que de 5,3 a 7,0 Kg per capita de REEE (Resíduo eletro eletrônico) foi gerado em 2014, isso representa cerca de 1,1 a 1,4 m t (milhões de toneladas) por ano (Ghosh et al., 2016). A taxa de reciclagem de *e-waste* estimada para o Brasil (em 2009) era de apenas 2% (BANDINI, 2009; ARAÚJO, 2012). No país ou mesmo em cidades deste há uma necessidade de seleção de um modelo e modelagem de gestão do *e-waste* com avaliação da sustentabilidade e priorização de alternativas. Contudo, no Brasil existe um interesse crescente no desenvolvimento de estudos sobre gestão de eletrônico em fim de vida, mas existem atualmente poucos estudos publicados neste assunto (SOUZA et al., 2016).

Metodologia

Este trabalho faz uma revisão bibliográfica para identificar o contexto histórico, as legislações e as estratégias que tenham uma relação com o gerenciamento do eletrônico em fim de vida no Brasil, bem como a situação do país nesse contexto. Foram colocadas as seguintes perguntas, para que possam ser respondidas com esta pesquisa: a) Quais legislações têm associação com o gerenciamento do eletrônico em fim de vida no Brasil? b) O gerenciamento do eletrônico em fim de vida no Brasil recebe influência de outros países? c) Como tem evoluído as publicações de artigos científico em relação ao gerenciamento de eletrônico em fim de vida no Brasil? d) Quais estratégias são utilizadas para melhorar o gerenciamento do eletrônico em fim de vida no Brasil? e) Como está a situação geral do eletrônico em fim de vida no Brasil?

Na busca, não foi encontrada nenhuma publicação relevante para esta revisão bibliográfica com a data de publicação menor que 2005. Assim, as publicações encontradas que poderiam contribuir para a construção desta pesquisa no período de 2005 até o final de 2016 foram utilizadas; uma vez que estas publicações localizadas e selecionadas são relativamente poucas, ou seja, 29 artigos com avaliação WebQualis (Classificação dos veículos de divulgação da produção científica, por área do conhecimento pela CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior). Quanto aos critérios de seleção dos artigos, considerou os seguintes principais parâmetros: artigos que relatam a gestão de resíduos sólidos no Brasil; artigos com relatos do gerenciamento de eletrônicos em fim de vida no Brasil; artigos que analisam as diferenças do gerenciamento de eletrônico em países em desenvolvimento *versus* países desenvolvidos.

No trabalho de (KIDDEE, NAIDU e WONG, 2013) os autores chamam a atenção para várias abordagens, incluindo a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), Análise de Fluxo Material (MFA), Análise de Múltiplos Critério (MCA) e responsabilidade estendida ao produtor (EPR). Estas foram desenvolvidas para gerenciar eletrônicos em fim de vida, em especial, nos países de economias desenvolvidas.

Na escrita deste artigo optou por utilizar o sistema WebQualis de qualificação de periódicos, mantido pela Capes, mesmo ciente da limitação de que as classificações se modificam a cada período determinado; foram selecionados 29 artigos, sendo 11 com a classificação A1, 3 com classificação A2, 5 com classificação B1, 3 com classificação B2, 3 com classificação B3, 2 com classificação B4 e 2 com classificação B5. Foram utilizadas 7 publicações de revistas do Brasil que tratam da gestão de eletrônico em fim de vida; foram utilizados artigos de revistas internacionais que tratam do

assunto e que têm alguma relação com a situação do Brasil ou que pudesse contribuir como um embasamento teórico na situação do gerenciamento do eletrônico no país. Sendo que as publicações internacionais possibilitaram um maior entendimento da influência que a gestão do eletrônico em fim de vida no Brasil tem em relação a outras regiões.

Na construção deste artigo, percebeu-se que, geralmente a situação da Gestão de eletrônico em fim de vida está fortemente associada às estratégias e legislações.

Resultados e discussão

No Brasil há uma falta de tratamento sistemático para o gerenciamento de *e-waste* e o pouco tratamento que há é predominantemente informal. Além disso há considerável descarte de eletrônico em fim de vida, especialmente em regiões mais industrializadas e com maior renda per capita. O trabalho de (RODRIGUES, GUNTHER e BOSCOV, 2015) concluiu que a média anual per capita estimada de descarte de eletroeletrônicos no município de São Paulo é cerca de 4,8 kg/hab, nessa conta ainda não descontou a parcela que efetivamente foi reutilizada ou vendidos a terceiros.

Uma questão essencial para que se possa ter um sistema de recuperação de eletrônicos em fim de vida é como agrupar esses equipamentos para que possam ser reciclados. O trabalho de Souza et al., (2016) recomenda um sistema de coleta de eletroeletrônico com pontos de entrega em lojas, estações de metrô e centros de bairro; uma fase de pré-tratamento com o envolvimento de empresas privadas, cooperativas e empresas sociais; e reciclagem completa de todos os componentes no Brasil. Guarnieri, Silva e Levino (2016) afirmam que a venda de *e-waste* pelas organizações pode aumentar o quantitativo coletado; gerar empregos e aumentar o lucro de uma organização. Além disso, o descarte adequado permite a sustentabilidade social, econômica e ambiental.

Uma outra questão é se o país deve importar estratégias de recuperação de *e-waste* de países que já tem um gerenciamento mais organizado. Jaccoud e Magrini (2014) afirmam que apesar das diferenças regionais entre o Brasil e a Europa, o país pode implementar parte do gerenciamento e experiência empregada na Europa para melhorar o gerenciamento de resíduo sólido nos portos brasileiros.

Ademais, Jofre e Morioka (2005) afirmaram que o sistema de reciclagem na União Europeia, Japão e Estados Unidos não têm diferenças significativas no que se refere a implementação de estratégias; em termos de método de reciclagem e tratamento de substâncias perigosas. Todas estas estratégias segue o princípio da responsabilidade estendida ao produtor, no entanto, na prática há várias diferenças em relação a logística e devido as interpretações particulares do conceito. Contudo, a União Europeia prevê uma taxa maior de reciclagem.

Uma outra questão relevante é o que possibilita a eficiência da recuperação de *e-waste*. Araújo et al., (2012) afirmam que a eficiência da recuperação material em eletrônico em fim de vida depende de legislação específica com os regulamentos apropriados para as diferentes condições de mercado regional; o estabelecimento de controle eficaz; estruturação de um fluxo de logística reversa, com canais de logística reversa para cada tipo de produto que são competitivos e ambientalmente e tecnologicamente bem estruturado; ademais, é necessário fomentar os mercados de reutilização, renovação e reciclagem secundária; incentivos para a criação de associações de catadores e instalações de reciclagem como incentivos fiscais e empréstimos a juros baixos para pequenas e médias empresas. Bueno, Haumann e Pizarro (2013) afirmam que a logística reversa evita uma nova busca por recursos na natureza e permite um descarte ambiental correto.

Em relação a Política Nacional dos Resíduos Sólidos, ainda há desafios a serem superados no médio e longo prazo para que possa ser colocado em prática o que estabelece esta lei. Presume-se que sua implantação demandará articulações diversas nas quais os municípios deverão ter um papel importante.

No Brasil, não há legislação nacional específica que rege o tratamento do eletrônico em fim de vida; apenas o estado de São Paulo tem essa legislação. No entanto, a Política Nacional dos Resíduos Sólidos provoca impacto na gestão do eletrônico em fim de vida; esta lei estabeleceu que os fabricantes, importadores, distribuidores e varejistas de produtos eletrônicos tem que organizar e implementar sistemas de logística reversa, incluindo a devolução dos produtos após o uso do consumidor, independente da limpeza da via pública e de gestão de resíduos sólidos. No entanto, a lei não especifica a obrigatoriedade de coleta e não especifica quais as responsabilidades são atribuídas aos *stakeholders* (OLIVEIRA, BERNARDES e GERBASE, 2012).

Existem diferenças significativas na gestão de eletrônicos em fim de vida entre os países desenvolvidos e as economias emergentes. Os países em desenvolvimento têm pouca/fraca ou nenhuma legislação que regula o *e-waste*, enquanto os países desenvolvidos, geralmente têm leis específicas que regem a eliminação e gestão de eletrônico em fim de vida (OLIVEIRA, BERNARDES e GERBASE, 2012). Atualmente, na China e UE há uma legislação para a logística reversa e gerenciamento de eletrônico em fim de vida. Mas devido as diferenças em situação e estrutura nesses países, resulta em diferenças na legislação desses países nesse setor, há mais *stakeholders* envolvidas na China do que na UE. A legislação para *e-waste* da China apresenta uma estrutura mais complexa do que na UE; as diferenças podem ser ilustradas pelas diferenças cultural e social (ZENG et al., 2013). Nos EUA, onde não existe legislação federal para lidar com eletroeletrônico em fim de vida e os estados têm diferentes graus de organização, uma alta porcentagem de *e-waste* ainda acaba em aterros sanitários (OLIVEIRA, BERNARDES e GERBASE, 2012).

O gerenciamento de eletrônico em fim de vida no Brasil é um desafio. Entretanto, a principal dificuldade associada com a implementação de processos de reciclagem de *e-waste* no Brasil é o sistema de coleta. Contudo, a eficiência da coleta não depende só da educação e cooperação das pessoas, mas também da cooperação entre os geradores de resíduos industriais, distribuidores e governo (OLIVEIRA, BERNARDES e GERBASE, 2012). Guarnieri, Silva e Levino (2016) afirmam que para aumentar a eficiência da logística reversa de *e-waste* é necessário desenvolver ações estratégicas, ambiental, econômica e social.

Há relatos de que têm mais de meio milhão de catadores no Brasil. O país também tem perto de 2400 empresas e cooperativas envolvidas em negócio de reciclagem e sucata. Por outro lado, a coleta e reciclagem de *e-waste* ainda é incipiente, porque os eletrônicos em fim de vida não são considerados valiosos no setor informal. Portanto, no Brasil há um desafio em organizar um sistema de gestão de lixo eletrônico que inclui o setor informal, sem negligenciar os princípios de gestão ambientalmente correto (OLIVEIRA, BERNARDES e GERBASE, 2012). Enquanto o mercado de eletroeletrônicos está em constante desenvolvimento e atualização; na região metropolitana de Belo Horizonte não existe ainda uma cadeia de reciclagem que consiga incorporar o eletrônico em fim de vida de maneira eficiente, acusando a presença de apenas uma empresa na Região, sendo que a maioria dos resíduos triados são enviados para fora do Estado de Minas Gerais e para o exterior (CANÇADO et al., 2012).

O trabalho de (BUENO, HAUMANN e PIZARRO, 2013) mostra que poucas pessoas do município de Medianeira (PR) tem conhecimento sobre o tratamento de eletrônico em fim de vida. Portanto, é necessário ações de educação ambiental para mais conscientização da população em relação ao problema e maior participação na coleta destes materiais.

Há países latino-americanos que têm um sistema abrangente de gerenciamento de eletrônico em fim de vida, Costa Rica e Colômbia estabeleceram seus regulamentos para *e-waste* em 2010. Entretanto, a infraestrutura de coleta e reciclagem de resíduos na América Latina é caracterizada por um elevado grau de informalidade. A queima de cabo parece ser uma prática muito comum em cidades latino-americanas, mas outros processos de refino, tais como lixiviação de ouro de placa de circuito impresso não são realizados em países da América Latina tão frequentemente como em outros países em desenvolvimento, como a Índia ou a China. Em países da América Latina, nem o mercado informal nem o mercado formal ainda não perceberam o potencial econômico e social da reciclagem de *e-waste*. Os regulamentos ainda estão a ser estabelecidos e é urgente organizar a gestão do lixo eletrônico antes de práticas insustentáveis se generalizar. O uso do eletrônico em países africanos ainda é pouco em comparação com outros países, mas aqueles não têm legislação específica para *e-waste*. A ausência de uma infraestrutura para a coleta e reciclagem de eletrônico e da legislação que trata especificamente deste assunto é um dos desafios da África (OLIVEIRA, BERNARDES e GERBASE, 2012).

Em geral há uma necessidade de mais estudos para aumentar a sustentabilidade em técnicas de reciclagem de placa de circuito impresso. Além disso, mais investigação no que se refere a processos, materiais, tecnologias, etc. (MARQUES, CABRERA e MALFATTI, 2013). O tempo médio de vida é um parâmetro importante para estimar os fluxos de resíduos de televisores, geladeiras, freezers, máquinas de lavar e aparelhos de som, mas é menos consistente para telefones celulares e computadores, por causa da maior variabilidade do tempo de vida desses produtos (ARAÚJO et al., 2012).

O processo de combustão de eletrônico em fim de vida, bem como colocá-lo em aterros pode causar graves problemas ambientais. O principal problema da reciclagem de plásticos em eletrônico em fim de vida é que contém retardadores de chama bromados (BFRs) que podem trazer riscos ambientais, e os componentes complexos que fazem com que o processo de reciclagem seja difícil (WANG, XU, 2014). A fração metálica de placa de circuito

impresso presente em telefones móveis é composta por metais de considerável valor econômico, tais como o cobre e metais preciosos (ouro, prata e platina). Além desses, há metais nocivos para o ambiente, tais como o chumbo, o que torna o processo de reciclagem necessário para proteger o meio ambiente (Araújo et al., 2012). No trabalho de Marques, Cabrera e Malfatti (2013) apresenta uma tabela com uma série de publicações que tratam da reciclagem de placa de circuito impresso. Os principais processos utilizados na reciclagem de placa de circuito impresso é processamento mecânico, fundição, hidrometalurgia e eletrometalurgia.

No que se refere a evolução do quantitativo de publicações científicas encontradas e utilizadas para fazer esta revisão bibliográfica, publicações do período de 2005 a outubro de 2016 teve uma ascensão significativa no período de 2011 até 2013. No que se refere as publicações de revistas não brasileiras, em 2011 teve duas publicações; em 2012 três e em 2013 cinco. Porém, no período de 2014 à 2015 houve uma descensão, sendo que em 2014 três publicações e em 2015 uma publicação; já em 2016 teve um quantitativo de 5 publicações (conforme apresentado na Figura 1).

Em relação às publicações em revistas do Brasil. Em 2011 teve uma (1) publicação, em 2012 duas e em 2013 também duas. Além disso, teve uma diminuição do número de publicações no período de 2014 à 2016. Sendo que em 2014 não houve publicação e em 2015 e 2016 apenas duas publicações (uma em cada ano), conforme apresentado na Figura 2. Assim, é razoável afirmar que a primeira publicação nacional surgiu após 6 anos da primeira publicação em todo o mundo e que há um período de ascensão e diminuição das publicações de revistas nacionais e fora do Brasil que se coincide; uma exceção é no ano de 2016 onde houve apenas uma publicação de revista brasileira e cinco publicações em revistas fora do Brasil.

Figura 1: Publicações em revistas não do Brasil no período de 2005 até o final de 2016.

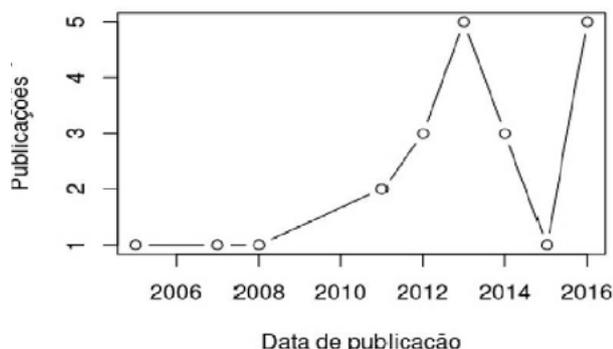
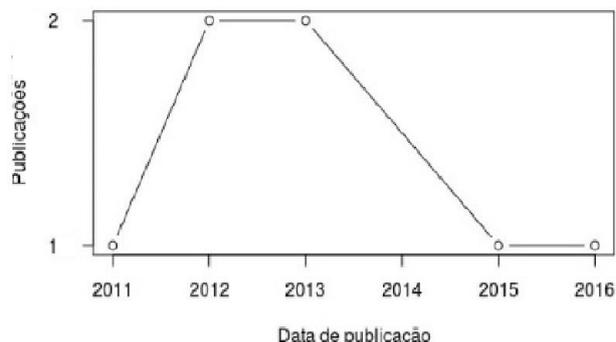


Figura 2: Publicações em revistas do Brasil no período de 2011 até o final 2016.



Conclusão

O problema do gerenciamento de eletrônico em fim de vida é motivo de uma preocupação global. Entretanto, países de economias em desenvolvimento tem pouca ou nenhuma legislação para regular o gerenciamento do eletrônico em fim de vida. Em especial no Brasil, o gerenciamento de eletrônico em fim de vida ainda é incipiente, pois não há um amplo sistema de gestão organizado e eficiente. Além disso, no país não há uma prática corrente na recuperação de metais preciosos em placa de circuito impresso. Para que possa ter uma evolução no tratamento adequado de eletrônico em fim de vida no país seria necessário uma participação estratégica por parte do governo e uma normativa específica. Embora a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (LEI 12.305/2010) já tenha evoluído consideravelmente, não está claro qual é a obrigatoriedade de cada parte envolvida no processo. O quantitativo de publicações utilizadas para revisão bibliográfica deste trabalho apresentaram uma ascensão considerável no período de 2011 à 2013, tanto em publicações de revistas de fora do país como também publicações em revistas nacionais. Depois, no período de 2014 à 2015 houve uma diminuição em publicações de revistas do Brasil e revistas de fora do Brasil. Já em 2016 teve um crescimento em número de publicações em revistas não brasileiras. Porém, não é possível afirmar qual foi o motivo dessa ascensão e depois dissensão do número de publicações, portanto, recomendamos que trabalhos futuros busque investigar o que influenciou o quantitativo dessas publicações aumentar e depois diminuir em períodos relativamente próximos.

Referências bibliográficas

- Abreu Bueno, P., Haumann, F. C., & Pizarro, C. A. (2013). LEVANTAMENTO DE DADOS SOBRE A RECICLAGEM DO LIXO ELETRÔNICO NO MUNICÍPIO DE MEDIANEIRA-PR. *Tecno-Lógica*, 17(1), 52-59.
- Araújo, M. G., Magrini, A., Mahler, C. F., & Bilitewski, B. (2012). A model for estimation of potential generation of waste electrical and electronic equipment in Brazil. *Waste Management*, 32(2), 335-342.
- BAN – Basel Action Network, SVTC – Silicon Valley Toxicity 2002. Exporting Harms. Available at <www.svtc.org>.
- Bandini, M., 2009. Seminário Internacional de Resíduos Eletroeletrônicos (International Seminar on Electrical and Electronic Waste). Minas Gerais, Brasil. Available at <http://www.seminarioree.com.br/> (accessed on 12.12.09).
- Cançado, C. J., dos Santos, O. M., de Carvalho, A. I. S. F., & Zacarias, R. F. (2012). Gestão de Resíduos Sólidos de Microcomputadores no Município de Contagem/MG: Uma Análise dos Atores Envolvidos. *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade: GeAS*, 1(1), 1-18.
- Franco, R. G. F., & Lange, L. C. (2011). Flow of e-waste at the city of Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 16(1), 73-82.
- Gonçalves, M. A., Tanaka, A. K., & de Azevedo Amedomar, A. (2013). A destinação final dos resíduos sólidos urbanos: alternativas para a cidade de São Paulo através de casos de sucesso. *Future Studies Research Journal: Trends and Strategy*, 5(1), 96-131.
- Guarnieri, P., e Silva, L. C., & Levino, N. A. (2016). Analysis of electronic waste reverse logistics decisions using Strategic Options Development Analysis methodology: A Brazilian case. *Journal of Cleaner Production*.
- Hair, J. F., Jr., Babin, B., Money, A. H., & Samouel, P. (2003). *Fundamentos de métodos de pesquisa em administração*. Porto Alegre: Bookman.
- Jaccoud, C., & Magrini, A. (2014). Regulation of solid waste management at Brazilian ports: Analysis and proposals for Brazil in light of the European experience. *Marine pollution bulletin*, 79(1), 245-253.
- Jofre, S., & Morioka, T. (2005). Waste management of electric and electronic equipment: comparative analysis of end-of-life strategies. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 7(1), 24-32.
- Kanga Hai-Yong, Schoenung JM. *Resour Conserv Recycl* 2005;45: 368.
- Khan, S. S., Lodhi, S. A., Akhtar, F., & Khokar, I. (2014). Challenges of waste of electric and electronic equipment (WEEE): Toward a better management in a global scenario. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 25(2), 166-185.
- Kiddee, P., Naidu, R., & Wong, M. H. (2013). Electronic waste management approaches: An overview. *Waste Management*, 33(5), 1237-1250.
- Kruljac, S. (2012). Public-private partnerships in solid waste management: sustainable development strategies for Brazil. *Bulletin of Latin American Research*, 31(2), 222-236.
- Marques, A. C., Cabrera, J. M., & de Fraga Malfatti, C. (2013). Printed circuit boards: A review on the perspective of sustainability. *Journal of environmental management*, 131, 298-306.
- Oliveira, C. R., Bernardes, A. M., & Gerbase, A. E. (2012). Collection and recycling of electronic scrap: A worldwide overview and comparison with the Brazilian situation. *Waste Management*, 32(8), 1592-1610.
- Rodrigues, A. C., Gunther, W. M. R., & Boscov, M. E. G. (2015). Estimativa da geração de resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos de origem domiciliar: proposição de método e aplicação ao município de São Paulo, São Paulo, Brasil. *Eng. sanit. Ambient*, 20(3), 437-447.
- Souza, R. G., Clímaco, J. C. N., Sant'Anna, A. P., Rocha, T. B., do Valle, R. D. A. B., & Quelhas, O. L. G. (2016). Sustainability assessment and prioritisation of e-waste management options in Brazil. *Waste Management*.



Wang R and Xu Z (2014) Recycling of non-metallic fractions from waste electrical and electronic equipment (WEEE): A review. *Waste Management* 34: 1455–1469.

Zeng, X., Li, J., Stevels, A. L. N., & Liu, L. (2013). Perspective of electronic waste management in China based on a legislation comparison between China and the EU. *Journal of Cleaner Production*, 51, 80-87.

Ghosh, S. K., Debnath, B., Baidya, R., De, D., Li, J., Ghosh, S. K., ... & Tavares, A. N. (2016). Waste electrical and electronic equipment management and Basel Convention compliance in Brazil, Russia, India, China and South Africa (BRICS) nations. *Waste Management & Research*, 34(8), 693-707.



PROPOSTA DE UM MODELO PARA APLICAÇÃO DA METODOLOGIA ACV EM UMA PUBLICAÇÃO EMPRESARIAL IMPRESSA

Danielle Antunes de Oliveira (dani.antunes@univali.br)¹, Ana L. B. Hurtadob², Marco A. Oliveira²

¹ Univali – Itajaí; Bom Jesus IELUSC - Joinville, Santa Catarina, Brasil

² Centro Universitário – UniSociesc, Joinville, Santa Catarina, Brasil

Resumo: A comunicação e o marketing já têm em seu discurso a construção da consciência para o tema da sustentabilidade e agora precisam repensar seu comportamento em relação ao meio ambiente, por meio de uma análise mais apurada dos efeitos que os seus produtos impressos podem causar. Observa-se que profissionais destas áreas não lançam mão de estudos de ACV e os fatores podem ser vários, como a complexidade para a sua realização, a generalidade das normas ISO, ou a falta de conhecimento, dentre outros. Nesse contexto, propõe-se estruturar um modelo que auxilie na realização da ACV e atenda as particularidades de um produto impresso. O estudo descreve o modelo em macroetapas, etapas e atividades, suportadas por ferramentas como questionários e formulários, seguindo as diretrizes das normas NBR ISO 14040 e 14044. O modelo, com a caracterização detalhada do produto investigado, o conhecimento do processo de produção e suas especificidades e o entendimento das normatizações, traz contribuição relevante na remoção de barreiras e na facilitação da implantação da ACV para os produtos impressos, conhecimentos aos profissionais acerca de critérios ambientais e auxilia no gerenciamento dos impactos ambientais associados ao produto.

Palavras-chave: Comunicação e marketing; Impacto ambiental; Avaliação do Ciclo de Vida; Publicação empresarial impressa; Modelo.

Introdução

O desempenho ambiental vem se tornando importante no contexto das organizações, que precisam responder às expectativas e comunicar suas práticas de redução dos impactos ambientais associados aos produtos, serviços e processos. A ACV é vista como uma metodologia adequada para satisfazer estas expectativas e vem se destacando como um padrão referencial e normatizado. A comunicação das empresas, por meio das suas práticas e produtos do jornalismo empresarial, também passou a inserir o apelo ambiental como tema prioritário (comunicação da sustentabilidade), contribuindo para a educação e conscientização dos públicos de relacionamento, para o fortalecimento da imagem e reputação da empresa e criação de um diferencial que as proporcione alguma vantagem em relação aos seus concorrentes. Atualmente, vários estudos de ACV vêm sendo desenvolvidos por empresas, instituições de pesquisa e universidades, em todo o mundo, sendo que os principais focos desses estudos continuam a ser os produtos de grande consumo, por exemplo, as embalagens, os plásticos e os metais (CHERUBINI, 2015). No entanto, na literatura identificada, há poucos estudos desenvolvidos no Brasil tendo como foco publicações impressas. De um lado, vê-se a produção de um discurso de proteção ao meio ambiente, de outro lado, a escolha de canais e meios de comunicação impressos que têm impactos efetivos sobre o meio ambiente e que não estão sendo mensurados. Nota-se, assim, uma lacuna de estudos de ACV que abordem estes produtos da comunicação empresarial, evidenciando a falta de pesquisas no Brasil e, com isso, retardando as contribuições que a ACV pode trazer no processo de desenvolvimento destes materiais (sustentabilidade da comunicação). Desta forma, este estudo propõe um modelo para a aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida em uma publicação empresarial impressa, que observe as especificidades de produção destes materiais, assim como garanta a adequação às normas ISO 14040 e 14044.

Comunicação Corporativa e as publicações impressas

As organizações se defrontam com uma nova demanda de necessidades, relacionadas não só aos seus produtos e serviços, mas também às suas interações com a sociedade, que cada vez mais busca evidências das práticas empresariais, oportunidades de diálogo e transparência. Para Ashley (2002), a empresa que deseja a sua sustentabilidade em longo prazo, precisa ser uma excelente gestora dos relacionamentos com os diversos *stakeholders*¹⁹. Neste contexto, a Comunicação Corporativa (CC) tem a tarefa de conhecer o ambiente do negócio para identificar oportunidades e promover ações de comunicação que possam resultar no fortalecimento da identidade, imagem e reputação da empresa. Kunsch (2003) pontua as estratégias de Propaganda Institucional, o Jornalismo Empresarial, a Assessoria de Imprensa, Marketing Social e Cultural, além das Relações Públicas e a Responsabilidade

¹⁹ Entidades ou indivíduos que são impactados pelas atividades, produtos e serviços da organização e cujas ações tendem a afetar a capacidade da organização de implementar suas estratégias e atingir seus objetivos (GRI, em: <https://www.globalreporting.org/Pages/default.aspx>).

Social e, a partir delas, são estabelecidas as ferramentas, os meios e as ações, que serão implementadas para executar sua estratégia e se atingir os objetivos. O Jornalismo Empresarial, dentre outras ações, conta com a elaboração de Publicações Empresariais Impressas – PEI, com o propósito de informar e conscientizar ou educar. O desenvolvimento de uma PEI pode ser dividido nas grandes etapas de Concepção, Projeto editorial, Projeto gráfico, Produção e Distribuição, um processo longo, complexo e multidisciplinar, exigindo do profissional de comunicação um conhecimento técnico. A produção das PEI tem sido terceirizada pelas empresas que optam por focar em sua atividade-fim. Isto pode dificultar e tornar o controle de cada etapa mais complexo e irá requerer um profissional com conhecimentos diversos e com uma postura que inclui uma visão inter e multidisciplinar (NASSAR, 2006).

A sustentabilidade ambiental da comunicação

A CC já compreendeu o desafio e encontrou o caminho para a comunicação da sustentabilidade ambiental, dialogando, informando e conscientizando os públicos de relacionamento quanto ao tema, ou seja, realizando duas das dimensões: a comunicação ‘DA’ e ‘PARA’ a sustentabilidade. Cabe à área de Comunicação, contribuir para a melhoria do desempenho ambiental da empresa, como qualquer outro departamento ou processo produtivo e trabalhar na gestão dos impactos ambientais gerados pelos seus produtos. De acordo com o CEBDS (2009), a sustentabilidade da comunicação refere-se ao processo sustentável de efetivar a comunicação, ou seja, executar a comunicação por meio de produtos que assegurem a sustentabilidade nos seus processos de produção, nos âmbitos econômico, ambiental e social. Com relação às PEI, como mensurar o impacto ambiental de um produto que não está “dentro de casa”? Como ter um impacto menor se a produção é intensa e não há como aumentar a vida útil? É claro o desafio de trabalhar com práticas e na definição de produtos, pensando em alternativas que possibilitem, por exemplo, a redução de gases causadores do efeito estufa, uma menor geração de resíduos sólidos, o uso racional da água, a impressão em papel certificado e a análise do descarte de materiais de campanhas internas. As PEI, um dos produtos de comunicação mais adotados pelas empresas, têm como base o papel offset, um dos mais produzidos pela indústria nacional. De acordo com Galdiano (2006), o papel offset é utilizado para a impressão no sistema offset, muito usado nas gráficas, pela alta qualidade e baixo custo para grandes quantidades. A indústria do papel é uma das mais inquiridas quanto às questões ambientais e ainda gera controvérsias, pois, constitui um dos segmentos que mais utiliza água e energia e emite descargas totais para o meio ambiente (FERRARI et al., 2012). Grande parte dos produtos fabricados com o papel tem um ciclo de vida curto, e o material, em sua maioria, acaba sendo enviado para aterros sanitários. Ao se deparar com essa realidade, é evidente a necessidade de a Comunicação encontrar um caminho para medir o impacto ambiental de seus produtos impressos e fazer as adequações necessárias. Ao conhecer os aspectos e impactos ambientais dos produtos impressos, será possível fazer escolhas que garantam o menor impacto ao meio ambiente ao longo do seu ciclo de vida e promover ações a fim de minimizar o uso de recursos naturais.

Entendimento do contexto da ACV

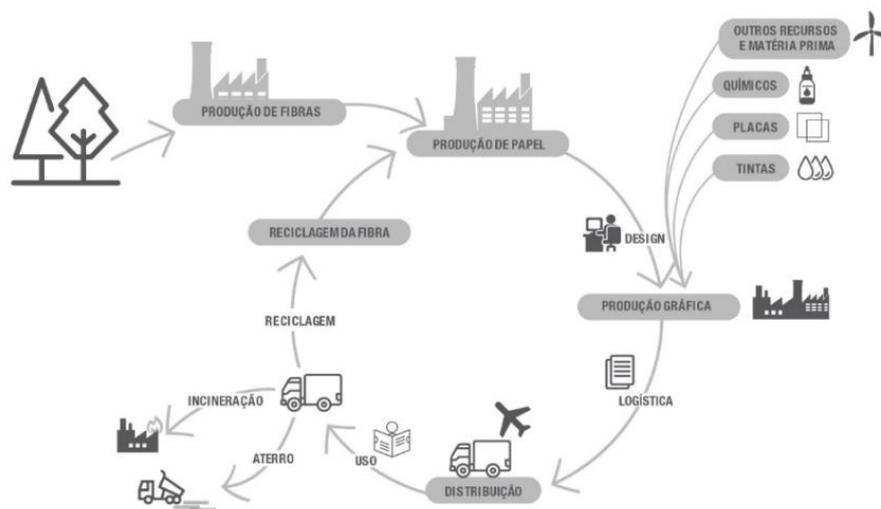
A ACV é uma metodologia que avalia ambientalmente um produto, bem, processo ou atividade em todas as suas etapas, desde a extração da matéria-prima utilizada, passando pelos processos produtivos para a sua obtenção, transportes e utilização, até a etapa de reuso, reciclagem ou disposição final dos seus resíduos – avaliação ambiental do berço-túmulo (ABNT, 2009a). Tem o propósito de obter informação relativa ao desempenho ambiental de produtos e serviços, através da quantificação dos *inputs* de materiais e de energia e dos *outputs* de emissões e resíduos, associados às diferentes fases do ciclo de vida de um produto ou serviço, o que faz desta análise um importante suporte de informação nas tomadas de decisão para a gestão da empresa. A metodologia é estruturada e normatizada internacionalmente pela Organização Internacional para Normalização (ISO), por meio das normas ISO 14040 (ABNT, 2009a) e 14044 (ABNT, 2009b). Para Chehebe (1997), as normas ISO definem requisitos gerais para a condução de ACVs e estabelecem critérios para a divulgação de seus resultados. De acordo com a ISO (ABNT, 2009a; ABNT, 2009b), a estrutura metodológica da ACV compreende quatro fases: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação.

Experiência no Brasil e os estudos de ACV em publicações empresariais impressas

Estudos de ACV com base de dados de papel e celulose têm sido realizados no Brasil, pelas empresas produtoras das matérias-primas, empresas de embalagem e por editoras. Importante também considerar que, como estes estudos não são desenvolvidos em parcerias com institutos ou universidades e há a confidencialidade dos dados, os mesmos não são divulgados ao grande público. Estudos de ACV com o foco de avaliar o impacto ambiental de publicações impressas têm sido realizados em países como Itália, França, Suíça, Suécia e Estados Unidos, com diferentes objetivos e utilizando diferentes categorias de impacto para análise. No Brasil, foi identificado apenas um estudo referente à

pegada de carbono de um panfleto de papel, realizado pelo Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getúlio Vargas - GVces (2015). De acordo com a representação da Figura 1, os principais processos do ciclo de vida da publicação são: produção de papel, distribuição do papel, processo de impressão e distribuição e disposição final.

Figura 1 – Ciclo de vida de uma publicação impressa



Fonte: Autora, com base em VTT Technical Research Centre²⁰

Para Zocche *et al.* (2014), há várias dificuldades e limitações na implantação da metodologia ACV no país e uma série de desafios a serem superados para sua consolidação. A autora propõe a realização de inventários para a construção de um banco de dados brasileiro e a criação de uma proposta para facilitar a utilização da ACV por parte das empresas. Difundir a metodologia de ACV, sensibilizar e facilitar sua aplicação por profissionais de comunicação e marketing, é essencial para a gestão ambiental dos produtos impressos de comunicação.

Proposição do Modelo

O modelo proposto tem como objetivo auxiliar na aplicação da metodologia ACV, de forma que atenda as particularidades de um produto impresso do jornalismo empresarial. Foi realizado um levantamento bibliográfico, Quadro 1, acerca das publicações empresariais impressas, Avaliação do Ciclo de Vida, ACV em produtos impressos e modelos para aplicação da ACV para, então, indicar o modelo mais adequado.

Quadro 1 – Temas base para construção do modelo

TEMAS	PRINCIPAIS AUTORES
Publicações impressas	Bueno (2009); CEBDS (2009); Chinem (2006); Fischer (2013); Pimentel (2003), Lemos e Gáudio (2010); Palma (1994); Scalzo (2004); Sólido (2011); Torquato (1987 e 2015).
ACV	ABNT/ISO 14040 (2009); ABNT/ISO 14044 (2009), ABNT/ ISO 16759 (2014), Chehebe (1997); Galdiano (2006) Guinée (2010); Coltro (2007); Marçal <i>et al.</i> (2013); Mourad <i>et al.</i> (2002); Kuchinski <i>et al.</i> (2013), Piekarski (2013); Ugaya (2013); UNEP/SETAC (2007, 2011); Zocche (2014).
ACV de produtos impressos	Achaclouei e Moberg (2015); GVces (2015); Ferrari <i>et al.</i> , (2012); Boguski (2010); Pihkola (2010); Rafenberg e Mayer (1998).

Fonte: elaborado pela Autora

Não há relatos na literatura de exemplos de modelos para o desenvolvimento de uma ACV em publicações empresariais impressas ou para qualquer outro produto impresso. Considerando esta ausência, buscou-se por alguma proposição de modelo ou orientação nos estudos de ACV levantado (com foco em publicações impressas e com foco na comparação entre publicações impressas e digitais), entretanto, esta busca também não obteve nenhum

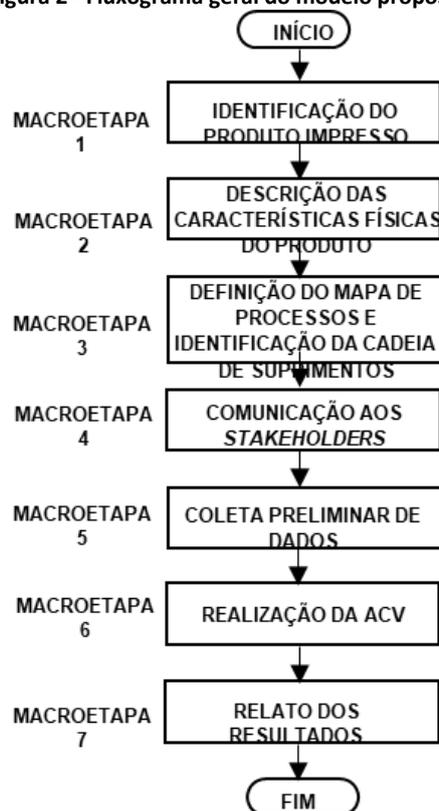
²⁰ Mais detalhes em <http://www.naylornetwork.com/ppi-otw/articles/?aid=140846&issueID=22315>.

referencial encontrado. Assim, as informações para a construção do modelo a ser apresentado, baseiam-se em dados referentes à produção de uma publicação impressa, na metodologia de ACV apresentada nas normas e em estudos de ACV tendo como foco produtos impressos, além do conhecimento profissional da Autora.

Apresentação do modelo proposto

O modelo visa identificar as especificidades de produção deste material, reduzir obstáculos e dificuldades no que tange à aplicação da ACV e garantir a adequação às normas ISO 14040 e 14044, assegurando a correta execução da metodologia. Tem como base as informações do processo de produção de uma publicação empresarial impressa. No entanto, não se limita a este produto e sua aplicação pode ocorrer também para produtos do mercado editorial. O modelo sugerido é composto por sete macroetapas: 1) Identificação do produto impresso, 2) Descrição das características físicas do produto, 3) Definição do mapa de processos e identificação da cadeia de suprimentos, 4) Comunicação aos stakeholders, 5) Coleta preliminar de dados, 6) Realização da ACV e 7) Relato dos resultados. Cada macroetapa, Figura 2, é composta por etapas e atividades, apoiadas por quadros que auxiliam na obtenção e no registro das informações levantadas nas etapas. A proposta é que o modelo possa ser conduzido por um pesquisador interno e/ou externo à organização. Outra propriedade do modelo é a flexibilidade, pois, pode-se retornar para macroetapas anteriores sempre que se identificar a necessidade de realizar ajustes.

Figura 2 - Fluxograma geral do modelo proposto

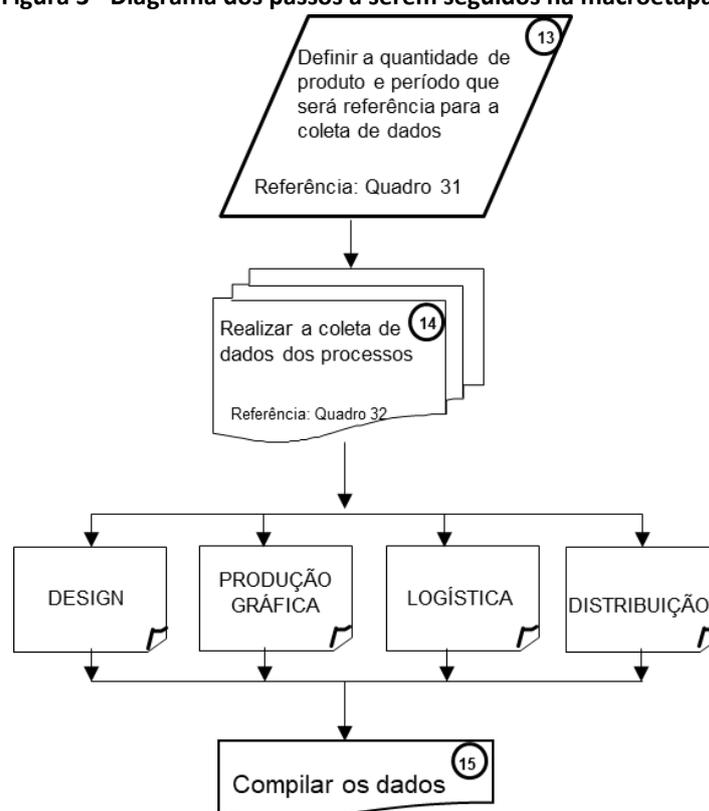


Fonte: Autora

O processo inicia com a macroetapa 1, com o objetivo de conhecer o produto a ser avaliado e possui 5 etapas: 1) Identificar a empresa e o produto a ser avaliado; 2) Posicionar o produto em relação às características técnicas das publicações; 3) Classificar de acordo com a variável público-alvo da publicação (interno ou externo a organização ou misto) lembrando que os públicos-alvos demandam diferentes conteúdos jornalísticos e volume de informação, e características físicas (*design*) distintas para assegurar a acessibilidade e a atratividade; 4) Descrever o público-alvo com base em sua quantidade e distribuição geográfica e 5) Classificar a periodicidade do produto e identificar a tiragem. A macroetapa 2, consiste nas etapas 6 e 7 e tem como objetivo identificar os requisitos do produto, compilar as informações e definir o padrão da publicação impressa. Na macroetapa 3, tem-se as etapas 8 e 9, nas quais se busca conhecer as fases e as atividades dos processos de produção da publicação impressa. A macroetapa 4, com as etapas 10, 11 e 12, diz respeito a identificar, explicar e comunicar os stakeholders (públicos de relacionamento), internos e externos à

organização, para alinhar as informações e assegurar que os dados sejam disponibilizados de maneira transparente. Para a identificação, há um *checklist* com questões pertinentes de serem respondidas e que permitirá a organização de uma lista de nomes e suas respectivas áreas e empresas. Para a comunicação com os *stakeholders* há a indicação de um quadro, com temas relevantes (o estudo, o pesquisador, o que é esperado e compromisso) que devem constar na comunicação, assim como mensagens que devem fazer parte do conteúdo. A macroetapa 5, Figura 3, com as etapas 13 e 14, refere-se à coleta de dados a respeito da energia e dos materiais utilizados nos principais processos do mapa de produção da publicação impressa (Design, Produção Gráfica, Logística e Distribuição), bem como dos transportes realizados, conforme a Figura 3.

Figura 3 - Diagrama dos passos a serem seguidos na macroetapa 5



Fonte: elaborado pela Autora

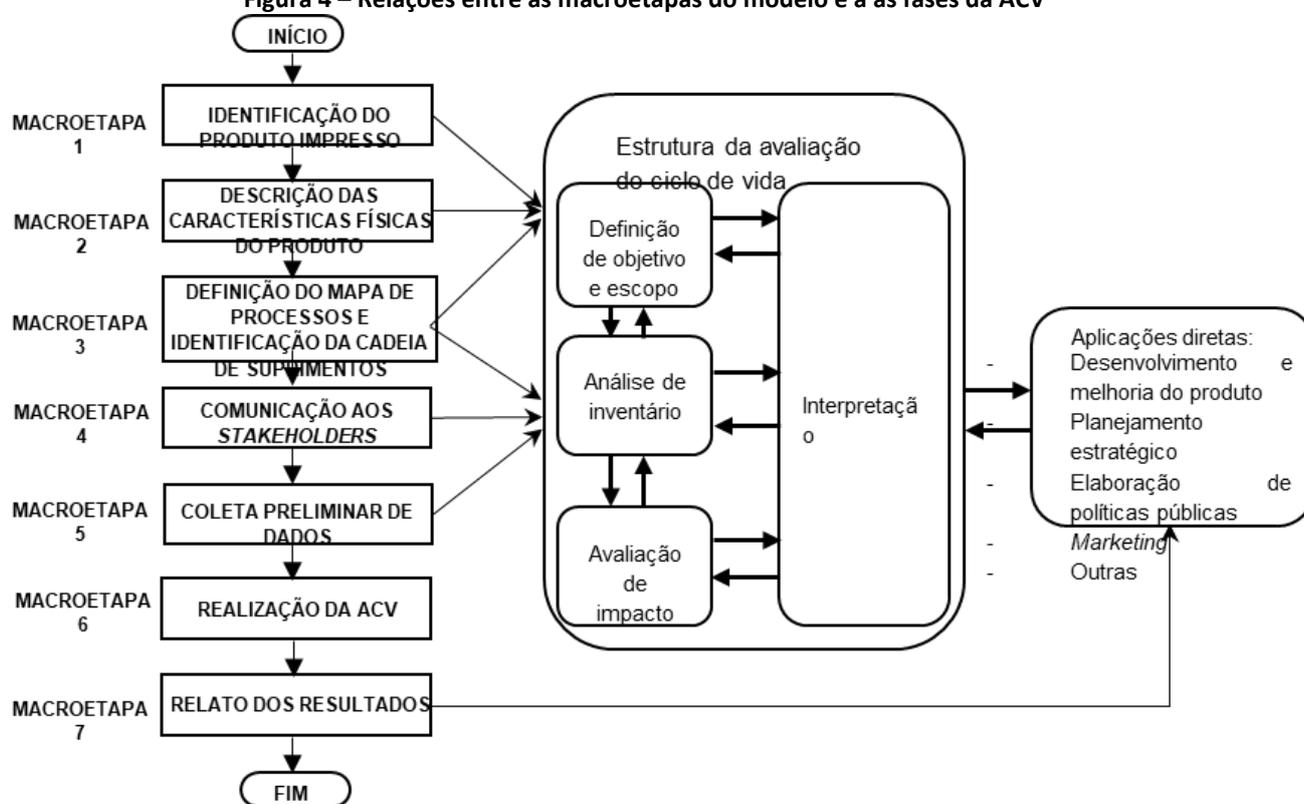
A coleta de informações é conduzida pelo pesquisador e os dados são coletados por meio de entrevistas com os stakeholders externos, da cadeia de suprimentos, envolvidos nos processos de produção da publicação impressa, e o formulário é constituído de quatro sessões: 1. Dados de Identificação - traz o diagrama do fluxo e a descrição do processo em questão, informações gerais para identificação da empresa, profissional responsável e datas para caracterizar o período de tempo da atividade de coleta de dados; 2. Consumo de energia elétrica; 3. Consumo de Materiais – trata do levantamento de energia elétrica e materiais consumidos no processo; 4. Transportes realizados – identifica os transportes internos ou externos realizados. O preenchimento do formulário pode se dar por meio de entrevistas presenciais, realizadas no local onde a atividade ocorre (empresas), via telefone, ou ainda pelo envio por e-mail para preenchimento e posterior retorno ao pesquisador. A 6ª macroetapa, destina-se à realização da ACV e envolve a etapa 16, na qual o pesquisador segue as instruções da ISO 14040 e 14044. As macroetapas anteriores (1, 2, 3, 4 e 5) muniram o pesquisador de informações para um embasamento quanto ao trabalho a ser desenvolvido, para superar os obstáculos iniciais e para a tomada de decisão, e até mesmo, tornar o processo mais rápido nesta macroetapa 6. Todas as informações até aqui levantadas contribuem para que o pesquisador compreenda o ciclo de vida de uma publicação empresarial impressa e suas peculiaridades. Caberá ao pesquisador agora, por meio da metodologia da ACV, analisar o desempenho ambiental pela avaliação dos impactos ambientais potencialmente associados à atividade de produção deste produto. O inventário das entradas de materiais e energia e transportes

realizados baseou-se nos dados primários obtidos na Macroetapa 5 do modelo, Coleta preliminar de dados (seções 2, 3 e 4 dos Quadros já apresentados). Na seção 3, referente ao Consumo de materiais, as informações solicitadas de especificação e composição do material auxiliam na identificação do banco de dados mais pertinente. O mesmo acontece com as informações solicitadas na seção 4 do formulário, relativas aos transportes realizados, na qual as perguntas quanto ao meio de transporte, descrição do meio, motor, combustível e capacidade de carga, também contribuem para a identificação do banco de dados mais apropriado. Para os dados de saídas (emissões para o ar e água e os resíduos sólidos) dos processos, que não são solicitados nos quadros da macroetapa 5 de Coleta preliminar de dados, devem ser utilizados dados secundários, a partir da base de dados Ecoinvent v.3.2. A 7ª e última macroetapa, tem como objetivo assegurar que os resultados da ACV sejam comunicados adequadamente, por meio de estratégias que vão além do relatório previsto pela ISO 14044. Para assegurar que as informações sejam compreendidas, há um quadro com princípios e suas diretrizes para guiar a comunicação: o que comunicar, para quem comunicar, como comunicar, e por quais meios comunicar. Em relação as estratégias, é preciso: Identificar os meios e estratégias mais adequados para cada grupo de stakeholders; Utilizar recursos visuais como infográficos, ilustrações e mapas, etc.; Utilizar símbolos e gráficos claros e relevantes; Ser atraente; Analisar o uso dos meios impresso e eletrônico; Considerar as redes sociais e Disponibilizar um canal de comunicação de mão dupla. É recomendada a participação de um profissional de comunicação, interno ou externo à empresa responsável pelo produto, para trabalhar em conjunto com os profissionais responsáveis pela ACV e estruturar um plano de comunicação que leve em conta os princípios orientadores aqui mencionados.

Resultados e discussão

A aplicação criteriosa das macroetapas, previstas no modelo, deve resultar na eficiente aplicação da ACV de uma publicação empresarial impressa, considerando as particularidades do produto investigado e as normas que orientam a metodologia. Na Figura 3 são apresentadas as relações entre as macroetapas do modelo e as fases da ACV e no Quadro 2, são descritos pontos de interação, considerando as contribuições das macroetapas para cada fase da ACV.

Figura 4 – Relações entre as macroetapas do modelo e a as fases da ACV



Fonte: elaborado pela Autora

Quadro 2 – Contribuições do modelo para a ACV

MACROETAPAS DO MODELO	CONTRIBUIÇÃO PARA AS FASES DA ACV
1. Identificação do produto impresso	Fase 1 - Definição de objetivo e escopo: Contribui para a definição da Função do produto, ou seja, sua finalidade de uso.
2. Descrição das características físicas do produto	Fase 1 - Definição de objetivo e escopo: Contribui para a definição da Unidade funcional, pois inclui todos os critérios relativos à composição do produto (características físicas), que devem fazer parte da unidade funcional.
3. Definição do mapa de processos e identificação da cadeia de suprimentos	Fase 1 - Definição de objetivo e escopo: Contribui para a definição do Sistema do produto, Fluxo de referência e Fronteira do sistema em razão de esclarecer a sequência e interações dos processos para a produção do produto impresso e possibilitar a definição dos processos a serem medidos no estudo (base de cálculos). Fase 2 - Análise de inventário: Contribui para o entendimento de todos os estágios necessários para produzir e distribuir um produto impresso e na identificação das empresas que fazem parte da cadeia de suprimentos e que serão contatadas para fornecer os dados necessários para a Análise de inventário.
4. Comunicação aos stakeholders	Fase 1 - Definição de objetivo e escopo: Contribui com a elaboração do relatório final, que deve ser elaborado de maneira a possibilitar a utilização dos resultados. Fase 2 - Análise de inventário: Contribui para assegurar a completeza, consistência, precisão, uniformidade e transparência dos dados a serem coletados, dado que todos os envolvidos serão comunicados quanto ao estudo (objetivo, ganhos, importância estratégica, etapas e cronograma; informações requeridas etc.) o que é esperado e o compromisso que deverá ser assumido.
5. Coleta preliminar de dados	Fase 2 - Análise de inventário: Contribui na coleta de dados primários para quantificar as entradas dos processos. As entradas dizem respeito à energia e materiais utilizados, bem como dos transportes realizados. Informações solicitadas quanto à composição e especificação de materiais, descrição do meio de transporte quanto ao motor e o combustível e distância percorrida, contribuem para a escolha dos inventários na base de dados definida.
6. Realização da ACV	São utilizadas todas as informações coletadas das macroetapas anteriores.
7. Relato dos resultados	Aplicações da ACV: Contribui para a elaboração do relatório final, que deve seguir as prescrições das normas ISO 14040 e 14044. Também auxilia na identificação de outras estratégias de comunicação com foco nos após a stakeholders internos e externos.

Fonte: elaborado pela Autora

Conclusões

O presente trabalho procurou definir um modelo para aplicar a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) em uma publicação empresarial impressa, observando as especificidades de produção destes produtos e garantindo adequação à norma, atingido por meio dos procedimentos desenvolvidos neste estudo. A partir da realização do levantamento bibliográfico, foram propostas as macroetapas que devem ser executadas, envolvendo as seguintes atividades: Identificação do produto impresso; Descrição das características físicas do produto; Definição do mapa de processos e identificação da cadeia de suprimentos; Comunicação aos Stakeholders; Coleta preliminar de dados; Realização da ACV e Relato dos resultados. Acredita-se que este trabalho, por meio do modelo proposto, possa contribuir para reduzir os obstáculos e dificuldades no que tange à aplicação da ACV em materiais impressos, trazer conhecimentos aos profissionais de comunicação acerca de critérios ambientais e auxiliá-los no gerenciamento dos impactos ambientais da área de Comunicação das empresas. A aplicação do modelo e o resultado da ACV podem promover, além de um aumento de iniciativas para a identificação de impactos e a definição de indicadores para ganhos ambientais de produtos impressos, o desenvolvimento de mensagens comunicacionais que destaquem a transparência e as ações diferenciadas da empresa (melhores práticas), contribuindo para o fortalecimento da imagem e da reputação organizacional. Uma das limitações da pesquisa foi a falta de modelos ou proposições que orientassem a condução de estudos da ACV, seja em produtos impressos ou não. No entanto, considerou-se as normas existentes e o conhecimento do pesquisador. Outra limitação foi a carência de estudos no Brasil a respeito da aplicação da ACV em materiais impressos, que pudessem ser utilizados como base para compor o modelo. Para estudos futuros, sugere-se a aplicação do modelo para outros tipos de publicações empresariais em produtos das empresas do setor editorial, por exemplo, livros e materiais didáticos, e de mídia, responsáveis pela produção de jornais diários e revistas semanais impressas.

Este capítulo tem a finalidade de apresentar uma aplicação do modelo proposto e sua validação em um produto impresso do jornalismo empresarial. Nesta etapa da pesquisa, são apresentadas a descrição da empresa, o produto impresso a ser avaliado e a descrição da condução da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A validação do modelo proposto ocorreu por meio da sua aplicação na realização de uma Avaliação do Ciclo de Vida em uma revista impressa, produzida por uma empresa localizada em Joinville - Santa Catarina, cuja escolha seguiu critérios definidos.

Referências

ABNT. NBR ISO 14040: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Brasil, 2009a.
_____. NBR ISO 14044: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações. Brasil, 2009b.

- _____. NBR ISO 16759: Tecnologia gráfica – Quant. para o cálculo da pegada de carbono de produtos impressos. Brasil, 2014.
- ACHACHLOUEI, Mohammad Ahmadi; MOBERG, Asa. Life Cycle Assessment of a Magazine, Part II. A Comparison of Print and Tablet Editions. *Journal of Industrial Ecology*. DOI: 10.1111/jiec.12229. 2015.
- BOGUSKI, Terrie. Life cycle carbon footprint of the National Geographic Magazine. *International Journal of Life Cycle Assessment*. V. 15, pp. 635-643. Agosto, 2010.
- BUENO, Wilson da Costa. Comunicação empresarial: políticas e estratégias. São Paulo: Saraiva, 2009.
- CEBDS. Guia de Comunicação e Sustentabilidade. 2009. Disponível em <http://cebds.org/publicacoes/guia-de-comunicacao-e-sustentabilidade/#.V0sM8DUrLZ5>. Acesso em: 20 dez. 2014.
- CHEHEBE, José Ribamar. Análise do ciclo de vida de produtos. Rio de Janeiro: Qualitymark, 1997.
- CHERUBINI, Edivan. Diálogos setoriais Brasil e União Europeia: desafios e soluções para o fortalecimento da ACV. IBICT, 2015.
- GVces. Iniciativa compras sustentáveis & grandes eventos. Estudo de pegada de Carbono: Panfleto de papel. Janeiro, 2015.
- FERRARI, A. M.; *et al.* Life cycle assessment of advertising folders. *International Journal of Life Cycle Assessment*. V. 17 Mar., 2012.
- FISCHER, Andréa. Revista customizada: o jornalismo a serviço das fontes. Florianópolis: Combook, 2013.
- GALDIANO, Guilherme de Paula. Inventário do ciclo de vida do papel offset produzido no Brasil. 2006. Dissertação de Mestrado. Escola politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Química. São Paulo, 2006.
- GUINÉE, Jeroen B. (Ed.) *et al.* Handbook on Life Cycle Assessment Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic. Dordrecht, 2010.
- IBICT. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia. 2015a. Disponível em: <http://www.ibict.br/>. Acesso: 19 jun. 2015.
- _____. Avaliação do ciclo de vida. Disponível em: <http://acv.ibict.br/acv/historico-da-acv/>. Acesso: 21 maio 2015b.
- KUNSCH, Margarida. Planejamento de Relações Públicas na comunicação integrada. São Paulo: Summus. 2003.
- LEMOS, Cláudia; GÁUDIO, Rozália. Publicações jornalísticas. In: DUARTE, Jorge (Org.). Assessoria de imprensa e relacionamento com a mídia. 3. ed. São Paulo: Atlas, 2010.
- MARÇAL, Luciana *et al.* Fundamentos da análise do ciclo de vida. In: Encontro nacional de engenharia de produção. Salvador, 2013.
- MOBERG, Asa *et al.* Printed and tablet e-paper newspaper from an environmental perspective – A screening life cycle assessment. *Environmental Impact Assessment Review*. V. 30, pp. 177–191, Abr. 2010.
- MOURAD, A. L.; GARCIA, E. E. C.; VILHENA, A. Avaliação do Ciclo de Vida: Princípios e Aplicações. Campinas: CETEA/CEMPRE, 2002.
- NASSAR, Paulo (Org.). A comunicação organizacional na contemporaneidade (Entrevista). *Novos Olhares – Revista de Estudos sobre Práticas e Recepção a Produtos Mediáticos*. São Paulo: ECA/USP, ano 9, n. 17, 2006.
- PIHKOLA, Hanna. Carbon footprint and environmental impacts of print products from cradle to grave Results from the LEADER project (Part 1). In: VTT Tiedotteita – Research Notes 2560. Finland, 2010.
- PIMENTEL, Regina de Abreu. Conceitos para a excelência de periódicos empresariais. 2003. Dissertação de Mestrado em Jornalismo da Escola de Comunicações e Artes da Universidade de São Paulo. São Paulo.
- SÓLIO, Marlene Branca. Jornalismo Organizacional: Produção e Recepção. São Paulo: SUMMUS, 2011.
- TORQUATO, Gaudêncio. Comunicação nas organizações – Empresas privadas, instituições e setor público. São Paulo: Summus, 2015.
- UNEP/SETAC. Life cycle management: a business guide to sustainability. Paris: United Nations Publication, 2007.
- ZOCHE, Lidiana *et al.* Análise tecnológica de patentes relacionadas à Avaliação do Ciclo de Vida (ACV): um levantamento no banco nacional e internacional de patentes. *Revista Espacios*. V. 35, n. 2, 2014.

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA SIMPLIFICADA DO PROCESSO DE PRODUÇÃO DO COMPONENTE AUTOMOTIVO DENOMINADO GAIOLA

Garbin, M.¹; Brehm, F. A.²; Zortea, R.³; Moraes, C. A. M.⁴; Maciel, E. F.⁵

¹ Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS, mgarbin@edu.unisinos.br

² UNISINOS, felicianeb@unisinos.br

³ Instituto Federal Sul-Rio-Grandense - IFSUL, rafaelzortea@sapucaia.ifsul.edu.br

⁴ UNISINOS, cmoraes@unisinos.br

⁵ Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, elenizefm@gmail.com

Resumo: A Avaliação do Ciclo de Vida vem sendo utilizada pelas indústrias como ferramenta auxiliar no desenvolvimento de novos produtos ou na otimização de processos existentes, visando à redução dos impactos ambientais e permitindo a seleção de indicadores de *performance* ambiental. O presente trabalho trata-se de um estudo de caso que está sendo desenvolvido em uma empresa do setor metal-mecânico, fabricante de semieixos automotivos. A proposta para este estudo é apresentar a metodologia que será aplicada para a realização do estudo de ACV Simplificada tendo como objetivo identificar os impactos ambientais potenciais da fabricação da Gaiola, um dos componentes semieixo automotivo. Espera-se ao final do estudo identificar os pontos críticos ambientais no ciclo de vida determinado neste estudo para a obtenção da “gaiola”; levantar informações que supram futuras tomadas de decisão a fim de inserir a variável ambiental no planejamento; fornecer um arcabouço de informações que auxiliem na melhoria contínua do produto aliado a dimensão ambiental e espera-se que o Objetivo e Escopo já determinado auxiliem na facilitação e qualidade dos resultados a serem obtidos nas etapas de inventário, avaliação dos impactos e interpretação.

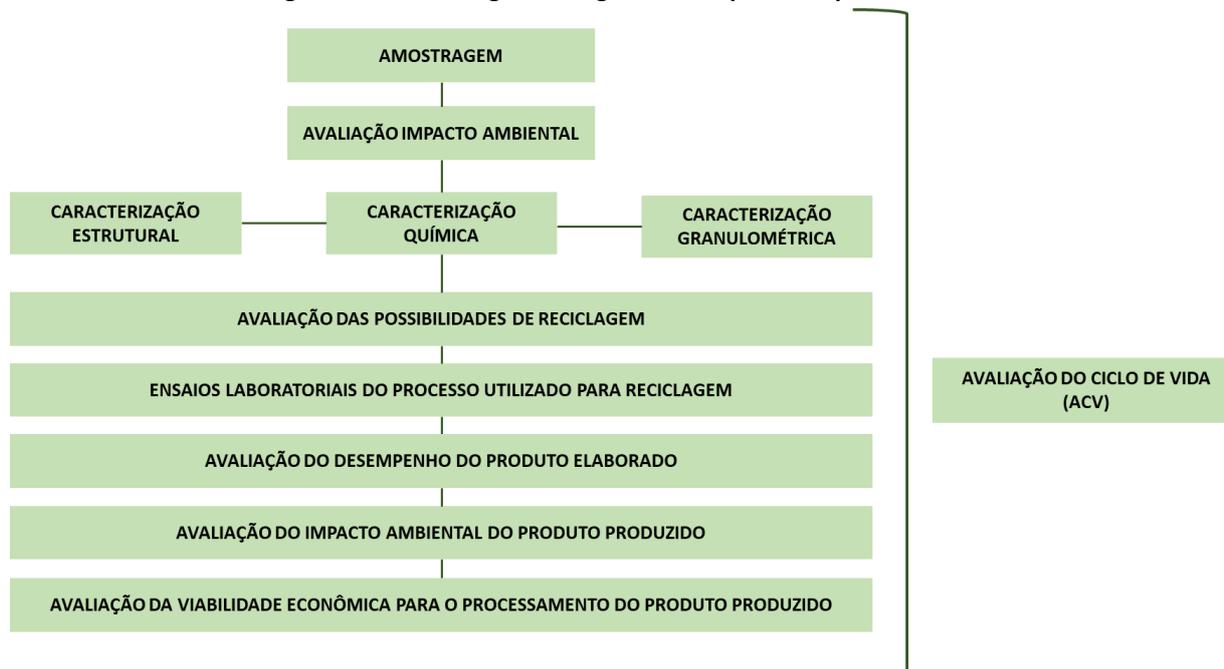
Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida; ACV; Semieixo Automotivo; Indústria Metal-mecânica.

Introdução

As indústrias são responsáveis por transformar as matérias-primas em produtos e possuem grande responsabilidade na proteção, manuseio e utilização dos recursos naturais. Essa incumbência justifica a constante busca por desenvolvimentos de processos e produtos que tragam a otimização do uso de matérias-primas, a utilização de tecnologias limpas, bem como a minimização da geração de resíduos. (POTRICH, TEIXEIRA e FINOTTI, 2007). Para Santos (2011), as indústrias podem utilizar a ACV no desenvolvimento de novos produtos ou na otimização de processos existentes, visando à redução dos impactos ambientais e permitindo a seleção de indicadores de *performance* ambiental. Dados do setor de autopeças indicam que em média 59% dos custos da produção estão na aquisição da matéria-prima, o que demonstra a grande importância de se conhecer profundamente o processo industrial visando evitar e/ou minimizar as perdas. (SINDIPEÇAS e ABIPEÇAS, 2017).

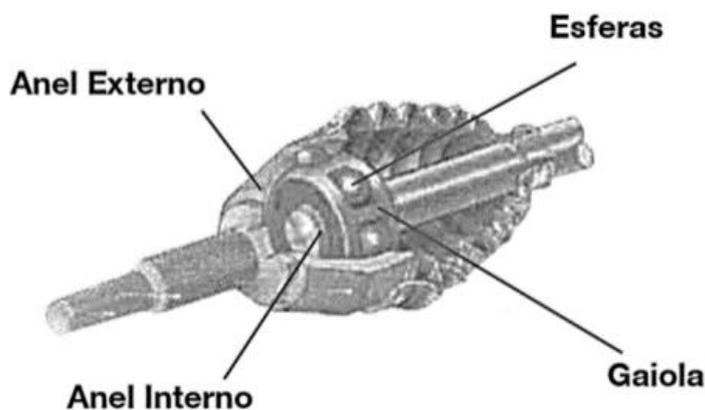
Brehm (2004) desenvolveu uma metodologia, apresentada na Figura 1, objetivando a valorização dos resíduos onde se tem a ACV presente em todas as fases do projeto.

Figura 56 – Amostragem e diagnóstico de processo para resíduos



Fonte: Adaptado de Brehm (2004).

Figura 57 – Componentes da junta homocinética



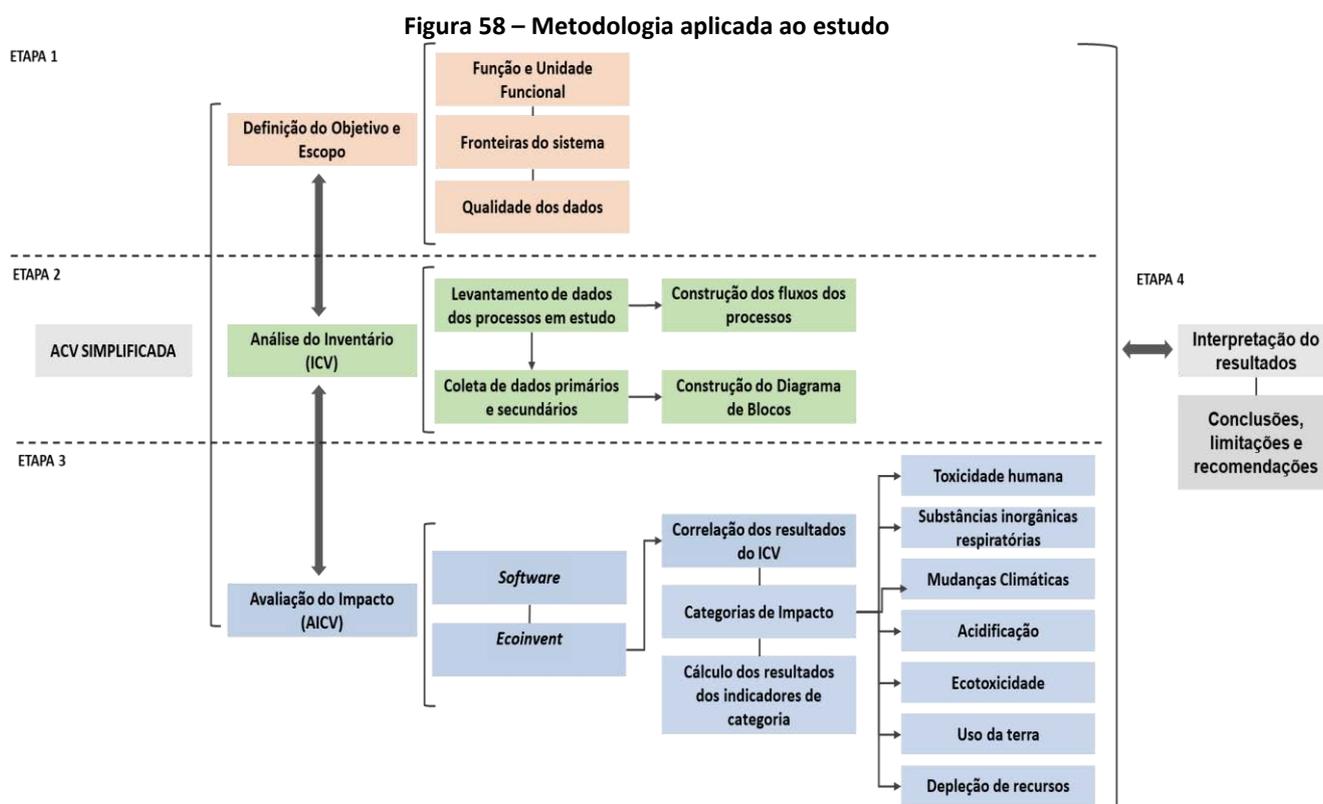
Fonte: GM (2010).

O estudo de ACV simplificada do processo de fabricação da gaiola teve origem em um trabalho de Produção mais Limpa (P+L) realizado em uma empresa entre os anos de 2012 – 2015. O estudo em questão teve como objetivo realizar um diagnóstico no processo produtivo das unidades da empresa, a fim de conhecer os resíduos metálicos e as quantidades geradas, com o intuito de avaliar e propor possibilidades de reaproveitamento e reciclagem com uma melhor valorização dos resíduos metálicos. No decorrer dos estudos observou-se que o resíduo metálico, denominado “chips” gerados no processo de fabricação da gaiola, apresentou possibilidades de agregação de valor por empresas de fundições de aço, pelo seu formato e qualidade do aço (composição química). O aço utilizado para fabricação da gaiola é um AISI 8617 H, composto de Ni-Cr-Mo nas seguintes proporções: 0,55%Ni / 0,50% Cr / 0,25% Mo / 0,17% C. (CHIAVERINI, 2015). Ao final dos estudos, o “chips” metálico passaram a ser encaminhados para uma empresa de fundição, localizada na região metropolitana de Porto Alegre no Estado do Rio Grande do Sul sendo utilizados como matéria-prima no processo industrial, diminuindo a utilização de minério e seus aditivos.

A proposta para este trabalho é apresentar a metodologia que será aplicada para a realização do estudo de ACV Simplificada que tem como objetivo identificar os impactos ambientais potenciais da fabricação da Gaiola após o projeto de P+L finalizado em 2015.

Metodologia

O presente trabalho trata-se de um estudo de caso que está sendo desenvolvido em uma empresa do setor metal-mecânico, fabricante de semieixos automotivos. A metodologia estabelecida compreende as fases que devem ser contempladas em um estudo de ACV, de acordo com as normas NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e 14044 (ABNT, 2009b), estando dividido em 4 etapas: Definição Objetivo e Escopo, Análise do Inventário (ICV), Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) e Interpretação dos Resultados; conforme Figura 3.



Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Resultados e discussão

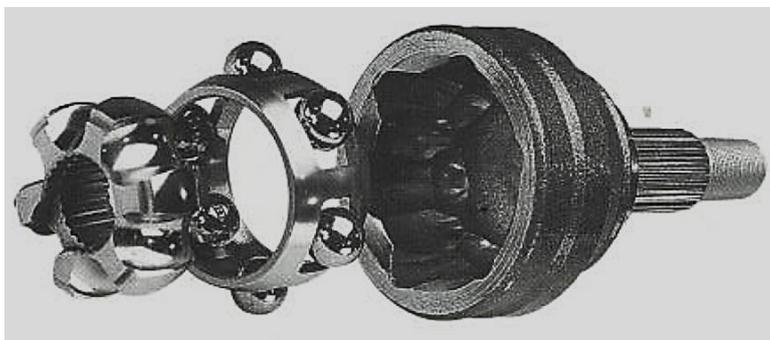
De acordo com a metodologia apresentada para o estudo, foram definidas na 1ª etapa do estudo as partes que compreendem o objetivo e o escopo. A “gaiola” tem a função de alojar as esferas do rolamento junto à parte fixa do semieixo, como pode ser identificado nas Figuras 4 e 5. Em outras palavras, ela aloja as esferas metálicas que são responsáveis pela transmissão do torque, permitindo que as rodas se desloquem livremente. A unidade funcional adotada é a produção de 4 gaiolas, o necessário para que UM carro composto por dois eixos possa ser tracionado, permitindo que as rodas se desloquem livremente. Desta maneira é possível comparar com qualquer componente equivalente que venha a ser utilizado em um automóvel que possua dois eixos.

Figura 59 – Junta homocinética



Fonte: Adaptado de Chiptronic (2018).

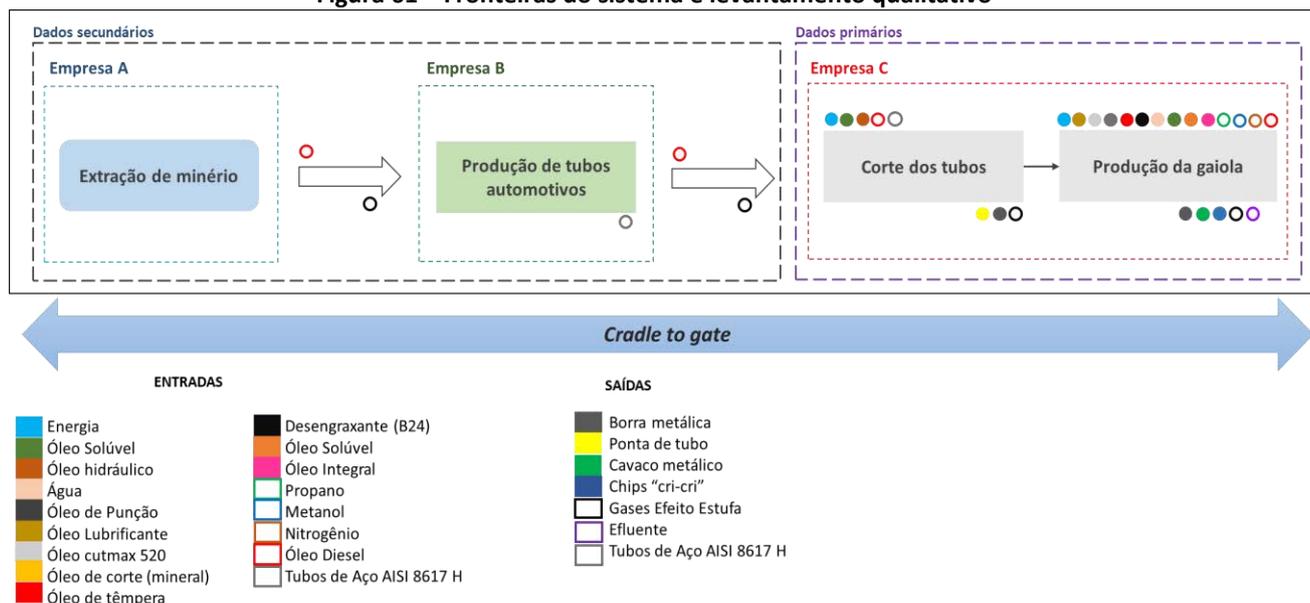
Figura 60 – Vista explodida da junta homocinética



Fonte: Buamhardt Neto (2012).

A fronteira do sistema delimitada para o estudo é denominada de *Cradle to gate* (*berço ao portão*), sendo o portão o limite de estágio de fabricação da gaiola. Compreendendo a extração do minério, o transporte, o processo integrado da produção dos tubos e a fabricação da gaiola. Conforme apresentado na Figura 6.

Figura 61 – Fronteiras do sistema e levantamento qualitativo



Fonte: Elaborado pelos autores (2018)

A validação da qualidade dos dados será realizada através da Matriz Pedigree, de Weidema (1998).

A coleta dos dados para realização da 2ª etapa (ICV) está sendo desenvolvida em 2 etapas, conforme listado abaixo, e os valores obtidos serão convertidos para a produção de 4 unidades de gaiola.

- **Obtenção de dados primários:** dados coletados *in loco* na empresa C;
- **Obtenção de dados secundários:** dados baseados em literatura e *software* que serão aplicados ao transporte e aos processos desenvolvidos pelas empresas A e B.

Considerações Finais

Espera-se através do estudo que está sendo desenvolvido:

- Identificar os pontos críticos ambientais no ciclo de vida determinado neste estudo para a obtenção da "gaiola";

- Levantar informações que supram futuras tomadas de decisão a fim de inserir a variável ambiental no planejamento;
- Fornecer um arcabouço de informações que auxiliam na melhoria contínua do produto aliado a dimensão ambiental;
- Além disso, espera-se que o Objetivo e Escopo já determinado auxiliem na facilitação e qualidade dos resultados a serem obtidos nas etapas de inventário, avaliação dos impactos e interpretação.

Agradecimentos

Os autores agradecem a CAPES pelas bolsas de doutorado e mestrado, e ao CNPq pela bolsa de produtividade DT.

Referências

Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). **NBR ISO 14040**: Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e Estrutura. Rio de Janeiro, 2009a. Versão Corrigida: 2014.

Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). **NBR ISO 14044**: Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro, 2009b. Versão Corrigida: 2014.

BAUMHARDT NETO, Victor Frederico. Otimização geométrica de um semieixo automotivo. 2012. 137 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Mecânica) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, 2012.

BREHM, Feliciane Andrade. Adição de óxido de zinco (ZnO) em pastas de cimento visando viabilizar a reciclagem de pós de aciaria elétrica (PAE) na construção civil. 2004. 103 f. Tese (Doutora em Engenharia de Minas, Metalúrgica e Materiais) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e Materiais – PPGEM, Universidade federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Porto Alegre, 2004.

CHIAVERINI, Vicente. **Aços e ferros fundidos**, Associação Brasileira de Metais – ABM, 7° ed. ABM, São Paulo, 2015.

JUNTA HOMOCINÉTICA: entenda sua função e aprenda a conservá-la. 2018. Disponível em: <<http://chiptronic.com.br/blog/junta-homocinetica-entenda-sua-funcao-e-aprenda-conserva-la>>. Acesso em: 05 mar. 2018.

Juntas Homocinéticas. **Verdade Genuína GM**. Ano II, nº 17, novembro de 2010. Disponível em: <http://www.oficinabrasil.com.br/hotsites/gm/novembro_GM.pdf>. Acesso em: 05 mar. de 2018.

SANTOS, Luciano Miguel Moreira dos. **Avaliação ambiental em processos industriais**. 4° ed. 2011, 1° reimpressão 2014. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 136p.

Sindicato Nacional da Indústria de Componentes para Veículos Automotores – Sindipeças e Associação Brasileira da Indústria de Autopeças – Abipeças. **Desempenho do Setor de Autopeças 2017**. São Paulo, 2017. Disponível em: <<http://www.virapagina.com.br/sindipecas2017/>>. Acesso em: 28 nov. 2017.

POTRICH, Adriano Luis; TEIXEIRA, Cláudia Echevengúá; FINOTTI, Alexandra Rodrigues. **Avaliação de impactos ambientais como ferramenta de gestão ambiental aplicada aos resíduos sólidos do setor de pintura de uma indústria automotiva**. Estudos Tecnológicos em Engenharia - Vol. 3, nº 3:162-175 (out/dez 2007).

WEIDEMA, BO. P. Multi-User Test of the Data Quality Matrix for Product Life Cycle Inventory Data. Int. J. LCA 3 (5) 25-265 (1998). Landsberg., Germany.

METODOLOGIA PARA USO DA ACV SIMPLIFICADA NA FASE INICIAL DO DESENVOLVIMENTO DE PRODUTOS

Kappler, G.¹; Garbin, M.²; Moraes, C. A. M.³; Zortea, R. B.⁴; Marques, A. C.⁵; Modolo, R. C. E.⁶; Brehm, F. A.⁷; Cúria, A.⁸

¹ Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS, genyrk@edu.unisin.br

² UNISINOS, mgarbin@edu.unisin.br

³ UNISINOS, cmoraes@unisin.br

⁴ IFSUL, rafaelzortea@sapucaia.ifsul.edu.br

⁵ UNISINOS, andreem@unisin.br

⁶ UNISINOS, reginaem@unisin.br

⁷ UNISINOS, felicianeb@unisin.br

⁸ UNISINOS, anacuria@terra.com.br

Resumo: A competitividade industrial pode assumir uma nova configuração após a inclusão da variável qualidade ambiental. Sintomas como a percepção do custo devido a ineficiência no uso dos recursos materiais e energéticos, somada às restrições legais e a pressão da opinião pública, motivam a indústria a se adequar à legislação e a melhorar sua performance ambiental. Assim, além das ferramentas de qualidade já utilizadas, como Produção mais Limpa e PDCA, têm-se ferramentas como o *CES-Edupack* que permite a seleção de materiais na fase de desenvolvimento de um produto e a ACV simplificada que permite um diagnóstico de maneira ágil da performance ambiental do produto ao longo de seu processo produtivo, ou ainda em todo seu ciclo de vida. O presente trabalho tem como objetivo apresentar uma metodologia que possibilite, dentro da abordagem do ciclo de vida, integrar e sistematizar as ferramentas de ACV com o software *CES-Edupack*, visando o uso mais ecoeficiente dos recursos materiais e energéticos, com menor impacto aos ecossistemas, possibilitando a indústria produzir com menor custo e maior competitividade. Para isso foram construídos procedimentos organizacionais, das etapas de projeto, e de verificação da confiabilidade dos dados. A metodologia apresentada permite que a performance ambiental de produtos novos, ou sua reestruturação, ocorram já nas etapas iniciais do projeto.

Palavras-chave: ACV Simplificada; *Ecodesign*; *CES-EduPack*.

Introdução

A abordagem regulatória introduzida nos anos 70 e 80 criou oportunidades para o desenvolvimento de instrumentos de gestão ambiental. Esta abordagem, em geral, era dedicada a etapas específicas no ciclo de vida de um produto e voltado somente aos processos produtivos, o que nem sempre garantia o benefício ambiental. Com a melhoria nos processos de controle da poluição observou-se que a abordagem *end-of-pipe*, ou fim de tubo, de combate à poluição é pontual e limitada. O aprimoramento dos programas de prevenção da poluição tem mostrado que os benefícios podem ir muito além dos limites das unidades fabris. Além disso, o entendimento dos impactos negativos causados ao meio ambiente pela grande quantidade de resíduos gerados e pela enorme demanda por energia motivou a necessidade de um entendimento mais amplo dos impactos da atividade da sociedade sobre o planeta. A avaliação do ciclo de vida (ACV) surgiu como uma das ferramentas emergentes e suficientemente avançada para preencher esta lacuna e permitir compreender melhor os riscos, oportunidades e *trade-off* entre os vários estágios do ciclo de vida de um produto e os múltiplos impactos que poderiam ocorrer em cada estágio (KLÖPFFER E CURRAN, 2014).

A ACV, segundo Klöpffer e Curran (2014), é um instrumento reconhecido para avaliar os danos ecológicos e os impactos na saúde humana referentes a todo o ciclo de vida de determinado produto, processo e atividade permitindo ao interventor modelar todo o sistema de transformação. A ACV permite realizar diagnósticos comparativos baseada na ciência e classificação dos impactos ambientais dos sistemas de produtos. Complementam que duas características diferenciam a ACV dos demais métodos de avaliação ambiental: primeiro, a ACV faz a avaliação do berço ao túmulo e segundo, tem como unidade de referência a unidade funcional.

Em algumas aplicações a ACV pode se tornar complexa, e ou, onerosa. Para atender estas situações a aplicação da ACV simplificada foi inicialmente proposta pelos órgãos *United Nations Environment Programme* (UNEP) e *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC Europe, 1997 e SETAC North America, 1999: apud Klöpffer e Curran, 2014). Os métodos de simplificação são justificados pelo fato de que podem reduzir a complexidade de uma ACV e, assim, reduzir o custo, tempo e esforço necessários, por exclusão de determinados estágios do ciclo de vida, entradas ou saídas do sistema ou categorias de impacto, ou uso de módulos genéricos de dados para o sistema em estudo (KLÖPFFER E CURRAN, 2014). Ainda, de acordo com o EC-JRC (2010), essas disposições ligeiramente simplificadas reduzem substancialmente o esforço necessário sem prejudicar substancialmente a precisão ou solidez dos

resultados. Elas até promovem sua reprodutibilidade geral e refletem mais adequadamente a prática estabelecida no setor.

Quanto aos produtos, a realidade corporativa mostra que, de maneira geral, a maioria dos produtos, processos e serviços disponíveis no mercado, não têm sido desenvolvidos com a preocupação de minimizar o impacto ao meio ambiente (MILLET et al., 2007). Neste sentido, o *ecodesign* é uma técnica de desenvolvimento de produtos em que objetivos tradicionais, tais como desempenho, custo da manufatura e confiabilidade, surgem conjuntamente com objetivos ambientais, tais como redução de riscos ambientais, redução do uso de recursos naturais, aumento da eficiência energética e da reciclagem (VENZKE, 2002).

Para Vercauteren (2001), as empresas consideram o *ecodesign* e a ACV como meios para preservar não apenas o ambiente, mas também a competitividade e a imagem pública. Segundo Millet (2007), a ACV é uma ferramenta indispensável para elaborar uma cartografia precisa dos efeitos e impactos ambientais gerados por um produto e para auxiliar na tomada de decisão. Entretanto, acrescenta que a ACV se limita a uma análise de produtos existentes ou produtos bem definidos nas fases finais do processo de design. Afirma ainda que a ACV é uma ferramenta complexa e que necessita de especialistas que a saibam interpretar e traduzir sua linguagem para adequá-la aos conceitos e dinâmicas do *designer*.

A atividade de *design* de produto vem incorporando ferramentas com enfoque na sustentabilidade para contribuir com os métodos tradicionais de projeto. Uma destas ferramentas é a avaliação do ciclo de vida (ACV) onde se encontram diversas alternativas de *softwares* e diferentes métodos de análise, sendo que esta avaliação desempenha um papel muito importante para se entender as melhores alternativas de materiais e processos a selecionar em um produto.

A seleção dos materiais e processos de fabricação são decisões estratégicas, que impactam na performance do produto, e são feitas durante o planejamento. Neste sentido Ashby (1999) criou os “mapas de propriedades”, os quais deram origem ao *software* de Seleção de Materiais, nomeado de *Cambridge Engineering Selector*® - CES, com o apoio dos desenvolvedores da *Granta Design*® (CAMBRIDGE ENGINEERING SELECTOR, 2014). A partir de 2011 foi incorporada a ferramenta *Eco Audit* permitindo a comparação e seleção de materiais contabilizando todas as etapas do ciclo de vida de um produto.

Dentro deste contexto e com o propósito de aproximar o profissional do *design* à abordagem do ciclo de vida dos produtos, este trabalho apresenta a metodologia de uma ACV comparativa simplificada com uso do *software CES-EduPack* e sua ferramenta *Eco Audit* visando o desenvolvimento de produtos fabricados com materiais e processos que consideram a variável ambiental nesta fase do projeto, auxiliando assim na tomada de decisão.

Metodologia

A metodologia utilizada neste estudo foi estruturada com base na literatura e em projetos ambientais realizados com empresas pelo grupo de pesquisa Nuemat na busca de soluções para a geração de resíduos sólidos industriais (MORAES et al, 2015; MORAES et al, 2017). Partiu-se de questionamentos, apresentados no Quadro 1, que permitiram orientar a definição pelo *software*.

Quadro 1 – Questionamentos importantes para definição do software

1	A velocidade na tomada de decisão é fator relevante?
2	Projetos na fase inicial da concepção absorvem o custo da realização de uma ACV?
3	Ao realizar uma ACV nas etapas iniciais, quais os aspectos mais relevantes a serem considerados?
4	Qual o nível de confiabilidade dos dados durante a fase embrionária de novos produtos? É aceitável certo grau de risco de incerteza nas análises?

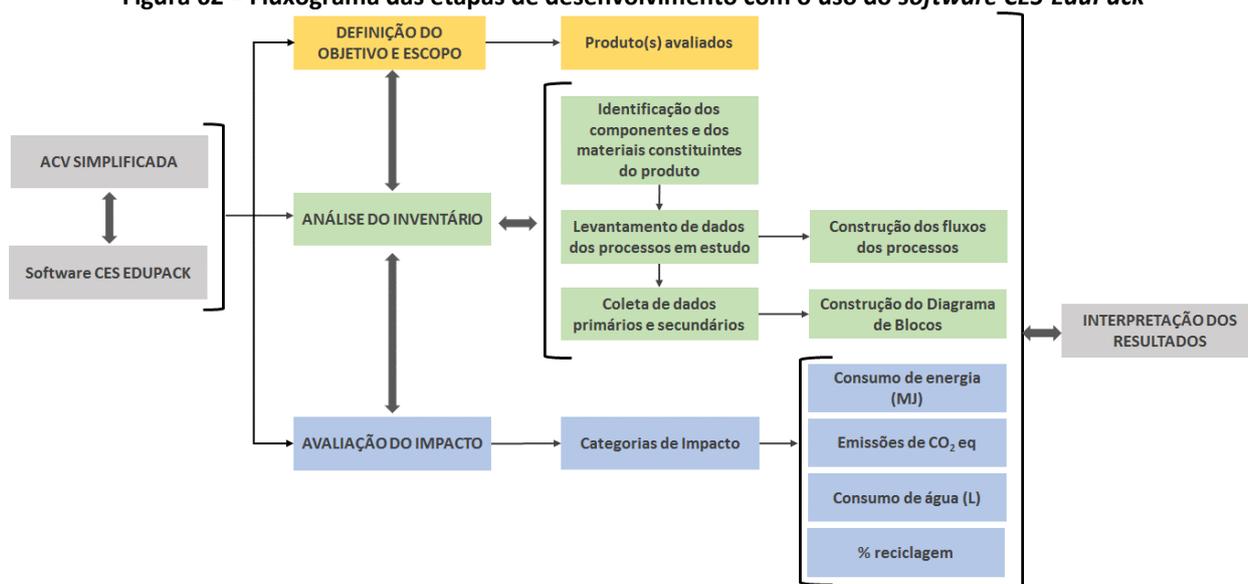
Fonte: Elaborado pelos autores (2018)

A Fig. 1 ilustra o fluxograma das etapas de planejamento de produtos com uso do *software CES-EduPack* e a sua ferramenta *Eco Audit* de modo conjunto com uma ACV simplificada. Utilizou-se a abordagem da ACV simplificada para elaborar o escopo da avaliação e o *software CES-EduPack* para avaliar e selecionar os materiais enumerados no Inventário de Ciclo de Vida (ICV). Os materiais enumerados no ICV podem ser, tanto os materiais de primeiro uso, como os materiais provenientes de desmontagens de produtos existentes, quando se desejar fazer um diagnóstico comparativo.

A qualidade dos dados registrados no ICV pode ser mensurada por meio de uma avaliação de seu nível de confiabilidade. A metodologia ilustrada na Fig. 2 foi adaptada da metodologia de Weidema (1998) e permite obter

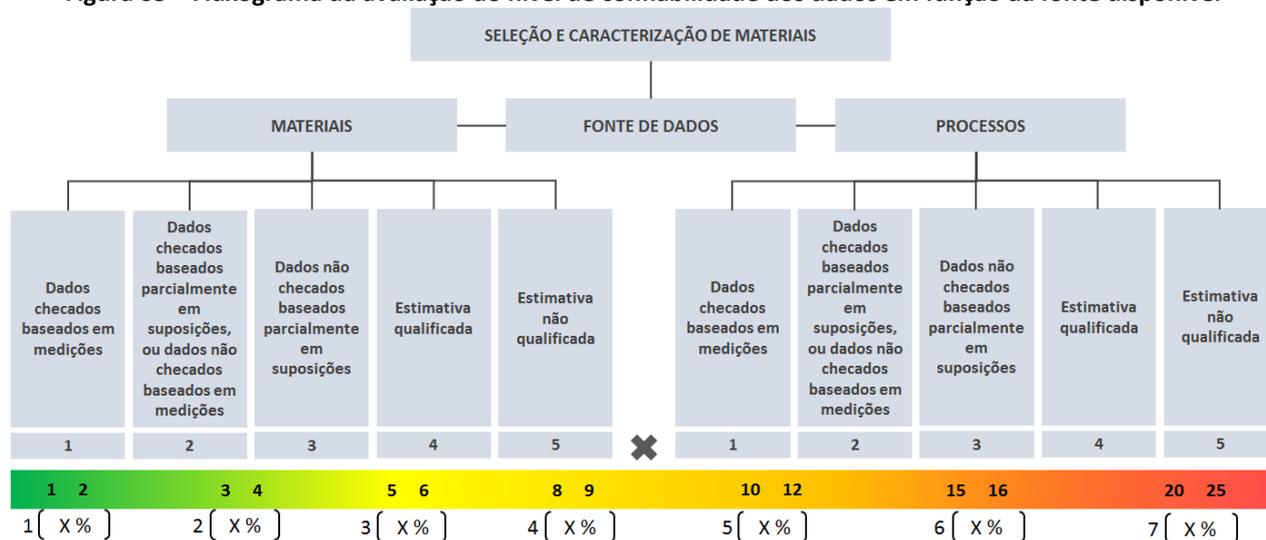
uma radiografia da qualidade geral dos dados. Nesta metodologia são avaliados tanto os dados dos materiais, como dos processos. Os dados podem ser classificados quanto a seu nível de confiabilidade em valores que variam de 1 a 25 (resultado da multiplicação dos níveis de qualidade dos dados dos produtos pelo nível de qualidade dos dados dos processos), sendo por fim classificados em 7 categorias. Cada categoria contém um ou mais materiais convertidos em fração mássica (representados por X%), poderá ser utilizada outra forma de medida mais apropriada de acordo com a unidade funcional, quando for o caso. Dados classificados em categoria acima de 4, por exemplo, e que tenham fração mássica menor que 1% podem ser excluídos devido à baixa significância para o estudo, simplificando a ACV.

Figura 62 – Fluxograma das etapas de desenvolvimento com o uso do software CES-EduPack



Fonte: Elaborado pelos autores (2018)

Figura 63 – Fluxograma da avaliação do nível de confiabilidade dos dados em função da fonte disponível



Fonte: elaborado pelos autores, baseado em Weidema (1998)

Discussão

O desenvolvimento de produtos novos ou o aprimoramento destes pode demandar um esforço considerável durante as etapas iniciais do desenvolvimento. Portanto, implementar uma ACV no estágio inicial pode comprometer a dinâmica do processo de desenvolvimento por ser oneroso e consumir muito tempo (NEE, SONG e ONG, 2013).

A utilização do CES-Edupack como ferramenta de seleção de materiais nas etapas iniciais do design ajuda os projetistas a realizar avaliações ambientais mais precisas de um produto (BRUNDAGE et al., 2018). A ACV simplificada

usada como ferramentas auxiliar permite a obtenção de um diagnóstico relativamente preciso sobre os aspectos ambientais dos produtos quando acabados durante o processo de criação destes, para fins de comparação com concorrentes, auxiliando na tomada de decisão. A decisão para escolha deste software se deve ao fato dele possuir uma base de dados técnicos e ambientais sempre atualizada e ampla, com aproximadamente 3.900 materiais (CAMBRIDGE ENGINEERING SELECTOR, 2014).

O nível de confiabilidade dos dados para os produtos em desenvolvimento pode ser inferido por meio da metodologia do Fluxograma da avaliação do nível de confiabilidade dos dados em função da fonte disponível. Ao ser atribuído um valor ao nível de confiabilidade do material, este material é registrado na categoria correspondente e tem seu valor convertido para sua fração mássica (em percentual) em relação a massa total do produto pronto. Materiais com o mesmo valor de confiabilidade são somados dentro das categorias correspondentes. No final tem-se um panorama geral da distribuição das frações mássicas do produto, atribuídos a suas respectivas categorias de confiabilidade. Desta maneira pode-se inferir, em frações percentuais de massa, o nível de confiabilidade dos dados para os dados. A Tab. 1 exemplifica esta aplicação por meio de valores hipotéticos, onde, no nível de confiabilidade global temos três itens na categoria 1, que representam 94,6% da fração mássica total, um item na categoria 4, que equivale a 4,7% da fração mássica e um item na categoria 6, equivalente a 0,7% da fração mássica. Este último pode ser excluído do estudo, conforme anteriormente mencionado.

Tabela 33: Exemplo de aplicação do Fluxograma da avaliação do nível de confiabilidade

Produto X						
Componentes	Massa (g)	Fração mássica (%)	Nível de confiabilidade do material (1 a 5)	Nível de confiabilidade do processo (1 a 5)	Nível de confiabilidade (de 1 a 25)	Categoria de confiabilidade dos dados
Material A	5	17,9	1	2	2	1
Material B	1,3	4,6	3	3	9	4
Material C	0,2	0,7	3	5	15	6
Material D	9,5	33,9	2	1	2	1
Material E	12	42,9	1	2	2	1
Total	28 g	100%				

Obs.: Os níveis de confiabilidade dos dados dos materiais e processos são suposições para exemplificar o modelo.

Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Como resultado da ACV simplificada tem-se as categorias de impactos relativos a produção de determinado produto. Estes impactos podem ser comparadas a produtos similares e auxiliar na tomada de decisão durante a etapa de desenvolvimento. No entanto, para se obter um diagnóstico completo dos impactos de um produto ao longo de seu ciclo de vida, a realização de uma ACV completa se faz necessária.

Conclusões

A metodologia desenvolvida propõe o uso da ferramenta *CES-Edupack* como apoio para dados de materiais e processos e categorias de impacto à ACV simplificada na fase inicial do projeto de um produto, o que permite que um diagnóstico confiável, relativamente rápido e com menor custo que uma ACV seja obtido.

A ferramenta de avaliação da confiabilidade dos dados faz um diagnóstico preciso dos materiais avaliados, dando um panorama confiável sobre os impactos ambientais referentes ao ciclo de vida do produto que está em projeto, permitindo sua comparação a similares, facilitando a tomada de decisão.

Num mercado dinâmico e em ampla evolução a disponibilidade de ferramentas ágeis e integradas auxiliam quando existe a necessidade de decisões rápidas e economicamente viáveis. Neste sentido, a técnica proposta pode aproximar o profissional do desenvolvimento aos conceitos da ACV, sem prejudicar a dinâmica necessária neste setor.

O Edupack não tem o objetivo de substituir softwares consagrados de ACV, mas tão somente vir a auxiliar em etapas em que visão integrada, design e ACV, somados a agilidade nas decisões, tornem-se necessárias.

Existe ainda a necessidade de se gerar mais estudos e resultados a fim de solidificar as ideias levantadas e debatidas e continuar contribuindo em um direcionamento melhor com relação a função integrada entre o design, a ACV e a dinâmica do mercado.

Agradecimentos

Os autores agradecem a CAPES pelas bolsas de doutorado e mestrado e ao CNPq pela bolsa de produtividade DT.

Referências

- ASHBY, M. (1999). **Materials Selection and Process in Mechanical Design**. Oxford: Butterworth Heinemann, 1999. **CAMBRIDGE ENGINEERING SELECTOR. CES EduPack 2017**. Cambridge: Granta Design, 2017. 1 CD-ROM.
- Brundage, Michael P.; Bernstein, William Z.; Hoffenson, Steven; Chang, Qing; Nishi, Hidetaka; Kliks, Timothy; Morris, KC. (2018). **Analyzing environmental sustainability methods for use earlier in the product lifecycle**. Journal of Cleaner Production S0959-6526(18)30858-8. Doi: 10.1016/j.jclepro.2018.03.187.
- EC-JRC: European Commission - Joint Research Centre. (2010). **Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance**. First edition March 2010. Traduzido por Luiz Marcos Vasconcelos. EUR 24708EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010.
- KLÖPPFER, W.; CURRAN, M.A. (2014). **Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment**. Doi: 10.1007/978-94-017-8697-3.
- MILLET, D.; BISTAGNINO, L.; LANZAVECCHIA, CAMOUS, C.; R.; POLDMA, Tiiu (2007). **Does the potential of the use of LCA match the design team needs?** Journal of Cleaner Production 15 (2007) 335e346. Doi:10.1016/j.jclepro.2005.07.016
- MORAES, C.A.M; BREHM, F.A; KIELING, A.G; SCHNEIDER, I.A.H; OSÓRIO, E; CALHEIRO, D; Silveira, C.F.B. (2015). **Ciclo da biomassa casca de arroz: Aproveitamento energético, valorização de coprodutos e remediação de passivos ambientais**. (Relatório de pesquisa final). 100 p. Restrito
- MORAES, C.A.M; BREHM, F.A; KIELING, A.G; MODOLO, R.C; CALHEIRO, D; Silveira, C.F.B. (2017). **VARSIN - Valorização de resíduos sólidos industriais: Caracterização RSI e Análise de Ciclo de Vida como ferramentas para a criação de uma base de dados de exploração universal**. (Relatório de pesquisa parcial). 50 p. Restrito
- Nee A.Y.C.; Song, B.; Ong S. (2013). **Re-engineering Manufacturing for Sustainability**. Proceedings of the 20th CIRP International Conference on Life Cycle Engineering, Singapore April 2013. DOI 10.1007/978-981-4451-48-2.
- VERCALSTEREN, A. (2001). **Integrating the ecodesign concept in small and medium-size enterprises: experiences in the Flemish region of Belgium**. Environmental Management and Health, v. 12, n. 4, p. 347-355.
- VENZKE, C. (2002). **A situação do ecodesign em empresas Moveleiras da região de Bento Gonçalves – RS: Análise das Posturas e Práticas Ambientais**. Porto Alegre, 2002. Dissertação - (Mestrado em Administração), Programa de Pós-graduação em Administração, UFRGS
- WEIDEMA, BO. P. (1998). **Multi-User Test of the Data Quality Matrix for Product Life Cycle Inventory Data**. Int. J. LCA 3 (5) 25-265. Landsberg, Germany.



PEGADA DE CARBONO DO MIX ELÉTRICO DO NORDESTE BRASILEIRO

Danielle Bandeira de Mello Delgado¹, Monica Carvalho²

¹Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia, danielle.delgado@ifba.edu.br

²Universidade Federal da Paraíba, monica@cear.ufpb.br

Resumo: O objetivo deste estudo é obter um valor para a pegada de carbono associada ao mix elétrico do Nordeste, considerando todas as etapas do Sistema Elétrico de Potência (SEP), sendo Geração, Transmissão e Distribuição até o ponto de entrega. A matriz energética utilizada foi fundamentada nas informações obtidas no Informativo Preliminar Diário de Operação, emitido pelo Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS), da carga e do suprimento de energia do nordeste brasileiro pelo Sistema Interligado Nacional (SIN), tendo como referência a média dos percentuais considerados em três dias (1, 15 e 30) para cada mês do ano. Para a metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida será aplicada a informação energética obtida, por meio do software SimaPro 8.4.0.0, utilizando a base de dados EcoInvent (que contém processos brasileiros para geração de eletricidade) e selecionando o método de avaliação de impacto IPCC 2013 GWP 100a versão 1.03. Os impactos ambientais serão expressos em kg CO₂-eq (pegada de carbono) para facilitar a comunicação para o público e comparação com outros estudos. A finalidade imediata da obtenção da pegada de carbono associada ao consumo de 1 kWh de eletricidade é sua utilização em estudos de otimização do fornecimento e conversão de energia para diferentes centros consumidores.

Palavras-chave: ACV, Mix Elétrico, Nordeste Brasileiro.

Introdução

Para uma correta estimativa do potencial de mitigação de mudanças climáticas, ou simplesmente para correta quantificação das emissões de GEE, uma das metodologias mais utilizadas atualmente é a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), aplicada inclusive na avaliação de emissões associadas à energia (KAMMEN; PACCA, 2004 apud MIRANDA, 2012)

No setor elétrico brasileiro, a demanda por eletricidade aumentou 100% entre 1990 e 2013, e embora a maior parte da eletricidade consumida do Brasil possui origem hidrelétrica, sua participação tem diminuído de 87.2% em 2000 para 68.6% em 2013 - a geração termelétrica tem aumentado, no mesmo período, de 8.8% para 20.6% (SEEG, 2013).

A região nordeste vem se destacando, dentro da matriz elétrica brasileira, principalmente pelo seu potencial eólico, correspondendo a 60% de toda energia eólica gerada nessa região. A energia gerada pelas eólicas já chega a abastecer mais de 10% do País em alguns meses, mais de 60% do Nordeste e é suficiente para abastecer cerca de 24 milhões de residências por mês (ABEOLICA, 2018).

Nesse contexto, este artigo aplica a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para o cálculo das emissões de GEE associadas à matriz elétrica da região nordeste do Brasil, nos anos de 2001, 2005, 2010, 2014 e 2015, utilizando como referência os Informativos Diários de Operação – IPDO do Operador Nacional do Sistema – ONS (ONS, 2016).

O objetivo é verificar os impactos ambientais da matriz elétrica do Nordeste, principalmente diante de cenários como os de crises hídricas e de crescimento da geração eólica nesta região. Esses estudos são importantes, pois podem fundamentar o planejamento e a tomadas de decisões para o setor elétrico regional e nacional, ajudando a estabelecer estratégias de desenvolvimento.

Metodologia

Trata-se de um estudo de caso sobre a matriz elétrica do nordeste brasileiro em consonância com uma pesquisa bibliográfica, já que foram utilizados dados oficiais emitidos pelos órgãos governamentais do Setor Elétrico. Sobre Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), encontra-se em GUINÉE (2001) e GUINÉE (2002) a teoria acerca do tema, tendo ainda as normas ABNT NBR 14040 (2014) ABNT NBR 14044 (2014) como referências normativas no âmbito nacional.

A metodologia apresentada em Delgado e Carvalho (2017), que apresentou a pegada de carbono associada ao consumo de eletricidade da rede brasileira (mix elétrico brasileiro), foi utilizada na complementação do estudo para a região Nordeste do Brasil. A ACV sistematicamente avalia os múltiplos impactos ambientais de um produto, atividade ou processo ao longo de seu ciclo de vida; a pegada de carbono pode ser, portanto, entendida como um subconjunto

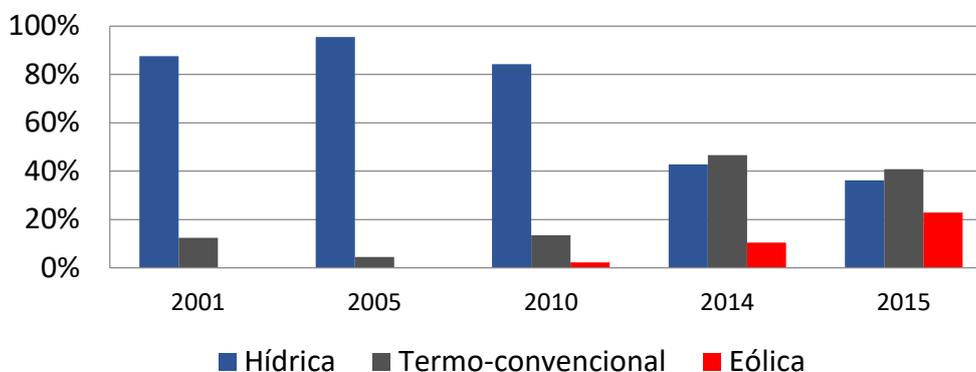
de uma ACV completa. A pegada de carbono é uma aplicação especial da metodologia da ACV que foca especificamente em emissões atmosféricas (GEE).

Para a avaliação de impacto ambiental foi escolhido o método IPCC 2013 GWP 100^a (IPCC, 2013), disponível no software SimaPro 8.4.0.00 (PRÉ CONSULTANTS, 2017). Este método utiliza os fatores de conversão atualizados do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) para a quantificação das contribuições de emissões atmosféricas para o problema das mudanças climáticas, e caracteriza as diferentes emissões gasosas de acordo com o seu potencial de aquecimento global (*Global Warming Potencial, GWP*) (IPCC, 2013).

A agregação das diferentes emissões na categoria de impacto mudanças climáticas é um dos métodos mais utilizados na ACV (Raluy et al., 2014), também chamada de pegada de carbono. Segundo Grilo et al. (2018), apesar de já existirem pressões sociais acerca do uso da energia, maiores considerações sobre como as fontes energéticas podem afetar as mudanças climáticas são necessárias; embora as emissões de GEE sejam parte do processo de desenvolvimento dos países, o progressivo processo de conscientização ambiental demanda que os impactos ambientais sejam pelo menos minimizados.

Os percentuais para a composição do mix de geração elétrica do Nordeste, que se apresentam na Figura 1, foram obtidos nos Informativos Diários de Operação – IPDO do Operador Nacional do Sistema – ONS (ONS, 2016), por fonte, considerando uma média entre o primeiro, décimo quinto e último dia de cada mês dos anos em questão, e em seguida, a média dos percentuais de cada mês para se obter o percentual anual. A avaliação dos dados foi quinzenal, iniciando em 2001, período pós - privatização do setor elétrico e início do monitoramento das informações pelo ONS, até o ano em que as últimas informações foram tornadas públicas pela empresa. O ano de 2014 foi inserido na observação por ser um ano marcado por uma forte crise hídrica no Nordeste que, no âmbito nacional, ocasionou o acionamento das usinas termoeletricas disponíveis e a consequente criação das bandeiras tarifárias.

Figura 64–Mix de Geração para cada ano na região Nordeste



Fonte: Elaboração própria

A base de dados EcolInvent (2017) foi utilizada alterando o processo *Electricity, high voltage {BR} | market for | Alloc Def, U* foi para refletir o mix elétrico de geração do ano de 2001 a 2015 no Nordeste. O item *Transmission network, electricity, high voltage {GLO} | market for | Alloc Def, U*, dentro do processo *Electricity, high voltage {BR} | market for | Alloc Def, U*, que considera o total de quilômetros de linhas de transmissão no Brasil, foi ajustado para o Nordeste, de forma a considerar um quinto do valor apresentado. O mesmo procedimento foi utilizado para os dados de redes de distribuição no processo *Distribution network, electricity, low voltage {GLO} | market for | Alloc Def, U*.

Resultados e discussão

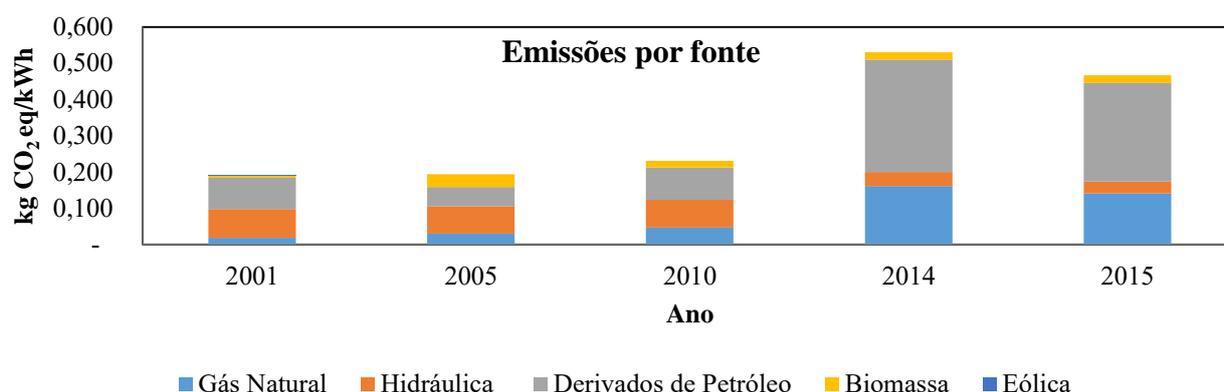
Na Tabela 1 são apresentadas as emissões de Gases do Efeito Estufa (GEE) associadas ao mix elétrico do Nordeste brasileiro dos anos de 2001, 2005, 2010, 2014 e 2015. A Figura 2 mostra a emissão por fonte de suprimento energético, de acordo com a composição estabelecida no mix. Percebe-se, nesse contexto, que os anos de 2014 e 2015 foram os que apresentaram maior índice de emissão GEE no período avaliado. Esses anos coincidem com uma

acentuada crise hídrica no Brasil, onde a geração hidroelétrica respondeu por 373 TWh, (participação de 63,2%), anotando uma queda de 4,5% sobre o valor produzido em 2013 (BRASIL, 2015). Esta queda foi compensada por um aumento na geração termelétrica, sobretudo proveniente de derivados de petróleo, carvão e gás natural, que expandiram respectivamente 43,4%, 24,2% e 17,5% em relação a 2013, totalizando 131 TWh, atingindo 22,2% de participação na matriz elétrica (BRASIL, 2015). Considerando que, diante de uma crise hídrica, a região nordeste foi amplamente suprida pelas usinas termelétricas nesses dois anos, o aumento da emissão de GEE é uma consequência aparente.

Tabela 1: Pegada de carbono associada ao mix elétrico do Nordeste, para cada ano

Ano	kgCO ₂ eq/kWh
2001	0,191
2005	0,194
2010	0,231
2014	0,530
2015	0,467

Figura 2 – Emissão por fonte de geração na região Nordeste, por ano.

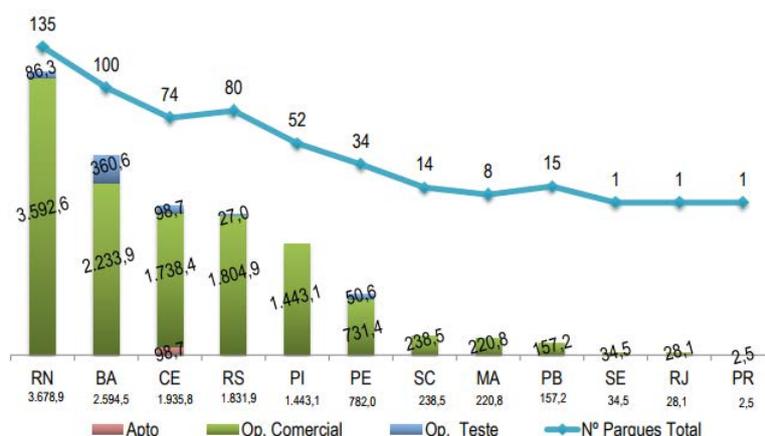


Fonte: Elaboração própria

O ano de 2010 é marcado pelo aparecimento mais expressivo da energia eólica no Nordeste, fonte esta que vem ganhando bastante destaque na geração de energia nesta região. Em 2015, a fonte eólica atingiu o percentual de 22,94% de geração de energia elétrica na região nordeste, o que contribuiu para redução na emissão dos GEE neste ano.

Conforme dados da ABEEOLICA, o Brasil atingiu, em fevereiro de 2018, a marca de 13 GW de capacidade instalada de energia eólica, com 518 parques eólicos e mais de 6.600 aerogeradores operando (ABEEOLICA, 2018). Dentre os cinco maiores parques eólicos existentes no Brasil, em capacidade de geração, quatro estão localizados em estados da região nordeste, conforme figura 3 a seguir.

Percebe-se nesse contexto que, mesmo com a acentuada crise hídrica e o conseqüente despacho das usinas térmicas nos anos de 2014 e 2015, o crescimento significativo da produção de energia eólica no Nordeste pode reduzir o impacto ambiental dessa região verificando o seu potencial de mitigação.

Figura 3 – Potência Instalada em MW


Fonte: ABEEOLICA, 2018

Conclusões

O cálculo da pegada de carbono associada a cada método de geração de eletricidade é importante para o planejamento efetivo da futura estratégia para fornecimento de eletricidade. Ainda que o Brasil não possua compromisso voluntário de redução de emissões de carbono, espera-se que em algum momento seja necessário limitar suas emissões.

A aplicação da metodologia da ACV possibilitou a quantificação das emissões de GEE (pegada de carbono) associadas ao mix elétrico da região Nordeste a cada cenário proposto para verificação do seu impacto ambiental. Os resultados obtidos demonstraram o benefício ambiental da introdução da energia eólica no mix elétrico do Nordeste brasileiro.

Trabalhos futuros dos autores incluem a atualização dos dados para os anos de 2016 e 2017, buscando verificar o comportamento resultante da inserção da energia eólica nessa matriz, e realizar uma análise comparativa das emissões provenientes do despacho das usinas térmicas com a inserção das emissões provenientes das eólicas, diante de uma crise hídrica, vislumbrando uma possível substituição.

Referências

ABEEOLICA. Associação Brasileira de Energia Eólica. Disponível em <http://www.abeolica.org.br/noticias/brasil-chega-a-13-gw-de-capacidade-instalada-de-energia-eolica/> Acesso em: 25 fev 2018.

ABEEOLICA. Associação Brasileira de Energia Eólica - Dados Mensais. Disponível em <http://www.abeolica.org.br/wp-content/uploads/2018/02/Dados-Mensais-ABEEolica-02.2018.pdf/> Acesso em: 25 fev 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida - Princípios e estrutura: NBR ISO 14040, Rio de Janeiro: ABNT, 2009 – versão corrigida 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Gestão ambiental — Avaliação do ciclo de vida — Requisitos e orientações: NBR ISO 14044, Rio de Janeiro: ABNT, 2009 – versão corrigida 2014.

BRASIL. Empresa de Pesquisa Energética. Plano Decenal de Expansão da Energia 2024. Ministério de Minas e Energia. Empresa de Pesquisa Energética. Brasília: MME/EPE, 2015 2v.

DELGADO, B. M. D.; CARVALHO, M. (2017) Avaliação do Ciclo de Vida para verificação do potencial da energia solar fotovoltaica em reduzir a pegada de carbono do mix elétrico brasileiro. PP. 140. Disponível em : <https://www.embrapa.br/>. Acesso em 25 fev 2018.

ECOINVENT. Base de dados. 2017. Disponível em: <www.ecoinvent.ch> Acesso em 03 mar 2018.

GRILO, M. M. S.; FORTES, A. F. C.; SOUZA; R. P. G.; SILVA, J. A. M.; CARVALHO, M. Carbon footprints for the supply of electricity to a heat pump: Solar energy vs. electric grid. *Journal of Renewable and Sustainable Energy* 10, 023701 (2018); <https://doi.org/10.1063/1.4997306>

GUINÉE, J.B. (ed) *Life Cycle Assessment: An operational guide to the ISO Standards; LCA in Perspective; Guide; Operational Annex to Guide*. Centre for Environmental Science, Leiden University, The Netherlands, 2001.

GUINÉE, J.B. *Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards*. Kluwer Academic Publishers, Boston, 2002.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE . Revised supplementary methods and good practice guidance arising from the kyoto protocol. 2013. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/kpsg/>> Acesso em 01 mar 2016.

MIRANDA, M.M. Fator de emissão de gases de efeito estufa na geração de energia elétrica no Brasil: implicações da aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2012.

SEEG. *Evolução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil (1970-2013): setor de energia e processos industriais*. São Paulo: Observatório do Clima, 2015.

PRé Consultants. SimaPro software. 2017. Disponível em: <<http://www.simapro.nl>>. Acesso em 03 mar 2018.

ONS. Informativo Preliminar Diário de Operação. Disponível em< <http://www.ons.org.br/publicacao/ipdo/>>. Acesso em 13 fev 2018.



AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE UM SISTEMA INDUSTRIAL, INCORPORANDO AVALIAÇÃO DE RISCO: ESTUDO DE CASO APLICADO A UMA USINA SUCROALCOOLEIRA

Leopoldo Deutsch¹, Armando de Azevedo Caldeira-Pires²

¹Universidade de Brasília – UNB - Departamento de Engenharia Mecânica – Campus Darcy Ribeiro, email: leo@unb.br

²Universidade de Brasília – UNB - Departamento de Engenharia Mecânica – Campus Darcy Ribeiro, email: armandcp@unb.br

Resumo: Os acidentes industriais e a operação em regime permanente dessas instalações têm repercussões importantes sobre o meio ambiente. Buscando contribuir para uma produção sustentável e segura, propomos metodologia que incorpora na Avaliação do Ciclo de Vida – ACV, técnicas de Gestão de Risco. O método permite avaliar o impacto ambiental produzido por acidentes industriais frente aqueles produzidos pela operação em regime permanente. Possibilita ainda atribuir um nível de risco para um evento transiente com a análise de outros impactos tangíveis e intangíveis, e da probabilidade associada. A técnica é aplicada a uma usina sucroalcooleira, avaliando-se o impacto causado pela emissão de gases de efeito estufa em sua operação em regime permanente e em cenários transientes modelados sobre o reservatório de vinhaça da instalação. Concluímos que a metodologia permite, além da avaliação conjunta de impactos crônicos e transientes, um melhor entendimento do valor do risco atribuído aos eventos transientes, por melhorar a qualidade da informação sobre os impactos ambientais dos acidentes. Permite ainda integrar medidas voltadas para a mitigação das emissões crônicas com o desenvolvimento de barreiras voltadas para a prevenção de acidentes. Assim, a aplicação do método auxilia os profissionais de ACV no suporte e orientação aos gestores nos processos de tomada de decisão.

Palavras-chaves: Indústrias; Operação em Regime Permanente; Eventos Transientes; ACV - Avaliação do Ciclo de Vida; AR - Avaliação de Risco; Processo Decisório.

Introdução

Indústrias são complexos arranjos tecnológicos que manejam matéria e energia em condições extremas de temperatura, pressão, volume e toxicidade de misturas, sendo hoje uma das principais fontes de contaminantes para a biosfera, seja por sua operação em regime permanente ou pelas consequências de eventos transientes (BURGHERR; ECKLE; HIRSCHBERG, 2012; CLUZEL *et al.*, 2014). Diante de múltiplas alternativas tecnológicas, de processos e de insumos, cabe aos gestores decidir entre diferentes soluções que possam atender as exigências de uma produção sustentável e segura. Este é o espaço das metodologias de apoio a decisão, como a Avaliação do Ciclo de Vida – ACV, que se preocupa com os impactos produzidos pela operação em regime permanentes em uma abordagem global, e a Gestão de Riscos, que atua em nível local, considerando cenários transientes ligados a processos críticos e orienta o desenvolvimento de soluções e políticas. (BARBERIO *et al.*, 2014; MILAZZO; SPINA, 2015; SOVACOOOL *et al.*, 2016). A busca pela integração entre os métodos tem sido uma característica constante na pesquisa ambiental dos últimos anos (LINKOV *et al.*, 2017). Propomos incorporar em ACV algumas técnicas de Gestão de Risco, permitindo a avaliação de impactos ambientais derivados da operação em regime permanente em associação com o estudo de cenários transientes. O método pode ser estendido com a análise de outros impactos tangíveis e intangíveis e das probabilidades envolvidas, obtendo-se assim o valor do risco relacionado O método é aplicado sobre uma indústria sucroalcooleira, destacando-se o impacto ambiental resultante da emissão de gases de efeito estufa, tanto para a operação em regime permanente como para eventos transientes envolvendo o reservatório de vinhaça da instalação. O aplicativo *GaBi Software(Student version)* é utilizado para a modelagem dos diversos contextos. Na análise dos cenários transientes são considerados outros impactos tangíveis e intangíveis, e as probabilidades estimadas, obtendo-se assim o nível de risco envolvido. Na seqüência, trazemos da literatura os principais tópicos que contribuíram para o desenvolvimento desta proposta.

ACV – Avaliação do ciclo de vida

O uso global da ACV vem sendo incentivado, o que ressalta sua importância como instrumento de sustentabilidade ambiental (ROJAS, 2012). Estrutura-se em quatro fases: Escopo e Objetivo, Inventário do Ciclo de Vida, Avaliação do Inventário do Ciclo de Vida, e Interpretação, etapas que podem ser retomadas a qualquer tempo, sempre que novos conhecimentos forem adquiridos e justifiquem a revisão de definições anteriores (GOEDKOOOP *et al.*, 2013),

reorientando o processo, até que seus objetivos tenham sido alcançados. Em ACV, o balanço ambiental de um produto ou serviço é o resultado da ponderação dos fluxos mássicos e energéticos associados aos seus processos elementares. Se perturbado o valor de um fluxo (f) com a introdução de uma variação (δf), obtém-se novo fluxo ($f \mp \delta f$), o leva a um novo balanço ambiental. A comparação entre os resultados traduz a dimensão da perturbação (HEIJUNGS; SUH, 2002; WANG; WORK, 2014). A introdução ou exclusão de fluxo(s) permite(m) a mesma análise.

Gestão de Risco

Os sistemas industriais apresentam vulnerabilidades que são exploradas por ameaças internas ou externas que podem levar a eventos não planejados, ou acidentes. A medida dessa vulnerabilidade constitui-se no risco. Para (AVEN, 2012, 2016; NIRUPAMA, 2012; TAROUN, 2014; WIECZOREK-KOSMALA, 2011), cabe a Gestão de Risco identificar as ameaças, seus impactos, as probabilidades envolvidas e o valor do risco associado, auxiliando ainda na seleção de alternativas para a sua redução a um patamar tolerável. Na Equação 1 mostramos representação para o termo risco:

Equação 1 - Representação canônica do risco

$$R = f(P, I)$$

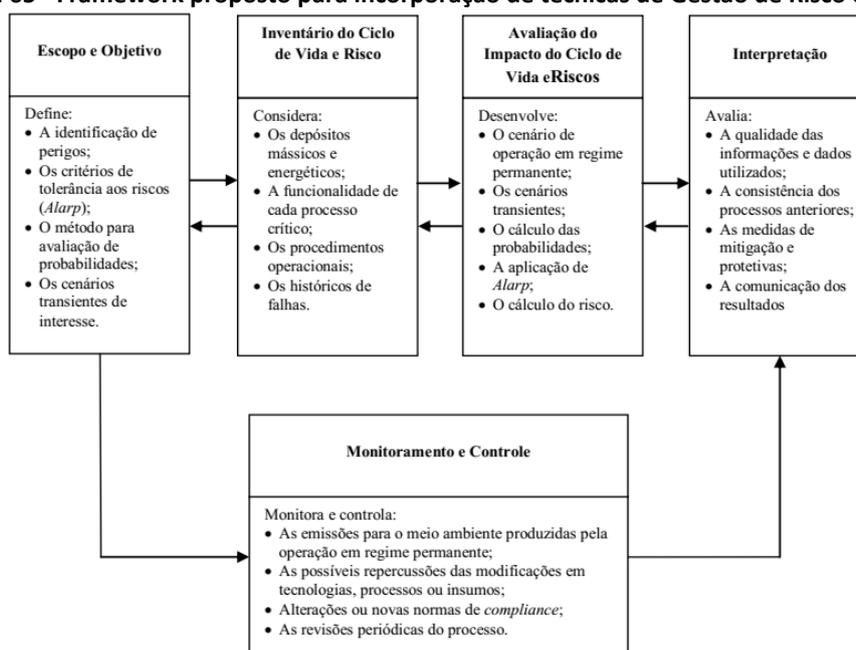
Fonte: adaptado de (NIRUPAMA, 2012; TAROUN, 2014)

Onde o risco (R) é função da ponderação entre a probabilidade (P) e o impacto (I) de um evento. Geralmente, o valor de um risco é comunicado por meio de uma expressão verbal que traduz sua dimensão, facilitando assim sua compreensão. Para (AVEN, 2016; GARG, 2014; NIRUPAMA, 2012; TAPIN; LEGAULT; PATENAUDE, 2014; TAROUN, 2014), os termos da Equação 1 podem ser afetados por incertezas que distorcem seu resultado. A probabilidade (P) é influenciada por incertezas epistêmicas e aleatórias dos dados, podendo levar a representação de conhecimento baseado apenas na crença subjetiva dos analistas. Já o impacto (I), pode conduzir a um risco ilusório, se não consideradas todas as múltiplas repercussões tangíveis e intangíveis do evento transiente (SPANCOLD; CNEGP, 2012).

Metodologia

A metodologia proposta permite estimar os impactos ambientais da operação em regime permanente e de eventos transientes. Se identificados outros impactos tangíveis e intangíveis e determinada à probabilidade associada aos eventos transientes, pode-se obter o valor do risco envolvido. Para tanto, incorporamos em ACV técnicas de Gestão de Risco, conforme mostrado na Figura 1.

Figura 65 - Framework proposto para incorporação de técnicas de Gestão de Risco em ACV



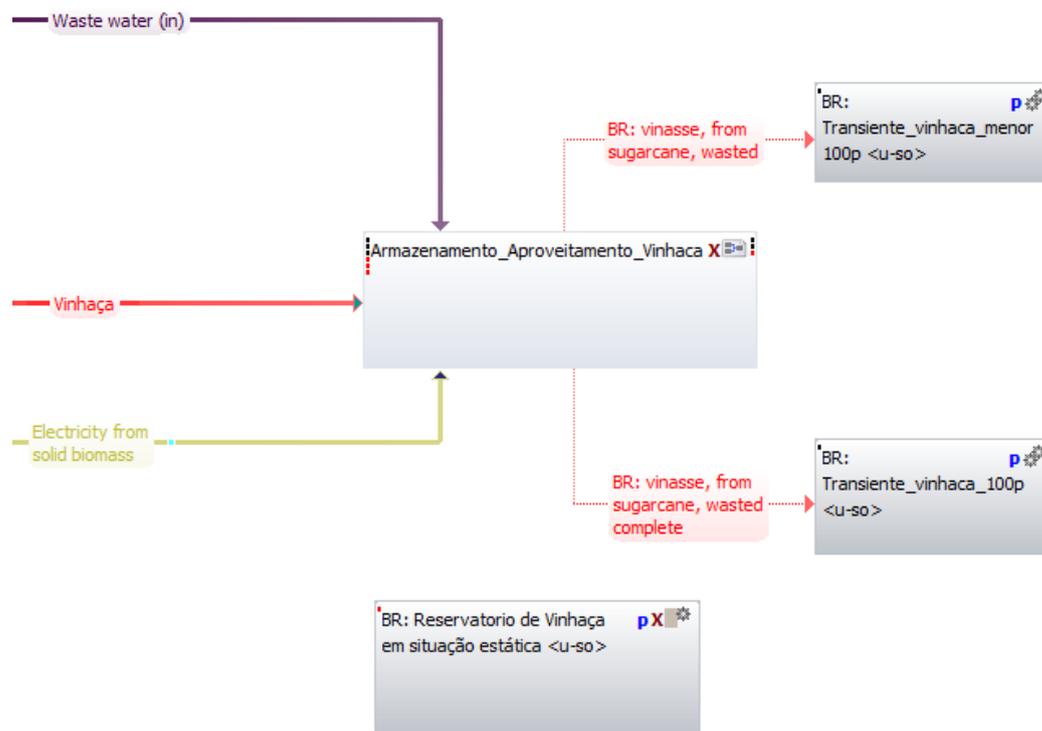
Fonte: do autor

Sem prejuízo das atividades tradicionais de ACV, mostramos na Figura 1 as principais técnicas de Gestão de Risco incorporadas. Para a aplicação do método, inicialmente se produz a modelagem do sistema tecnológico e identificadas as principais ameaças internas e externas a que está sujeito, desenvolvendo-se os cenários transientes de interesse. Cada um desses cenários pode ser simulado dentro da modelagem clássica de ACV pela introdução de perturbações em uma ou mais de suas variáveis tecnológicas e/ou ambientais, estudando-se as repercussões resultantes. Assim, os impactos ambientais decorrentes dos eventos transientes podem ser avaliados em relação aqueles produzidos pela operação em regime permanente. Softwares de ACV que permitam parametrizações são recomendados (CRESCO; BUENO; ROBERTO, 2015; GABATHULER, 1997; VINODH; JAYAKRISHNA; JOY, 2012). O método pode ser estendido com a avaliação de outros impactos tangíveis e intangíveis dos eventos transientes, e as probabilidades envolvidas estimadas a partir do método previamente selecionado, obtendo-se o valor do risco envolvido.

Estudo de caso

A vinhaça é um dos principais resíduos da produção do etanol. Por seu potencial poluidor, é integralmente utilizado na fertirrigação, sendo acumulado pelas usinas sucroalcooleiras em volume suficiente apenas para atender a variação da demanda (NETO, 2005). É armazenada em reservatórios geralmente localizados acima dos campos cultivados, sendo que para a contenção do efluente pode ser necessário o uso de barragens, normalmente construídas com materiais como terra, rochas e outros componentes. O modelo proposto é aplicado a uma usina sucroalcooleira e estudados os impactos produzidos pela operação em regime permanente e de cenários acidentais de vazamento parcial (de 10% e 30%) e total (100%) do conteúdo de um reservatório de vinhaça. Neste caso, temos o rompimento abrupto de barragem, com inundação da área à jusante da estrutura. A categoria de impacto “Mudanças Climáticas” (GWP 100 anos, CML 2001) é utilizada para a comparação entre os diversos cenários, concentrando-se o estudo na emissão dos gases CO₂, N₂O e CH₄. O software *GaBi* (*Student version*) é utilizado para a modelagem do sistema tecnológico e dos cenários transientes. Na Figura 2 trazemos extrato da modelagem desenvolvida, mostrando o reservatório de vinhaça e os cenários transientes:

Figura 66 - Modelagem do reservatório de vinhaça associado aos cenários transientes



Fonte: do autor

Em seguida, mostramos parte da parametrização desenvolvida dentro do software *GaBi* para o controle dos eventos transientes de interesse:

Figura 67 – Parâmetros globais para controle de cenários transientes

Transiente_vinhaca [Global parameter] -- BD Parâmetros globais

Objeto Editar Visualização Ajuda

Nome: Transiente_vinhaca

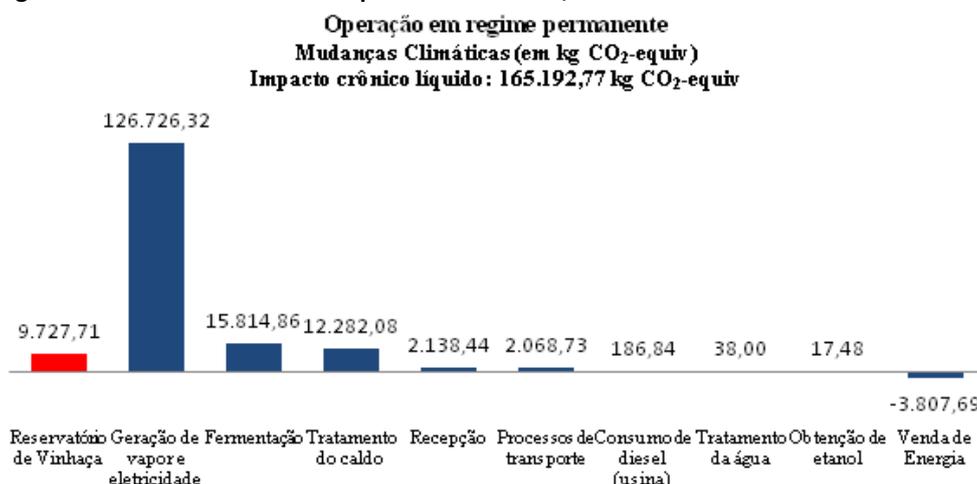
Reduzido/Curto: trnt_vin

Parâmetro	Valor	Mínimo	Máximo	Desvio padrão	Comentários, unidades, omissões
densidade	1,14	1	1,2	0 %	kg/l de vinhaça
lagoa_vinhaca	4,58E007	3E007	5E007	0 %	[valor em kg] [(Lagoa:155,10m (comprimento)*64,55m (largura)*4,0m (profundidade)*1000*1,143
trnt_vin	0	0	0,3	0 %	[%] Percentual de vazamento de vinhaça a partir da lagoa, sendo 1 vazamento total, e 0 sem vazamento
trnt_vin100	0	0	1	0 %	[on/off] Vazamento total de vinhaça

Fonte: do autor

Na Figura 4, temos os resultados encontrados por processo, considerando a operação em regime permanente:

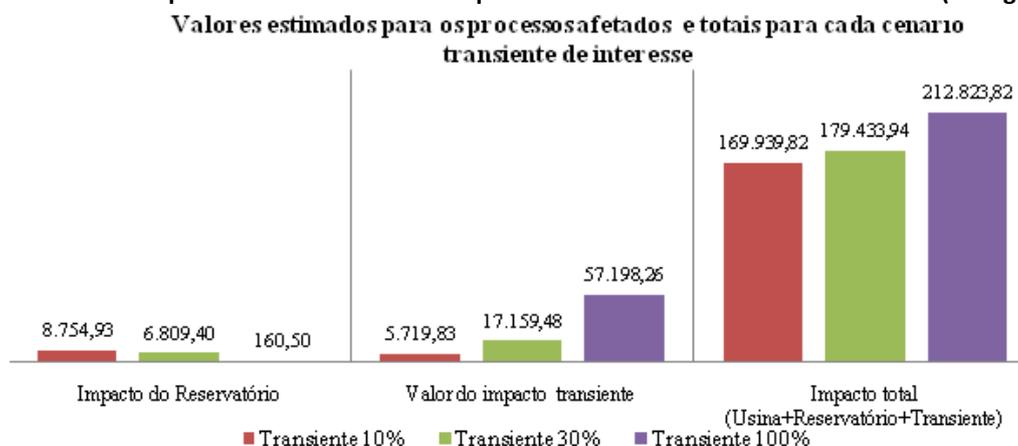
Figura 68 - Detalhamento dos impactos ambientais, destacando o Reservatório de Vinhaça



Fonte: do autor

Por definição do estudo, a ocorrência de evento transiente não altera o funcionamento da usina. Assim o impacto total da usina é sensibilizado pelas emissões do reservatório (pela redução de seu volume) e pelo evento transiente (pelo volume vazado). Mostramos na Figura 5 os resultados:

Figura 69 - Valores dos processos afetados e totais para cada cenário transiente de interesse (em kgCO₂-equiv)



Fonte: do autor

Finalizando o estudo, outros impactos tangíveis, como a perda temporária ou definitiva de infra-estrutura, custos de reconstrução e reparos, e intangíveis, como a possibilidade de fatalidades e/ou lesões, os danos a imagem à empresa, entre outros, são avaliados. As probabilidades são calculadas com a utilização do método Árvore de Falhas (FLAGE *et al.*, 2013; HUANG *et al.*, 2016; LEE, W. S.; GROSH, D.L.; TILLMAN, F. A.; LIE, 1985), considerando um período de um ano. Para o vazamento de 100% do conteúdo do reservatório, o rompimento abrupto da barragem é definido como evento topo. Procedimentos operacionais inadequados, falha estrutural, evento climático extremo, ato proposital, são alguns dos modos de falha estudados. Os resultados finais são mostrados abaixo:

Figura 70 - Valores atribuídos para o impacto, probabilidade e riscos dos eventos transientes

Impactos, Probabilidades e Riscos			
Evento	Impacto	Probabilidade	Risco atribuído
Vazamento de até 10%	Moderado	6,09 % (Provável)	Baixo
Vazamento de até 30%			
Rompimento da barragem, com vazamento de 100%	Catastrófico	1,63% (Pouco provável)	Alto

Fonte: do autor

Resultados e discussão

A alternativa de integração de técnicas de Gestão de Risco em ACV mostrou ser possível a modelagem de sistema tecnológico que permita, a partir de um único e ampliado Inventário de Dados, se obter os impactos crônicos e transientes de uma instalação industrial. A extensão do método com a avaliação de outros impactos e das probabilidades envolvidas permite ainda estimar o nível do risco associados aos eventos transientes, sem por em risco a integridade e robustez da ACV. Ainda, o método permite, entre outros aspectos, economia de tempo e recursos, pela realização conjunta de atividades e levantamentos, maior qualidade na informação do valor do impacto ambiental no cálculo do risco, por se obter um valor sustentado por técnica consagrada. A análise conjunta permite ainda estudar-se o uso de medidas de mitigação de impactos crônicos em conjunto com medidas voltadas para a prevenção de eventos transientes, como o desenvolvimento de soluções integradas em tecnologias, processos e rotinas de monitoramento.

Conclusões

A integração entre ACV e a Gestão de Risco têm sido desafio constante para especialistas. É incontestável que o desenvolvimento de método eficaz traz importantes contribuições para o campo da sustentabilidade ambiental. Na medida em que são mantidas as características de cada metodologia no estudo desenvolvido, são preservadas suas potencialidades, ainda permitindo flexibilidade na seleção de aspectos a serem considerados: se apenas os impactos ambientais ou avançando até a atribuição do valor do risco associado a cada evento transiente. Embora tenhamos obtido sucesso na aplicação completa, novos estudos para o aprofundamento do tema ainda necessários para o seu aperfeiçoamento, notadamente com a introdução de soluções automatizadas que permitam estender as análises para ambientes de maior complexidade.

Referências

AVEN, Terje. Risk assessment and risk management: Review of recent advances on their foundation. *European Journal of Operational Research*, v. 253, n. 1, p. 1–13, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ejor.2015.12.023>>.

AVEN, Terje. The risk concept-historical and recent development trends. *Reliability Engineering and System Safety*, v.

99, n. 951, p. 33–44, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.res.2011.11.006>>.

BARBERIO, Grazia *et al.* Combining life cycle assessment and qualitative risk assessment: The case study of alumina nanofluid production. *Science of the Total Environment*, v. 496, p. 122–131, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.135>>.

BURGHERR, Peter; ECKLE, Petrisa; HIRSCHBERG, Stefan. Comparative assessment of severe accident risks in the coal , oil and natural gas chains. *Reliability Engineering and System Safety*, v. 105, p. 97–103, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.res.2012.03.020>>.

CLUZEL, Fran??ois *et al.* Exploitation scenarios in industrial system LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 19, n. 1, p. 231–245, 2014.

CRESPO, Natalia; BUENO, Cristiane; ROBERTO, Aldo. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida : revisão dos principais métodos. *Production*, v. 26(1), p. 160–175, 2015.

FLAGE, Roger *et al.* Probability and Possibility-Based Representations of Uncertainty in Fault Tree Analysis. *Risk Analysis*, v. 33, n. 1, p. 121–133, 2013.

GABATHULER, Heinz. LCA History: Centrum voor Milieukunde Leiden (CML). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 2, n. 4, p. 187–194, 1997. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/BF02978413>>.

GARG, H. Reliability, Availability and Maintainability Analysis of Industrial Systems Using PSO and Fuzzy Methodology. *Mapan - Journal of Metrology Society of India*, v. 29, n. 2, p. 115–129, 2014.

GOEDKOOP, Mark *et al.* *Introduction to LCA with SimaPro*. [S.l: s.n.], 2013. v. 5.1. Disponível em: <<https://simapro.com/>>.

HEIJUNGS, Reinout; SUH, Sangwon. *The Computational Structure of Life Cycle Assessment*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2002.

HUANG, Weiqing *et al.* Application of fault tree approach for the causation mechanism of urban haze in Beijing- Considering the risk events related with exhausts of coal combustion. *Science of the Total Environment*, v. 544, p. 1128–1135, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.009>>.

LEE, W. S.; GROSH, D.L.; TILLMAN, F. A.; LIE, C.H. Fault Tree Analysis , Methods , and Applications - A Review. . *IEEE Transactions of Reliability*, v. 34, n. 3, p. 121–123, 1985.

LINKOV, Igor *et al.* Integrate life-cycle assessment and risk analysis results, not methods. *Nature Nanotechnology*, v. 12, n. 8, p. 740–743, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/nnano.2017.152>>.

MILAZZO, Maria Francesca; SPINA, Francesco. The use of the risk assessment in the life cycle assessment framework. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, v. 26, n. 3, p. 389–406, 2015. Disponível em: <<http://nebulosa.icesi.edu.co:2149/doi/full/10.1108/MEQ-03-2014-0045>>.

NETO, Andre Elia. *Estado da arte da Vinhaça. Unica, União da Indústria da Cana-de-Açúcar*. São Paulo: Unica. , 2005

NIRUPAMA, Niru. Risk and vulnerability assessment: a comprehensive approach. *International Journal of Disaster Resilience in the Built Environment*, v. 3, n. 2, p. 103–114, 2012. Disponível em: <<http://www.emeraldinsight.com/doi/10.1108/17595901211245189>>.

ROJAS, Silvia Palma. *Contribuição do Enfoque de Ciclo de Vida da Ecologia Industrial na Economia do Meio Ambiente*. 2012. 183 f. Universidade de Brasília, 2012.

SOVACOOOL, Benjamin K. *et al.* Balancing safety with sustainability: Assessing the risk of accidents for modern low-carbon energy systems. *Journal of Cleaner Production*, v. 112, p. 3952–3965, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.07.059>>.

SPANCOLD; CNEGP. *Technical Guide on Risk Analysis applied to management of Dam Safety*. [S.l: s.n.], 2012. v. 1.

TAPIN, Danielle; LEGAULT, Georges A; PATENAUDE, Johane. Assessing the Social Acceptability of New Technologies : Gaps and Tensions Between Science and Regulation. *Bioéthique Online*, v. 19, n. 3, p. 1–12, 2014.



TAROUN, Abdulmaten. Towards a better modelling and assessment of construction risk: Insights from a literature review. *International Journal of Project Management*, v. 32, n. 1, p. 101–115, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ijproman.2013.03.004>>.

VINODH, S.; JAYAKRISHNA, K.; JOY, Dino. Environmental impact assessment of an automotive component using eco-indicator and CML methodologies. *Clean Technologies and Environmental Policy*, v. 14, n. 2, p. 333–344, 2012.

WANG, Ren; WORK, Daniel. Application of robust optimization in matrix-based LCI for decision making under uncertainty. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 19, n. 5, p. 1110–1118, 2014. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11367-013-0685-y>>.

WIECZOREK-KOSMALA, Monika. A Conceptual Analysis of Current Trends in The Evolution of Risk Management Process. *Trendy ekonomiky a managementu*, p. 156–168, 2011.



COMITÊ CIENTÍFICO
ACV e políticas públicas



AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DO PROCESSO DE MANUTENÇÃO DE ÁREAS VERDES EM MULTI-CENÁRIOS

José Vitor Silva Aragão¹, Armando Dias Duarte², Cássia Pereira dos Santos³, Mayara Veras Nóbrega do Nascimento⁴,
Gilson Lima da Silva⁵

Grupo de Gestão Ambiental Avançada (GAMA) – Análise de Ciclo de Vida

¹Discente de Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE,
vitor.csc.13@gmail.com

²Discente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco
Campus Agreste – UFPE, armando01.dias@gmail.com

³Discente de Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE,
cassiasantos.craft@gmail.com

⁴Discente de Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE,
mayaraveras_@hotmail.com

⁵Docente do curso de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE,
glimasilva21@yahoo.com.br

Resumo: Áreas verdes urbanas contribuem para a minimização dos efeitos do aquecimento global e melhoram a qualidade de vida da população. Dado o crescente número de projetos com o plantio de espécies exóticas, o manejo destas áreas torna-se mais complexo pela necessidade de adaptação às condições climáticas e ao tipo de solo, como também pelo impacto da modificação do ambiente natural. Os impactos causados por estas áreas nem sempre são avaliados, isto ocorre pela falta de conhecimentos de ferramentas de gestão ambiental que auxiliem a decisão dos gestores públicos, quanto à seleção das espécies que adaptam-se melhor a região. O presente trabalho teve como proposta realizar a comparação entre diferentes cenários do sistema de manutenção de uma área verde ao longo de uma avenida localizada no município de Caruaru-PE, através da Análise de Ciclo de Vida (ACV), com o uso do *software SimaPro*[®]. Para tal, foi realizada uma comparação a partir do sistema de manutenção utilizado e dos sistemas mínimo e o de substituição por espécies nativas através do método de análise *ReCipe Midpoint*, onde foi considerado o transporte dos veículos utilizados para o abastecimento, o processo de irrigação, o uso de pesticida e a adubação. A partir dos dados obtidos, pôde-se comparar os impactos causados pela manutenção nos três cenários, através da avaliação das categorias de mudança climática, acidificação terrestre e toxicidade; revelando que o cenário com espécies nativas é a melhor opção, pois apresenta os menores impactos ambientais.

Palavras-chave: Análise de Ciclo de Vida; Manutenção; Tomada de decisão.

Introdução

O interior de Pernambuco sofre com a pior seca desde 1999, sendo o agreste do estado uma das regiões mais prejudicadas, pois os mananciais que eram responsáveis pelo abastecimento destas cidades secaram devido à estiagem (COMPESA, 2016). No agreste de Pernambuco, Caruaru possui aproximadamente 360 mil habitantes, e encontra-se na 21ª colocação no ranking das cidades brasileiras que mais desperdiçam água, onde 51,50% da água tratada é perdida (IBGE, 2017; EXAME, 2014). Na região nordeste e especificamente nas cidades do interior de Pernambuco, houve uma grande expansão no número de áreas verdes urbanas. O modelo de paisagismo adotado nestas áreas utiliza espécies exóticas; como a *Dracaena marginata* conhecida popularmente como Dracena de Madagascar. Lorenzi (2013) afirma que a manutenção deste modelo de área verde demanda por elevadas quantidades de água e também de outros insumos para a sobrevivência da vegetação (adubo, pesticida, etc).

Os impactos deste modelo podem ser econômico-ambientais, pois danificam a estrutura física do local onde estão instaladas; fissuras no calçamento e romper a fiação elétrica, assim como afetam a saúde da população se houver o uso de inseticidas em excesso (HOPPEN, 2014; PINTO, 2015). Estes problemas poderiam ser evitados se as decisões tomadas pela equipe gestora fossem baseadas em informações técnicas, pois Oliveira (2017) dialoga em seu trabalho que muitas escolhas na área da administração pública sofrem interferência do aparato político-governamental. Oliveira (2017) ainda explana que o técnico-administrativo deve ser profissionalizado e valorizado, afim de tomarem

decisões políticas que beneficiem a maioria e não um pequeno grupo. Técnicos-administrativos com conhecimentos em ferramentas de gestão ambiental; como a análise de ciclo de vida, poderiam verificar as etapas necessárias para que o serviço fosse concebido, afim de cumprir sua função sem impactar o meio ambiente.

Diante do exposto, viu-se a necessidade de aplicar a ferramenta de Análise de Ciclo de Vida em diferentes cenários com o objetivo de verificar a atual situação da manutenção do local, do cenário proposto com a substituição por espécies nativas e do cenário mínimo necessário para a vegetação sobreviva no local.

Metodologia

A metodologia do estudo seguiu os procedimentos recomendados pela NBR ISO 14040, cujo escopo e o objetivo do estudo foram a análise do processo de manutenção da Avenida Agamenon Magalhães localizada na cidade de Caruaru – PE, em três cenários (real, mínimo necessário e proposto).

A determinação do local ocorreu devido à percepção visual de que as espécies plantadas no canteiro central não resistiam ao clima Semiárido característico da região do Agreste. Sendo que o uso de insumos utilizados no processo do cenário atual são elevados e não surtem efeitos, o que causa a morte das espécies ao longo da área. Além disso, o espaço possui grande fluxo de automóveis e pedestres durante a semana e aos domingos utilizada para práticas de lazer com passeios ciclísticos e de outras naturezas.

Figura 1 – Vista da Avenida Agamenon Magalhães



Fonte: Elaboração própria

O cenário real compreende ao atual processo de manutenção do local; o cenário mínimo corresponde ao funcionamento do sistema em capacidade superior ao cenário real, mas utilizando, apenas, o mínimo de insumos necessários para a sobrevivência da vegetação; já no cenário proposto, aborda-se a troca da flora local por espécies do agreste pernambucano, com exceção das árvores, pois o uso de insumos por elas é irrisório, limitando-se a troca às espécies de pequeno porte e a grama que ocupam a quase totalidade do terreno (Figura 1).

A unidade funcional foi 1 metro quadrado de área verde para os três cenários e o fluxo de referência foi a manutenção de 1 m² ao longo de 33 meses para os 3 cenários. Este período representa o início das operações de manutenção do local até o momento de análise dos dados. Para a elaboração do inventário foi realizada a coleta de dados junto a empresa responsável pela manutenção do local e aos órgãos fiscalizadores para a definição dos insumos do cenário real e entrevista a um biólogo e a uma engenheira agrônoma para a definição do inventário dos insumos do cenário mínimo e do cenário proposto.

Além da coleta de dados junto aos responsáveis pela manutenção do local e das entrevistas, houve a revisão da literatura para o embasamento teórico dos dados obtidos. Os itens que compõem os inventários utilizados nos cenários estudados estão descritos abaixo nas Tabelas 1, 2 e 3:

Tabela 34 - Inventário do cenário real

Parâmetro	Unidade	Quantidade
Transporte	Tkm	61.710
Pesticida	Kg	120,615
Irrigação	L	7.236.900
Esterco	Kg	209.055

Fonte: Elaboração própria

Tabela 2 - Inventário do cenário mínimo

Parâmetro	Unidade	Quantidade
Transporte	Tkm	246.840
Pesticida	Kg	120,615
Irrigação	L	23.760.000
Esterco	Kg	209.055

Fonte: Elaboração própria

Tabela 3 - Inventário do cenário proposto

Parâmetro	Unidade	Quantidade
Transporte	Tkm	50.812,575
Pesticida	Kg	36,1845
Irrigação	L	4.187.700
Esterco	Kg	62.716,5

Fonte: Elaboração própria

Com o auxílio do *software Simapro*[®] os dados foram analisados através do método de *ReCiPe Midpoint* por apresentar as categorias pertinentes ao estudo: mudança climática, acidificação terrestre e toxicidade humana e ecotoxicidade terrestre.

Resultados e discussão

Os resultados para a manutenção de 1m² são descritos através da Tabela 4 e os gráficos relacionados com a comparação de cada cenário através da Figura 2.

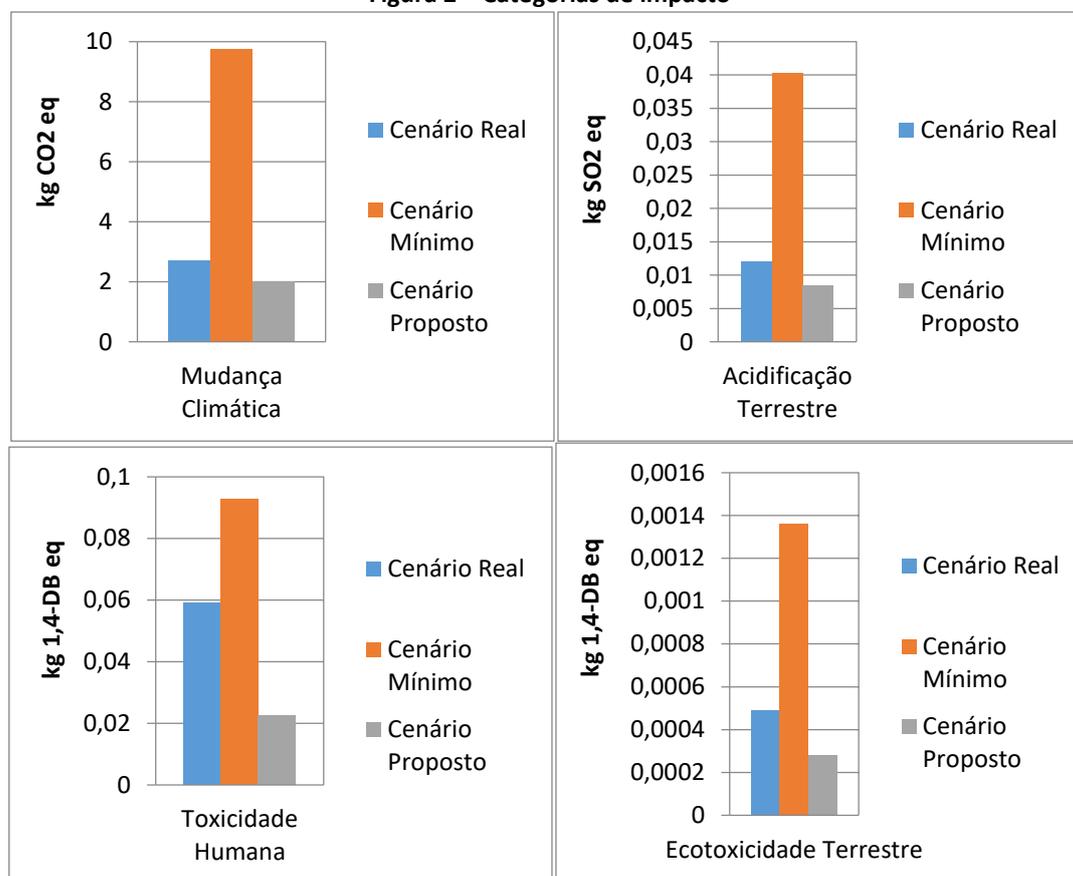
Percebe-se que o cenário mínimo necessário para a manutenção da área apresenta os maiores impactos nas categorias analisadas devido ao uso intenso dos caminhões responsáveis pela irrigação que emitiram cerca de 9,76 kg CO₂ eq na categoria de mudança climática; este resultado que vai de encontro aos estudos de Menezes (2015) e Casaril (2016); que evidenciaram os impactos ambientais causados pela emissão de CO₂ deste tipo de transporte. O

cenário real aparece em segundo lugar e mostra que a forma de manejo do local é ineficaz, além de evidenciar o problema do uso de espécies exóticas; mas ele não se limita a Caruaru, assim como mostra os estudos de Oliveira Neto (2014), Hoppen (2014) e Sousa (2017) que expõem a utilização e os problemas causados por este tipo de vegetação nas cidades de Juiz de Fora-MG, Farol-PR e Ibaretama-CE. O melhor cenário analisado é o proposto, onde são inseridas espécies nativas, cujo consumo de insumos e a necessidade reparos na estrutura física do local são baixos; este resultado converge com os estudos de Hoppen (2014) e Lorenzi (2013), onde afirmam que há redução do uso de materiais para a sobrevivência da vegetação nativa e dos custos de manutenção do local.

Tabela 4 - Resultado da comparação dos três cenários

Categoria de impacto	Unidade	Cenário Real	Cenário Mínimo	Cenário Proposto
Mudança Climática	kg CO2 eq	2,7225	9,7647	2,0130
Acidificação Terrestre	kg SO2 eq	0,0119	0,0403	0,0084
Toxicidade Humana	kg 1,4-DB eq	0,0591	0,0926	0,0226
Ecotoxicidade Terrestre	kg 1,4-DB eq	0,0004	0,0013	0,0002

Fonte: Elaboração própria

Figura 2 – Categorias de impacto


Fonte: Elaboração própria

Conclusões

Os resultados demonstram que os maiores impactos são notados no cenário mínimo cujo consumo de água é maior, o que acarreta um maior número de viagens dos caminhões responsáveis pela irrigação. O cenário atual ocorre o problema de mortalidade de espécies, o que contribui para a plantação de novas. O melhor cenário é o proposto por apresentar os menores impactos através da adição de plantas nativas da região, o que contribui com o menor consumo de água e viagens dos caminhões do tipo pipa. A ferramenta da ACV contribui de forma quantitativa para o auxílio na tomada de decisão pelo poder público, gestores e departamentos, cujo planejamento de diferentes realidades é possível através dos estudos com a ACV de forma a reduzir os impactos ambientais e por consequência a redução dos custos com a aquisição dos insumos.

Agradecimentos

Ao Grupo de Gestão Avançada (GAMA) e ao coordenador da organização SOS Rio Ipojuca.

Referências:

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2009). NBR ISO 14040: ambiental: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro.

CASARIL, D.; FERREIRA, D. D. M.; ROVER, S. (2016). Impactos ambientais causados pelo setor de transportes: um estudo de caso em uma empresa Catarinense. In: ENCONTRO INTERNACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE. 2016, São Paulo. Anais: Engema. Disponível em: <<http://engemausp.submissao.com.br/18/anais/arquivos/343.pdf>>. Acesso em: 20 fev. 2018.

COMPESA. (2017). Compesa adota medidas alternativas para atender cidades em colapso. Disponível em: <http://servicos.compesa.com.br/compesa-adota-medidas-alternativas-para-atender-cidades-em-colapso/>. Acesso em: 10 Dez.

HOPPEN, M. I.; DIVENSI, H. F.; RIBEIRO, R. F.; CAXAMBÚ, M. G. (2014). Espécies exóticas na arborização de vias públicas no município de farol, PR, BRASIL. Revsbau, Piracicaba, v. 9, n. 3, p.173-186, Disponível em: <<http://www.revsbau.esalq.usp.br/teste/ojs-2.3.7/index.php/REVSBAU/article/view/105/pdf>>. Acesso em: 20 fev. 2018.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Cidades-Pernambuco-Caruaru. (2017). Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=260410>>. Acesso em: 30 Jan. 2018.

LORENZI, H. (2013). Plantas para jardim no Brasil: herbáceas, arbustivas e trepadeiras. Nova Odessa: Instituto Plantarum.

MENEZES, V. S. (2015). IMPACTOS AMBIENTAIS DO TRANSPORTE RODOVIÁRIO. Disponível em: <<https://pt.scribd.com/document/280446731/IMPACTOS-AMBIENTAIS-DO-TRANSPORTE-RODOVIARIO>>. Acesso em: 20 fev. 2018.

OLIVEIRA, G. S. (2017). Administração pública brasileira: uma análise do estado e da participação popular pós constituição de 1988. 2017. 32 f. TCC (Graduação) - Curso de Administração, Departamento de Ciências Econômicas e Gerenciais, Universidade Federal de Ouro Preto, Mariana. Disponível em: <<http://www.monografias.ufop.br/handle/35400000/576>>. Acesso em: 23 fev. 2018.

OLIVEIRA NETO, N. E. de; FONSECA, C. R. da; CARVALHO, F. A. (2015). O problema das espécies arbóreas exóticas comercializadas nos viveiros florestais: Estudo de caso no município de Juiz de Fora (MG) - The problem of exotic tree species marketed in forest nurseries. Revista de Biologia Neotropical, [s.l.], v. 11, n. 1, p.28-46, 7 mar. Universidade



Federal de Goias. <http://dx.doi.org/10.5216/rbn.v11i1.28346>. Disponível em:
<<https://www.revistas.ufg.br/RBN/article/view/28346/18090>>. Acesso em: 20 fev. 2018.

PINTO, G. M. F. (2015). Os Pesticidas, Seus Riscos e Movimento no Meio Ambiente. Revista Eletrônica Facp, Paulínia, n. 8, p.1-12, jul. Disponível em: <<http://198.136.59.195/~facp/revista/index.php/reFACP/article/view/39/pdf>>. Acesso em: 23 fev. 2018.

EXAME. (2017). Portal Exame.com. As cidades que mais desperdiçam água no Brasil. Disponível em:
<<http://exame.abril.com.br/brasil/as-cidades-brasileiras-que-perdem-mais-da-metade-de-sua-agua/>>. Acesso em: 30 Dez.

SOUSA, F. Q. de; ANDRADE, L. A. de; XAVIER, K. R. F.; SILVA, P. C. da C.; ALBUQUERQUE, M. B. de. (2017). Impactos da invasão por *cryptostegia madagascariensis bojer ex decne. (apocynaceae juss.)* em remanescentes de caatinga no município de ibaretama, CEARÁ, BRASIL. Ciência Florestal, [s.l.], v. 27, n. 4, p.1243-1255, 11 dez. Universidade Federal de Santa Maria. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/30312/16795>>. Acesso em: 20 fev. 2018.

ANÁLISE DE CICLO DE VIDA DO SISTEMA DE IRRIGAÇÃO DE ÁREAS VERDES NA CIDADE DE CARUARU-PE

Armando Dias Duarte¹, José Vitor Silva Aragão², Cássia Pereira dos Santos³, Mayara Veras Nóbrega do Nascimento⁴,
Saulo de Tarso Marques Bezerra⁵

Grupo de Gestão Ambiental Avançada (GAMA) – Análise de Ciclo de Vida

¹Mestrando do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Campus Agreste, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, armando01.dias@gmail.com

²Discente de Graduação em Engenharia de Produção, Campus Agreste, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, vitor.csc.13@gmail.com

³Discente de Graduação em Engenharia de Produção, Campus Agreste, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, cassiasantos.craft@gmail.com

⁴Discente de Graduação em Engenharia de Produção, Campus Agreste, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, mayaraveras_@hotmail.com

⁵Docente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE, s.bezerra@yahoo.com.br

Resumo: O nordeste do Brasil passa por uma das piores secas das últimas décadas, regiões como o Agreste pernambucano sofre com a escassez pluviométrica e o racionamento de água. Em contraste a este cenário, cresce o número de áreas ajardinadas com espécies exóticas, que se caracterizam por demandarem grandes quantidades de recursos e cuidados para a sua sobrevivência. A presente pesquisa tem como objetivo avaliar o impacto ambiental do sistema de irrigação de áreas verdes localizadas no município de Caruaru-PE por meio da Análise de Ciclo de Vida (ACV). A unidade funcional selecionada foi 1 m² de área verde a ser irrigada, enquanto os limites do sistema incluíram o transporte da água para o abastecimento, o processo de irrigação, o pesticida adotado e o estrume. Os dados sobre o processo foram coletados in loco e, com o auxílio do software SimaPro®, foi realizado o estudo do atual sistema por meio do método de análise ReCipe Midpoint. As categorias utilizadas para as análises foram: mudança climática, depleção da camada de ozônio, acidificação terrestre e toxicidade humana. As análises obtidas demonstram que a ACV é uma importante ferramenta para auxiliar gestores no planejamento ambiental, apresentado proposições a respeito de melhorias para o atual sistema de irrigação, qualidade ambiental e tomada de decisão entre os envolvidos no processo.

Palavras-chave: ACV; Manutenção; Tomada de decisão.

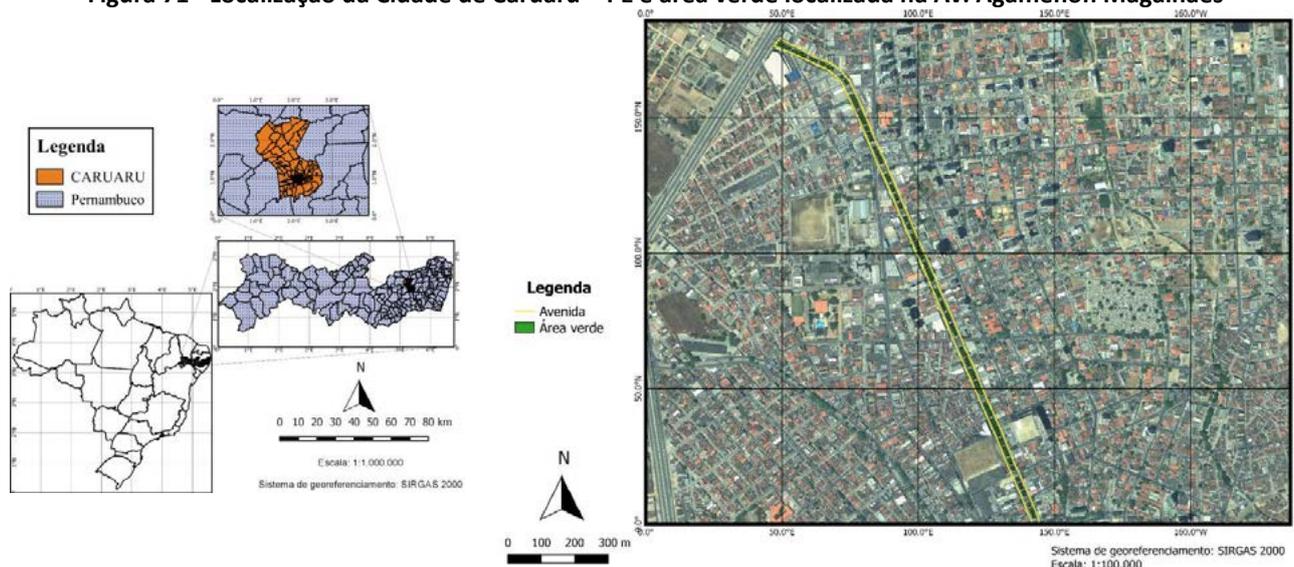
Introdução

A seca é um problema frequente e característico da Região Nordeste do Brasil, onde a escassez de recursos hídricos afeta diretamente a vida da população. Segundo a Lei 175 de janeiro de 1936, esta região ficou conhecida como Polígono das Secas, caracterizada pelo clima semiárido, pelas chuvas concentradas entre os meses de fevereiro e maio, pela vegetação de caatinga e pela existência de secas periódicas. A seca dos últimos anos é considerada a mais grave das últimas décadas e tem tido um impacto em muitos distritos da região, comprometendo quase 9 milhões de pessoas (MARENGO, CUNHA & ALVES, 2016). Dentre os estados afetados, o estado de Pernambuco observou redução dos seus rios que abastecem as cidades, contribuindo para a falta de água pública em diversos municípios, o que gerou custo elevado para aquisição de caminhões-pipa (meios de transporte usados para o abastecimento de água em locais como residências, indústrias e condomínios) pela população. Segundo Camurça *et al.* (2016), é possível viver e conviver com essas condições desde que existam novas políticas públicas, bem como práticas sustentáveis e coerentes com as necessidades e possibilidades locais. Além da falta de água para consumo próprio, a escassez hídrica também afeta diretamente as atividades agrícolas e de manutenção pública, como a irrigação voltada ao paisagismo. Os sistemas de irrigação devem ser analisados frente às plantas e as condições climáticas, para que se possa verificar qual método é mais adequado a cada situação em particular, sendo uma importante estratégia para amenizar a crise hídrica no Nordeste (MACEDO, 2015). O objetivo, assim como o escopo do estudo foi à análise do sistema de manutenção de áreas verdes localizadas na principal avenida da cidade de Caruaru – PE.

Metodologia

A área de estudo escolhida foi a Avenida Agamenon Magalhães, localizada na cidade de Caruaru – PE (Figura 1). O local foi escolhido, principalmente, devido à identificação do problema na manutenção das áreas verde, que adotam no canteiro central espécies que não resistem ao clima do agreste pernambucano, apesar da elevada quantidade de insumos utilizados na manutenção do local. Outro aspecto importante para a escolha da avenida foi o grande fluxo de automóveis e pedestres, sendo que esta via pública também é utilizada em atividades esportivas; demonstrando assim, a sua importância para a população.

Figura 71 - Localização da Cidade de Caruaru – PE e área verde localizada na Av. Agamenon Magalhães



Fonte: Elaboração própria

A metodologia seguiu os procedimentos indicados pela NBR ISO 14040, cuja unidade funcional adotada na pesquisa foi 1 metro quadrado de área verde e o fluxo adotado foi a manutenção de 1 m² ao longo de 33 meses de operação. O período avaliado corresponde ao período de 01/04/2015 a 01/05/2017 (33 meses), sendo este o período de operação do processo de manutenção desde o seu início até a análise dos dados. Na elaboração do inventário, houve coleta de dados junto à empresa responsável pela manutenção do local, aos órgãos fiscalizadores e entrevistas com especialistas para a identificação e quantificação dos insumos, além da revisão literária para o embasamento teórico dos dados. Após a coleta dos dados, os insumos utilizados foram calculados para os 33 meses de operação e os valores médios mensais estão descritos na Tabela 1.

Tabela 35 – Inventário dos dados utilizados no período de 33 meses

Parâmetro	Unidade	Quantidade
Transporte	tkm	61710
Pesticida	kg	120,615
Irrigação	L	7236900
Esterco	kg	209055

Fonte: Elaboração própria

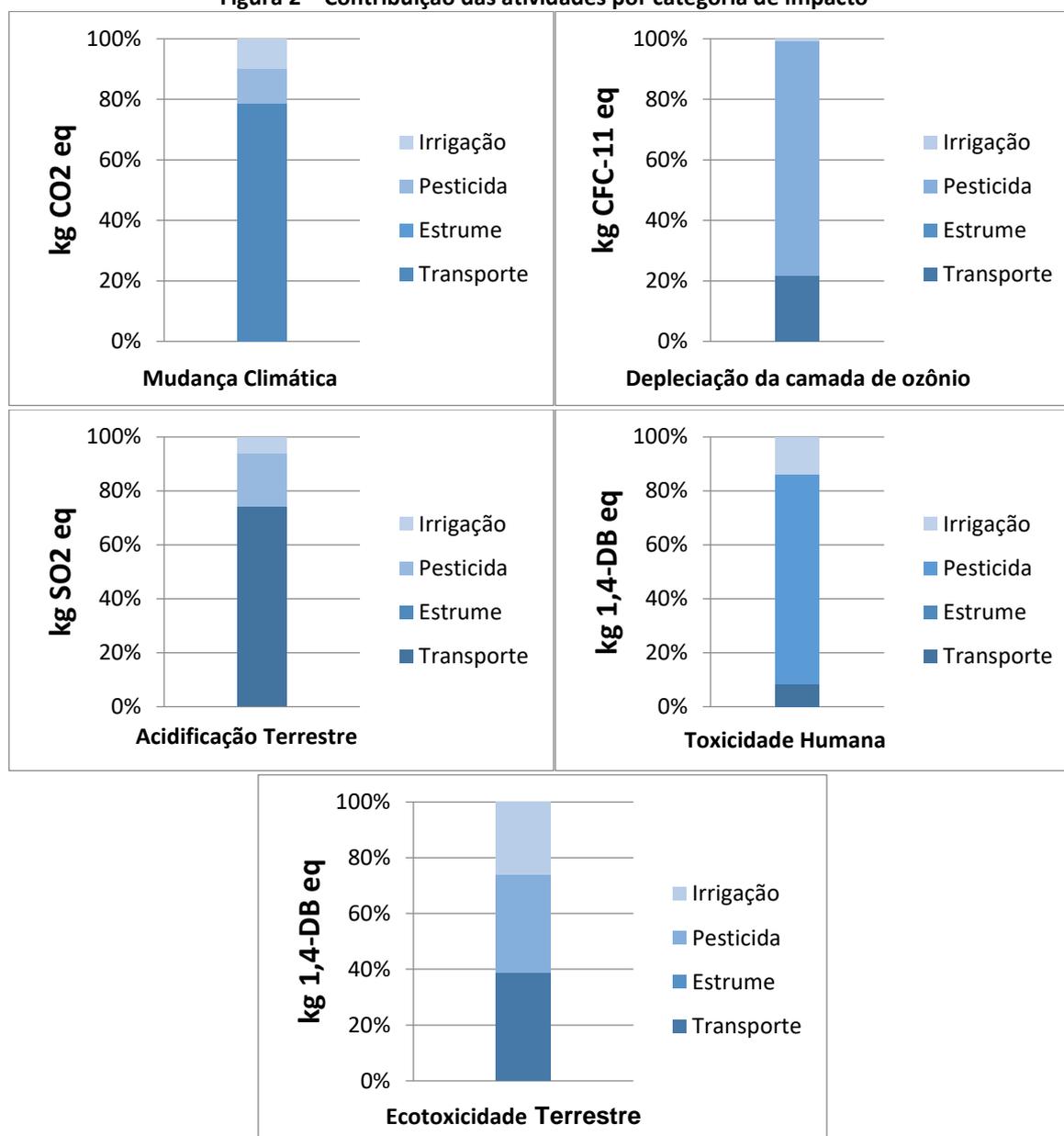
Resultados e discussão

O estrume utilizado na adubação não apresentou impactos em nenhuma categoria estudada. Os resultados para a manutenção de 1 m² das demais atividades são apresentados na Tabela 2 enquanto os gráficos relacionados com a contribuição de cada processo são mostrados na Figura 2:

Tabela 36 - Impactos ambientais gerados por categoria

Categoria de impacto	Unidade	Total	Transporte	Pesticida	Irrigação
Mudança Climática	kg CO2 eq	2,722558	2,1414	0,3104	0,2706
Depleção da camada de ozônio	kg CFC-11 eq	6,1E-07	1,3220E-07	4,7206E-07	5,31E-09
Acidificação Terrestre	kg SO2 eq	0,0119	0,0088	0,0023	0,0007
Toxicidade Humana	kg 1,4-DB eq	0,0591	0,0049	0,0459	0,0082
Ecotoxicidade Terrestre	kg 1,4-DB eq	0,0004	0,0001	0,0001	0,0001

Fonte: Elaboração própria

Figura 2 – Contribuição das atividades por categoria de impacto


Fonte: Elaboração própria

Na categoria de mudança climática o transporte apresentou a maior contribuição (78,7%) porque está associado às emissões de dióxido de carbono emitidas pelos caminhões do tipo pipa utilizados para o transporte da água. Na

categoria de depleção da camada de ozônio, a pesticida contribui com 77,4% dos impactos da emissão de Clorofluorcarbonetos (CFCs) seguido do transporte (21,7%) e da irrigação (0,9%). Na acidificação terrestre o transporte é responsável por 74,3% a pesticida por 19,6% e a irrigação 6,1%. As emissões para o ar de óxidos de nitrogênio, dióxido de enxofre e óxidos de enxofre dos caminhões apresentam contribuições no inventário nessa categoria, assim, é justificado a maior contribuição na categoria analisada.

Na categoria toxicidade humana a pesticida apresenta 77,2% dos impactos, 14,3% no processo de irrigação e 8,5% no transporte. Foram identificadas as seguintes substâncias no pesticida com emissões para o ar: cloro, mercúrio, fluoreto de hidrogênio e etc. Além de outras substâncias nocivas à saúde humana. Na categoria de ecotoxicidade terrestre o transporte apresentou 38,8% dos impactos, a pesticida 35% e a irrigação 26,2%. Analisando o inventário o cobre na forma gasosa (fumaça negra) oriundo da queima do combustível fóssil apresenta a maior contribuição entre outras substâncias.

Conclusões

No estudo desenvolvido foi adotada a Análise de Ciclo de Vida - ACV para a identificação dos impactos ambientais do processo de manutenção de áreas verdes. Os resultados apontam que o esterco utilizado, não apresenta, considerando as categorias avaliadas, impactos ambientais. O transporte de água por meio de caminhões-pipa causa os maiores impactos na categoria de mudança climática por causa da queima de combustíveis fósseis, portanto, sugere-se alternar os dias de abastecimento. A ACV se apresenta como uma metodologia de suporte a decisão e planejamento para os gestores e responsáveis de forma a quantificar os resultados e permitir que sejam identificadas as principais contribuições de cada item durante os processos a fim de inferir conclusões e pensar em alternativas que visam o bem-estar social e ambiental. No caso específico deste estudo, recomenda-se a substituição das espécies de plantas utilizadas para a ornamentação da região do estudo, por plantas nativas, que exigem menos quantidade de água para irrigação e, por consequência, diminuir a quantidade de viagens pelos caminhões responsáveis pelo abastecimento. Ademais, com a substituição das espécies, a quantidade de pesticida utilizada será diminuída, pois as plantas da região são mais resistentes às pragas.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao apoio do Grupo de Gestão Avançada (GAMA).

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2009). NBR ISO 14040: ambiental: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro.

BRASIL. LEI n. 175, de 7 de janeiro de 1936. Regula o disposto no art. 177 da Constituição, Brasília, DF, jan, 1936.

CAMURÇA, C. E. de Souza; ALENCAR, A. B.; CIDADE, E. C.; XIMENES, V. M. (2016). Implicações psicossociais da seca na vida de moradores de um município da zona rural do nordeste do Brasil. *Avances en Psicología Latinoamericana*, vol. 34, núm. 1. Colômbia,

MACEDO, M.F.S. (2015). Técnicas de irrigação, o desenvolvimento da agricultura e do agronegócio: uma análise à luz da proteção humana e da cidadania frente à crise hídrica nacional. São Paulo.

MARENGO, J. A.; CUNHA, A. P.; ALVES. L. M. (2016). A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no context histórico. Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN). São Paulo.

AValiação DO CICLO DE VIDA SIMPLIFICADA DA UTILIZAÇÃO DE MEIOS DE TRANSPORTE PARA UMA VIAGEM A NEGÓCIOS

Roni M. SEVERIS¹, João Pedro P. B. RECH², Sandy B. F. T. GIROTTTO², Flávio J. SIMIONI², Rodrigo, A. F. de ALVARENGA³

¹Universidade do Estado de Santa Catarina, eng.severis@hotmail.com

²Universidade do Estado de Santa Catarina

³Ghent University, Belgium

Resumo: Estratégias governamentais de incentivo ao desenvolvimento sustentável, como o incentivo à Produção e Consumo Sustentáveis (PCS), tornam-se efetivas principalmente a partir da acessibilidade ao fator condutor da mudança e da motivação do consumidor em optar por determinada alternativa. Com base nisso, o objetivo deste trabalho foi realizar uma ACV Simplificada para avaliar o impacto ambiental de um hábito na categoria de consumo “transporte”, comparando maneiras pelas quais um dado consumidor pode se deslocar em uma viagem a negócios de Lages/SC à Brasília/DF, por meio de carro, ônibus ou avião. Para tal, a base de dados *ecoinvent*, o método ReCiPe e o programa computacional SimaPro foram utilizados. O deslocamento por ônibus apresentou os menores impactos ambientais para realização da viagem simulada de Lages à Brasília, devido aos menores requerimentos de material, considerável capacidade de transporte de passageiros, longa vida útil do veículo e nível de emissões para a ecossfera. Com exceção da categoria de impacto ambiental formação de oxidantes fotoquímicos, a utilização individual do carro causou os maiores impactos em todas as categorias de ponto médio, exceto quando o veículo é compartilhado entre três pessoas. Essa categoria, juntamente com ecotoxicidade marinha foram aquelas nas quais o uso de avião causou menores impactos que o ônibus. Assim, considerando a questão ambiental, a utilização de ônibus torna-se a melhor opção para um consumidor que deseja ser mais sustentável. Este trabalho contribui para a indicação do impacto ambiental da categoria “transporte” e, em última análise, para a implementação da PCS no Brasil.

Palavras-chave: Consumo Sustentável; ACV Simplificada; Sustentabilidade; Transporte.

Introdução

Estratégias governamentais de incentivo ao desenvolvimento sustentável, dentre as quais estão a adoção de padrões sustentáveis de produção e consumo e a dissociação do crescimento econômico da degradação ambiental, tornam-se efetivas principalmente a partir da acessibilidade ao fator condutor da mudança e da motivação do consumidor em optar por determinada alternativa de consumo (UNEP, 2016).

O setor de transportes, como um todo, é responsável por 14% das emissões globais de gases de efeito estufa (IPCC, 2014) e em países em desenvolvimento, como o Brasil, a demanda pelo serviço de transporte de passageiros crescerá rapidamente nas próximas décadas (DALKMANN; HUIZENGA, 2010). Esse serviço, além de suportar o maior número de usuários, deverá ser uma alternativa de deslocamento mais sustentável, menos impactante e mais eficiente.

Uma vez que o consumo sustentável faz parte do estilo de vida de consumidores que adotam hábitos e comportamentos com uso minimizado de recursos naturais e suportam a prosperidade econômica e equidade social (BARBER, 2007), essas pessoas podem não conhecer os reais impactos ambientais que causam ou deixariam de causar (CSUTORA, 2012), ao optarem por determinado meio de transporte. A partir disso, o objetivo deste trabalho foi comparar o impacto ambiental resultante da utilização de carro, ônibus ou avião como meio de transporte para uma hipotética viagem a negócios, através de uma Avaliação do Ciclo de Vida Simplificada.

Metodologia

Para este trabalho foi utilizado o programa computacional SimaPro versão 8.3.0.0 (PRÉ CONSULTANTS, 2016) e para a execução da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) os dados secundários de Inventário de Ciclo de Vida da base de dados *ecoinvent* versão 3.3 (WEIDEMA et al., 2013) – *recycled content, unitary*. Os métodos empregados foram o ReCiPe *midpoint* e ReCiPe *endpoint* (GOEDKOOP et al., 2009) versão 1.12, com valores de normalização globais e ponderação de perspectiva hierárquica e média.

As categorias de impacto ambiental de ponto médio analisadas foram: mudança climática, depleção fóssil, formação de oxidantes fotoquímicos e ecotoxicidade marinha. Elas foram selecionadas a partir da sua relevância ao debate ambiental das mudanças climáticas e o uso de energia de fontes fósseis (IPCC, 2014), os efeitos sobre a saúde humana

de oxidantes fotoquímicos (EC-JRC, 2010) e o alto impacto previamente observado na categoria de ecotoxicidade marinha. A partir do método ReCiPe *endpoint* foi obtido o indicador único de impacto, para a identificação do meio de transporte menos impactante.

Os processos unitários selecionados foram modificados para atribuir aos fluxos de referência a configuração de produção no resto do mundo (*RoW - production*), ao invés de global disponível para o mercado (*GLO – market for*). Uma modificação suplementar foi realizada no processo unitário “*Transport, passenger car, medium size, petrol, EURO 4*”. A entrada de combustível foi ajustada para os percentuais de gasolina (78%) e etanol anidro (22%) utilizados na composição da gasolina brasileira. As emissões de dióxido de carbono, monóxido de carbono e óxidos de nitrogênio também foram ajustadas, conforme relatório da CETESB (2004). As demais emissões não tiveram seus valores modificados. Não foi considerada a mistura de biodiesel no combustível utilizado em ônibus porque a análise de sensibilidade limitou-se ao uso de carro. Os processos unitários utilizados em todos os cenários estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 37 - Processos unitários para a construção dos cenários

Entrada	Processo unitário	Modelagem
Avião	<i>Transport, passenger, aircraft intracontinental</i>	{RoW}; Alloc Rec, U
Ônibus	<i>Transport, passenger car, medium size, petrol, EURO 4</i>	
Carro	<i>Transport, regular bus</i>	

Fonte: Elaboração própria.

Após a comparação entre os meios de transporte carro, ônibus e avião, uma análise de sensibilidade foi realizada para verificar o número de passageiros em um carro que seriam necessários para que esse deslocamento fosse menos impactante do que as demais opções de transporte, pois o compartilhamento do veículo para percorrer uma mesma distância representa a redução per capita do fluxo de referência. Nessa análise, não foi considerado o acréscimo de massa resultante do carregamento de passageiros no carro porque esse aumento de massa interferiria no desempenho do veículo, mesmo que minimamente, alterando o consumo de combustível e as emissões resultantes.

O trajeto considerado foi o de ida e volta da residência do consumidor ao local de negócios (UnB – Universidade de Brasília). O deslocamento do usuário de sua residência até o local de embarque no ônibus e no avião, e vice-versa, foi considerado como sendo realizado por carro. Especificações dos cenários estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 38 – Configurações dos cenários para AICV das alternativas de transporte

Origem	Destino	Meio de transporte	Distância total (km)
Lages/SC	Brasília/DF	Avião	2.820
		Ônibus	3.546
		Carro (1 ocupante)	3.533
		Carro (2 ocupantes)	3.533
		Carro (3 ocupantes)	3.533

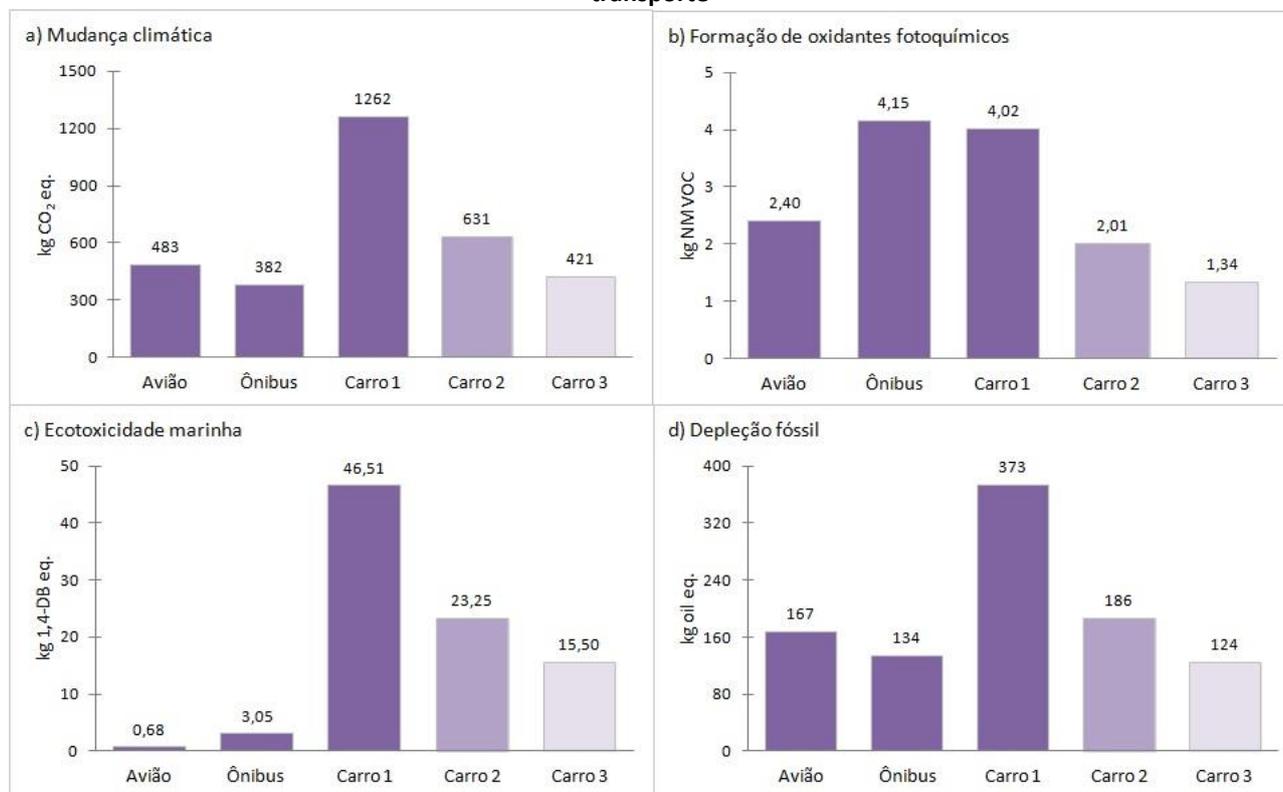
Fonte: Elaboração própria.

Apesar da mesma destinação, as distâncias entre a origem e destino variaram conforme o meio de transporte, devido às peculiaridades da trajetória de cada rota.

Resultados e discussão

A Figura 1 apresenta os valores absolutos da AICV dos meios de transporte analisados para as quatro categorias de impacto de ponto médio selecionadas, no deslocamento de um consumidor de Lages até Brasília. A variação na tonalidade da cor das colunas Carro 1, Carro 2 e Carro 3 representa a análise de sensibilidade aplicada.

Figura 72 - AICV do deslocamento de 1 consumidor para viagem a negócios por diferentes alternativas de transporte



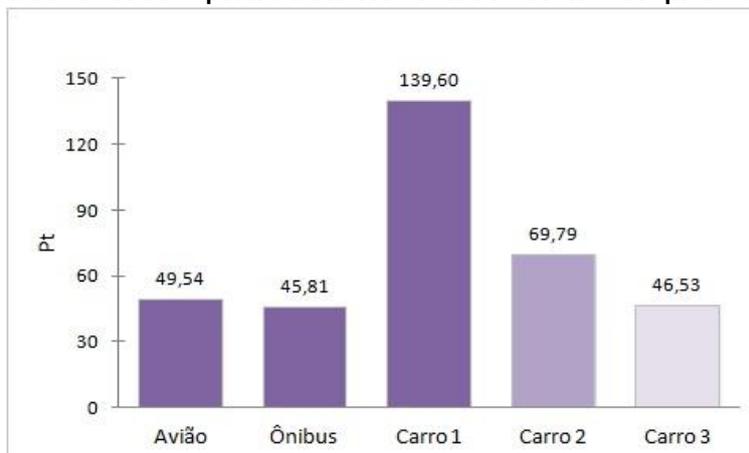
Fonte: Elaboração própria.

Sem considerar a análise de sensibilidade, o cenário Carro 1 foi o mais impactante em todas as categorias de impacto em ponto médio analisadas, exceto formação de oxidantes fotoquímicos (*smog*), onde assemelha-se ao uso de ônibus. O cenário com Ônibus foi aquele que gerou os menores impactos nas categorias mudança climática e depleção fóssil, semelhante ao observado por Pereira, Ribeiro e Filimonau (2017), que analisaram trajetos realizados por diferentes modais, sob a perspectiva da pegada de carbono de cada alternativa. No entanto, o Ônibus é o cenário com os maiores impactos sobre a categoria formação de *smog*. O cenário em que se utiliza o Avião foi o menos impactante nas categorias ecotoxicidade marinha e formação de oxidantes fotoquímicos.

No entanto, após a aplicação da análise de sensibilidade, o cenário Carro 3 – em que são transportados três passageiros – mostrou-se o menos impactante na categoria depleção fóssil e formação de oxidantes fotoquímicos. A utilização de carro compartilhado entre duas pessoas (Carro 2) apenas mostrou-se a opção mais benéfica ao meio ambiente quando comparado ao cenário com Avião, na categoria formação de oxidantes fotoquímicos. Nesta última categoria indicada, os cenários Carro 2 e Carro 3 também mostram-se ambientalmente superiores ao uso de ônibus.

Quanto aos impactos observados a partir do indicador único, os processos unitários que mais contribuíram para o efeito adverso do uso de carro foram o biocombustível (39,58%) e a produção do próprio veículo (28,31%). As emissões atmosféricas a partir da queima do biocombustível representaram 22,43% do impacto, para esse indicador. Querosene (55,81%) e as emissões atmosféricas de sua queima (43,38%) foram aqueles que mais contribuíram para os impactos ocasionados pelo uso de avião. Já a cadeia do diesel (42,86%) e as emissões para atmosfera, solo e água (41,65%) a partir da queima do combustível mais contribuíram com os impactos causados pelo ônibus. Exclusivamente para a categoria ecotoxicidade marinha, a produção do ônibus e infraestrutura rodoviária foram dois dos processos unitários mais impactantes.

Na Figura 2 são trazidos os valores absolutos do indicador único do uso dos meios de transporte simulados, juntamente com a análise de sensibilidade do Carro 2 e Carro 3.

Figura 73 - Indicador único de impacto do deslocamento de 1 consumidor para viagem à negócios

Fonte: Elaboração própria.

O indicador único mostra que uma viagem a negócios realizada de ônibus é a opção menos impactante ao meio ambiente, considerando todas as categorias de impacto em ponto médio do método ReCiPe endpoint. Isso se deve aos menores requerimentos de material, considerável capacidade de transporte de passageiros, longa vida útil do veículo e nível de emissões para a ecosfera. O uso de carro para este mesmo propósito mostra-se mais impactante quanto aos meios com os quais foi comparado, e com impacto semelhante ao uso de ônibus, apenas no cenário em que o carro é utilizado por três pessoas. O avião, por sua vez, mostrou-se como uma opção intermediária ao uso de carro e ônibus.

A partir dessas constatações, dois pontos devem ser ressaltados: o uso individual do veículo foi mais impactante que as outras opções de transporte analisadas; em segundo lugar, embora não tenha sido considerado nesta comparação, o diesel utilizado nos ônibus no Brasil contém até 7% de biodiesel (PEREIRA; RIBEIRO; FILIMONAU, 2017), o que contribui para a redução do impacto em categorias onde hidrocarbonetos possuem elevado peso na modelagem, como observado por Nanaki e Koroneos (2012), podendo resultar em um benefício ambiental ainda maior a utilização de ônibus ao invés de outro meio de transporte.

Conclusões

O uso de ônibus foi a opção menos impactante quando consideradas as categorias de impacto mudança climática e depleção fóssil. Já a opção por avião foi aquela com o menor impacto potencial em ecotoxicidade e formação de oxidantes fotoquímicos. A utilização de carro para a viagem a negócios foi a opção menos impactante somente quando três pessoas são transportadas dentro do veículo.

Com base no Indicador único, a utilização de ônibus foi a opção de transporte que apresentou o menor impacto ambiental potencial devido aos menores requerimentos de material, à capacidade de transporte de passageiros, longa vida útil do veículo e nível de emissões para a ecosfera. Em seguida, aparece o uso de carro com três ocupantes e o uso de avião. O uso de carro individual foi a opção que causaria os maiores impactos para o transporte de uma pessoa para uma viagem a negócios de Lages à Brasília.

Apesar dessa indicação, há de se considerar que fatores como a comodidade da viagem, o tempo disponível, a renda e a motivação em alterar um hábito de transporte poderiam contribuir numa situação real para a escolha do consumidor por uma opção em relação à outra. Por fim, este trabalho contribui para a indicação do impacto ambiental potencial da categoria “transporte” e, em última análise, para a implementação da PCS no Brasil.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina e do Grupo de Pesquisa em Economia e Gestão Ambiental da Universidade do Estado de Santa Catarina.

Referências

- BARBER, J. (2007) Mapping the movement to achieve sustainable production and consumption in North America. *Journal of Cleaner Production*. V.15, N.6, pp. 499-512.
- CETESB (2004) Relatório da qualidade do ar no Estado de São Paulo 2003. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), 137 pp. Disponível em: www.cetesb.sp.gov.br/ar/publicacoes-relatorios/.
- CSUTORA, M. (2012) The ecological footprint of green and brown consumers. 15th European Roundtable on Sustainable Consumption and Production. ERSCP, 11 pp. Disponível em: www.erscp2012.eu/lifestyle.htm.
- DALKMANN, H.; HUIZENGA, C. (2010) Advancing sustainable low-carbon transport through the GEF. A STAP advisory document. STAP. 32 pp. Disponível em: www.thegef.org/council-meeting-documents/advancing-sustainable-low-carbon-transport-through-gef-stap-advisory.
- EC-JRC (2010) Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment models and indicators. ILCD handbook. European Commission Joint Research Centre (EC-JRC), 103 pp. Disponível em: eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Handbook-LCIA-Framework-Requirements-ONLINE-March-2010-ISBN-fin-v1.0-EN.pdf.
- GOEDKOOPE, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; SCHRYVER, A. D.; STRUIJS, J.; van ZELM, R. (2009) ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation. VROM, 126 pp. Disponível em: www.leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/recipe_characterisation.pdf.
- IPCC (2014) Climate Change 2014. Synthesis Report. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 151 pp. Disponível em: www.ipcc.ch/report/ar5/syr/.
- NANAKI, E. A.; KORONEOS, C. J. (2012) Comparative LCA of the use of biodiesel, diesel and gasoline for transportation. *Journal of Cleaner Production*. V.20, N.1, pp. 14-19.
- PEREIRA, R. P. T.; RIBEIRO, G. M.; FILIMONAU, V. (2017) The carbon footprint appraisal of local visitor travel in Brazil: A case of the Rio de Janeiro-São Paulo itinerary. *Journal of Cleaner Production*. V.141, pp. 256-266.
- PRÉ CONSULTANTS (2016) SimaPro. Version 8.3.0.0.
- UNEP (2016) A framework for shaping sustainable lifestyles: determinants and strategies. United Nations Environment Programme (UNEP), 42 pp.
- WEIDEMA, B. P.; BAUER, C.; HISCHIER, R.; MUTEL, C.; NEMECEK, T.; REINHARD, J.; VADENBO, C. O.; WERNET, G. (2013) Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1 (v3). The ecoinvent Centre, 161 pp. Disponível em: www.ecoinvent.org/support/documents-and-files/information-on-ecoinvent-3/information-on-ecoinvent-3.html#2196.

ANÁLISE DOS IMPACTOS AMBIENTAIS CAUSADOS PELA PAVIMENTAÇÃO DAS PISTAS DE CAMINHADA EM PARQUES E PRAÇAS

José Floro de Arruda Neto¹, Armando Dias Duarte², José Fransisco de Oliveira Neto³, Claudivânia de Freitas Grigório⁴,
Gilson Lima da Silva⁵

Grupo de Gestão Ambiental Avançada (GAMA) – Análise de Ciclo de Vida

¹Discente de Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE,floro@hotmail.com.br

²Discente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE,armando01.dias@gmail.com

³Discente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE,neto_fbo@hotmail.com

⁴Discente de Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE,claudivaniafg@gmail.com

⁵Docente do curso de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste – UFPE,glimasilva21@yahoo.com.br

Resumo: A população das grandes cidades está cada vez mais exposta a fatores que interferem diretamente na qualidade de vida. Problemas ligados à poluição ambiental, mobilidade urbana, violência, entre outros afetam diretamente este indicador. Hoje se entende que a saúde de uma população é o resultado de diversas ações, entre estas as de integração com o meio ambiente. Com isto a construção de equipamentos urbanos para os fins de esporte e lazer ao ar livre, como praças e parques vem se consolidando no Brasil. Entre as atividades mais populares disponíveis nestes ambientes está a caminhada, normalmente realizada em pistas com pavimentação asfáltica, contudo não é verificado o estudo dos possíveis impactos que a construção pode acarretar na saúde humana e no meio ambiente. O presente trabalho utilizou a ferramenta da Análise de Ciclo de Vida através do software Simapro® para avaliar os impactos da construção de pavimentos asfálticos nos aspectos de saúde humana e ambiental e realizar a comparação com outros dois tipos: pavimentação com tijolos intertravados e com granito, nas categorias de acidificação terrestre, toxicidade humana, ecotoxicidade terrestre, formação de material particulado, ecotoxicidade terrestre e ecotoxicidade de água potável. Foi constatado que a pavimentação com os tijolos intertravados, apresentaram os maiores impactos ambientais, em seguida a pavimentação com o piche e com granito.

Palavras-chave: Obras públicas, pavimentação, qualidade de vida.

Introdução

A vida urbana é fruto de muitos anos de adaptação. O homem procurou aliar-se a outros com o intuito de dividir bens e serviços que sozinho não haveria possibilidade de utilizar. Atualmente a permanência da maior parte da população em áreas urbanas é causada pela busca de melhores condições de vida através da utilização destes serviços, como educação, saúde, emprego entre outros. As cidades cada vez mais populosas necessitam de mais moradias e áreas construídas, muitas vezes sem políticas definidas de crescimento trazem consigo diversos problemas estruturais entre eles a falta de áreas de lazer, em especial locais onde a população tenha contato com a natureza. Tentando satisfazer esta demanda muitas cidades implementaram ações de integração ao meio ambiente com o objetivo de construir ou revitalizar parques cuja população possa se relacionar com o espaço natural. Diante da elaboração de projetos que visam à integração do homem com a natureza, alguns aspectos como a cobertura das pistas de caminhada com cobertura asfáltica não são levados em consideração pelos projetistas. O asfalto deve ser observado em especial por ser um material composto por diversas substâncias nocivas à saúde e ao meio ambiente. Os particulados do tipo HAP (Hidrocarbonetos aromáticos Policíclicos) presentes nas misturas asfálticas apresentam ao ser humano risco de desenvolver alguns tipos de Câncer, conforme alertado pela Organização Mundial da Saúde, no Critério Ambiental 202 de 1998. (WHO, 1998).

O presente trabalho tem como objetivo avaliar através da Análise do Ciclo de Vida o grau de insalubridade causado pela pavimentação em um parque localizado na cidade de Caruaru – PE. A escolha do parque se deve a utilização frequente de moradores próximos ao parque e ao crescente uso durante os finais de semana. Além da pavimentação asfáltica serão avaliados os pisos de calçamento com paralelepípedos de rochas graníticas com rejuntamento de pasta cimentícia e os pisos de tijolos intertravados de concreto.

Segundo Bueno (2014), no que toca à avaliação de sistemas construtivos, a análise dos sistemas existentes para certificação ambiental de edifícios revela que há raras ferramentas que avaliam desempenho ambiental objetiva e holisticamente pela Análise do Ciclo de Vida (ACV), predominando o reconhecimento de atributos de produtos e, desta forma, perdendo-se a noção global do impacto. De acordo com Severo *et al.* (2016) tem-se observado o uso crescente de várias ferramentas destinadas a avaliar o ciclo de vida das construções. Apesar da existência de trabalhos de aplicação da ACV em edificações no mundo, no Brasil estas pesquisas ainda são incipientes. Para Scheuer *et al.* (2003), a dificuldade em se obter dados quantitativos de impactos ambientais gerados, notadamente, durante as fases de construção e demolição. Esta situação é agravada em função da diversidade e composição química de materiais utilizados no setor da construção civil e na própria dinâmica de modificações e renovação dos espaços arquitetônicos e interação com o meio ambiente urbano.

As principais dificuldades encontradas para o uso da ACV em sistemas construtivos, de acordo com Peruzzi & Rossignolo, (2014) encontra-se a escassez de dados de inventário disponíveis para sistemas construtivos no cenário brasileiro, o que torna a aplicação da metodologia ainda mais complexa e demorada. Por outro lado, bancos de dados internacionais dispõem de uma quantidade considerável de informações, as quais são muitas vezes utilizadas para estudos realizados dirigindo-se ao contexto brasileiro.

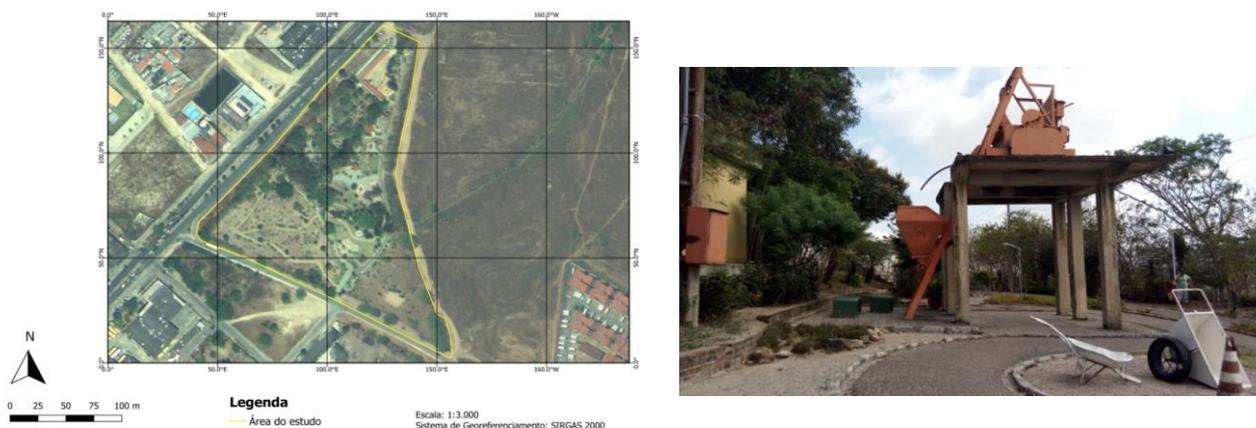
Segundo Ribeiro *et al.* (2003), a limitação relacionada a realização de inventários que, em sua maioria, são onerosos e consomem muito tempo, pois podem exigir medições de campo ou levantamentos detalhados de arquivos e registros. Ainda ressaltam a falta de uma metodologia unificada que dificulta tanto a etapa de análise dos resultados quanto a sua aceitação. Em muitos casos são utilizadas metodologias de países que trazem consigo bancos de dados que refletem suas realidades produtivas e podem causar distorções quando aplicados por outros países como o Brasil. O asfalto também é chamado de piche e betume, e sua produção no Brasil se iniciou em 1956, na Refinaria Presidente Bernardes, em Cubatão (SP). Devido a este tipo de serviço, os trabalhadores ficam expostos a diversos riscos. Os resíduos derivados do refino do petróleo, contém uma mistura de hidrocarbonetos alifáticos, parafínicos, aromáticos, compostos contendo carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio, dentre eles, Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (HAP) (GUIMARÃES, 2003). A exposição às emissões de asfalto em pavimentação de ruas e estradas se dá tanto por gases e vapores, quanto por material particulado. Todos esses tipos de emissões são prejudiciais à saúde humana. Alguns estudos confirmam que os compostos químicos tóxicos conseguem se diluir na região do alvéolo e passam para a circulação sanguínea.

A avaliação de impactos relacionados ao consumo energético e de materiais e às emissões de poluentes auxiliam em avaliações de custos de soluções estruturais, permitindo a escolha de ações mais adequadas, que promovam a melhoria do ciclo de vida de tais construções (MROVEH *et al.*, 1999). Apesar das limitações averiguadas, sua aplicação na avaliação ambiental de sistemas e elementos construtivos possibilita uma análise mais detalhada e crítica da etapa de especificação de materiais e a promoção de melhorias ambientais, e muitas vezes econômicas, nas diversas etapas do ciclo de vida do sistema considerado.

Metodologia

Para a metodologia as diretrizes foram seguidas baseadas na NBR ISO 14040. A escolha da área (figura 1) foi levada em consideração à grande frequência de pessoas das proximidades do parque e de diferentes bairros localizados na Cidade de Caruaru – PE que buscam utilizar a área para a prática de atividades físicas e lazer. Outro fato que levou a escolha foi à área ter sido utilizada como usina de preparação de concreto asfáltico prémisturado antes da criação do parque.

Figura 74 – Parque Severino Montenegro e equipamentos desativados da antiga usina de asfalto



Fonte: Elaboração própria

A definição do objetivo e escopo do estudo foi a análise da construção da pista com 732 metros quadrados utilizada para caminhadas e outras atividades de lazer. A unidade funcional será 1 metro quadrado de área construída os fluxos adotados foram: 1m² de área construída com pavimentação asfáltica, 1m² de área construída com tijolos intertravados de concreto, 1m² de área construída com rochas graníticas; e para a elaboração do inventário foi realizada uma visita e uma entrevista com o engenheiro responsável pela área de estradas do Departamento de Estradas de Rodagem (DER) para a quantificação do traço que na construção civil, representa a proporção dos componentes em relação ao aglomerante principal, o cimento. Os traços que constituem argamassas e concretos podem ser indicados em massa ou volume, sendo representados da seguinte maneira a:b:c. O primeiro algarismo representa a quantidade de cimento a ser utilizado, o segundo indica a quantidade de areia e o terceiro a quantidade de brita. Para o rejuntamento do calçamento estudado no presente trabalho foi utilizado o traço rico de 1:3 (cimento – areia), onde a quantidade de água depende da umidade da areia, mas tomando-se cuidado com a resistência que diminui com o excesso de água. Foi realizada a visita no local para as medições *in situ* para a quantificação, além da revisão da literatura para o levantamento das informações. Os materiais utilizados para a construção que utilizam pavimentação asfáltica (tabela 1), tijolos intertravados de concreto (tabela 2) e calçamento com paralelepípedos de rochas graníticas (tabela 3) estão descritos abaixo:

Tabela 39 - Quantidade de materiais para um metro quadrado de pavimentação asfáltica

Material	Quantidade (kg)
Areia	90
Brita	70,56
Piche	13,6

Fonte: Elaboração própria

Tabela 40 - Quantidade de materiais para um metro quadrado de pavimento de tijolos intertravados de concreto

Material	Quantidade (kg)
Cimento	32,4
Areia	121,5

Fonte: Elaboração própria

Tabela 41 - Quantidade de materiais para um metro quadrado de calçamento intertravado de rochas graníticas

Material	Quantidade (kg)
Areia	2,515
Cimento	0,6708
Granito	332,18

Fonte: Elaboração própria

De posse dos dados, foi utilizado *software* Simapro® para realizar o estudo e o método de análise escolhido foi o ReCiPe Midpoint por representar as categorias escolhidas que são pertinentes ao estudo: acidificação terrestre, toxicidade humana, ecotoxicidade terrestre, formação de material particulado, ecotoxicidade terrestre e ecotoxicidade de água potável.

Resultados e discussão

Os resultados da ACV para a comparação entre os três tipos de pavimentações para 1m² de área construída são descritos através da tabela 4 abaixo:

Tabela 42 - Impacto por categoria de 1 metro quadrado de área construída

Categoria de impacto	Unidade	Intertravado	Piche	Granito
Acidificação Terrestre	kg SO2 eq	0,100905203	0,045036	0,002056
Toxicidade Humana	kg 1,4-DB eq	0,643303893	0,086845	0,0132
Formação de material particulado	kg PM10 eq	0,042182747	0,015172	0,000865
Ecotoxicidade Terrestre	kg 1,4-DB eq	0,00065064	0,00055	1,37E-05
Ecotoxicidade de água potável	kg 1,4-DB eq	0,003549954	0,006147	7,77E-05

Fonte: Elaboração própria

Nas categorias analisadas a pavimentação de tijolos intertravados apresenta os maiores índices de impacto ambiental nas categorias de acidificação terrestre (68%), toxicidade Humana (87%), formação de material particulado (72%) e ecotoxicidade Terrestre (54%). Na categoria de ecotoxicidade de água potável o revestimento que utiliza o piche apresenta o maior impacto com (63%). A pavimentação que utiliza o granito apresentou valores mínimos dentre as categorias do estudo.

Conclusões

Os dados da comparação entre os três diferentes tipos de materiais utilizados demonstraram que a pavimentação através de paralelepípedos de rochas graníticas representa os menores impactos e que os tijolos intertravados, embora sejam apontados como alternativa ecológica, de forma empírica, se apresentam como alternativa onerosa ao meio ambiente. Com a elaboração do inventário, o revestimento com o piche é notado em todas as categorias e apresenta os maiores impactos na ecotoxicidade de água potável o que comprova a presença e contaminação por compostos químicos tóxicos. A ACV se apresenta como um importante instrumento de gestão, por possibilitar que o conhecimento dos impactos ambientais que os futuros projetos possam apresentar e que possam realizar a comparação com outros materiais, através de adaptações dos inventários propostos, que impactam menos ao meio ambiente e a saúde humana aliada à análise dos custos de implantação dos materiais utilizados de forma a balancear o bem-estar social com o econômico.

Agradecimentos

A equipe envolvida no trabalho e ao Grupo de Gestão Avançada (GAMA).

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2009). NBR ISO 14040: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro.

BUENO, C. (2014). Avaliação de ciclo de vida na construção civil: análise de sensibilidade. Tese de doutorado. Instituto de Arquitetura e Urbanismo. São Carlos.



GUIMARÃES, F. J. R. P. (2003). Apostila de riscos químicos. Santos (SP): SENAC

INSTITUTO BRASILEIRO DE PETRÓLEO (IBP) (1990). Informações básicas sobre materiais asfálticos. 5. ed. Rio de Janeiro, 68p.

MROVEH, U. M; ESKOLA.P; YLIJOKI. J. L; WELLMAN. KK.JUVANKOSKI, E. M. M; ROUTOISTENMAKI.A.. (1999). Life cycle assessment of Road construction. Helsinki: Finnish National Road Administration, 59 p.

PASSUELLO, A. C. B; DE OLIVEIRA, A. F; DA COSTA, E. B; KIRCHHEIM A. P. (2014) Aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida na análise de impactos ambientais de materiais de construção inovadores: estudo de caso da pegada de carbono de clínqueres alternativos. *Ambient. constr.*, Porto Alegre, v. 14, n. 4, p. 7-20, Dec.. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1678-86212014000400002&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 27 dez. 2017.

RIBEIRO, C. M.; GIANNETI, B. F.; ALMEIDA, C. M. V. B. (2003). Avaliação do Ciclo de Vida (ACV): uma ferramenta importante da ecologia Industrial. *Revista de Graduação da Engenharia Química*. São Paulo, ano VI, n. 12.

SCHEUER, C.; KEOLEIAN, G. A.; REPPE, P. (2003). Life cycle energy and environment performance of a new university building: modelling challenges and design implications. *Energy and Buildings*, n. 35, p. 1049-1064.

SEVERO, E. M. F.; SOUSA, H. J. C. (2016). Avaliando a Sustentabilidade das Edificações através de Ferramentas Qualitativas e Quantitativas. *RISTI*, Porto, n. 19, p. 01-14, set.. Disponível em <http://www.scielo.mec.pt/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1646->. Acesso em 27 dez. 2017.

WHO – World Health Organization. (1998). Selected Non-Heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *International Programme on Chemical Safety, Environmental Health Criteria 202*, Geneva.



COMITÊ CIENTÍFICO
ACV social

MODELAGEM DO QUADRO CONCEITUAL DE ACV-SOCIAL PARA A LOGÍSTICA REVERSA DO SETOR DE RESÍDUO DE EQUIPAMENTO ELETROELETRÔNICO NO MUNICÍPIO DO RIO DE JANEIRO

Leonardo Mangia¹, Thiago Ferreira²

¹Universidade Federal do Rio de Janeiro – SAGE/COPPE-UFRJ, leonardo.mangia@sage.coppe.ufrj.br

²Universidade Federal Fluminense, thiagosf@iduff.com.br

Resumo: A temática sobre a Avaliação Social do Ciclo de Vida (ACV-Social) e seus desdobramentos é relativamente nova; o principal guia que aborda tal tema, o *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products*, data de 2009. Ainda que diversos estudos já tenham sido realizados, torna-se necessário um maior número de estudos em ACV Social, realizados em diferentes países e setores, para que tal área possa ganhar maior robustez e confiabilidade. Este trabalho tem como objetivo realizar a modelagem de um quadro conceitual que define as partes interessadas, categorias de impacto, subcategorias de impacto e indicadores na perspectiva da avaliação social do ciclo de vida utilizando-se, como objeto de pesquisa, a logística reversa de REEE (Resíduo de Equipamento Eletroeletrônico) no Município do Rio de Janeiro. O presente estudo pretende fornecer uma base teórica para aplicações práticas no setor de REEE que podem ser generalizadas como um ponto de partida para a aplicação em ACV-Social para outros setores que trabalham com a temática de resíduos.

Palavras-chave: ACV-Social, Resíduo de Equipamento Eletroeletrônico, Modelagem.

Introdução

Diante do mal-estar gerado pelos impactos negativos da produção, as organizações, na tentativa de conter os desmembramentos de tal realidade, ao longo das últimas quatro décadas vem tentando adotar práticas e modelos que utilizam tal conceito em suas atividades. Entretanto durante os últimos vinte anos um número relativamente pequeno, porém crescente de companhias, tem-se voluntariado para integrar as questões ambientais e sociais aos seus modelos de negócio (ECCLES et al., 2014).

Para conseguir avanços e resultados de maneira sistêmica, as organizações devem aplicar tais práticas não somente no âmbito local, mas sim ao longo de toda a cadeia de suprimentos. A sustentabilidade ao longo da cadeia de suprimentos pode ser entendida como a integração transparente e estratégica dos objetivos sociais, econômicos e ambientais através da coordenação sistêmica da melhoria dos desempenhos dos principais processos organizacionais ao longo da sua cadeia de suprimentos (CARTER E ROGERS, 2008).

Uma das grandes preocupações recentes em relação à gestão da produção diz respeito aos resíduos gerados e as questões do pós consumo, ou seja, aspectos pertinentes a logística reversa. Nos últimos anos, tendo em vista a grande demanda por equipamentos eletroeletrônicos, inclusive em países em desenvolvimento, a gestão dos resíduos gerados pela utilização e descarte de tais equipamentos tem sido objeto de reconhecimento tanto por pesquisadores acadêmicos, quanto por profissionais do setor (DEMAJOROVIC et al., 2016).

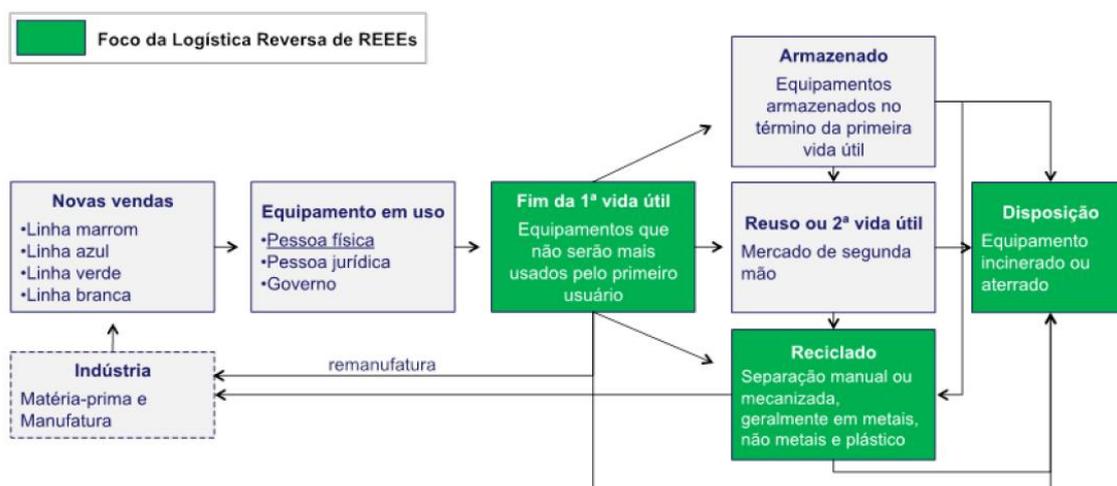
Diante de tal contexto, inúmeros modelos de logística reversa para REEE (Resíduo de Equipamento Eletroeletrônico) em países desenvolvidos foram criados, de acordo com as especificidades locais, para solucionar os impactos ambientais e sociais gerados por tal atividade. Nos países em desenvolvimento, tais modelos ainda encontram-se nas fases iniciais de adequação em um ambiente onde a legislação adequada é ausente, faltam incentivos econômicos e catadores destes materiais possuem pouco ou nenhum preparo para lidar com os riscos em relação à saúde, segurança e proteção do meio ambiente (SCHLUEP et al., 2009)

Ainda de acordo com o Schluep et al. (2009), o Brasil é um dos poucos países na América Latina com capacidade de estruturar a cadeia da logística reversa de REEE. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) de 2010, representa um marco governamental no que diz respeito a gestão do REEE, e traz em sua concepção uma abordagem inovadora entre os países em desenvolvimento no que se refere a logística reversa de REEE (DEMAJOROVIC et al., 2016).

Neste sentido, a ISO 14.040, trata sobre os princípios e estrutura da avaliação do ciclo de vida, e identifica que tal ciclo abrange “desde a aquisição da matéria-prima, passando por produção, uso e disposição”. O ciclo de vida dos EEE inicia-se na aquisição de matérias-primas e na manufatura das indústrias, passa pelo processo de vendas e de uso, chegando ao fim da 1ª vida útil (equipamentos que não serão usados pelo primeiro usuário), neste ponto ele tem

quatro destinações possíveis; pode ser armazenado, reutilizado, reciclado ou chegar a sua disposição final (LIVES 2013). A figura 1 descreve o ciclo de vida para EEE:

Figura 43 – Ciclo de vida de EEE



Fonte: Lives, 2013.

A Avaliação Social do Ciclo de Vida (ACV-Social) é uma técnica de avaliação do impacto social (real e potencial) (MACOMBE et al., 2011), que busca avaliar os aspectos sociais e os seus potenciais impactos positivos e negativos ao longo do seu ciclo de vida, incluindo desde a extração e transformação da matéria-prima, processos de fabricação, uso e reuso, manutenção, reciclagem chegando até a disposição final (UNEP 2009). JØRGENSEN (2010), aponta a ACV-Social como uma metodologia de apoio à decisão para os impactos sociais relacionados com os ciclos de vida do produto. MACOMBE et al. (2011), apontam a ACV-Social não como uma técnica, mas sim um método.

A ACV-Social surge como uma importante contribuição metodológica na avaliação completa da sustentabilidade somando-se as abordagens da avaliação do ciclo de vida ambiental e econômica. Tal abordagem contribui com informações referentes aos impactos sociais positivos e negativos oriundos dos processos de produção e de serviços, auxiliando dessa maneira a tomada de decisão na busca de melhorias dos processos/produtos.

Este trabalho tem como objetivo realizar a modelagem de um quadro conceitual que define as partes interessadas, categorias de impacto, subcategorias de impacto e indicadores na perspectiva da avaliação social do ciclo de vida utilizando-se, como objeto de pesquisa, a logística reversa de REEE (Resíduo de Equipamento Eletroeletrônico) no Município do Rio de Janeiro. O presente estudo pretende fornecer uma base teórica para aplicações práticas no setor de REEE que podem ser generalizadas como um ponto de partida para a aplicação em ACV-Social para outros setores que trabalham com a temática de resíduos.

Metodologia

A metodologia tem como proposta três macro etapas: A primeira etapa corresponde as atividades de Definição e Planejamento (Etapa 1), a segunda de Preparação e Desenvolvimento (Etapa 2) e a terceira de Análise e Conclusão (Etapa 3).

Na etapa 1 foi realizada uma pesquisa bibliográfica em base de dados internacionais e brasileiras (www.sciencedirect.com, www.springer.com e www.periodicos.capes.gov.br) e um mecanismo de busca na web (scholar.google.com), utilizando as palavras-chave “SLCA”, “Social LCA” e “Social Life Cycle Assessment” nos campos título, resumo e palavras-chave. Também foi incluído vários relatórios acadêmicos e livros para a presente revisão. Esta revisão da literatura baseia-se principalmente em estudos de caso de ACV-Social publicados em revistas com revisão por pares.

Na etapa 2, A elaboração do material conceitual do projeto consiste na descrição geográfica, delimitação e regras de corte do sistema a ser modelado, entrevistas de mapeamento e modelagem do processo foram realizadas com os envolvidos da operação. Devido à multifuncionalidade do setor referente à logística reversa de REEE, os critérios de corte são estabelecidos e descritos.

Na etapa 3, A partir da modelagem do sistema, mediante a revisão da literatura, foram identificadas categorias e subcategorias de impacto e os indicadores para cada parte interessada do processo. Nesta etapa foi realizada a análise dos indicadores relacionados a cada parte interessada, de acordo com os impactos sociais relacionados às atividades relacionadas ao processo modelado.

Resultados e discussão

Para realizar uma modelagem do sistema, categorias, subcategorias e indicadores, foi proposto um modelo baseado em diferentes metodologias em ACV-Social. Dois estudos de caso sobre a aplicação metodológica da avaliação de impacto social, um no setor de reciclagem em países de baixa renda (Aparcana et. al., 2013) e o segundo no setor de reciclagem informal de REEE no Paquistão (Umair et. al., 2015), foram utilizados como referência para a condução deste estudo.

Um ponto de partida necessário para a ACV-Social é a definição da unidade funcional responsável pela quantificação da utilidade do sistema do produto/serviço. Para tal atividade a unidade funcional foi definida como a quantidade de REEE da linha verde reciclável produzido por pessoa durante 1 ano no município do Rio de Janeiro.

A categoria das partes interessadas de acordo com o UNEP (2009) é o ". . . aglomerado das partes interessadas que se espera que tenham interesses comuns, devido à sua relação semelhante aos sistemas de produtos investigados". A composição de cada uma das categorias foi descrito com base na literatura e através de entrevistas com os atores do sistema. As partes interessadas incluídas no estudo foram:

Comunidade Local: Inclui as pessoas que vivem nas imediações dos locais onde ocorrem as atividades do processo. Todas as fases descritas no processo estão situadas no município do Rio de Janeiro.

Atores da Cadeia de Valor: De acordo com o sistema modelado esta categoria é incluída na etapa referente a triagem, processamento e destinação. Participam desta categoria as cooperativas e a empresa recicladora do material de maior valor agregado. Os importadores do REEE, assim como os compradores dos demais materiais (metal, plástico, alumínio, etc.), não são incluídos.

Consumidores: Esta categoria abrange os responsáveis pela realização do descarte. São incluídos nesta categoria consumidores (pessoas físicas) que realizam o descarte de REEE, assim como grandes empresas (pessoas jurídicas).

Trabalhadores: Esta categoria abrange todos os trabalhadores ao longo do ciclo de vida.

Sociedade: Inclui a população e organizações, desde o nível macro (autoridades locais) até o nível micro (organismos nacionais, associações), do município do Rio de Janeiro, que interagem de forma direta ou indireta com todo o sistema modelado.

Para cada categoria de partes interessadas, foram selecionadas as subcategorias de impacto. Os aspectos relacionados a cada subcategoria foram definidos de acordo com a revisão dos estudos de casos em ACV-Social presente na literatura. Para esta etapa foram utilizados as fichas metodológicas da UNEP (2013), e os estudos de Aparcana e Salhofer (2013) e Umair et. al. (2015).

Tendo em vista que as diretrizes da ACV-Social preveem a possibilidade da não contabilização de subcategorias de impacto que não atendam ao contexto analisado Arcese et. al. (2016), foram desconsiderados os impactos sociais ausentes no sistema. Na concepção das subcategorias de impacto foram considerados os presentes nos estudos de referência, outras foram incluídas e adaptadas dos documentos de referência de acordo com as especificidades do sistema modelado.

No modelo elaborado está incluída a subcategoria de impacto denominada educação (Aparcana e Salhofer, 2013), referente aos trabalhadores, para destacar a relevância do nível de educacional necessário para a realização das tarefas referentes à desmontagem e triagem do material oriundo de REEE. Dadas as características do setor de

reciclagem e seus impactos psicológicos em relação as condições de trabalho e, como este é reconhecido pela sociedade, foi inserida a subcategoria condições psicológicas de trabalho.

Os impactos relacionados ao emprego dizem respeito às condições em termos de seguridade social, horas de trabalho, salários, igualdades de oportunidade independente do gênero, ausência de trabalho infantil e liberdade de livre associação a sindicatos.

Aspectos relacionados à saúde e segurança do trabalhador, são apontados nos indicadores sobre as políticas de saúde e segurança no trabalho, assim como as condições psicológicas do mesmo.

No que diz respeito à inserção da parte interessada consumidores, o modelo apresentado por Umair et. al. (2015), não inclui o mesmo uma vez que os autores consideram que estes não estão envolvidos no processo de reciclagem informal de REEE no Paquistão. Como o objeto desta modelagem refere-se a reciclagem realizada por cooperativas, neste processo o consumidor faz parte efetiva, e está dentro dos limites do sistema, tornou-se necessário a inserção deste grupo.

Para a definição dos impactos potenciais de cada subcategoria foram utilizados os citados por Umair et. al. (2015), no entanto, as organizações envolvidas na modelagem deste processo são legalmente formalizadas, portanto, torna-se necessário a inserção dos impactos potenciais geralmente associados a este tipo de organização, governança e condições de trabalho.

Quadro 2: Categoria de Stakeholder, subcategoria de impacto e indicadores do sistema.

CATEGORIA DE STAKEHOLDER	SUBCATEGORIA	INDICADOR	
Trabalhadores	hora de trabalho	Cumprimento de horas extraordinárias acordadas em contratos de trabalho	
	trabalho infantil	Ausência de trabalho infantil	
	saúde e segurança (ambiente de trabalho)	e de	Ausência de acidentes de trabalho
			Política formal sobre saúde e segurança no trabalho
			Vacinação dos trabalhadores
			Programas de capacitação de trabalhadores em saúde e segurança no trabalho
			Acesso a um programa preventivo de saúde para os trabalhadores
			Presença de equipamento médico no local de trabalho para o uso dos trabalhadores
			Ausência de doenças relacionadas com o tratamento de resíduos
			Equipamento de trabalho apropriado
	Seguro Social		Existência de contratos de trabalho legais para todos os trabalhadores
			Acesso a prestações sociais legais
			Acesso a programas de apoio social aos trabalhadores
	condições psicológicas de trabalho	de	Disposição para continuar trabalhando na mesma organização ou setor
			Satisfação profissional
			Disposição para ser treinado em relação às atividades de trabalho
	trabalho forçado		certidão de nascimento, passaporte, carteira de identidade, autorização de trabalho ou de outros documentos originais pertencentes ao trabalhador não são retidos ou mantidos por razões de segurança, a organização nem quando da contratação, nem durante o emprego.
			Os trabalhadores são livres para terminar o seu emprego dentro dos limites vigentes
			Os trabalhadores não estão ligados por dívidas que excedam os limites legais para o empregador



		Trabalhadores concordam voluntariamente nos termos de emprego. Os contratos de trabalho preveem salários, tempo de trabalho, férias e termos de renúncia. Os contratos de trabalho são compreensíveis para os trabalhadores e são mantidos em arquivo
	salários	Rendimento médio de acordo com o quadro legal
		Ausência de deduções de renda não acordadas
		Pagamento regular para os trabalhadores
		Rendimento mínimo de acordo com o quadro legal
	Igualdade de oportunidades / discriminação	Política formal contra a discriminação
		Nenhuma diferença de renda entre mulheres e homens
	educação	Existência de programas educacionais para autodesenvolvimento
	liberdade de associação	Presença de negociação coletiva
Comunidade Local	saúde e segurança (ambiente de vida)	esforços da organização para fortalecer a saúde da comunidade (por exemplo, através do acesso da comunidade compartilhada de recursos organização de saúde)
	envolvimento comunitário	Diversidade de grupos de interesse da comunidade que se envolvem com a organização
		suporte organizacional (voluntários-hora ou financeira) para iniciativas comunitárias
		Número e qualidade de reuniões com as partes interessadas da comunidade
emprego local	Percentual dos empregados contratados localmente	
	Força das políticas de preferências de contratação local	
Sociedade	contribuição pública para questões sustentáveis	Presença de documentos publicamente disponíveis como promessas ou acordos sobre questões de sustentabilidade
	contribuição para o desenvolvimento da economia	Relevância do setor considerado para a economia (local) (percentagem do PIB, número de empregados em relação ao tamanho da população ativa, nível salarial, etc.)
Atores na cadeia de valor	promover a responsabilidade social	Presença de código explícito de conduta que protejam os direitos humanos dos trabalhadores entre os fornecedores
		Pedido de posse de certificação social.
	competição justa	legislação nacional e regulação
		regulamentação setorial
	acordo setorial	
Consumidores	saúde e segurança	Qualidade ou número de informações sobre saúde e segurança do produto
		Qualidade dos rótulos dos requisitos de saúde e segurança
	transparência	Comunicação dos resultados da avaliação de impacto do ciclo de vida social e ambiental

Fonte: Os Autores.

Conclusões

O objetivo geral do trabalho foi contribuir, através da modelagem do sistema, da proposição das categorias e subcategorias de impacto, assim como a disposição de um sistema de indicadores para o entendimento dos impactos sociais do fim do ciclo de vida de REEE. A revisão da literatura mostraram que o processo de reciclagem de REEE tem

potenciais impactos sociais negativos para os trabalhadores, especialmente para a saúde do trabalhador envolvidos na operação, e que, possuem potenciais impactos positivos no que diz respeito a geração de emprego, promoção da educação e envolvimento das comunidades locais.

Foi identificada a necessidade de articulação entre a sociedade civil organizada, empresas, organizações sem fins lucrativos e o governo para que o PNRS, especificamente no que diz respeito aos REEE, possa ser efetivamente colocado em prática. Para uma análise completa da sustentabilidade dos REEE, torna-se necessário estudos de avaliação do ciclo de vida que avaliem a perspectiva ambiental e econômica.

Tendo em vista a complexidade dos impactos sociais e da contextualização dos mesmos, para uma construção mais efetiva e robusta dos estudos em ACV-Social, torna-se necessário o envolvimento de uma equipe multidisciplinar e a incorporação e envolvimento de cientistas sociais na construção dos modelos a serem avaliados.

Dado que os estudos na área de ACV-Social encontram-se ainda nas fases iniciais de desenvolvimento, as informações resultantes deste trabalho podem contribuir para o avanço desta área, uma vez que propõe um modelo para a construção do Inventário do Ciclo de Vida para a realização do diagnóstico do gerenciamento de REEE na cidade do Rio de Janeiro.

Referências

APARCANA, Sandra; SALHOFER, Stefan. Development of a social impact assessment methodology for recycling systems in low-income countries. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 18, n. 5, p. 1106-1115, 2013.

ARCESE, Gabriella; LUCCHETTI, Maria Claudia; MASSA, Ilaria. Modeling social life cycle assessment framework for the Italian wine sector. *Journal of Cleaner Production*, v. 140, p. 1027-1036, 2017.

CARTER, Craig R.; ROGERS, Dale S. A framework of sustainable supply chain management: moving toward new theory. *International journal of physical distribution & logistics management*, v. 38, n. 5, p. 360-387, 2008.

DEMAJOROVIC, Jacques; AUGUSTO, Eryka eugênia fernandes; DE SOUZA, Maria tereza saraiva. logística reversa de reee em países em desenvolvimento: desafios e perspectivas para o modelo brasileiro. *Ambiente & Sociedade*, v. 19, n. 2, p. 119-137, 2016.

ECCLES, Robert G.; IOANNOU, Ioannis; SERAFEIM, George. The impact of corporate sustainability on organizational processes and performance. *Management Science*, v. 60, n. 11, p. 2835-2857, 2014.

JØRGENSEN, Finkbeiner, M.; Jørgensen, M.; Hauschild, M. Defining the baseline in social life cycle assessment. *Int. J. Life Cycle Ass.* 2010, 15, 376–384

LIVES, INVENTTA—Where Innovation. Logística Reversa de Equipamentos Eletroeletrônicos: Análise de viabilidade técnica e econômica, setembro, 2012. 2013.

MACOMBE C, Feschet P, Garrabé M, Loeillet D (2011) 2nd International Seminar in Social Life Cycle Assessment—recent developments in assessing the social impacts of product life cycles. *Int J Life Cycle Assess* 16:940–943. doi:10.1007/s11367-011-0331 5

REN, J., Manzardo, A., Mazzi, A., Zuliani, F., & Scipioni, A. (2015). Prioritization of bioethanol production pathways in China based on life cycle sustainability assessment and multicriteria decision-making. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(6), 842-853.

SCHLUEP, M., Hagelueken, C., Kuehr, R., Magalini, F., Maurer, C., Meskers, C., Mueller, E., Wang, F. Recycling from e-waste to resources: sustainable innovation and technology transfer industrial sector studies. Bonn: UNEP-UNU, Solving the E-waste Problem (StEP), 2009. Disponível em <http://www.unep.org/pdf/Recycling_From_e-waste_to_resources.pdf>. Acesso em: 16 jan. 2017.

UMAIR, S., Björklund, A., & Petersen, E. E. (2015). Social impact assessment of informal recycling of electronic ICT waste in Pakistan using UNEP SETAC guidelines. *Resources, Conservation and Recycling*, 95, 46-57

CRITÉRIOS PARA AVALIAÇÃO DE MODELOS DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA SOCIAL

Cássia Ugaya¹, Alexandre Souza², Sueli de Oliveira³, Jaylton Araujo⁴

¹ UTFPR, Bolsista Produtividade CNPq, cassiaugaya@utfpr.edu.br

² CTBE

³ UFABC

⁴ UTFPR

Resumo: Modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida Social (AICV-S) podem ser classificados em três tipos, dependendo da forma como o inventário é associado: (I) às partes interessadas; (II) por meio de cadeia de causa-efeito e, (III) com o uso de correlações entre variáveis macroeconômicas. Com o surgimento de modelos, o presente estudo tem como objetivo propor critérios para avaliá-los, baseados na UNEP e SETAC (2009), na JRC (2011) e em Ugaya et al. (2016). Após brainstorming entre os participantes do subgrupo de Avaliação de Impacto do Grupo de Trabalho de Avaliação Social do Ciclo de Vida (GTACV-S), três critérios foram selecionados: a abrangência do escopo (tipo, diferenciação espacial, inclusão de questões temporais, partes interessadas e subcategorias incluídas), robustez científica (reconhecimento pela comunidade internacional, apresentação de cadeia de causa e efeito, transparência e acessibilidade, disponibilidade de fator de caracterização (FC), possibilidade de regionalização) e, FC nacional (existência e viabilidade de obtenção). Cada um dos subcritérios foi classificado (melhor, mediano e pior). Por exemplo, para atender o escopo das partes interessadas e subcategorias, o modelo deveria incluir 5 partes interessadas e 31 subcategorias para receber a melhor classificação. Os critérios foram aplicados parcialmente em 6 artigos e os resultados preliminares demonstram que é possível fazer a diferenciação entre os modelos. Como próximos passos, os critérios serão aplicados para outros artigos levantados na revisão sistemática, a partir da qual será recomendado um modelo para AICV-S.

Palavras-chave: avaliação social do ciclo de vida, critérios, AICV-S.

Introdução

Modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida Social (AICV-S) podem ser classificados em três tipos, dependendo da forma como o inventário é associado: (I) às partes interessadas; (II) por meio de cadeia de causa-efeito e, (III) com o uso de relações econômicas (Neugebauer et al., 2017).

Com o surgimento de diversos modelos de caracterização para AICV-S, o presente estudo tem como objetivo propor critérios para avaliar os modelos tipo II e III, baseados na UNEP e SETAC (2009), na JRC (2011) e em Ugaya et al. (2016).

Metodologia

Revisão sistemática

Os métodos de AICV-S dos Tipos II e III foram selecionados mediante revisão sistemática, conduzida através de um levantamento bibliográfico. As publicações foram coletadas nas bases de dados internacionais Web of Science e Scopus. Foram utilizadas as seguintes palavras-chave: "Social Life Cycle Assessment", "Social LCA", "Societal LCA", "Societal Life Cycle Assessment", "SLCA", "S-LCA". Optou-se por utilizar estes termos pois possibilitavam uma busca mais ampla. O período de coleta foi definido sem restrição de ano, sendo contempladas todas as publicações feitas até agosto de 2017.

A partir do levantamento bibliográfico, foi realizada a leitura dos resumos das publicações, classificando os artigos de acordo com critérios de inclusão/ exclusão, apresentados na Tabela 1.

Tabela 44: Critérios de inclusão/ exclusão usados na revisão sistemática.

Critérios de inclusão	Critérios de exclusão
Artigos que apresentavam métodos de AICV-S Estudos publicados até agosto de 2017	Artigos que apresentavam APENAS aplicações e estudos de caso Artigos não escritos em inglês

Após leitura dos resumos e aplicação dos critérios apresentados na Tabela 1, restaram um total de 57 publicações. Devido à dificuldade na identificação do Tipo de método de AICV-S a partir apenas da leitura dos resumos, a exclusão dos métodos do Tipo I foi realizada na etapa de revisão dos métodos.

Critérios de avaliação

Após brainstorming entre os participantes do subgrupo de Avaliação de Impacto do Grupo de Trabalho de Avaliação Social do Ciclo de Vida (GTACV-S), verificação das diretrizes para ACV-S (UNEP e SETAC, 2009) e dos de critérios para análise de modelos de avaliação de impacto do JRC (2011) e Ugaya et al. (2016), três critérios foram selecionados para comparação dos métodos de AICV-S: a abrangência do escopo, a robustez científica, e a existência e viabilidade de obtenção de Fatores de Caracterização (FC) nacionais. Cada um dos critérios foi analisado e classificado em dois ou três níveis: melhor e pior ou melhor, médio e pior.

Abrangência do escopo

A abrangência do escopo foi subdividida na análise do tipo, diferenciação espacial, inclusão de questões temporais e partes interessadas, e subcategorias incluídas. Neugebauer et al. (2017) subdividiram a classificação de método Tipo II de UNEP e SETAC (2009) em Tipos II e III, ambos com relações de causa e efeito, entretanto, o Tipo III se utiliza exclusivamente de relações econométricas, sem estar baseado em ciências sociais. Para a presente avaliação, os modelos classificados por Tipo II foram considerados superiores aos de Tipo III.

Quanto à diferenciação espacial, procurou-se avaliar com o pior nível no caso de o modelo ser restrito apenas para um país (ou região), ou com o melhor nível no caso de abranger diversas regiões, possibilitando diferenciar o impacto conforme o contexto regional.

Já no quesito sazonalidade, verificou-se a abrangência do período utilizado. Caso o modelo permitisse refletir as diferenças decorrentes conforme a época, o modelo foi avaliado com o melhor nível. Caso fosse considerado parcialmente (por exemplo, incluísse as diferenças anuais, mas não as diferenças no ano), com nível médio e caso não levasse em consideração as diferenças sazonais, foi avaliado com o pior nível.

O último subcritério considerado foi o de atendimento do escopo às 5 partes interessadas e 31 subcategorias listadas em UNEP e SETAC (2009), sendo que o modelo recebeu o melhor nível ao atender todos, nível médio ao atender parcialmente ou pior nível se não houvesse nenhuma parte interessada ou subcategoria considerada.

Tabela 45: Critérios de abrangência de escopo para avaliação de métodos de AICV-S

Critérios	FORMA DE AVALIAÇÃO DOS CRITÉRIOS		
	Melhor :-)	Médio :-	Pior :-{
1.1 Tipos (II e III)*	Tipo II	-	Tipo III
1.2 Em nível de diferenciação espacial (geográfico)	Serve para a maioria das regiões	Serve para alguns países ou há algumas restrições	Só serve para poucos países ou tem muitas restrições
1.3 Considera a sazonalidade na definição do período a que se refere a coleta de dados.	Considera a sazonalidade	Considera parcialmente	Não levou em consideração
1.4 Atende o escopo das partes interessadas e subcategorias	Atende	Atende parcialmente	Não atende

Robustez científica

Para a robustez científica os critérios utilizados foram: reconhecimento pela comunidade internacional, apresentação de cadeia de causa e efeito, transparência e acessibilidade, disponibilidade de fator de caracterização (FC), possibilidade de regionalização e existência e viabilidade de obtenção de FC nacional.

Em relação à robustez científica, avaliou-se o reconhecimento do modelo pela comunidade científica. No caso do modelo ter sido publicado em periódicos Qualis A ou ter sido bem citado ou já estar presente em um método de AICV, atribui-se o melhor nível. Os modelos publicados em periódicos Qualis B obtiveram nível médio e se o modelo foi apenas publicado em evento ou em literatura cinza, considerou-se o pior nível.

Para o caso de apresentação da cadeia de causa e efeito (CCE), dividiu-se em dois subcritérios: a presença da CCE de forma clara e se há relações causais fundamentadas com ciências sociais, sendo o melhor nível obtido no caso de ter

sido apresentada claramente a CCE e haver relações causais; o pior nível no caso de as CCE não estarem presentes e o nível médio, se essa apresentação for parcial.

A análise da transparência e acessibilidade também foi subdividida nos subcritérios de clareza das equações e clareza das variáveis. Em havendo clareza, o modelo foi avaliado com o melhor nível; em não havendo, com o pior nível e, caso a clareza fosse parcial, o modelo recebeu o nível médio.

Tabela 46: Critérios de robustez científica para avaliação de métodos de AICV-S

Critérios	FORMA DE AVALIAÇÃO DOS CRITÉRIOS		
	Melhor :-)	Médio :-	Pior :-{
2.1 Reconhecido pela comunidade científica	Periódicos Qualis A ou bem citado ou faz parte de algum método de AICV	Periódicos Qualis B	Só foi publicado em evento, etc.
2.2 Apresenta cadeia de causa e efeito			
2.2.1 É apresentada e está clara	Apresenta claramente a cadeia de causa e efeito	Apresenta parcialmente	Não apresenta
2.2.2 Relações causais fundamentadas com ciências sociais	Existe citação acerca das relações causais	Citação parcial	Não existe
2.3 Transparência e acessibilidade			
2.3.1 Clareza das equações do modelo de caracterização	Sim	Em algumas	Não
2.3.2 Clareza das variáveis	Sim	Em algumas	Não
2.4 Há Fator de Caracterização (FC)	Sim ou existem dados para calculá-los pelo menos no nível de país		Não apresenta
2.5 Há dados para calcular o FC regionalizados (não obrigatoriamente no artigo)?	Sim	Em algumas	Não

O melhor nível foi atribuído aos modelos que apresentavam fator de caracterização e para aqueles cujos dados existem, possibilitando sua obtenção por região. Caso contrário, o modelo obteve o pior nível.

Existência e viabilidade de obtenção de FC nacional

Quanto ao critério de existência de FC nacional verificou-se, além da existência, se as escalas geográfica e temporal são apropriadas. Adicionalmente, foi analisado se o FC é apropriado para o contexto social nacional.

No caso do FC nacional não existir, verificou-se a viabilidade de calculá-lo com uso do modelo.

Tabela 47: Critérios de existência e viabilidade de obtenção de FC nacional para avaliação de métodos de AICV-S

Critérios	FORMA DE AVALIAÇÃO DOS CRITÉRIOS		
	Melhor :-)	Médio :-	Pior :-{
3.1 Possui FC para o Brasil	Sim	-	Não
3.1.1 Escala geográfica	Sim	-	Não
3.1.2 Escala temporal	Sim	-	Não
3.1.3 FC apropriado para o contexto nacional	Sim	-	Não
3.2 Viabilidade de obter FC regionalizado para o Brasil	Sim	Sim, com adaptações	Não

Teste dos critérios

A fim de testar os critérios foram selecionados sete (7) artigos do Tipo II e Tipo III entre aqueles obtidos na revisão sistemática: Norris (2006), Weidema (2006), Hutchins e Sutherland (2008), Feschet et al. (2013), Wu et al. (2015), Touceda et al. (2016) e Neugebauer et al. (2017).

Resultados e discussão

Na leitura completa dos artigos selecionados, percebeu-se que um deles foi identificado como sendo do Tipo I (Hutchins e Sutherland, 2008) e outro aplicou o método do Social Hotspot Database (SHDB), baseado em riscos de ocorrência (Touceda et al., 2016). Devido a estas características, ambos estudos foram excluídos da análise.

Abrangência do escopo

Tipos II e III

Weidema (2006), Norris (2006) e Feschet et al. (2013) realizaram análises macroeconômicas de diversos indicadores relacionados às áreas de proteção e, portanto, foram utilizados modelos de caracterização do Tipo III.

A proposta de Neugebauer et al. (2017) e o método de Wu et al. (2015), que inclui a Análise de Caminhos, realizam uma relação de causa e efeito, sendo assim classificados como Tipo II.

Wu et al. (2015) também apresentou um modelo de caracterização híbrido tipo I/ tipo II baseado no método estatístico de Redes Bayesianas.

Em nível de diferenciação espacial (geográfico)

Weidema (2006), Norris (2006), Neugebauer et al. (2016) e Feschet et al. (2013) apresentam modelos que podem ser replicados para qualquer país, o que confere a melhor classificação neste critério.

Feschet et al. (2013), contudo, demonstra limitações do uso de dados de todos os países, como, por exemplo, uma renda per capita máxima (sendo aplicável somente a países em desenvolvimento) e uma relevância do setor econômico analisado em relação ao produto interno bruto do país.

O modelo de Wu et al. (2015), utilizando a Análise de Caminhos, não é um modelo de caracterização e, portanto, não prevê diferenciação espacial. Para o modelo Híbrido tipo I/ tipo II não são apresentadas restrições em relação à diferenciação geográfica.

Sazonalidade na definição do período a que se refere a coleta de dados

Para alguns indicadores, Weidema (2006) utilizou dados de um período maior buscando diminuir o efeito de grandes flutuações.

Em seu modelo, Norris (2006) não adiciona nenhuma variável representando a sazonalidade ou faz algum tipo de ajuste nos dados utilizados.

Feschet et al. (2013) elaboraram um modelo utilizando dados em painéis. Esse tipo de modelo econométrico considera os valores das variáveis dos diversos países analisados, não só em um único ano, como as regressões simples, mas um período longo. Entretanto, o efeito da sazonalidade não é claro no artigo, o que faz com que nesse quesito este estudo seja classificado como pior caso.

No modelo de caracterização proposto por Neugebauer et al. (2016) o cálculo do indicador de impacto “midpoint” é em geral calculado com dados anuais, não considerando a o efeito da sazonalidade.

Wu et al. (2015) para os dois modelos apresentados consideram que a precedência temporal é um requisito para o estabelecimento da causalidade entre as variáveis, desta forma, os modelos são testados considerando diferentes períodos de tempo que separam as séries e selecionado aquele com o melhor ajuste.

Atende o escopo das partes interessadas e subcategorias

Nenhum dos métodos avaliados inclui todas as partes interessadas e subcategorias da UNEP e SETAC (2009)

De forma indireta, valendo-se de extrapolações de dados, o método de Weidema (2006) considera crianças, trabalhadores e a sociedade. Já o modelo proposto por Norris (2006) não explicita quais partes interessadas são contempladas, uma vez que os resultados do modelo estimam as consequências na saúde dos países devido ao aumento da atividade econômica em um determinado setor.

Ambos autores não abordam todas as subcategorias da UNEP e SETAC (2009), em virtude de terem sido publicados antes das diretrizes.

O Modelo desenvolvido por Feschet et al. (2013) contempla a sociedade como parte interessada, uma vez que estima a mudança da esperança de vida média de toda a população de um país a partir de mudanças na atividade econômica de um setor.

O trabalho apresentado por Neugebauer et al. (2016) apresenta como parte interessada os trabalhadores. A subcategoria abordada é a do salário justo.

Ambos os modelos apresentados por Wu et al. (2015) podem ser aplicados a todas as subcategorias e partes interessadas, considerando as características de cada uma delas.

Robustez científica

Faz parte de algum método de AICV ou é reconhecido pela comunidade científica

Os artigos de Weidema (2006), Norris (2006), Wu et al (2015) e Feschet et al. (2013) foram publicados em periódicos Qualis A2 da área de Engenharias III, o que lhes conferiram a classificação de melhor nível no quesito de reconhecimento pela comunidade científica. O artigo Neugebauer et al. (2016) foi publicado em periódico Qualis A1, também obtendo melhor avaliação.

Apresenta cadeia de causa e efeito (CCE)

No artigo de Weidema (2006) as relações da CCE não ficaram completamente claras no cálculo apresentado. As relações causais foram baseadas na interpretação de alguns indicadores mencionados no artigo, como itens de inventários (como trabalho infantil), indicadores de ponto médio (relativos à influência das atividades em educação e desenvolvimento de habilidades, problemas de distribuição, bem como influências sobre o uso de nosso tempo e a quantidade de tempo que passamos em deslocamento ou em distintas atividades domésticas) e indicadores de dano (tais como perda de renda, restrições à autonomia, ou ainda valores herdados, tais como a linguagem) e não propriamente em métodos de avaliação preconizados pelas ciências sociais, conquanto haja citações de outras fontes complementares.

Os modelos desenvolvidos por Norris (2006) e Feschet et al. (2013) buscaram mostrar a relação positiva entre o aumento no PIB per capita e a expectativa de vida da população de um país. Norris (2006) faz menção a duas vias de impacto: a) uma via de impacto que relaciona mudanças nos níveis de emprego e salário com a redução na pobreza, que por sua vez afeta a mortalidade e morbidade; b) uma outra via de impacto que relaciona mudanças no nível de impostos com aumentos nos gastos com saúde e assim afetaria a mortalidade e morbidade. Por outro lado, os modelos aplicados relacionam os resultados na saúde com o PIB dos países. Outros fatores culturais e genéticos também podem influenciar. Desta forma, a CCE obteve uma avaliação média.

Um dos modelos apresentados por Wu et al. (2015) é voltado à construção e validação de CCE através da estimação da intensidade da relação entre as variáveis que compõe a CCE, além de permitir a identificação de estruturas subjacentes ainda não observadas, que seriam os pontos médios. Já o modelo híbrido tipo I/ II apesar de ser baseado em uma relação de causa efeito entre os indicadores de inventário e as subcategorias, não deixa clara a relação destes com os pontos finais e as Áreas de Proteção (AoP). Trata de uma proposta teórica sem ter sido aplicado no contexto da ACV-S.

A cadeia de causa efeito apresentada no trabalho de Neugebauer et al. (2016) está associada ao bem-estar e possui um indicador de categoria que avalia a distância a um valor-meta (distance-to-target). A apresentação detalhada da cadeia de causa efeito, assim como a fundamentação teórica através das ciências sociais, são apresentadas na publicação Neugebauer et al. (2014), publicada previamente ao trabalho avaliado, o qual foi classificado como a melhor pontuação.

Transparência e acessibilidade

Com relação ao critério de transparência e acessibilidade, o método de Weidema (2006) cumpre os requisitos de avaliação, no melhor nível, ao mencionar todas as fontes utilizadas. Contudo, no quesito clareza das equações do modelo de caracterização, verificou-se que, embora os cálculos estejam descritos, não estão traduzidos em forma de equações. As variáveis do cálculo, por outro lado, apresentam-se de forma clara.

O modelo de Norris (2006) apresenta com clareza todas as equações e variáveis do modelo de caracterização. No trabalho de Feschet et al. (2013) as variáveis são claras, assim como o modelo desenvolvido. Apesar dessa característica específica, a avaliação foi a de melhor caso.

O modelo proposto por Wu et al. (2015) baseado na Análise de Caminhos apresenta um exemplo claro, sendo descritos o método e os testes estatísticos utilizados, bem como as variáveis e as fontes de dados. Para o modelo Híbrido tipo I/ tipo II os autores apresentam detalhadamente o método estatístico empregado, com aplicação em um exemplo hipotético e, portanto, sem fontes de dados. Ambos os modelos foram definidos como “melhor caso”.

O modelo proposto Neugebauer et al. (2016) foi apresentado com equações detalhadas e variáveis definidas, as quais permitem sua replicabilidade. Dessa forma, o trabalho foi classificado como “melhor caso”.

Existência de Fator de Caracterização

Nesse critério o modelo proposto por Weidema (2006) recebeu a classificação de nível médio uma vez que tratava-se de uma proposta de avaliação quantitativa.

Norris (2006) não apresenta os FCs, porém é fornecida a equação necessária para o cálculo dos FC por país.

Feschet et al. (2013) elaboraram um modelo através de dados de diversos países durante um determinado período de tempo e obtiveram o fator de caracterização para o estudo realizado em Camarões. A partir do modelo é possível estimar o indicador de impacto para diversos países, inclusive o Brasil.

Ambos os modelos apresentados por Wu et al. (2015) não possuem FCs, também não possibilitam a elaboração de FCs através dos mesmos.

Em Neugebauer et al. (2016) foram calculados FCs tanto para alguns países, como para setores econômicos específicos, o que resultou na “melhor avaliação” nesse quesito. Para FCs regionalizados, os dados apresentados não foram muito claros e, por isso, obteve uma avaliação média.

Existência e viabilidade de obtenção de FC nacional

Sob este aspecto, nenhum dos estudos avaliados apresentou FC para o Brasil. Em geral, a viabilidade de obtenção do FC é dependente da existência de dados, como é o caso de Norris (2006), Weidema (2006) e Neugebauer et al. (2016).

Ambos os modelos apresentados por Wu et al. (2015) assim como o de Feschet et al. (2013) não apresentam como obter FCs.

Conclusões

A partir da aplicação dos critérios nos 7 artigos selecionados, os resultados preliminares demonstram que é possível fazer a diferenciação entre os modelos, contudo:

- i) os critérios estavam claros, entretanto, o último critério (Existência e viabilidade de obtenção de FC nacional) poderia ser excluído e analisado juntamente com o critério de Existência de Fator de Caracterização;
- ii) para o critério de sazonalidade observou-se a necessidade de melhor definição do critério;
- iii) existe grande heterogeneidade entre os artigos de modelos de AICV-S, não sendo claras as descrições das cadeias de causa e efeito, relação com as ciências sociais, equações e dados utilizados;
- iv) os modelos de caracterização são prioritariamente do Tipo III e os estudos não apresentam, em geral, os fatores de caracterização;
- v) há possibilidade de realizar diferenciação espacial, no entanto, não há diferenciação temporal nos modelos apresentados.

Os próximos passos consistem em consultar especialistas acerca dos critérios e averiguar os demais artigos dos tipos II e III.

Agradecimentos

Os autores agradecem o GTACV-S pelas discussões realizadas, ao Grupo O Boticário e ao CNPq pelo financiamento da pesquisa.

Referência Bibliográfica

FESCHET, Pauline et al. Social impact assessment in LCA using the Preston pathway. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 18, n. 2, p. 490-503, 2013.

HUTCHINS, Margot J.; SUTHERLAND, John W. An exploration of measures of social sustainability and their application to supply chain decisions. *Journal of Cleaner Production*, v. 16, n. 15, p. 1688-1698, 2008.

JRC, E. U. *ILCD Handbook Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context-based on Existing Environmental Impact Assessment Models and Factors*. Publication Office of the European Union, 2011.

NEUGEBAUER, Sabrina et al. Calculation of Fair wage potentials along products' life cycle—Introduction of a new midpoint impact category for social life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, v. 143, p. 1221-1232, 2017.

NORRIS, Gregory A. Social impacts in product life cycles-Towards life cycle attribute assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 11, p. 97-104, 2006.

TOUCEDA, Maria Isabel; NEILA, Francisco Javier; DEGREGZ, Marc. Modeling socioeconomic pathways to assess sustainability: a tailored development for housing retrofit. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, p. 1-16, 2016.

UGAYA, Cássia Maria et al. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: método para análise da regionalização de fatores de caracterização. *Anais do V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida (V CBGCV)*. Anais... , 2016. Fortaleza – CE.

UNEP e SETAC. *Guidelines for social life cycle assessment of products*. Paris: United Nations Environment Program SETAC Life Cycle Initiative United Nations Environment Programme, 2009.

WEIDEMA, Bo P. The integration of economic and social aspects in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 11, p. 89-96, 2006.

WU, Susie R. et al. Causality in social life cycle impact assessment (SLCIA). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 20, n. 9, p. 1312-1323, 2015.

AVALIAÇÃO DE MÉTODOS DE COLETA DE DADOS PARA ESTUDOS DE ACV-S

Rodrigo Trevisani Juchen¹, Cássia Maria Lie Ugaya²

¹ Mestrando PPGEM, Universidade Tecnológica Federal do Paraná 1, rodrigo.juchen@gmail.com

² Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Bolsista Produtividade CNPq 2

Resumo: Na Avaliação Social do Ciclo de Vida (ACV-S) é discutido o método de coleta de dados, ainda não havendo um consenso geral sobre como realiza-la. Esse trabalho contribui com o Inventário Social do Ciclo de Vida revisando sistematicamente os métodos de coleta realizados em estudos de casos ao redor do globo, comparando-os com alguns aspectos listados nas diretrizes de ACV-S da UNEP/SETAC (2011): a aplicação da triangulação, definição de amostra, a qualidade de dados e partes interessadas avaliadas. Além disso, foram observadas as características dos métodos utilizados em cada estudo, que podem distinguir umas das outras por diversos meios, como a forma de coleta de dados, região do estudo de caso e produto avaliado. A fim de testar os critérios, foram selecionados aleatoriamente dezoito estudos. Os resultados apontaram que há distinções de cada método, como a limitação de partes interessadas e subcategorias incluídas nos estudos. Adicionalmente, a maioria dos métodos não aplica uma triangulação clara de suas coletas, o que pode limitar a confiabilidade dos dados. Esta revisão mostra que os estudos não têm atendido às diretrizes da UNEP/SETAC e, portanto, conclui-se que há necessidade de consolidar um método de coleta para ACV-S.

Palavras-chave: ACV Social; Indicadores sociais; Inventário Social, Avaliação do Ciclo de Vida.

Introdução

Para a avaliação do impacto social causado por produtos e organizações, a UNEP/SETAC (BENOÎT et al., 2010) criaram uma série de diretrizes para Avaliação Social do Ciclo de Vida (ACV-S), que apresenta sugestões de indicadores específicos e genéricos para cada uma das subcategorias das partes interessadas. Para cada subcategoria, foi elaborada uma ficha metodológica, que contém a definição base dos indicadores, a relevância para o desenvolvimento sustentável, entre outros.

A ACV-S pode utilizar dados genéricos, os quais não são específicos às organizações, como dados de países ou setores da indústria. Um exemplo de base de dados genéricos para ACV-S é o Social Hotspot Database (SHDB) (BENOÎT-NORRIS et al., 2012), que permite acesso a dados a vários setores e modelagem de riscos para as partes interessadas sociais

Ainda que em estudos de ACV (ambiental) tradicionalmente sejam utilizados dados genéricos (por exemplo, de bases de dados ou de literatura), normalmente os dados de primeiro plano são dados específicos dos processos que estão na esfera de influência da empresa. Isto também ocorre no caso de ACV-S, sendo que os dados podem, por exemplo, serem obtidos por meio da coleta primária com trabalhadores, comunidade local ou consumidores.

Para a coleta de dados em ACV-S, a UNEP e a SETAC (BENOÎT et al., 2010) apresentaram algumas sugestões, tais como triangulação e qualidade de dados. Contudo, não há um consenso de como realizar a aquisição dessas informações, especialmente no caso de dados qualitativos e subjetivos.

Haja vista a importância da coleta de dados para a elaboração do inventário social e da necessidade da determinação de práticas que garantam os preceitos da qualidade de dados, o objetivo do presente estudo é analisar os métodos de coleta de dados em estudos de caso de ACV-S.

Metodologia

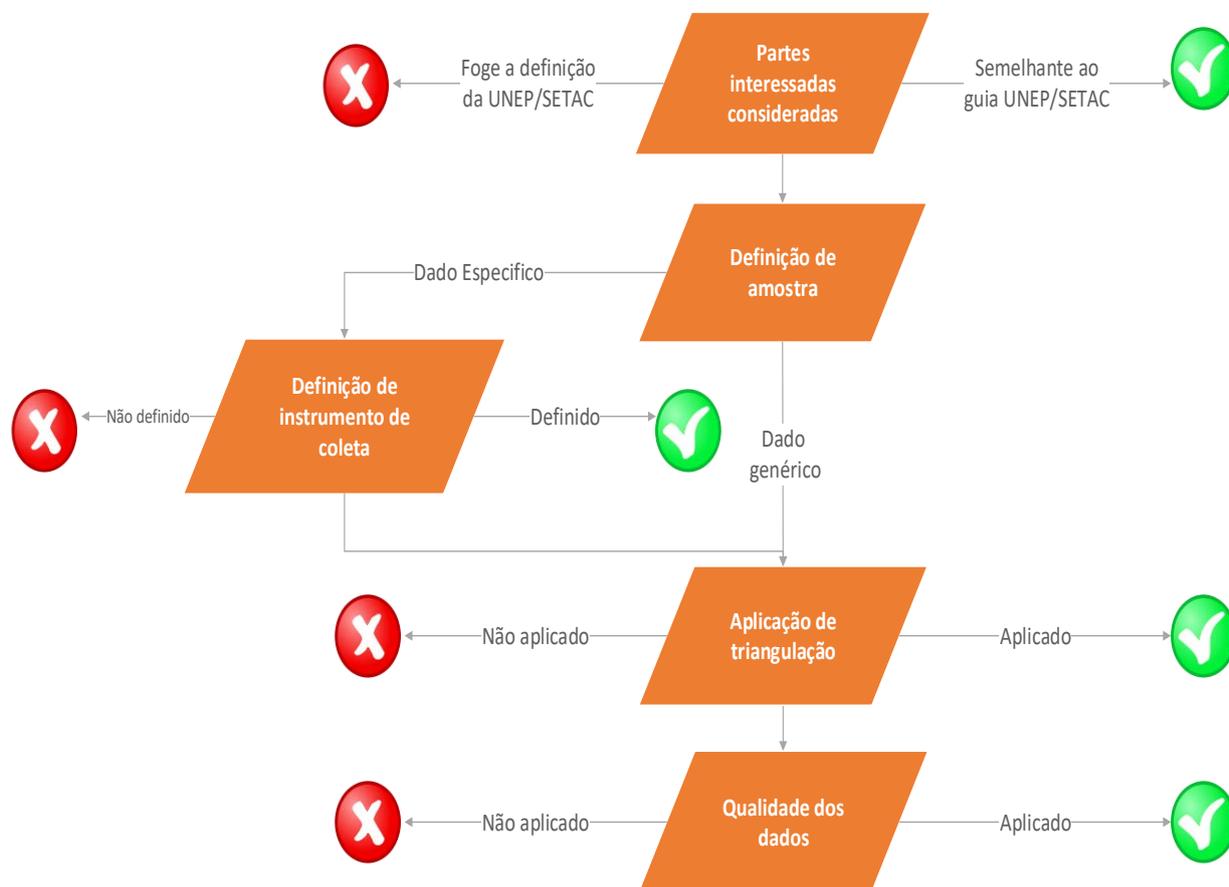
Inicialmente, foram levantados critérios para análise dos estudos de caso a partir das diretrizes da UNEP/SETAC (UNEP/SETAC, 2009) e do método de conduta de pesquisa social (REA; PARKER, 2014), sendo estes:

- i) *Partes interessadas e subcategorias incluídas:* Em toda a cadeia do ciclo de vida do produto, os impactos sociais podem ser observados em 5 partes interessadas, que são Trabalhadores, Sociedade, Consumidor, Comunidade Local e Atores de Cadeia de Valores e suas respectivas 31 subcategorias, assim foi analisado o quanto os estudos contemplam e desenvolvem esses temas sociais, partindo do pressuposto que a base a ser seguida são todas as partes e subcategorias listadas pela UNEP/SETAC;

- ii) *Instrumento de coleta*: Uma vez que o estudo tenha julgado necessária as informações específicas do produto ou empresa e assim decidiu realizar a coleta primária, este trabalho observou a disponibilização do método de coleta, por exemplo, dos questionários utilizados;
- iii) *Amostragem*: A gama de dados coletada sempre é avaliada em um estudo. O número ideal pode ser determinado a partir de um conceito estatístico ou da disponibilidade de dados. Para esta revisão, nota-se a transparência de informação dos pesquisadores quanto às definições de amostras;
- iv) *Aplicação de triangulação*: Para checar a veracidade de informações, um dado triangulado discrimina coerência e coesão nas pesquisas empíricas, comparando informações de fontes diferentes, em que é possível identificar distorções ou discrepâncias. Para este critério, foi identificado se houve triangulação;
- v) *Análise da qualidade de dados*: Esse quesito pode ser definido a partir de critérios de qualidade, como correlação temporal, robustez científica ou transparência metodológica. A análise dos estudos consistiu em verificar se os estudos realizaram a análise da qualidade dos dados.

A forma de avaliação de cada um desses critérios, nos estudos de caso, é apresentada na Figura 1.

Figura 75 – Esquema de avaliação de critérios



Posteriormente, foi feita uma revisão da bibliografia para identificar os estudos de caso no ACV-S. Esta foi feita utilizando das ferramentas de busca do Google Scholar e Periódicos Capes, acessados no campus da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Para esta busca foi utilizado um algoritmo de busca os operadores AND/OR, que segue: ("Social Life Cycle Assessment" OR "SLCA" OR "SLCA" OR "Social LCA") AND ("case study" OR "collecting data"). Utilizando critérios os critérios de corte:

- Artigo em Inglês;
- Realizados no período de 2011 a 2016;

Resultados e discussão

Foram encontrados 1700 artigos na base de dado do Google Scholar e 324 na base da Capes. Para esta revisão preliminar foram avaliados 19 trabalhos aleatórios nos resultados da busca, cada um com escopos diferentes (produtos, organizações e regiões distintas), cuja listagem é apresentada na Tabela 1, com dados de cada estudo relacionado aos critérios avaliados.

Tabela 1: Estudos de ACV-S avaliados

<i>Fonte</i>	<i>Partes interessadas</i>	<i>Triangulação</i>	<i>Qualidade de dados</i>	<i>Questionário apresentado</i>	<i>Tipo de dado</i>
(ZORTEA; MACIEL; PASSUELLO, 2018)	TR / CL / SC / AC	Sim	Não	Sim	Específico e Genérico
(ALBRECHT et al., 2013)	TR	Não	Não	Não	Genérico
(APARCANA; SALHOFER, 2013)	TR	Sim	Não	Sim	Específico
(ARCESE; LUCCHETTI; MERLI, 2013)	TR / CL	Não	Não	Sim	Específico
(CIROTH, A.; FRANZE, J., 2011)	Todos	Sim	Sim	Não	Específico e Genérico
(DE LUCA et al., 2015)	TR / CL / SC	Não	Não	Não	Específico e Genérico
(FOOLMAUN; RAMJEEAWON, 2013)	TR / CL / SC	Não	Não	Sim	Específico
(FRANZE; CIROTH, 2011)	Todos	Não	Não	Não	Genérico
(CHANG et al., 2015)	TR	Não	Não	Não	Genérico
(HOSSEINIJOU; MANSOUR; SHIRAZI,	Todos	Não	Não	Não	Genérico
(SOUZA et al., 2016)	TR	Não	Não	Não	Genérico
(RAMIREZ et al., 2016)	Todos	Sim	Sim	Não	Específico
(MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2014)	TR / CL / SC / CS	Sim	Não	Não	Genérico e Específico
(MORIIZUMI; MATSUI; HONDO,	TR	Não	Sim	Não	Genérico
(NEMARUMANE; MBOHWA, 2015)	TR	Não	Sim	Sim	Específico
(REN et al., 2015)	TR / CL / SC / AC	Sim	Sim	Não	Genérico
(REVÉRET; COUTURE; PARENT, 2015)	TR / CL / SC / AC	Não	Não	Não	Específico
(RUGANI et al., 2015)	TR / CL / SC	Não	Não	Não	Genérico
(TRAVERSO et al., 2012)	TR	Não	Sim	Sim	Específico

Legenda: Trabalhador=TR; Comunidade local=CL; Sociedade=SC; Atores da Cadeia de valor=AC; Consumidor= CS

Partes interessadas e subcategorias incluídas

As cinco partes interessadas e suas 31 subcategorias respectivas representam o mínimo de pontos de interesse que são acessados em um ACV-S, ou seja, todas elas deviam estar representadas em um estudo de caso social. Mesmo que todos os trabalhos seguem a metodologia publicada nas diretrizes, quando se refere em abordar as partes interessadas listadas pela UNEP e SETAC (2009), porém, apenas 4 (21%) dos estudos trabalham considerando todas (FRANZE; CIROTH, 2011) (CIROTH, A.; FRANZE, J., 2011) (HOSSEINIJOU; MANSOUR; SHIRAZI, 2014) e (RAMIREZ et al., 2016). Os demais estudos incluem os trabalhadores como escopo do estudo, sendo respectivamente a segunda e terceira parte interessada mais comum nos estudos a Comunidade Local (63%) e Sociedade (57%), mas raramente há coleta de dados da Cadeia de Valores e Consumidores.

Como decorrência, para as subcategorias, os indicadores que compõem a parte interessada do Trabalhador são também os mais usados. Isso pode ser justificado tendo em vista que as subcategorias desta parte interessada geralmente apresentam um indicador mais objetivo e de fácil obtenção nas bibliotecas de dados disponíveis (p. ex. horas trabalhadas) (BENOÎT NORRIS, 2014).

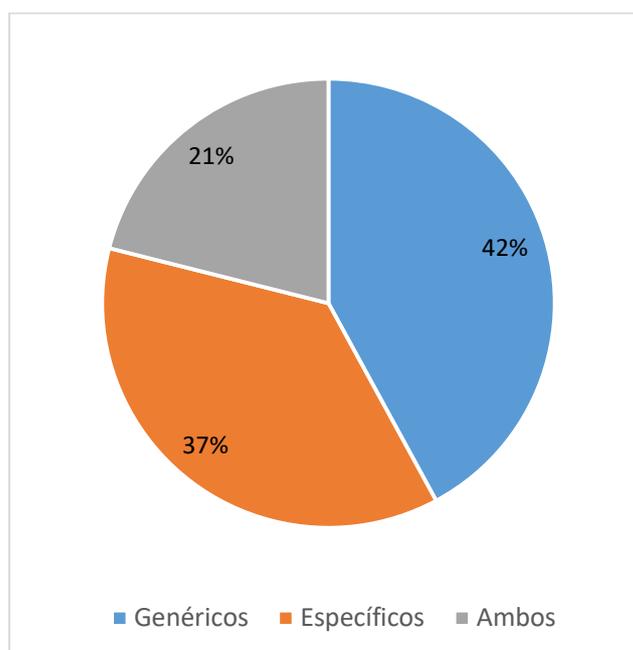
O número de subcategorias varia muito de estudo para estudo. Há estudos que avaliam apenas duas subcategorias em uma cadeia de produto, assim feito em MORIIZUMI; MATSUI; HONDO(2010) ou até mesmo os que avaliam todas as subcategorias listadas pelas diretrizes, como visto em (FRANZE; CIROTH, 2011; CIROTH, A.; FRANZE, J., 2011, HOSSEINIJOU; MANSOUR; SHIRAZI, 2014 e RAMIREZ et al., 2016).

Ainda para as subcategorias nota-se mais um detalhe, a adaptação ou inclusão de subcategorias não listadas nas diretrizes. Por exemplo, SOUZA et al. (2016) e ZORTEA et al. (2018) utilizaram a subcategoria da Educação, no entanto, em (UNEP/SETAC, 2009) a educação é apenas um dos pontos incluídos na subcategoria de Recursos Imateriais.

Instrumento de coleta e amostragem para dados específicos

Mesmo se tratando de estudos de caso específicos, parte dos estudos usam apenas dados genéricos (42%), assim mostrado na figura 2.

Figura 2 – Caracterização dos dados utilizados em estudos de caso



Fonte: Elaboração própria

De acordo com REA; PARKER(2014) é importante definir a amostragem e a forma de coleta de dados (p. ex., primários específicos). De todos os artigos avaliados, apenas em FOOLMAUN; RAMJEEAWON, (2013) (5% dos estudos avaliados) é descrita a amostragem detalhadamente, por número e características do grupo de interesse.

Em relação à forma de coleta de dados específicos, 31% dos estudos optaram pelo uso de questionários. No entanto, cinco estudos APARCANA; SALHOFER, (2013),ARCESE; LUCCHETTI; MERLI, (2013),FOOLMAUN; RAMJEEAWON (2013); RAMIREZ et al., (2016) apresentaram como foi feita a tradução das subcategorias para a elaboração do questionário, sendo que apenas três fizeram a entrevista in loco.

Análise da qualidade de dados

Em relação à análise de qualidade de dados, a UNEP/SETAC (2009) recomendam que ela seja realizada, no entanto, poucos estudos implementaram esta prática. Por exemplo, os trabalhos que conduziram tratamento de erro sob o dado (15%) foram: NEMARUMANE; MBOHWA, 2015, REN et al., 2015 e TRAVERSO et al., (2012).

Ciroth e Franze (2011), que representam 5% dos estudos avaliados, adaptaram critérios de qualidade para utilizar no estudo. No entanto, os autores utilizaram dados genéricos para complementar a falta de dados primários, não tendo sido apresentada a diferenciação desta prática na análise de qualidade de dados.

A opção por averiguar o efeito da possível variação de dados nos resultados finais do estudo (análise de sensibilidade) também foi considerada como análise de qualidade, presente nos estudos de HOSSEINIYOU; MANSOUR; SHIRAZI(2014) e MORIIZUMI; MATSUI; HONDO (2010).

Aplicação de triangulação

A UNEP/SETAC (2009) sugerem também que seja realizada a triangulação dos dados. Dentre os estudos analisados, apenas (CIROTH, A.; FRANZE, J., 2011, MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2014, REN et al., 2015, ZORTEA; MACIEL; PASSUELLO, 2018 e RAMIREZ et al., 2016) (26 %) fizeram a triangulação. Importante notar que os autores podem escolher fontes diferentes para triangular seus dados, i.e. dados específicos com dados genéricos como realizado no estudo de CIROTH,A.; FRANZE,J (2011) ou RAMIREZ et al. (2016) que triangularam apenas dados específicos de coleta primária e secundária.

Conclusões

Observando os trabalhos aplicados de ACV-S, são notáveis as diferenças entre as práticas abordadas na coleta de dados. Em geral, os estudos não seguem todas as diretrizes da UNEP/SETAC (2009) e há falta de informações acerca do método adotado para coleta, bem como da definição da amostra e do questionário utilizado. Assim se vê necessário definir aspectos necessários para a coleta, a fim de haver maior transparência de estudos de ACV-S e confiabilidade de informação.

A preocupação com a aplicação de triangulação e qualidade de dados é precária em sua maioria. Tais práticas dentro de um banco de dados reforça a robustez de um estudo, porém ainda amplamente ignorados pelos pesquisadores

Para continuação deste trabalho se sugere a continuação da revisão bibliográfica e posteriormente a elaboração de uma proposta de metodologia que contemple triangulação e qualidade de dados, afim de esclarecer e melhorar, na medida do possível, as etapas de uma coleta.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq pela ajuda financeira, por meio da bolsa PIBIC e da bolsa produtividade em pesquisa e ao Grupo O Boticário pelo apoio financeiro ao projeto de ACV-S do GYRO. Aos colegas do GYRO que doaram seu tempo e conhecimento para este trabalho, em especial ao Jaylton Bonacina de Araújo.

Referências

ALBRECHT, S. et al. An extended life cycle analysis of packaging systems for fruit and vegetable transport in Europe. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 8, p. 1549–1567, set. 2013.

- APARCANA, S.; SALHOFER, S. Application of a methodology for the social life cycle assessment of recycling systems in low income countries: three Peruvian case studies. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 5, p. 1116–1128, 1 jun. 2013.
- ARCESE, G.; LUCCHETTI, M.; MERLI, R. Social Life Cycle Assessment as a Management Tool: Methodology for Application in Tourism. **Sustainability**, v. 5, n. 8, p. 3275–3287, 2 ago. 2013.
- BENOÎT, C. et al. The guidelines for social life cycle assessment of products: just in time! **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, n. 2, p. 156–163, 2010.
- BENOÎT NORRIS, C. Data for social LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 2, p. 261–265, fev. 2014.
- CHANG, Y.-J. et al. Environmental and social life cycle assessment of welding technologies. **Procedia CIRP**, v. 26, p. 293–298, 2015.
- CIROTH, A.; FRANZE, J. **LCA of an Ecolabeled Notebook – Consideration of Social and Environmental Impacts along the entire Life Cycle**, 2011.
- DE LUCA, A. I. et al. Social life cycle assessment and participatory approaches: a methodological proposal applied to citrus farming in Southern Italy. **Integrated environmental assessment and management**, v. 11, n. 3, p. 383–396, 2015.
- FOOLMAUN, R. K.; RAMJEEAWON, T. Comparative life cycle assessment and social life cycle assessment of used polyethylene terephthalate (PET) bottles in Mauritius. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 1, p. 155–171, 1 jan. 2013.
- FRANZE, J.; CIROTH, A. A comparison of cut roses from Ecuador and the Netherlands. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 16, n. 4, p. 366–379, 1 maio 2011.
- HOSSEINIJOU, S. A.; MANSOUR, S.; SHIRAZI, M. A. Social life cycle assessment for material selection: a case study of building materials. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 3, p. 620–645, 1 mar. 2014.
- MARTÍNEZ-BLANCO, J. et al. Application challenges for the social Life Cycle Assessment of fertilizers within life cycle sustainability assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 69, p. 34–48, 15 abr. 2014.
- MORIIZUMI, Y.; MATSUI, N.; HONDO, H. Simplified life cycle sustainability assessment of mangrove management: a case of plantation on wastelands in Thailand. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, n. 16–17, p. 1629–1638, nov. 2010.
- NEMARUMANE, T. M.; MBOHWA, C. Social Life Cycle Assessment in the South African Sugar Industry: Issues and Views. In: MUTHU, S. S. (Ed.). **Social Life Cycle Assessment**. Singapore: Springer Singapore, 2015. p. 71–113.
- RAMIREZ, P. K. S. et al. Subcategory assessment method for social life cycle assessment. Part 2: application in Natura’s cocoa soap. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 1, p. 106–117, 2016.
- REA, L. M.; PARKER, R. A. **Designing and conducting survey research: A comprehensive guide**. [s.l.] John Wiley & Sons, 2014.
- REN, J. et al. Prioritization of bioethanol production pathways in China based on life cycle sustainability assessment and multicriteria decision-making. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 6, p. 842–853, jun. 2015.
- REVÉRET, J.-P.; COUTURE, J.-M.; PARENT, J. Socioeconomic LCA of Milk Production in Canada. In: MUTHU, S. S. (Ed.). **Social Life Cycle Assessment**. Singapore: Springer Singapore, 2015. p. 25–69.
- RUGANI, B. et al. **Towards prospective life cycle sustainability analysis: Exploring complementarities between social and environmental life cycle assessments for the case of Luxembourg’s energy system**. [s.l.: s.n.]. v. 102



SOUZA, A. et al. Social life cycle assessment of first and second-generation ethanol production technologies in Brazil. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, p. 1–12, 2016.

TRAVERSO, M. et al. Towards life cycle sustainability assessment: an implementation to photovoltaic modules. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 17, n. 8, p. 1068–1079, 1 set. 2012.

UNEP/SETAC. **Guidelines for social life cycle assessment of products**. Paris: United Nations Environment Program SETAC Life Cycle Initiative United Nations Environment Programme, 2009.

ZORTEA, R. B.; MACIEL, V. G.; PASSUELLO, A. Sustainability assessment of soybean production in Southern Brazil: A life cycle approach. **Sustainable Production and Consumption**, v. 13, p. 102–112, jan. 2018.

ACV-SOCIAL: AVALIANDO A CATEGORIA TRABALHADOR EM UMA EMPRESA DE MINÉRIO NO SERTÃO PARAIBANO

Sibele Tháise V. G. Duarte¹, Alanderson Ferreira de Farias², Eumara Ramos Bezerra³, Marla Edlara de Medeiros Silva⁴

¹UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA-UEPB, sibelethaise17@gmail.com

²UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA-UEPB, alandersonff@gmail.com

³UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA-UEPB, ramoseumara@gmail.com

⁴UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA-UEPB, marla.medeiros@hotmail.com

Resumo: Os altos índices de elevação de consumo advindos principalmente da Revolução Industrial, ocasionando grande oferta de bens de consumo, trouxeram no decorrer de sua trajetória, grandes impactos ambientais. Diante disso, emergiu a necessidade de medição e avaliação de tais impactos. A partir dessas necessidades surgiu o método “avaliação do ciclo de vida” (ACV), que analisa como o produto interfere no meio ambiente, desde a sua extração até o seu descarte. Da mesma perspectiva nasceu à avaliação social do ciclo de vida (ACV-S), um método para avaliar os impactos sociais e socioeconômicos voltados a produtos e serviços. Teve como objetivo geral, avaliar segundo ACV-Social (categoria trabalhador), as práticas sociais adotadas em uma empresa de minério no sertão paraibano, na cidade de Várzea, conforme indicadores devidamente selecionados. O estudo qualitativo se fundamentou na pesquisa de campo, tendo por base trinta e dois indicadores correspondentes a cada subcategoria (Liberdade de Associação e Negociação Coletiva, Trabalho Infantil, Salário Justo, Jornada de trabalho, Trabalho forçado, Oportunidades iguais/discriminação, Saúde e segurança, e Benefícios e Seguridade Social), exibindo como modelo metodológico entrevistas ao gestor da empresa, assim como seus trabalhadores, com a finalidade de se obter conhecimento sobre as práticas sociais desta. Com o estudo pôde-se concluir que a empresa segue de forma insatisfatória grande parte dos indicadores avaliados na perspectiva do trabalhador.

Palavras-chave: ACV-Social; Impactos; Indicadores; Indústria; Sertão Paraibano; Trabalhador

Introdução

Os altos índices de elevação de consumo, provenientes da Revolução Industrial, dada a grande oferta de bens de consumo, trouxeram no decorrer de sua trajetória, grandes impactos ambientais. Diante disso, emergiu a necessidade de medição e avaliação de tais impactos. Assim, dessas necessidades surge a metodologia avaliação do ciclo de vida (ACV), que analisa como o produto interfere no meio ambiente, desde a sua extração até o seu descarte.

A Avaliação Social do Ciclo de Vida (ACV-S) surge como uma metodologia para avaliar os impactos sociais e socioeconômicos voltados a produtos e serviços, baseada na ISO 14040 e 14044. A ACV social não se limita apenas as avaliações das etapas do ciclo do produto/ serviços e/ou organizações, avaliam também os impactos sociais e socioeconômicos, incluindo os estágios do ciclo de vida.

Para Cultri *et. al.* (2010, p. 4) “Diferentes objetos podem ser abordados nos estudos de ACV Social, dentre eles estão os impactos sociais sobre os trabalhadores, comunidade local, consumidores, sociedade e cadeias produtivas”, tais impactos sociais representam as categorias que fazem parte da ACV-S, onde provocam possibilidades e restrições típicas na referida avaliação. Fontinele (2010, p. 29) refere-se que “as categorias de partes interessadas propostas, são consideradas como sendo o principal grupo de categorias potencialmente impactado pelo ciclo de vida de um produto”. O objetivo da classificação em categorias de impacto é apoiar a tomada de decisão pelas partes interessadas.

A categoria trabalhador, foca nos aspectos relacionados à sua jornada de trabalho, a sua saúde e segurança, seus benefícios e todas as subcategorias a ela atrelada. É de suma importância para a metodologia de ACV-Social, por garantir e expandir os direitos trabalhistas, onde é implantada e supervisionada através de organizações como a OIT- Organização Internacional do Trabalho. No Brasil, a OIT é uma agência das Nações Unidas com a missão de promover oportunidades para que homens e mulheres possam ter acesso a um trabalho decente e produtivo, em condições de liberdade, equidade, segurança e dignidade. Formada por uma estrutura tripartite, inclui representantes de governos, organizações de empregadores e de trabalhadores. Sendo representada ainda, por subcategorias e indicadores sociais.

O estudo realizado abrange uma pesquisa de cunho exploratório e descritiva com abordagem qualitativa Teve como objetivo avaliar, segundo ACV-Social (na categoria trabalhador), as práticas sociais, adotadas em uma empresa de minério no sertão paraibano, conforme indicadores devidamente selecionados. O método utilizado foi o qualitativo



que por meio de entrevistas semiestruturadas, dirigidas ao gestor da empresa avaliada, assim como seus trabalhadores, pôde-se obter o conhecimento sobre as práticas sociais empregadas por esta.

Dos objetivos específicos traçados, procurou-se: selecionar indicadores para avaliar a categoria trabalhador; coletar opiniões de gestor e trabalhadores da empresa sobre as subcategorias na área do trabalhador (Liberdade de Associação e Negociação Coletiva, Trabalho Infantil, Salário Justo, Jornada de trabalho, Trabalho forçado, Oportunidades iguais/discriminação, Saúde e segurança, e Benefícios e Seguridade Social) e, verificar como a empresa lida com as oito subcategorias em estudo.

Metodologia

Visando compreender e ampliar o conhecimento Avaliação Social do Ciclo de Vida no que tange à categoria trabalhador, o estudo realizado abrange uma pesquisa de cunho exploratório e descritiva com abordagem qualitativa.

Para a coleta de dados, utilizou-se a metodologia da ACV-S, possibilitando identificar a sua relação com a redução de impactos ambientais e com o desenvolvimento social, econômico e político. A técnica utilizada para coleta de dados constituiu em um questionário estruturado composto por questões objetivas e discursivas, aplicado aos colaboradores de uma empresa de minério, no sertão paraibano, localizada na cidade de Várzea. O roteiro de entrevista foi desenvolvido com base no referencial teórico da ACV-S, possibilitando assim, a verificação da proporcionalidade de cada subcategoria e seus respectivos indicadores acerca da categoria "Trabalhador". É mister salientar que a seleção desses indicadores se deu a partir de fontes de pesquisas como: Organização Internacional do Trabalho - OIT (2011), Instituto Ethos de Responsabilidade Social (2012), *Global Initiative Reporting* – GRI (2011) e Ugaya *et al.*(2005).

A categoria trabalhador é composta por 8 subcategorias (UNEP, 2009), são elas: Liberdade de Associação e Negociação Coletiva; Trabalho Infantil; Salário Justo; Jornada de Trabalho; Trabalho Forçado; Oportunidades iguais/discriminação; Saúde e Segurança; e Benefícios e Seguridade Social. Para cada subcategoria, procurou-se indicadores pertinentes para avaliá-las.

No Quadro 01 estão descritas as oito subcategorias, da categoria trabalhador, e seus respectivos indicadores:

Quadro 01 - Subcategorias e seus respectivos indicadores.

SUBCATEGORIAS	INDICADORES
Liberdade de Associação e Negociação Coletiva	A empresa possui acordos coletivos negociados periodicamente com os sindicatos
	Percentual de empregados abrangidos por acordos de negociação coletiva
	A empresa informa os sindicatos com antecedência sobre projetos que atingem a estrutura ou os empregados da empresa
Trabalho Infantil	Operações identificadas com risco significativo de existência de trabalho infantil e medidas que contribuem efetivamente para abolição do trabalho infantil
	A empresa possui uma matriz de risco para monitorar a possibilidade de trabalho infantil em sua operação e cadeia de suprimentos
	A empresa possui processos estruturados de solução de casos comprovados de trabalho infantil em sua cadeia de suprimentos
Salário Justo	A empresa cumpre com todas as obrigações legais trabalhistas no que se refere ao pagamento de salários e benefícios
	A empresa tem metas para diminuir a variação proporcional entre o maior e o menor salário
	A empresa possui política de remuneração
Jornada de Trabalho	A empresa respeita as horas da jornada de trabalho dos empregados
	A empresa compensa as horas extras de todos os empregados, incluindo gerentes e executivos, de forma regular e registrada
	A empresa possui programas e canais para que os temas da qualidade de vida cheguem à família dos empregados



	Média de horas semanais trabalhadas, por atividade econômica, por raça e gênero
Trabalho Forçado	Operações identificadas como de risco significativo de ocorrência de trabalho forçado ou análogo ao escravo e as medidas tomadas para contribuir para a erradicação do trabalho forçado ou análogo ao escravo
	A empresa cumpre a legislação de trabalho local
	A empresa possui uma matriz de risco para monitorar a possibilidade de trabalho forçado em sua operação e cadeia de suprimentos
	A empresa busca a conscientização do público interno sobre trabalho forçado e/ou apoia campanhas públicas sobre o assunto
Oportunidades iguais/ discriminação	A empresa respeita costumes religiosos, tradicionais e nacionais dos empregados dos locais onde opera
	Total de trabalhadores, por tipo de emprego, contrato de trabalho e região, discriminados por gênero
	A empresa cumpre com a legislação nacional antidiscriminação
	A empresa cumpre as cotas determinadas por lei para contratação de pessoas com deficiência
	A empresa repudia em seus valores ou seu código de conduta qualquer forma de discriminação motivada por etnia, gênero, orientação sexual/identidade de gênero, aparência, religião ou opinião
	Nos processos e ferramentas de gestão de pessoas, a empresa insere quesitos para monitorar a diversidade de seu quadro e possíveis desigualdades em relação aos segmentos em desvantagem (mulheres, negros, pessoas com deficiência, egressos do sistema prisional, entre outros)
Saúde e Segurança	A empresa mantém todos os documentos legais relativos a Saúde e Segurança do Trabalho (SST) atualizados e completos (como Relatórios de Saúde Ocupacional, Análise de Riscos Ambientais, Relatórios de incidentes e Acidentes, entre outros)
	A empresa atende às exigências das Normas Regulatórias ou tem um plano de ação para garantir o seu cumprimento, especialmente no que se refere a emergências e riscos de incêndio
	Taxas de lesões, doenças ocupacionais, dias perdidos, absenteísmo e óbitos relacionados ao trabalho, discriminados por região e por gênero
	A empresa oferece programa de prevenção e tratamento para dependência de álcool e de drogas
	A empresa dispõe de um sistema de gestão de SST nos moldes da OHSAS18001, SA8000 ou BS8800 ou baseado em outros modelos, que permitem o monitoramento dos indicadores e implementação de planos de ação
Benefícios e Seguridade Social	Benefícios oferecidos a empregados de tempo integral que não são oferecidos a empregados temporários ou em regime de meio período, discriminados pelas principais operações
	A empresa oferece seguro de vida, plano de saúde ou outros benefícios securitários aos seus empregados
	A empresa oferece benefícios que abrangem os familiares, como participação em plano odontológico, bolsas de estudo, opções de lazer, etc
	A empresa cumpre com todas as obrigações legais trabalhistas no que se refere ao pagamento de salários e benefícios

Fonte: Adaptado de Duarte (2013)

Resultados e discussão

A primeira subcategoria analisada foi a de **trabalho infantil**. Constatou-se a partir das respostas dos entrevistados e das observações feitas que não existem menores trabalhando em suas instalações, ou seja, segundo resposta oferecida pelo gerente, a empresa avaliada não contrata funcionários menores de 18 anos, nem mesmo estagiários. Todavia, isso não a faz exemplar, haja vista que a mesma não possui nenhum processo estruturado para solução de casos comprovados de trabalho infantil em sua cadeia de suprimentos. Ponto que deve ser bem avaliado antes de caracterizá-la como empresa modelo.

A segunda subcategoria a ser avaliada foi **salário justo**. De acordo com as verificações, a empresa cumpre com todas as obrigações legais trabalhistas no que se refere ao pagamento de salários, sendo o salário mínimo, o menor salário pago aos seus funcionários. Quanto ao indicador proporcionalidade entre salários, o gestor organizacional afirmou que “a empresa possui metas para diminuir a variação proporcional entre o maior e o menor salário”, entretanto, as pessoas que trabalham na mesma função, recebem valores diferentes. Segundo o entrevistado, a empresa possui funcionários diferenciados e, por isso:

Mesmo trabalhando na mesma função existe funcionários diferenciados, hoje este pode ganhar R\$900, mas pelo desempenho observado, pode aumentar para R\$1200, por exemplo, (ENTREVISTADO, 2016).

Quanto à subcategoria **trabalho forçado e horas de trabalho**, na empresa em estudo, todos os funcionários possuem carga horária de 40 horas semanais, contudo, não há bonificações por trabalho realizado e, o único dia de descanso/folga durante a semana, é o domingo, uma vez que a grande maioria trabalha de segunda a sábado, tendo apenas horário de almoço.

Na subcategoria, **liberdade de associação e negociação coletiva**, foi verificada que a empresa não possui acordos coletivos negociados periodicamente com os sindicatos, pois nem a empresa nem o município, possuem sindicatos para estes trabalhadores, o que levanta grande alerta, uma vez que os sindicatos têm grande importância na vida dos trabalhadores, haja vista que são eles que informam os direitos e as garantias a serem negociadas e conquistadas por cada categoria.

Quanto a **oportunidades iguais/discriminação**, a empresa respeita costumes religiosos, tradicionais e nacionais dos empregados e possui uma quantidade significativa de funcionários do sexo feminino, porém, não possui funcionários com deficiência. A referida não possui nenhuma política ou procedimento de qualificação específica para recrutar empregados. Segundo informações apuradas, a empresa ou contrata pessoas por indicação, ou que já trabalharam no ramo. O procedimento usado para promover empregados é a partir da evolução do funcionário nos trabalhos realizados, dando assim, oportunidade a todas as classes e possibilitando aos funcionários um crescimento dentro da empresa, a depender da sua atuação.

Na **saúde e segurança**, foi averiguado que a empresa não disponibiliza plano de saúde, no entanto, os equipamentos, ferramentas e máquinas que estão disponíveis no local de trabalho, estão em boas condições de funcionamento. Pode-se constatar também que a empresa não atende às exigências das Normas Regulatórias, não tendo nenhum plano de ação para garantir o seu cumprimento, especialmente no que se refere a emergências e riscos de incêndio. Quanto à taxa de acidentes de trabalho por setor, o gestor relatou que não ocorrem acidentes graves na fábrica, uma vez que as máquinas são projetadas para segurança de quem as manuseia, contudo, são disponibilizados equipamentos de proteção individual (EPI) – como máscaras, botas e aparelhos auriculares:

No que tange aos **benefícios e seguridade social**, pôde-se averiguar que a empresa não oferece seguro de vida, plano de saúde ou outros benefícios securitários aos seus empregados, também não oferece benefícios que abrangem familiares, como participação em plano odontológico, bolsas de estudo ou opções de lazer.

Conclusões

A ACV-Social dedica-se essencialmente aos impactos sociais envolvidos com o ciclo de vida de um determinado produto, utilizando-se de dados genéricos (p.ex., existência de trabalho infantil em um dado setor num determinado país) e/ou específicos (p.ex., existência de trabalho infantil em uma indústria específica), como em estudo. Com o aprofundamento do tema de ACV-Social, foi possível avaliar as oito subcategorias, dentro da categoria Trabalhador.

A partir das considerações inferidas, emergem algumas recomendações práticas, que podem contribuir para melhorar o ciclo de vida social da empresa: (1) uma melhor comunicação e atenção da gestão da empresa com seus

funcionários; (2) reuniões semestrais com a equipe para informá-los sobre seus direitos e obrigações; (3) procurar oferecer mais benefícios para os funcionários, como exemplo, plano de saúde.

Os resultados encontrados, juntamente com as reflexões teóricas e às recomendações acima citadas, permitem sugerir que alguns trabalhos possam ampliar o escopo da pesquisa, como estudos mais detalhados com os trabalhadores ativos na empresa, focando ainda nas oito subcategorias avaliadas.

Referências

CHEHEBE, José Ribamar. **Análise do Ciclo de vida do produto**. Rio de Janeiro, Qualitymark Editora, 2002.

CULTRI, C. do N.; SAAVEDRA, Y. M. B.; OMETTO, A. **Indicadores sociais como subsídios para a avaliação social do ciclo de vida: uma revisão da literatura**. XXX Congresso Nacional de Engenharia da Produção: ENEGEP/ ABEPRO, 2010. Disponível em: <http://www.abepro.org.br/biblioteca/enegep2010_TN_STO_123_795_15951.pdf> Acesso em: 14 março 2017.

DUARTE, SIBELE T.V.G *et al.*. **Avaliação Social do Ciclo de Vida: Integração de indicadores teóricos**. XX Simpósio de Engenharia de Produção. Bauru, SP. 2013.

FONTINELE, Gleydson Arandes de Almeida. **Avaliação Social do Ciclo de Vida de Produto: Desenvolvimento de Fichas Metodológicas que Possibilitem a Pesquisa de Indicadores para as Subcategorias de impacto da parte interessada Trabalhador**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica e de Materiais) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2010.

GLOBAL REPORTING INITIATIVE. **G4 Diretrizes para relato de sustentabilidade: princípios para relato e conteúdos padrão**, 2013. Disponível em <https://www.globalreporting.org/resourcelibrary/Brazilian-Portuguese-G4-Part-One.pdf>. Acesso em: Setembro de 2016.

MAZUR, Fabiane. **Avaliação do Ciclo de vida do produto: uma ferramenta de gestão empresarial**. Tese (Monografia). Universidade Tecnológica do Paraná, 2011.

ORGANIZAÇÃO INTERNACIONAL DO TRABALHO. **Organização**. Disponível em: <<http://www.oitbrasil.org.br/content/apresenta%C3%A7%C3%A3o>>. Acesso em 24 mar. 2017.

SARAIVA, G.D.I., JUNIOR, J.A.T de L., XAVIER, L. de S., PEIXOTO, J.A.A. **A metodologia de Análise do Ciclo de Vida, apoiada pelo Software Umberto, como ferramenta de gestão na perspectiva da sustentabilidade: um estudo de caso**. SEGeT – Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia. 2007.

UNEP/SETAC. **Guidelines for social life cycle assessment of products**. United Nations Environment Programme, Paris, 2009.

UGAYA, C. M. L. ; MACHADO, Marlon Alessandro ; CRITCHI, André Jr . *Social Assessment of the Life Cycle: case studies*. In: International Conference overstatement Lifecycle - CILCA 2005, 2005, San José. Anais do CILCA 2005, v. 1.



COMITÊ CIENTÍFICO

Comunicação e rotulagem ambiental



SIMPLIFICANDO A COMUNICAÇÃO DAS DECLARAÇÕES AMBIENTAIS DE PRODUTO

Bruno Menezes Galindro^{1,3}, Carlos Ernani Fries², Sebastião Roberto Soares³

¹ Docente do Instituto Federal de Santa Catarina, bruno.menezes@ifsc.edu.br

² Universidade Federal de Santa Catarina – Departamento de Engenharia de Produção

³ Universidade Federal de Santa Catarina – Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental

Resumo: A comunicação dos resultados de uma Avaliação do Ciclo de Vida pode ser considerada limitada devido a fatores tais como a diversidade de decisões metodológicas adotadas, que prejudica a comparabilidade dos estudos e a dificuldade na compreensão dos resultados por diferentes *stakeholders*. Regras de Categoria de Produto (RCP) têm sido estruturadas com o objetivo de minimizar as limitações metodológicas, mas a complexidade dos resultados ainda restringe a comunicação através das Declarações Ambientais de Produto (DAP). Diante disso, este trabalho propõe a redução a quantidade de variáveis a serem consideradas para análise das DAPs, destacando dos dados aquelas não correlacionadas entre si e que apresentam padrões de variância distintos. Para tal, foram aplicados os métodos estatísticos de correlação paramétrica e Análise de Componentes Principais (PCA) nas informações obtidas em 27 DAPs publicadas de acordo com a RCP versão 2.1 para a categoria referente a cimento do *International EPD System*. As análises apontam que as 25 variáveis apresentadas nas declarações, referentes a inventários e análises de impacto, apresentam diversas correlações altamente significativas, podendo assim serem suprimidas da análise sem que resulte em perda de informações na interpretação dos resultados. A PCA indicou que até 5 variáveis podem representar 92% do comportamento de todos os dados publicados em uma DAP, sendo possível a redução da dimensionalidade dos dados apresentados. Conclui-se que através de métodos estatísticos é possível selecionar variáveis com maior relevância para facilitar a comunicação das DAPs e simplificar futuras análises e comparações.

Palavras-chave: Declaração Ambiental de Produto (DAP); comunicação; Regras de Categoria de Produto (RCP); Análise de Componentes Principais (PCA);

Introdução

A comunicação dos resultados de uma Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é considerada limitada por vários autores, tais como Clark e De Leeuw (1999), Finnveden (2000), Molina-Murillo e Smith (2009), Nemecek *et al.* (2016), Prado-Lopez *et al.* (2016) e Testa *et al.* (2016), que apontam fatores limitantes tais como a diversidade de decisões metodológicas adotadas, que prejudica a comparabilidade dos estudos e dificuldade na compreensão e interpretação dos resultados por diferentes públicos-alvo. No que se refere às limitações metodológicas, a estruturação das Regras de Categoria de Produto (RCPs) com a participação das diversas partes interessadas tende a melhorar a padronização dos critérios e considerações e minimizar a restrição referente à discrepância dos resultados obtidos e a sua possível comparação. Por isso, as Declarações Ambientais de Produto (DAPs) apresentam boas perspectivas para utilização como a principal metodologia de comparação entre produtos da mesma categoria (FET; SKAAR, 2009), tendo como sua principal força a utilização da ACV no desenvolvimento dos estudos, amparadas por RCPs estabelecidas especificamente.

No que se refere às dificuldades de compreensão dos resultados, o trabalho de Nemecek *et al.* (2016) destaca que estudos complexos que avaliam múltiplos indicadores ambientais e várias dimensões da sustentabilidade são difíceis de comunicar aos consumidores ou a outros *stakeholders* da cadeia produtiva. Para informar os consumidores finais, por exemplo, a informação deve ser reduzida de forma significativa, a fim de ajudá-los a verificar corretamente os impactos ambientais de seus padrões de consumo e, especialmente, orientá-los para os padrões de consumo que causem o menor impacto ambiental. O estudo de Prado-Lopez *et al.* (2016) destaca que os resultados de um estudo de uma ACV comparativa raramente são conclusivos e, quando uma alternativa funciona melhor em alguns aspectos, muitas vezes também se apresenta pior em outros. Essas chamadas *trade-offs* entre as diferentes categorias de impacto tornam difícil a identificação da alternativa mais viável.

No contexto das DAPs, Stevenson e Ingwersen (2012) ressaltam que embora o formato possa variar de acordo com os objetivos do programa e o seu público-alvo, de maneira geral essas declarações configuram-se em documentos de muitas páginas, que fornecem informações ambientais detalhadas. O conteúdo dessas DAPs é voltado para uma audiência mais especializada e, dessa forma, pouco informativa para o consumidor comum, por exemplo. A norma NBR ISO 14025 afirma que a rotulagem ambiental do tipo III é destinada inicialmente ao uso na comunicação entre empresas (ABNT, 2015), pois demanda conhecimentos técnicos e um determinado nível de conscientização ambiental

(STEVENSON; INGWERSEN, 2012). Diante disso, Fet e Skaar (2009) apontam a necessidade de melhorar a comunicação desses documentos quando são destinados a outros públicos-alvo. Embora haja um entendimento que a rotulagem ambiental tipo III pode ser considerada um mecanismo facilitador e disseminador da ACV, a sua utilização para a comunicação destinada a *stakeholders* não especialistas é considerada um desafio, diante da quantidade, diversidade e complexidade das informações que uma DAP possui. Sendo assim, o presente estudo teve o objetivo de simplificar a comunicação da DAPs através da redução da quantidade de variáveis a serem utilizadas na comunicação, destacando dos dados aqueles que são mais significativos e representativos para o entendimento dos resultados.

Metodologia

Foram aplicados testes estatísticos de Correlação Linear e Análise de Componentes Principais (*Principal Component Analysis – PCA*), conforme procedimento descrito por Fries (2013), em DAPs de cimento de uma mesma categoria de produto. Esse procedimento verifica as variáveis quantitativas mais relevantes para serem consideradas e seleciona entre os dados significativos, aqueles que representam de forma adequada os fluxos dos produtos, suas entradas e saídas, bem como os impactos ambientais gerados ou potenciais.

As DAPs selecionadas para a realização deste estudo foram obtidas no banco de dados do *International EPD System*, que foi utilizado por ser o programa com a maior quantidade de DAPs publicadas, de acordo com Ibáñez-Forés *et al.* (2016). Foram obtidos dados de 27 DAPs de cimento da categoria de produto UN CPC 3744 e desenvolvidas de acordo com a RCP 2010:09, versão 2.1, também criada pelo *International EPD System*. As DAPs analisadas representam diferentes países (tais como Brasil, Itália, Turquia e Hungria) e especificações de produtos (tais como CP II, CP III, CP V, CEM I, CEM II e CEM IV).

Inicialmente foi realizada a análise de correlação linear considerando todas as variáveis contínuas disponíveis. Fries (2013) destaca que variáveis fortemente correlacionadas podem ser representadas por uma única variável, pois neste caso, uma variável explica a outra e, por conseguinte, as demais podem ser descartadas na qual se verifica o coeficiente de correlação entre duas variáveis. O termo correlação designa a força que mantém unidos dois conjuntos de valores. Esse coeficiente, indicado pela letra *r* varia entre -1,0 e +1,0, e indica maior correlação negativa e positiva, respectivamente, sendo os valores cima de -0,7 ou +0,7 considerados indicadores de correlação forte, de acordo com Rogers e Nicewander (1988). Assim sendo, foram marcadas e determinadas todas as variáveis que apresentaram correlação linear forte e essa informação foi considerada na seleção de variáveis, uma vez que dados altamente correlacionados tendem a apresentar uma relação de dependência, não justificando a utilização de ambos para a comunicação dos resultados.

Na sequência foi realizada a PCA, que consiste em um método de análise dos dados coletados, buscando a sua redução e eliminação de sobreposições de variáveis. De forma geral, a PCA tem o objetivo de escolher as formas mais representativas dos dados a partir de combinações lineares das variáveis originais, sendo utilizada para identificar a relação entre características de dados. Para tanto, é determinada uma relação de forças dos dados das variáveis com relação à componente, denominada “carregamento”, que é calculado de acordo com a influência de cada dado na formação do eixo, ou seja, o quanto ele diverge dos dados médios em relação ao seu valor (JOLLIFFE, 2002). Foi calculada a força total de cada uma das variáveis através da soma dos carregamentos de cada um dos dados constantes na amostra e foram comparados os valores obtidos nas diferentes variáveis a fim de demonstrar a relação de influência exercida na formação de uma componente principal.

Mediante os dados obtidos e dos resultados das análises estatísticas buscou-se uma avaliação combinada desses parâmetros para a seleção de variáveis a serem utilizadas na comunicação. Os critérios adotados foram: variáveis com maiores valores significativos de força, não correlacionadas fortemente, que não apresentassem dados iguais a zero nas amostras e que fossem importantes na formação de pelo menos uma das componentes obtidas.

Resultados e discussão

A RCP 2010:09 versão 2.1 (THE INTERNATIONAL EPD SYSTEM, 2014) prevê a realização de uma ACV cuja unidade declarada é de 1.000 kg de produto acabado. O fluxo de referência da ACV é definido até o portão da fábrica de cimento e, portanto, as fronteiras do sistema devem incluir a extração e transporte da matéria prima e a fase da

manufatura do cimento, configurando-se em uma análise “berço-ao-portão”. Nesse documento também é proposta a utilização do método de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) *CML baseline* e são incluídas informações referentes ao Inventário de Ciclo de Vida (ICV) coletado e outros indicadores ambientais.

Os dados de cada uma das DAPs são apresentados na forma de 25 indicadores ambientais, divididos da seguinte forma: 13 variáveis referentes ao ICV, 7 referentes a AICV e 5 classificados como outros indicadores ambientais. Após a coleta dos dados, foram descartadas as variáveis que apresentavam valores iguais à zero em todas as declarações e as variáveis que apresentavam dados repetidos, especialmente aqueles referentes ao detalhamento da utilização da energia (como fonte de energia ou matéria-prima), optando-se então pela utilização apenas dos dados totais de energia. Ainda nesse sentido, optou-se por agregar também a energia renovável e a não renovável em uma única variável que representa o total de energia consumida, uma vez que diversas DAPs apresentaram a valores de utilização de energia renovável iguais a zero. Após esse procedimento, 13 variáveis foram selecionadas para as análises estatísticas, conforme descrição da Tabela 1:

Tabela 1: Variáveis das DAPs de cimento selecionadas para análises estatísticas.

TIPO DE DADO	LEGENDA	VARIÁVEL	UNIDADE
ICV	TOTE	Total de energia	MJ
ICV	MPS	Matéria-prima secundária	kg
ICV	CSNR	Combustíveis secundários não renováveis	MJ
ICV	ÁGUA	Água potável líquida	m ³
ICV	RNPD	Resíduos não perigosos descartados	kg
OUTROS	POE	Poeira	kg
AICV	PAG	Potencial de Aquecimento Global	kg CO ₂ eq
AICV	DCO	Depleção da camada de ozônio	kg CFC11-eq
AICV	ACID	Acidificação	kg SO ₂ eq
AICV	EUT	Eutrofização	kg PO ₄ eq
AICV	FOT	Formação de ozônio troposférico	kg C ₂ H ₄ eq
AICV	DRNF	Depleção de recursos não fósseis	kg Sbeq
AICV	DRF	Depleção de recursos fósseis	MJ

Fonte: Elaboração própria

A seguir, procedeu-se a análise de correlação linear, cujos os resultados estão apresentados na Tabela 2. As células com valores marcados em negrito indicam forte correlação positiva, não sendo observadas fortes correlações negativas.

Tabela 2: Correlações lineares entre as variáveis das DAPs de cimento analisadas.

	TOTE	MPS	CSNR	ÁGUA	RNPD	POE	PAG	DCO	ACID	EUT	FOT	DRNF
MPS	0,03											
CSNR	-0,05	-0,46										
ÁGUA	0,60	0,66	-0,47									
RNPD	0,16	0,84	-0,31	0,74								
POE	0,06	-0,61	0,75	-0,52	-0,55							
PAG	0,42	-0,58	0,29	-0,13	-0,40	0,29						
DCO	0,89	-0,03	0,028	0,498	-0,064	0,135	0,280					
ACID	0,65	-0,41	0,17	0,06	-0,13	0,26	0,87	0,38				
EUT	0,69	0,18	0,10	0,49	0,52	-0,15	0,34	0,41	0,65			
FOT	0,61	-0,56	0,19	-0,22	-0,57	0,44	0,50	0,63	0,61	0,26		
DRNF	-0,05	-0,50	0,63	-0,47	-0,28	0,71	0,22	-0,10	0,28	0,08	0,28	
DRF	0,98	-0,04	-0,02	0,49	0,10	0,13	0,50	0,83	0,76	0,72	0,69	0,04

Fonte: Elaboração própria

Destaca-se a forte correlação encontrada entre a categoria de impacto de Depleção de Recursos Fósseis (DRF) e o Total de Energia (TOTE), que se justifica uma vez que a maior parte das DAPs apresentou consumo de energia derivado exclusivamente de fontes não-renováveis e esses fluxos são contabilizados da mesma forma em ambas as variáveis. Também é possível observar correlação forte entre DRF e outras três categorias de impacto: Depleção da Camada de Ozônio (DCO), Acidificação (ACID) e Eutrofização (EUT).

Outras variáveis também apresentaram correlação forte com pelo menos outros dois indicadores, tais como: Resíduos Não Perigosos Descartados (RNPd) com Matéria-prima Secundária (MPS) e Água Potável Líquida (ÁGUA), além de Poeira (POE) com Combustíveis Secundários Não Renováveis (CSNR) e Depleção de Recursos Não-fósseis (DRNF). Outras correlações fortes observadas foram entre as categorias de impacto Potencial de Aquecimento Global (PAG) e ACID e entre DCO e TOTE.

Em seguida procedeu-se a análise estatística de PCA, através da qual foi possível verificar a formação de 5 componentes, que representam aproximadamente 92% do comportamento de todos os dados analisados. Os valores de importância das variáveis para a formação de cada uma das componentes são apresentados na Tabela 3. As células com valores marcados em negrito identificam as variáveis mais importantes para a formação de cada componente.

Tabela 3: Importância das variáveis para a formação das componentes através de PCA.

	Componente 1	Componente 2	Componente 3	Componente 4	Componente 5
TOTE	0,851	-0,470	0,193	0,109	0,041
MPS	-0,503	-0,704	0,343	-0,110	-0,162
CSNR	0,178	0,680	0,433	-0,329	0,196
ÁGUA	-0,147	-0,834	0,289	0,084	0,331
RNPd	-0,374	-0,721	0,365	-0,387	0,101
POE	0,911	0,556	0,438	-0,149	-0,376
PAG	0,701	0,070	-0,491	-0,166	0,412
DCO	0,832	-0,395	0,153	0,210	0,003
ACID	0,887	-0,249	-0,064	-0,162	-0,235
EUT	0,713	-0,420	-0,266	-0,411	0,036
FOT	0,588	0,257	0,305	0,634	0,157
DRNF	0,126	0,682	0,510	-0,205	0,194
DRF	0,892	-0,410	0,146	0,063	-0,014

Fonte: Elaboração própria

Através da análise é possível observar que a componente 1 é formada principalmente por 5 variáveis: TOTE, POE, DCO, ACID e DRF. Por sua vez, a componente 2 é composta especialmente por CSNR, POE e DRNF, a 3 por CSNR, POE e DRNF, a 4 apenas pela variável Formação de Ozônio Troposférico (FOT) e a 5 por ÁGUA e PAG.

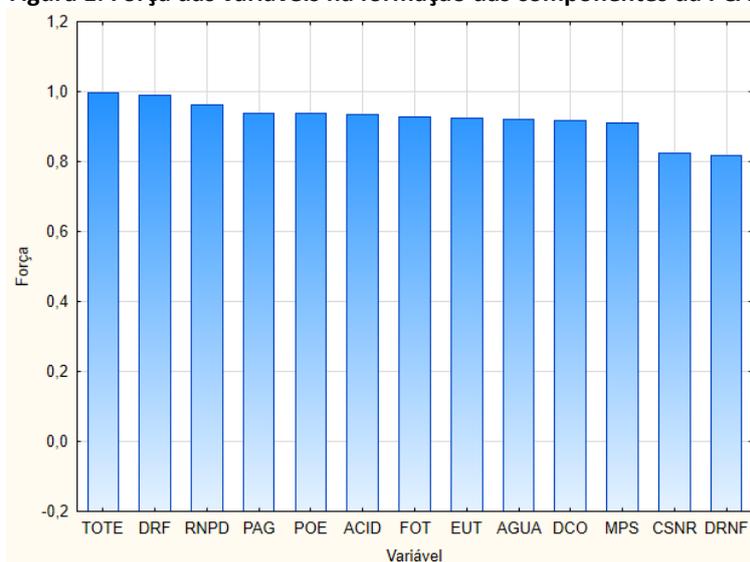
Ainda através da PCA, foi determinada a força total de cada variável, isto é a sua representatividade em relação à diversidade dos dados. As variáveis que apresentaram os maiores valores de força foram TOTE, DRF e RNPd, enquanto as com menores forças foram MPS, CSNR e DRNF. A Figura 1 apresenta as forças de cada variável na formação das componentes.

A partir da combinação dos resultados das análises estatísticas de correlação linear e PCA procedeu-se a seleção das variáveis a serem utilizadas na comunicação. Mediante os critérios adotados, foram selecionadas 5 variáveis que representam a amostra como um todo sem perda significativa de dados: TOTE, PAG, POE, FOT e ÁGUA. As demais

variáveis podem ser consideradas como dados redundantes, uma vez que apresentam alta correlação com alguma das selecionadas, não contribuem significativamente para a formação das componentes principais ou ainda apresentam apenas valores iguais a zero, o que do ponto de vista da comparabilidade podem ser considerados pouco representativos.

Em seu estudo, Gutiérrez, Lozano e Adenso-Díaz (2010) aplicaram a PCA com o objetivo de selecionar variáveis a partir dos dados das AICVs de eletrodomésticos, tendo reduzido o número de categorias de impacto relevantes de 11 para até 2, obtendo uma representatividade da amostra de 96%. No entanto, nesse caso o método de AICV aplicado foi o EcoIndicador 99, cujas categorias são classificadas como *endpoint*, pois são submetidas a procedimentos de normalização e ponderação, sendo apresentadas em valores de ecopontos. Tais procedimentos tornam os dados mais homogêneos do ponto de vista de grandeza e, especialmente, de unidades de medida, o que não é aplicado no método de AICV utilizado na elaboração das DAPs utilizadas no presente estudo. No entanto, mesmo ao adotar procedimentos de normalização interna, os resultados das análises de correlação e PCA não apresentaram diferenças significativas com relação aos valores encontrados ao utilizar os dados aqui apresentados.

Figura 1: Força das variáveis na formação das componentes da PCA.



Fonte: Elaboração própria

O trabalho de Steinmann *et al.* (2016) combinou a PCA com um algoritmo de otimização para obter um rol ótimo de indicadores a partir de 135 indicadores de impacto de diferentes métodos calculados para 976 produtos da base de dados do *ecoinvent*. Os resultados apresentaram 92% de representatividade em 4 componentes principais, sendo o número de indicadores reduzido para um mínimo de 6. Apesar da menor amostra e da utilização de apenas um método de AICV, o presente estudo obteve resultados semelhantes, o que indica a tendência de viabilidade de redução da quantidade de variáveis a serem consideradas, especialmente no que se refere a apresentação dos resultados para públicos não especializados.

Outra questão importante a ser considerada refere-se ao fato de as DAPs apresentarem entre seus resultados alguns indicadores ambientais que extrapolam o escopo da ACV, tais como os dados de poeira (POE), que se apresentou como uma variável significativa e importante a ser considerada na comunicação após a aplicação das análises estatísticas. No entanto, a RCP 2010:09, versão 2.1 apresenta pouco detalhamento no que se refere a metodologia de coleta desses dados, especialmente no que se refere a precisão das informações, o que pode prejudicar a utilização desses dados em análises estatísticas em comparação aos dados provenientes do AICV, que possuem procedimentos de caracterização bem definidos e confiáveis.

Conclusões

O presente trabalho buscou a simplificação da comunicação das DAPs, reduzindo a quantidade de variáveis a serem analisadas a partir de procedimentos estatísticos. Foi possível identificar que das 25 variáveis apresentadas nas DAPs de cimento analisadas, apenas 5 foram suficientes para representar de forma significativa os resultados dessas declarações: TOTE, PAG, POE, FOT e ÁGUA. Além disso a análise de PCA demonstrou que a formação de 5 componentes principais explica o comportamento da amostra com uma representatividade de 92%, valor semelhante ao encontrado em outros estudos que aplicaram técnicas desse tipo.

Isso indica que é possível reduzir a quantidade de dados apresentados na utilização dos dados de uma DAP para a comunicação, especialmente aquela voltada a públicos que não possuem conhecimento específico sobre o tema. Ao selecionar da amostra apenas variáveis não correlacionadas entre si e que apresentam padrões de variância distintos, reduz-se a necessidade de entendimento multidimensional dos resultados de uma ACV a um número menor de indicadores. Essa redução tende a facilitar a transmissão e o entendimento das informações e pode contribuir para a disseminação da utilização tanto dos estudos de ACV, quanto das DAPs, podendo inclusive serem utilizadas como critérios mais claros na comparação entre produtos da mesma categoria.

Por outro lado, destaca-se que a inclusão de indicadores ambientais além daqueles presentes no escopo de uma ACV deve ser melhor avaliada e considerada, uma vez que as RCPs não são claras quanto aos critérios de coleta dos dados e de precisão das análises, o que pode influenciar as análises dos seus resultados. Para estudos futuros recomenda-se a comparação entre os resultados presentes com aqueles que não consideram esses indicadores, além da ampliação da aplicação da metodologia para um número maior de DAPs e RCPs.

Referências

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2015) **NBR ISO 14025**: rótulos e declarações ambientais: declarações ambientais do Tipo III: princípios e procedimentos. Rio de Janeiro.
- CLARK, G.; LEEUW, B. DE. (1999) How to improve adoption of LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 1999. V. 4, N. 4, pp. 184–187.
- FET, A. M.; SKAAR, C.; MICHELSEN, O. (2009) Product Category Rules and Environmental Product Declarations as tools to promote sustainable products: experiences from a case study of furniture production. **Clean Technologies and Environmental Policy**. V. 11, N. 2, pp. 201-207.
- FINNVEDEN, G. (2000) On the limitations of life cycle assessment and environmental systems analysis tools in general. **International Journal of Life Cycle Assessment**. V. 5, N. 4, pp. 229–238.
- FRIES, C. E. (2013) **Avaliação do Impacto do uso de Tecnologias de Informação e Comunicação na Eficiência de Prestadores de Serviços Logísticos**. Tese – Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina.
- GUTIÉRREZ, E.; LOZANO, S.; ADENSO-DÍAZ, B. (2010) Dimensionality Reduction and Visualization of the Environmental Impacts of Domestic Appliances. **Journal of Industrial Ecology**. V. 14, N. 6, pp. 878–889.
- IBÁÑEZ-FORÉS, V. et al. (2016) Environmental Product Declarations: exploring their evolution and the factors affecting their demand in Europe. **Journal of Cleaner Production**. V. 116, pp. 157–169.
- JOLLIFFE, I. T. (2002) **Principal Component Analysis**. 2. ed. New York: Springer Verlag.
- MOLINA-MURILLO, S. A.; SMITH, T. M. (2009) Exploring the use and impact of LCA-based information in corporate communications. **International Journal of Life Cycle Assessment**. V. 14, N. 2, pp. 184–194.
- NEMECEK, T. et al. (2016) Environmental impacts of food consumption and nutrition: where are we and what is next? **International Journal of Life Cycle Assessment**. V. 21, N. 5, pp. 607–620.
- PRADO-LOPEZ, V. et al. (2016) Tradeoff evaluation improves comparative Life Cycle Assessment: a photovoltaic case study. **Journal of Industrial Ecology**. V. 20, N. 4, pp. 710–718.



RODGERS, J. L.; NICEWANDER, W. A. (1988) Thirteen Ways to Look at the Correlation Coefficient. **The American Statistician**. V. 42, N. 1, pp. 59–66.

STEINMANN, Z. J. N. et al. (2016) How Many Environmental Impact Indicators Are Needed in the Evaluation of Product Life Cycles? **Environmental Science & Technology**. V. 50. N. 7. pp. 3913-3919.

STEVENSON, M. J.; INGWERSEN, W. W. (2012) Environmental Product Claims and Life Cycle Assessment. In: CURRAN, M. A. (Org.). **Life Cycle Assessment handbook: a guide to environmentally sustainable products**. [S.l.]: Scrivener Publishing, pp. 475–543.

THE INTERNATIONAL EPD SYSTEM (2014) **Product category rules according to ISO 14025:2006**: product group: UN CPC 3744: cement. Estocolmo, Suécia

REVISÃO SISTEMÁTICA DA ROTULAGEM AMBIENTAL DA ÚLTIMA DÉCADA

Reinaldo Joaquim dos S. Dórea¹, José Adolfo de Almeida Neto², Luciano B. Rodrigues³

¹UESC, Universidade Estadual de Santa Cruz, Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Ilhéus – BA, Brasil. E-mail: reidorea@gmail.com

²UESC, Universidade Estadual de Santa Cruz, Departamento de Ciências Agrárias e Ambientais, Ilhéus – BA, Brasil. E-mail: jalmeida@uesc.br.

³UESB, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Departamento de Tecnologia Rural e Animal, Itapetinga, Bahia, Brasil. E-mail: rodrigueslb@uesb.edu.br

Resumo: O mercado consumidor está cada vez mais atento a produtos e serviços que demonstrem adesão às causas e temas ambientais. Para isso, as empresas têm buscado comunicar as características positivas dos seus produtos por meio dos rótulos ou selos ambientais. Este tem sido um tema crescente nos segmentos acadêmicos e corporativos, o que motivou a realização de uma investigação sistemática das publicações científicas na área. A pesquisa foi realizada nas bases de dados *Web of Science*, *Scielo* e *Scopus*, de 2008 a 2017. Foram utilizadas as palavras-chaves: *ecolabelling*, *eco-label*, *Green Seal*, *Environmental Product Declaration*, e seus respectivos termos em espanhol e em português. Dos 607 artigos identificados, foram selecionados e avaliados os periódicos com fator de impacto $\geq 2,80$. Em seguida, foi realizada a análise detalhada da pertinência temática dos títulos e resumos dos 203 selecionados. Os temas mais recorrentes são relacionados a preferência dos consumidores por produtos alimentícios com rótulos ambientais, seja agrícola ou do mar, a educação ambiental de empresas e consumidores, as regulamentações de programas ambientais, o marketing e as certificações ambientais na construção civil e florestal. A rotulagem do tipo I foi a mais frequente dentre os trabalhos avaliados, em detrimento das rotulagens tipo II e tipo III.

Palavras-Chave: Comunicação Ambiental; Impactos Ambientais; Selos Ambientais; Marketing.

Introdução

Na atual conjuntura, o consumo tem estabelecido a identidade e padrão de vida do ser humano repercutindo em fatores psicológicos e de inclusão social. Contudo, este modelo de vida estimulado por incentivos governamentais ou por necessidade civil, historicamente produziu problemas ambientais provenientes da sua evolução. No decorrer dos anos os consumidores e empresas se tornaram mais conscientes em relação ao consumo e aos processos produtivos principalmente pelos riscos à saúde e ao meio ambiente (CLEMENZ, 2010). Essa mudança de comportamento passou a demandar informações ambientais eficazes e confiáveis para uma simplificada apresentação aos consumidores (HOE, 2016). É neste contexto que a rotulagem ambiental se estabelece como elemento de comunicação e de informação com os consumidores em relação aos produtos e serviços (MUNGKUNG et al., 2006). Esta discussão foi iniciada há cerca de um século, ganhando maior evidência a partir da década de 1970. Neste período, foi lançado em 1978, pela Agência Ambiental Alemã, o primeiro rótulo ambiental, o Anjo Azul (*Blauer Engel*), declarando produtos oriundos de reciclagem e de baixa toxicidade, com o objetivo de incentivar produtores e consumidores a adotarem práticas sustentáveis (GULBRANDSEN, 2006).

No final de 1980, alguns países da Europa e da América do Norte despertaram o interesse a partir da iniciativa alemã, e deram início a produção de rótulos ambientais contextualizados à dinâmica de suas demandas e dos seus respectivos mercados (BLAZIN, 2002). Contudo, a falta de controle desta iniciativa levou à criação de rótulos sem padronização, que poderiam resultar em barreiras comerciais por meio de maiores exigências ambientais no mercado global, principalmente relacionado aos produtos de países em desenvolvimento (BONEZZI, 2005). Assim, visando contribuir para a melhor aplicabilidade das práticas de gestão ambiental em organizações de diversos países e perfis, a *International Organization for Standardization* – ISO, estabeleceu normas sobre rotulagem ambiental a serem seguidos para adesão aos rótulos (SAMPAIO e EXLER, 2017). Ao mesmo tempo, a rotulagem ambiental passou a ser discutida no meio corporativo e científico, em âmbito internacional e nacional por meio de teses, livros, resenhas, artigos científicos em periódicos e congressos e artigos corporativos (ANDREOLI et al., 2017). Portanto, é neste cenário que foi identificada a oportunidade para a realização desta pesquisa, visando contribuir para uma maior compreensão acerca da produção científica sobre rotulagem ambiental.

Este estudo avaliou a produção científica qualificada sobre rotulagem ambiental no período de 2008 a 2017, observando a evolução anual de artigos publicados sobre a temática, os setores econômicos, o foco de aplicação de estudos e o tipo de rotulagem.

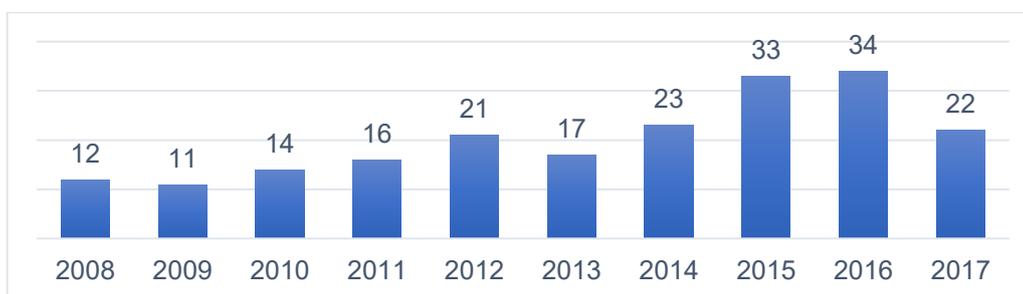
Metodologia

A pesquisa foi realizada em artigos publicados em periódicos científicos no período de 2008 a 2017 indexados nas bases de dados *Web of Science*, *SciELO* e *Scopus*. Para execução, foram utilizadas as palavras-chave: *ecolabelling*, *eco-label*, *Green Seal*, *Environmental Product Declaration* e os respectivos termos em português e espanhol. Destarte, a seleção de artigos foi dividida em duas partes. Há uma ressalva para o último ano, cujos dados foram obtidos no mês de julho de 2017. Na primeira parte do trabalho ocorreu a análise dos títulos e resumos dos artigos obtidos para verificar a relevância para o foco da pesquisa. Os artigos presentes em mais de uma base de dados foram contados apenas uma vez. A segunda etapa consistiu em utilizar como critério de corte o fator de impacto (IF) do periódico científico ser $\geq 2,800$. Este valor foi utilizado por corresponder aos periódicos classificados como Qualis A1 na área de Ciências Ambientais (Capes, 2017). Este índice (IF) varia de acordo com área de conhecimento, contudo é considerado um dos principais critérios para orientar pesquisadores no desenvolvimento e difusão das experiências e conhecimentos científicos em todas as áreas do saber (TODOROV e GLANZEL, 1988). Concluída as duas etapas, o artigo foi avaliado quanto ao ano de publicação, o setor econômico de aplicação com base na Classificação Nacional de Atividades Econômicas – CNAE (que é baseada na *International Standard Industrial Classification of All Economic Activities* – CIU/ISIC), e o tipo de rotulagem ambiental estudada, tipo I, II ou III, de acordo com os pré-requisitos estabelecidos em sua respectiva norma.

Resultados e Discussão

A pesquisa retornou inicialmente 607 artigos científicos, consideradas as três bases. Destes foram selecionados 203 artigos em 73 periódicos distintos utilizando o critério de fator de impacto (IF) $\geq 2,800$. Neste sentido, os artigos foram agrupados por ano, visando identificar se houve alguma alteração quantitativa nesta última década (Figura 1).

Figura 1 – Número absoluto de artigos científicos por ano



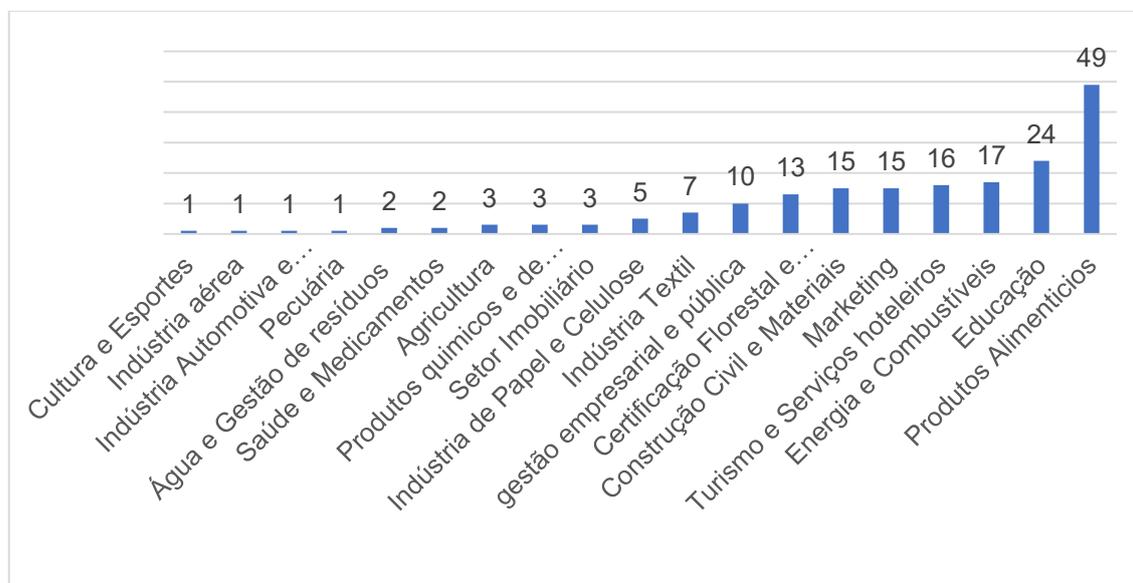
As publicações de modo geral demonstram uma tendência de crescimento linear a partir de 2009, com exceção do ano de 2013, com uma ligeira queda ao nível de 2011, Conforme Gomes e Junior (2018), neste período de 2010 já haviam mais de 600 selos verdes, sendo uma parcela significativa do tipo II. O crescimento expressivo entre 2014 a 2016, pode estar relacionado a uma maior preocupação social com os impactos ambientais provenientes das mais diversas atividades econômicas, principalmente com as decisões dos consumidores. É fato que nos últimos anos os consumidores têm se tornado mais conscientes, e principalmente tem sido observado uma mudança significativa no comportamento empresarial em relação às questões ambientais (GOMES e JUNIOR, 2018).

No sentido de identificar os setores econômicos que tem estudados sob a ótica da rotulagem ambiental, foram classificados 188 artigos em 19 setores econômicos (Figura 2). Os artigos restantes tratam, de forma geral, da economia e não se enquadraram em nenhum dos setores específicos.

O setor que com maior aplicação no período foi o de Produtos Alimentícios. Contudo, este possui uma gama de estudos incluídos, destacando-se os produtos orgânicos, tradicionais e do mar, como peixe e mariscos. Os produtos orgânicos representaram 6%, os tradicionais 51% e os do mar 43% dos estudos. Os resultados seguem a mesma tendência do trabalho de Prietro et al. (2016) que apontaram o setor de pesca e aquicultura como o mais investigado. Além deste, os setores de Educação, Energia e Combustíveis, e Turismo e Serviços hoteleiros são fontes de pesquisas,

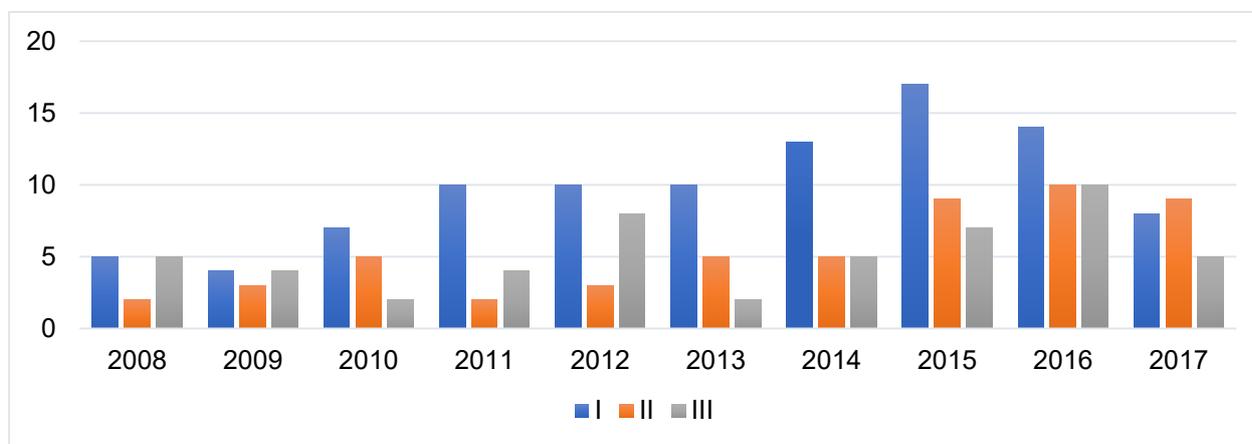
e refletem a mudança comportamental e os fatores psicológicos dos consumidores, como também a busca por informações ambientais relacionados às atividades do cotidiano (HOEK et al., 2013).

Figura 2 – Setores Econômicos de aplicação da rotulagem ambiental (n=188)



Por outro lado, os artigos sobre turismo e serviços hoteleiros evidenciam os efeitos positivos e negativos da propagação sobre a responsabilidade ambiental de hotéis e resorts repassadas aos consumidores, desde informações simples, até a implementação de programas ecológicos (KARLSSON e DOLNICAR, 2016). Além destes, o setor de construção civil tem sido interesse de diversos pesquisadores, analisando o desempenho ambiental das obras e a utilização de materiais, principalmente por ser uma das atividades humanas com maior potencial de impactar o meio ambiente. Passer et al., (2015) ressaltam uma evolução nas certificações ambientais neste setor, em países como: França, Alemanha e Suíça, destacando o uso da Avaliação do Ciclo de Vida como método preferencial para a melhoria no desempenho ambiental de produtos e serviços. O Brasil também difundiu esta prática em conjunto habitacionais e edifícios comerciais, com utilização de certificações como LEED - *Leadership in Energy and Environmental Design* (Piccoli, 2010). No sentido de verificar o tipo de rotulagem ambiental mais estudado durante o período, apresenta-se também a quantidade absoluta de trabalhos por ano (Figura 3).

Figura 3 – Quantidade de artigos por ano e tipo de rotulagem ambiental



Foi possível identificar 98 publicações que seguem recomendações ou a estrutura da rotulagem do tipo I estabelecida pela ISO 14024:2004. É, portanto, em termos absolutos, a norma que mais se destacou no período. Os artigos relacionados à rotulagem tipo I retratam sobre diversos temas, sendo que os mais recentes tratam dos benefícios da

sua utilização em países em desenvolvimento, bem como oportunidades e desafios propostos para o uso destes rótulos ambientais em produtos agrícolas e do mar (COUTO, 2016; VÁZQUEZ-ROWE, 2016). A autodeclaração ou rotulagem tipo II (ISO 14021:2013) e as Declarações Ambientais de Produto ou rotulagem tipo III (ISO 14025:2006) apareceram no período com 53 e 52 publicações relacionadas, respectivamente. No primeiro caso, os autores avaliaram as declarações realizadas por empresas, hotéis e resorts por todo o mundo, a preferência dos consumidores por selos sem verificação por terceira parte, a qualidade das informações fornecidas e seus efeitos benéficos e adversos, bem como os motivos de baixo custo e facilidade na comunicação, que estão motivando diversas empresas estarem se comunicando por meio da rotulagem tipo II. Nos artigos onde constam a rotulagem tipo III, foi possível identificar que a ACV foi utilizada para fundamentar a definição da regra de categoria de produto – RCP, como parte do processo de obtenção da declaração ambiental do produto - DAP. Desta forma, uma parcela dos artigos se desdobram em analisar as categorias de impacto, mas também o aperfeiçoamento da comunicação ambiental entre as empresas e os consumidores (*Business to Consumer*) e entre empresas (*Business to Business*).

Conclusões

A evolução científica sobre rotulagem ambiental tem expandido em todo mundo, com destaque para a produção científica, onde os autores tem buscado argumentar sobre os efeitos e importância da temática para o desenvolvimento sustentável. A pesquisa apontou a evolução quantitativa dos estudos com rotulagem ambiental tendo a rotulagem do tipo I como destaque no período estudado. O setor alimentício de modo geral foi o que obteve maior destaque, podendo estar relacionado a mudança comportamental do consumidor final, com tendência na busca de alimentos mais saudáveis e sustentáveis. Numa análise mais específica por tipo de rotulagem, o tipo I e tipo II tem a maioria dos seus estudos voltados para o setor alimentício abrangendo produtos como: Café, arroz, soja e leite. Contudo, os estudos pertinentes a rotulagem do tipo III tem o foco no setor de construção civil e materiais, sendo a maioria destes artigos advindos de países da Europa. Deste modo, recomenda-se para estudos futuros, a investigação das categorias de impactos abordadas em artigos científicos sobre rotulagem ambiental, em virtude de ressaltar a eficácia em seus parâmetros para a redução de impactos negativos ao meio ambiente.

Agradecimentos

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (476725/4572012-7; 313293/2014-7) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (Fapesb) (PAM0017/2014; BOL0849/2016).

Referências

- ANDREOLI, T. P.; LIMA, V. A.; PREARO, L. C. A (In) Eficácia dos Selos Verdes Sobre O Comportamento Dos Consumidores: Um Estudo Experimental. **Revista Eletrônica de Ciência Administrativa**, v. 16, n. 1, p. 62, 2017.
- BIAZIN, C. C. Rotulagem ambiental: um estudo comparativo entre programas. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.
- BONEZZI, C. B. Competitividade ambiental da siderurgia brasileira: impactos das definições de fóruns internacionais. 2005, 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica). Centro de Desenvolvimento Sustentável da UnB. Brasília/DF. 2007
- BRASIL. Ministério da Educação. Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - **Capex: Relatório de Avaliação 2013-2016 – Quadrienal 2017**. Disponível em: <http://www.capes.gov.br/images/documentos/Relatorios_quadrienal_2017/RELATORIO_QUADRIENAL_AMBIENTAIS.pdf>. Acesso em: 01/12/2017.
- CLEMENZ, G. Eco-labeling and horizontal product differentiation. **Environmental and Resource Economics**, v. 45, n. 4, p. 481-497, 2010.
- COUTO, J.; TIAGO, T.; GIL, A.; TIAGO, F.; FARIA, S. It's hard to be green: Reverse green value chain. **Environmental research**, v. 149, p. 302-313, 2016.

GOMES, N. S.; JUNIOR, E. F. C. ROTULAGEM AMBIENTAL DE PRODUTOS: uma análise de 14 programas do mercado brasileiro, sob o olhar do consumidor. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 7, n. 1, p. 614-642, 2018.

GULBRANDSEN, L. H. Creating markets for eco-labelling: are consumers insignificant? **International Journal of Consumer Studies**, v. 30, n. 5, p. 477-489, 2006.

HOE, V. M. H. A Construção do Sistema Brasileiro de Declaração Ambiental de Produto. 2016. 88 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável). Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

HOEK, J.; ROLING, N.; HOLDSWORTH, D. Ethical claims and labelling: An analysis of consumers' beliefs and choice behaviours. **Journal of Marketing Management**, v. 29, n. 7-8, p. 772-792, 2013.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14021: rótulos e declarações ambientais: autodeclarações ambientais**. Rio de Janeiro, 2013. 30 p.

_____. **NBR ISO 14024: rótulos e declarações ambientais: princípios e procedimentos**. Rio de Janeiro, 2004. 13 p.

_____. **NBR ISO 14025: rótulos e declarações ambientais: princípios e procedimentos**. Rio de Janeiro, 2015. 29 p.

KARLSSON, L.; DOLNICAR, S. Does eco certification sell tourism services? Evidence from a quasi-experimental observation study in Iceland. **Journal of Sustainable Tourism**, v. 24, n. 5, p. 694-714, 2016.

LOPES, V.N.; PACAGNAN, M.N. Marketing verde e práticas socioambientais nas indústrias do Paraná. **Revista de Administração da Universidade de São Paulo**. v. 49, n. 1, p. 116-128, 2014.

MMA – Ministério do Meio Ambiente, 2017. Rio+20: conquistas e desafios. Disponível: <<http://www.mma.gov.br/informma/item/8937-rio-20-conquistase-desafios>>. Acesso em: 13/09/2017.

MUNGKUNG, R.; DE HAES, H. U.; CLIFT, R. Potentials and limitations of life cycle assessment in setting ecolabelling criteria: A case study of thai shrimp aquaculture product (5 pp). **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, n. 1, p. 55-59, 2006.

PICCOLI, R.; KERN, A. P.; GONZÁLEZ, M. A. S.; HIROTA, E. H. A certificação de desempenho ambiental de prédios: exigências usuais e novas atividades na gestão da construção. **Ambiente Construído**, v. 10, n. 3, p. 69-79, 2010.

PRIETRO, S. V.; ALFARO, J. A.; MEJÍA, V., A.; ORMAZABAL, M. ECO-labels as a multidimensional research topic: Trends and opportunities. **Journal of Cleaner Production**, v. 135, p. 806-818, 2016.

TODOROV, R.; GLÄNZEL, W. Journal citation measures: A concise review. **Journal of Information Science**, v. 14, n. 1, p. 47-56, 1988.

SAMPAIO, L. P.; EXLER, R. B. ISO 14000: Perspectivas para a Sociedade Empresarial e o Meio Ambiente. **Revista de Administração e Contabilidade da FAT**, v. 3, n. 2, p. 74-83, 2017.

VACCARI, L. C.; COHEN, M.; ROCHA, A. M. C. O hiato entre atitude e comportamento ecologicamente conscientes: um estudo com consumidores de diferentes gerações para produtos orgânicos. **Revista Eletrônica de Gestão Organizacional**, v. 14, p. 44-58, 2016.

VÁZQUEZ-ROWE, I.; VILLANUEVA-REY, P.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. Opportunities and challenges of implementing life cycle assessment in seafood certification: a case study for Spain. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 4, p. 451-464, 2016.

ROTULAGEM AMBIENTAL NO SETOR DE COSMÉTICOS NO BRASIL: ANÁLISE QUANTITATIVA E QUALITATIVA DA INFORMAÇÃO

Elinara Soares Barros de Sousa¹, José Adolfo de Almeida Neto², Luciano Brito Rodrigues³

¹Universidade Estadual de Santa Cruz, elinarabarros@ufpi.edu.br

²Universidade Estadual de Santa Cruz, jalmeida@uesc.br

³Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, rodrigueslb@uesb.edu.br

Resumo: A utilização da comunicação como instrumento de sensibilização e conscientização do cidadão remete à questão que liga o consumidor às suas escolhas sobre produtos e serviços. Neste contexto, a rotulagem se destaca como instrumento de comunicação de promoção do consumo consciente, por apresentar informações sobre a postura de responsabilidade social e ambiental das corporações, além de possibilitar maior segurança nas escolhas do consumidor. Este trabalho analisa as informações dos rótulos ambientais tipo I dos produtos do setor de higiene pessoal, perfumaria e cosméticos (HPPC) que atuam no Brasil. Foram identificados os rótulos que possuem atuação no país no setor de HPPC, conforme classificação do diretório *Ecolabel Index*. Em seguida, buscou-se as informações constantes nos sites oficiais dos rótulos, identificação a real atuação do rótulo no setor e as informações disponibilizadas aos consumidores. Os resultados obtidos servem para orientar a atuação dos rótulos ambientais quanto à necessidade de melhoria da comunicação dos produtos rotulados e, com isso, possam oferecer orientação ao consumidor para uma efetiva mudança de atitude e consumo consciente.

Palavras-chave: Rotulagem Ambiental; Comunicação; Cosméticos; Higiene pessoal; Perfumaria.

Introdução

As discussões sobre a problemática ambiental são resultado de uma crise da racionalidade econômica que prevaleceu durante a modernização, pois os limites da natureza não eram tidos como importantes (LEFF, 2012). Por considerar irracional o modelo capitalista com seu padrão de produção e de consumo, Leff (2012) ainda afirma que a crise ambiental surge para questionar esses paradigmas até então dominantes, que legitimaram o crescimento econômico em detrimento da natureza.

Percebe-se a necessidade de efetiva mudança nos comportamentos e tomadas de decisão dos governos, das corporações e dos consumidores frente à problemática ambiental. Segundo Neves (2015, p.39-40), o comportamento humano pode ser o foco de diferentes áreas de estudo, tais como educação, psicologia, neurociências, semióticas.

Diante disso, a comunicação é vista como um instrumento importante nas ações que tem como foco o desenvolvimento sustentável, podendo ser utilizada nas políticas públicas, pelas organizações e na sensibilização e conscientização do cidadão.

Quando o assunto é consumo consciente, destaca-se a rotulagem ambiental como um instrumento de comunicação à disposição das corporações, para demonstrar ao seu consumidor uma postura de responsabilidade social, além de possibilitar mais informações e segurança nas suas escolhas de consumo.

O modo de produção capitalista foi sendo questionado quanto à sustentabilidade ambiental, passou-se então a ter uma preocupação também em se ter conhecimento de como essa produção é realizada e quais os impactos diretos e indiretos causados ao meio ambiente. Influenciados pela obrigatoriedade do uso de rótulos em produtos agrotóxicos e raticidas, em que traziam as recomendações quanto ao modo de armazenar e manusear os produtos (COMPANHOL; ANDRADE; ALVES, 2003), em 1977 foi criado pelo Ministério de Meio Ambiente da Alemanha o primeiro rótulo ambiental voluntário, denominado *Blue Angel* (COMPANHOL, ANDRADE, ALVES, 2003; NAKAHIRA, MEDEIROS, 2009). Desde então, outros rótulos foram surgindo: *Ecologic Choice*, no Canadá; *EcoMark*, no Japão; *Green Cross* e *Green Seal*, nos Estados Unidos (COMPANHOL; ANDRADE; ALVES, 2003).

Companhol, Andrade e Alves (2003, p. 9) e Corrêa (2000 apud Preussler et al, 2006, p. 3) afirmam que a rotulagem ambiental é importante na mudança dos padrões de consumo e estimula os fabricantes a adotarem atitudes e mecanismos mais limpos na produção de seus produtos e os consumidores à escolherem produtos que causem menos danos ao meio ambiente.

A rotulagem ambiental está normatizada na série de normas ISO 14020, que trazem as diretrizes para que as empresas pratiquem as diversas estratégias de comunicação dos aspectos ambientais dos seus produtos. A rotulagem é classificada em três: tipo I (ISO 14024), que são rótulos criados por entidades independentes aplicáveis a produtos

ambientais baseados em critérios ambientais com perspectiva de ciclo de vida. Esses rótulos apresentam maior confiança para os consumidores, pelo fato dos critérios serem avaliados por empresas independentes, ou seja, o processo produtivo passa por uma auditoria em que as informações fornecidas são verificadas e validadas.

A rotulagem do tipo II (ISO 14021) são as autodeclarações sobre aspectos dos seus produtos, feitas pelas próprias empresas. Esse é o tipo mais encontrado no mercado. Mesmo que tenha que cumprir as normas estabelecidas pela ISO 14021, os rótulos apresentados são afirmações das empresas produtoras, podendo um rótulo dar destaque a uma característica positiva do produto em detrimento de outras negativas, que podem representar impactos negativos significativos ao meio ambiente. Por não ser avaliada por organização independente, esse tipo de rotulagem é menos confiável para orientar os consumidores.

Os rótulos do tipo III (ISO 14025) “apresentam informação ambiental quantificada sobre o ciclo de vida de um produto para permitir comparações entre os produtos que cumprem a mesma função” e são concedidos por entidades independentes. A ISO 14025 traz ainda que a princípio a comunicação das informações contidas nesse rótulo é destinada às empresas, mas não descarta a realização de comunicação com o consumidor final.

O setor de Higiene Pessoal, Perfumaria e Cosméticos (HPPC) é destaque na indústria brasileira e também utiliza os rótulos ambientais para informar aos consumidores as ações responsáveis desenvolvidas pelas empresas. Segundo a Associação Brasileira da Indústria de Higiene Pessoal, Perfumaria e Cosméticos (2017), entre 2007 e 2014 o setor apresentou maior crescimento que o restante do setor industrial e teve queda próxima aos outros setores da indústria nos anos de 2015 e 2016, devido à crise econômica.

Mesmo com a queda nesses dois anos, o setor teve um crescimento composto de 10,5% (ABIHPEC) e exporta para 153 países, destacando-se a Argentina e em seguida Chile, Colômbia e México. Além disso, o Brasil possui 49,1% de representatividade na América Latina e é o quarto em número de consumidores, ficando atrás somente dos Estados Unidos, China e Japão.

Diante disso, foi identificada a importância de realizar uma análise da comunicação e dos perfis de rótulos ambientais constantes no mercado brasileiro de produtos do setor de HPPC, destacando os rótulos do tipo I, pela sua relevância atual.

Metodologia

O estudo analisou a comunicação dos rótulos dos produtos do setor de HPPC de empresas que atuam no mercado brasileiro. Por ser um estudo que foca na comunicação da empresa com o consumidor, destacou-se o rótulo ambiental tipo I.

Primeiramente, fez-se uma pesquisa dos rótulos ambientais do tipo I que atuam em empresas do setor. Em seguida, foram analisadas as informações sobre os rótulos selecionados disponibilizadas nos sites oficiais e sua atuação no setor pesquisado.

A pesquisa foi realizada a partir das informações obtidas no *site Ecolabel Index*, que é o diretório global de rótulos ambientais. Segundo o diretório, atualmente existem 464 rótulos ambientais em 199 países, sendo distribuídos em 25 setores industriais. No setor de cosméticos e cuidados pessoais estão classificados 66 rótulos divididos em diversos países.

Do valor total de rótulos encontrados no diretório, 41 estão vinculados ao Brasil, sendo que dez desses podem ser aplicados a produtos do setor de cosméticos e cuidados pessoais, são eles: ABNT Certificadora, BASF *Eco-Efficiency*, *Carbon Free Certified*, *Carbon Neutral Certification*, Ecocert, Fairtrade, IMO *certified*, *Natruel-Label*, Sustentax e Terra cycle.

Todos os rótulos encontrados são do tipo I, ou seja, são classificados como de terceira parte, pois os produtos que levam os rótulos são avaliados e certificados por organização independente. A partir disso, buscou-se verificar como esses rótulos atuam no mercado brasileiro.

Nessa fase da pesquisa foram observados os sites oficiais dos dez rótulos selecionados, buscando verificar as informações disponíveis ao consumidor final. Durante a pesquisa, houve dificuldade de encontrar as informações sobre os produtos cosméticos que possuem esses rótulos, pois as informações constantes nos sites oficiais dos rótulos são de difícil acesso, incompletas e em alguns casos os sites não disponibilizaram a lista dos produtos rotulados.

Diante disso, fez-se a análise das informações disponíveis, considerando as informações à disposição para os consumidores nos endereços eletrônicos oficiais.

O rótulo *IMO certified*, do grupo Ecocert, direciona as buscas eletrônicas de informações dos produtos cosméticos no endereço eletrônico para o *site* do rótulo Ecocert, sendo, portanto, analisadas conjuntamente.

A partir disso, foi possível identificar como esses rótulos do tipo I comunicam as informações dos produtos cosméticos e de cuidados pessoais aos seus consumidores finais.

Rótulos pesquisados

A ABNT Certificadora, através do rótulo ABNT Ambiental, já possui critérios para certificação de produtos cosméticos. No entanto, os mesmos estão passando por revisão atualmente. A pesquisa identificou que a ABNT Ambiental não possui produtos do setor de HPPC certificados. Ou seja, mesmo que o rótulo tenha como setor de atuação os cosméticos, não houve até a presente data produtos do setor certificados.

No *site* foram encontradas informações sobre outros produtos que possuem o rótulo ABNT Ambiental e os critérios utilizados nos setores, que antes de serem publicados pelo comitê técnico, ficam disponíveis para consulta pública. Além disso, o *site* traz informações básicas sobre o que é o rótulo ABNT Ambiental.

Mesmo não possuindo produtos do setor de HPPC rotulados, as informações disponibilizadas sobre o ABNT Ambiental proporcionam ao consumidor informações de como se dá a certificação, dados do produto, marca, modelo, critérios utilizados e a validade do rótulo.

As informações sobre os produtos rotulados são organizadas no *site* em 12 categorias, divididas em: automotivo, produtos de limpeza, construção civil, materiais de escritório, produtos de papel, baterias, vestuário e têxteis, eletrodoméstico, equipamentos de escritório/mobiliário, tintas/revestimentos, produtos para cuidados pessoais e serviços. Mais uma vez é importante destacar que nem todas as categorias possuem produtos rotulados atualmente.

A BASF *Eco-Efficiency* está classificada como um rótulo no diretório *Ecolabel Index*, mas a partir da análise das informações obtidas no *site* oficial, observou-se que é uma empresa do setor químico que produz matéria prima para produtos finais, levando em consideração a questão da sustentabilidade. O padrão BASF *Eco-Efficiency* é verificado por organização independente.

No *site* BASF *Eco-Efficiency* os produtos e fórmulas desenvolvidos pela empresa são divididas em 16 categoriais: plástico e borracha, polpa e papel, nutrição, cuidados pessoais e higiene, químicos, cuidados com a casa e limpeza profissional, tintas e revestimentos, indústria automotiva e transporte, couro e calçados, embalagens e impressão, móveis e madeira, elétricos e eletrônicos, agricultura, construção, energia e recursos, farmacêuticos. Na versão em inglês do *site* é disponibilizada lista dos produtos e fórmulas desenvolvidos pela empresa.

No Brasil, atuação dessa empresa se dá junto ao desenvolvimento de produtos do grupo Boticário, que destaca a atuação da BASF *Eco-Efficiency* no desenvolvimento dos produtos da marca. As informações sobre a BASF *Eco-Efficiency* obtidas no *site* da Boticário são referentes às atitudes sustentáveis desenvolvidas pelo grupo.

Carbon Free Certified é um rótulo ambiental que trata especificamente da pegada de carbono, em que busca informar sobre as emissões dos produtos e as empresas que estão realizando compensações das emissões de gases do efeito estufa para a atmosfera.

Não foi identificado produto do setor de HPPC com o rótulo *Carbon Free Certified*. Ou seja, apesar de constar na classificação inicial o setor de HPPC, na prática ainda não ocorreu nenhuma certificação do setor.

A *Carbon Neutral Certification* é uma empresa certificadora especializada em medição e redução de uso de energia e impacto ambiental, que traz soluções para a redução dos gases do efeito estufa resultantes da produção e serviços do produto. No *site* são encontradas informações de 20 empresas que utilizam do serviço da certificadora, de um total de mais de 350 empresas certificadas. No endereço eletrônico não foi possível encontrar as informações de todas as empresas e produtos que possuem esse certificado, não podendo ser afirmado se os produtos do setor de HPPC estão entre os produtos rotulados.

Fairtrade é o rótulo de comércio justo. A partir da auditoria da certificadora FLO-CERT, produtores, comerciantes e empresas são certificados quando cumprem os critérios acordados internacionalmente para caracterizar comércio

justo entre as partes. No *site* é possível observar que se tratam de produtos agropecuários, que podem ser utilizados como matéria prima de produtos cosméticos.

A Ecocert é um rótulo utilizado em produtos e matérias primas. Durante a pesquisa foi possível encontrar certificação de produtos cosméticos e foram encontradas empresas brasileiras que possuem este rótulo. No entanto, notou-se que as empresas de cosméticos brasileiras têm os certificados de matéria prima e não de produtos finais. A empresa trabalha especificamente em certificar cosméticos orgânicos. Ou seja, o foco da rotulagem é nos ingredientes utilizados na fabricação dos produtos cosméticos.

O *site* do Ecocert traz informações sobre os processos de validação dos ingredientes, matérias-primas, fórmulas e embalagens. Apresenta ainda guias de certificação e regulamentos orgânicos. A partir dessas informações é possível que o consumidor tenha informações objetivas sobre o rótulo, incluindo os critérios e procedimentos utilizados e quais os produtos possuem o rótulo ambiental.

A *Natrue-Label* é uma empresa voltada para a certificação de produtos cosméticos orgânicos e naturais. Segundo o *site*, são mais de 5550 produtos que possuem esse rótulo. No endereço eletrônico oficial é possível verificar todos os produtos finais que possuem esse rótulo, dentre os quais, 167 produtos estão disponíveis no mercado nacional. As informações fornecidas no *site* destacam, entre outras coisas, a história do rótulo, o regulamento utilizado na avaliação dos produtos e informações referentes à sustentabilidade voltada para os consumidores. Por ser um rótulo voltado para a certificação de produtos cosméticos, constatou-se como deficiência o fato do *site* não possuir versão em português, limitando o número maior de acesso a informações por consumidores brasileiros.

Cabe destacar ainda que os produtos avaliados pela *Natrue-label* trazem em suas embalagens, além do rótulo ambiental, informações adicionais como 100% orgânicos, produto natural, entre outros. Essa é uma estratégia comunicacional que busca chamar mais atenção do consumidor, caso o mesmo não saiba o significado do rótulo da *Natrue-label*.

Sustentax foi definido no diretório Ecolabel Index como um rótulo que atua no setor de cosméticos e cuidados pessoais. Entretanto, durante a pesquisa no *site* oficial não foi possível identificar a atuação desse rótulo no setor, considerando que os textos contidos tratam sobre temas gerais, como: negócios, economia e técnicas sustentáveis para empresas.

Terra *Cycle* é um programa de coleta de resíduos, sendo que os não recicláveis pós-consumo são coletados e transformados em novos produtos e materiais. O rótulo conta com a parceria de diversas empresas, inclusive empresas do setor de cosmético. A partir das informações colhidas no *site* da Terra *Cycle* foi observado que o foco é a embalagem dos produtos cosméticos e não os ingredientes que são utilizados em sua fabricação. No entanto, além da coleta, a empresa fabrica produtos com o material reciclável que também levam o rótulo.

O *site* disponibiliza ao consumidor programas de coletas de embalagens de produtos do setor HPPC. Além disso, tem informações sobre as empresas parceiras e explica o passo a passo de como o consumidor pode enviar os resíduos reciclados e revertê-los em doações para entidades sem fins lucrativos ou escolas.

Na tabela 1 são apresentados os perfis dos rótulos ambientais pesquisados a partir das informações encontradas nos *sites* oficiais, destacando se os que possuem produtos do setor de HPPC rotulados, se informam os critérios utilizados e o idioma utilizado no *site*.

Tabela 1: Rótulos Ambientais encontrados no Brasil que podem ser aplicados no setor de HPPC

Denominação	Rótulo	Informações no site oficial
ABNT Ambiental Site: http://www.abntonline.com.br/sustentabilidade/		Site em português; Definição e benefícios do rótulo; Rótulo apresenta os critérios de avaliação, no entanto não possui nenhum produto de HPPC rotulado; Disponibiliza lista com os produtos rotulados;
BASF Eco-Efficiency Site: https://www.basf.com/br/pt.htm		Site possui versão em português; Rótulo de matéria prima de produtos HPPC; Disponibiliza lista com as matérias primas trabalhadas. Viabiliza em inglês e alemão relatório anual da empresa.
Carbon Free Certified Site: https://carbonfund.org/product-certification/		Site em inglês e não possui versão em português; Não há produto de HPPC rotulado; Não disponibiliza produtos e empresas rotuladas.
Carbon Neutral Certification Site: http://www.verus-co2.com/certification.html		Site em inglês e não possui versão em português; Definição e benefícios do rótulo; No endereço eletrônico são estabelecidos os processos de avaliação dos clientes. Não possui produto de HPPC rotulado; Disponibiliza lista de clientes.
Fairtrade Site: https://www.fairtrade.net/		Site nas versões inglês e espanhol; Definição e impacto do rótulo nos produtores; Não possui produto de HPPC rotulado; Disponibiliza lista de produtores certificados.
Ecocert Site: http://brazil.ecocert.com/		Site com versão em português; Definição do rótulo; Disponibiliza os processos de validação de matéria-prima, fórmulas e embalagens; Certificação de matéria prima para produtos cosméticos; Disponibiliza lista com os produtos rotulados.
Natrue-Label Site: http://www.natrue.org/		Site com versões em inglês, francês, alemão e italiano; Disponibiliza lista com os produtos rotulados e ingredientes utilizados nos produtos cosméticos; Publica relatório anual da empresa.
Selo Sustentax Site: https://selosustentax.com.br/		Site em português; Não disponibiliza lista com os produtos rotulados; Se limita a informar sobre sustentabilidade em negócios.
Terra Cycle Site: https://www.terracecycle.com.br/pt-BR/		Site com versão em português; Definição e benefícios do rótulo; Parceria com empresa de cosméticos; Disponibiliza programas de reciclagem ao consumidor final.

Fonte: Elaboração própria

Conclusões

A partir dos dados obtidos durante a pesquisa, foi possível realizar a identificação das informações apresentadas nos sites oficiais dos rótulos ambientais do setor de HPPC que atuam no mercado brasileiro, destacando-se a qualidade da informação e as barreiras existentes para que essas informações possam ser utilizadas pelo consumidor brasileiro. Uma barreira relevante foi a ausência de uma versão em português do site, tal como no caso dos rótulos *Carbon Free Certified*, *Carbon Neutral Certification*, *Fairtrade*, *Natruie-Label*.

Além disso, as informações disponíveis nos sites oficiais dos rótulos pesquisados nem sempre são claras e objetivas para o consumidor final, de modo que podem provocar dúvidas sobre os produtos rotulados. Nem todos os sites disponibilizam informações sobre os produtos que possuem os rótulos e quais os critérios utilizados para a certificação dos produtos finais e matérias-primas.

Conclui-se que as informações dos rótulos ambientais de produtos do setor de HPPC à disposição do consumidor brasileiro são insuficientes, não possibilitando que o mesmo possa ter clareza sobre vantagens e desvantagens dos produtos rotulados.

Cabe destacar que a falta de informação disponibilizada se caracteriza como um ruído comunicacional, interferindo no conhecimento dos consumidores sobre a importância dos produtos rotulados.

Referências

ABIHPEC – Associação Brasileira da Indústria de Higiene Pessoal, Perfumaria e Cosméticos. **Panorama do setor de Higiene Pessoal, Perfumaria e Cosméticos: Resultados 2016.** (2017). Disponível em: <https://abihpec.org.br/publicacao/panorama-do-setor-2017/>. Acesso em: 25 jun. 2017.

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. (2015) **RESOLUÇÃO DA DIRETORIA COLEGIADA - RDC Nº 07**, de 10 de fevereiro de 2015. Disponível em: http://portal.anvisa.gov.br/documents/10181/2867685/RDC_07_2015_.pdf/. Acesso em: 05 jan. 2018.

COMPANHOL, E. M.; ANDRADE, P.; ALVES, M. C. M. (2003) Rotulagem ambiental: Barreira ou Oportunidade Estratégica? **Revista Eletrônica de Administração**, Franca, v. 2, n.2.

LEFF, E. (2012) **Saber Ambiental: sustentabilidade, racionalidade, complexidade, poder.** 9 ed. Petrópolis: Vozes

NAKAHIRA, E.; MEDEIROS, G. A. (2009) ROTULAGEM AMBIENTAL: O CASO DO SETOR COSMÉTICO. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 6, n. 2, p. 544-563.

NEVES, C. A. A. (2015) **Avaliação da Eficácia de Programas de Rotulagem Ambiental: uma Aplicação no Segmento de Eletrodomésticos da Linha Branca.** Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis.

PREUSSLER, M. F.; MORAES, J. A. R.; VAZ, M.; LUZ, E.; NARA, E. O. B. (2006) Rotulagem Ambiental: Um Estudo Sobre a NBR 14020. XIII Simpósio de Engenharia de Produção, 2006, Bauru. **Anais eletrônicos...** Bauru.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14020: rótulos e declarações ambientais: princípios gerais.** Rio de Janeiro, 2002.

_____. **NBR ISO 14021: Rótulos e declarações ambientais: Autodeclarações ambientais: rotulagem tipo II.** Rio de Janeiro, 2013.

_____. **NBR ISO 14024: Rótulos e declarações ambientais: Declarações ambientais de Tipo I: Princípios e procedimentos.** Rio de Janeiro, 2001.

_____. **NBR ISO 14025: Rótulos e declarações ambientais: Declarações ambientais de Tipo III: Princípios e procedimentos.** Rio de Janeiro, 2015.

Sites

ABNT AMBIENTAL. Disponível em: <http://www.abntonline.com.br/sustentabilidade>. Acesso em: 23 mar. 2018.

BASF ECO-EFFICIENCY. Disponível em: <https://www.basf.com/br/pt.html>. Acesso em: 23 mar. 2018.

CARBON FREE CERTIFIED. Disponível em: <https://carbonfund.org/product-certification/>. Acesso em: 24 mar. 2018.



CARBON NEUTRAL CERTIFICATION. Disponível em: <http://www.verus-co2.com/certification.html>. Acesso em: 24 mar. 2018.

ECOCERT. Disponível em: <http://brazil.ecocert.com/>. Acesso em: 25 mar. 2018.

ECOLABEL INDEX. Disponível em: <http://www.ecolabelindex.com/>. Acesso em: 20 jan. 2018.

FAIRTRADE. Disponível em: <https://www.fairtrade.net/>. Acesso em: 24 mar. 2018.

IMO CERTIFIED. Disponível em: http://www.imo.ch/logicio/pmws/indexDOM.php?client_id=imo&page_id=home. Acesso em: 23 mar. 2018.

NATRUE-LABEL. <http://www.natrue.org/>. Disponível em: Acesso em: 24 mar. 2018.

SELO SUSTENTAX. Disponível em: <https://selosustentax.com.br/>. Acesso em: 23 mar. 2018.

TERRA CYCLE. Disponível em: <https://www.terracecycle.com.br/pt-BR/>. Acesso em: 25 mar. 2018.

LEED v4 APPROACH TO LCA AT WHOLE-BUILDING LEVEL

GOMES, Vanessa¹; SAADE, Marcella R.M.¹; GUIMARÃES, Gabriela D.¹; Silva, Maristela G.²

¹Department of Architecture and Construction, University of Campinas, vangomes@fec.unicamp.br

²Department of Civil Engineering, Federal University of Espirito Santo

Abstract: The LEED v4 Building Life-cycle Impact Reduction credit requires improved life cycle impacts compared to a baseline building. The LCA scope is a cradle-to-grave assessment of the building's structure and enclosure, following CEN EN 15804:2013 system boundaries definition to encompass A1–A4 (product stage and construction process), B1–B5 (use stage) and C1–C4 (end-of-life stage). Life cycle impacts must be calculated for six categories (global warming potential, GWP; depletion of the stratospheric ozone layer; acidification of land and water sources; eutrophication; formation of tropospheric ozone; and depletion of nonrenewable energy resources). The baseline and proposed buildings must be functionally equivalent, i.e.: have comparable orientation and location, size, function and service life (≥ 60 yrs) to fully account for maintenance and replacement, and operating energy performance as defined in EA Prerequisite Minimum Energy Performance. The proposed building must show improved energy performance (5% relatively to ASHRAE 90.1: 2010 baseline). A minimum 10% reduction relatively to the baseline must be demonstrated for GWP and other two impact categories, whilst no environmental impact category may increase by more than 5%. If all six impact categories are reduced by 10%, an extra point is awarded through an Innovation credit. Cut off criteria typically found in published whole-building LCAs is 5% of total mass and energy. Though LEED V4 tries to find the right balance between simplification whilst yielding meaningful results, the required LCAs apply a much larger cut off rule. This paper explores the implications of such approach, through a Brazilian case study.

Keywords: Life cycle assessment, LEED, whole-building LCA

Introduction

The completeness dilemma in whole-building LCA

LCA's data intensity at product level is already well known. Addressing whole-buildings adds considerable complexity, and practitioners try to find a compromise that balances the unavoidable simplification whilst yielding meaningful results that enables such assessment also at building level. Nonetheless, interest in whole-building LCA rapidly growing worldwide.

The robust European regulation framework developed by CEN TC 350 for the construction sector, among other actions, sets the example and guides global practice. Standards CEN EN 15804 - Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products (CEN, 2013) and CEN EN 15978 - Sustainability of construction works - Assessment of environmental performance of buildings - Calculation method (CEN, 2011) are quickly becoming the standard methodology for reporting construction sector environmental data. In 2011, 25 organizations across 17 European countries agreed to establish the EN 15804-based 'ECO' environmental product declaration (EPD) platform. Concluded one year later, the transnational European *EeB Guide Project* (EeBGuide, 2012) developed guidelines for using Standards EN 15804/15978 within the *Energy Efficient Buildings Initiative* (E2B EI). Finally, major European building certification schemes such as DGNB (Sustainable Building Certificate, Germany) and HQE (Haute Qualité Environmental, France) have incorporated the EN 15804/15978 provisions. Designers and LCA practitioners in other regions (e.g. for the first North American environmental building declaration) are gradually using it as well, while local standards and protocols for standardized and transparent reporting of environmental performance of buildings are still developing.

The EeBGuide (2012) acknowledges that (1) for whole-building LCA, it is important to ease the process, as it is a time-consuming task to account of possibly hundreds of building products in the overall LCA; and (2) some building products or technical equipment may not have LCA or EPD data in some countries. In this sense, the so-called cut-off rules become a helpful resource, since they enable LCAs to be carried out without having to integrally model the product system (EeBGuide, 2012). The cut-off criteria refer to the omission of non-relevant life cycle stages, activity types, specific processes and products and elementary flows from the system model (EC JRC-IES, 2010). These cut-off rules are recommended, for enabling simplification of the assessment, and, in particular, for reducing its complexity (EeBGuide, 2012).

Cut-off rules are expressed in terms of the percentage of environmental impacts that have been approximated to be excluded via the cut-off. This causes an apparent paradox since one must know the final result of the LCA to be able to

know which parts of it (i.e. processes, elementary flows etc) can be left out (EC JRC-IES, 2010). In practice, the total inventory is always unknown, but must be extrapolated from the measured or calculated data. The most common cut off criteria refer to mass and energy, and can be limited if a study is interested in assessing e.g. (eco)toxicity indicators and comprises raw materials with low energy or mass input while having a high toxicity effect. In this case, they should always be taken into account in the LCI (EeBGuide, 2012).

For product LCA, the cut-off rules are generally defined in the database or in an existing product category rule (PCR) in accordance with standard EN 15804. For building LCA studies the practitioner is likely to use data from previously calculated LCA or EPD, which have already followed their own cut-off rule. Enlarging the scope to encompass whole buildings adds another layer of cut-off rules, which refers to the number of building products quantified to model the complete building (EeBGuide (2012)).

Whole-building LCA practiced worldwide

The ILCD Handbook (EC JRC-IES, 2010) Provisions 9.3.2 offer practical guidance to apply cut-offs and acknowledges the possibility to remove from the inventory all **negligible flows that jointly make up less than 10 % of the share of impact that is cut off** (e.g. if the completeness is 95 %, 10 % of the 5 % cut-off (=0.5 %) is considered negligible). Resulting inventories are reduced by roughly 50 to 80 % of the inventory flows, easing quality control and interpretation. For transparency and communication sake though, it is recommended to leave them in.

Standards CEN EN 15804/15978 are aligned to ISO 14044's section 4.2.3.3.3 (ISO, 2006) when stating that all inputs and outputs to a (unit) process for which appropriate data is available shall be included in the calculation. Data gaps may be filled with average or generic data based on conservative assumptions, which shall be properly documented. If no appropriate data are available at all, cut-off rules can be applied to leave the respective aspect out. Both of the latter cases should be documented transparently, particularly for comparative studies. Standards CEN EN 15804/15978 then follow a simplified approach, and admit that materials and processes can be omitted whenever the process contributes with **less than 1% of total mass OR renewable or non-renewable primary energy, and all excluded materials and processes do not exceed 5% of total energy use AND mass.**

The EeBGuide (2012) offers specific guidance for the cut-off rules for complete LCA of buildings and for less strict screening and simplified alternatives. **For complete building LCAs**, the ILCD Handbook provisions (EC JRC-IES, 2010) define the cut-off rules to be followed. If ILCD Handbook provisions are not achievable in practice, then the cut-off rules presented in EN 15804/EN 15978 may be used, but the study type would no longer configure a complete LCA (EeBGuide, 2012). The general rule for simplification is to conduct a complete LCA, and then see whether it is relevant to neglect items due to potentially missing data (EeBGuide, 2012). In any case, exclusion of building products should always be justified by the practitioner. **For screening and simplified building LCA**, the practitioner should refer to the list of mandatory building products and technical equipment to include in the assessment. Items not listed remained as 'optional building products', due to potentially missing data at the time. Default values should be used whenever available at the European level, even if they are not very representative of a specific product, to limit the cut-off rules (validation step), while easing the completion of the study by practitioners (EeBGuide, 2012).

LEED v.4 approach and requirements

In its latest version (v.4, of 2013), the US rating system Leadership in Energy and Environmental Design (LEED) finally included LCA aspects in its Materials and Resources category, measured by two separate credits addressing a **simplified whole-building LCA** (according with EeBGuide's classification of types of study) and/or consistent use of EPDs in overall specifications. This paper focuses on the first alternative.

For new construction (buildings or portions of buildings), the LEED v4 Building Life-cycle Impact Reduction credit requires improving building life cycle impacts compared to a baseline building. Life cycle impacts must be calculated for six categories: **global warming potential, in kg CO_{2e}**; depletion of the stratospheric ozone layer, in kg CFC-11; acidification of land and water sources, in moles H⁺ or kg SO₂; eutrophication, in kg nitrogen or kg phosphate; formation of tropospheric ozone, in kg NO_x, kg O_{3e}, or kg ethene; and **depletion of nonrenewable energy resources, in MJ**. These categories match EN 15978's predetermined impact category indicators of LCIA using characterisation factors according to EN 15804.

The baseline and proposed buildings must be functionally equivalent, i.e.: have comparable function; orientation and location; size; operating energy performance, as defined in EA Prerequisite Minimum Energy Performance; and service

life, to fully account for maintenance and replacement. Regardless of local regulations or practices, LEED establishes a minimum reference service life of 60 years. As a starting point, the proposed building must demonstrate improved energy performance ($\geq 5\%$) when compared with the same baseline building defined by ASHRAE 90.1:2010 for performance demonstration in the Energy and Atmosphere category. Then, the LCA results must demonstrate a minimum 10% reduction - relatively to the baseline design - in the values of global warming potential and other two impact categories of free choice, whilst not increasing the values of the remaining environmental impact indicators by more than 5%. If the values of all six impact categories are reduced by 10%, an extra point is awarded through the 'Innovation' credit. The scope should be a cradle-to-grave assessment following EN 15804:2013 system boundaries definition to encompass A1–A4 (product stage and construction process), B1–B5 (use stage) and C1–C4 (end-of-life stage). Only building structure and enclosure are assessed (USGBC, 2013; USGBC 2017).

The LEED v.4. does not require that new structural and envelope enclosures are re-simulated for their contribution to operational energy efficiency, and it is well known that the building assembly's synergic effect defines overall energy performance rather than isolate analysis of its parts.

Life cycle-based studies (Dobbelsteen et al., 2007; Haapio; Viitaniemi, 2008; Kellenberger; Althaus, 2009; Moon, 2009) have consistently shown the envelope and structural frames as major contributors to the environmental loads of a building. Such specific contribution is however not always precisely stated or consistently described across literature. Dobbelsteen et al. (2007) suggest that the building structure and envelope responds for 40 - 60% of a building's impacts. Therefore, it seems reasonable to assume – like LEED v.4. does - that, since the mass of the building is mainly driven by the structural components, by covering the structural frame and envelope, a relevant or maybe even representative portion of all materials would be included.

The problem is that mass-based (and analogously to energy) cut off can neglect products - such as floor coverings and paints - which are likely to overcome the structural components' environmental impacts for specific categories. The LEED v.4 rationale amplifies this problem, as it allows for excluding elements representing 60-40% of a building's mass from the assessed system product. This represents a cut off rule manifolds larger than the typical 5% admitted by EN 15978, which assumes that all the rest of the design remains the same, whilst only the variations in specific elements are assessed. This paper explores the implications of such approach, through a Brazilian case study.

Research questions | Hypothesis | Objective

Typical cut off criteria found in recommendations and published research on LCA at whole-building level are below 5% of total mass and energy. Though LEED V4 tries to find the right balance between simplification whilst yielding meaningful results, its approach – among other things - applies a much larger cut off rule.

This raises some potential research questions to answer:

- Is it appropriate to reduce assessment's scope to encompass only (1) structure and enclosure- and (2) six impact categories?
- How much relevant impact is being neglected?
- Could a higher cut-off rule be applied to further ease whole-building LCAs without excessively compromising main findings? Is there a trend for an 'adequate' balance point?

To verify the hypothesis that too much impact is neglected by such simplification, our objective is to calculate whole building cradle-to-grave (with options) impacts for a case study, illustrated by selected impact categories, and contrast results of two scope scenarios: best-of-knowledge 'complete' LCA vs. the simplified LEED v.4 approach.

Method

Firstly, our case study - a small laboratory building - was completely modelled following ISO 14044:2006, and ILCD and EN 15804/EN 15978 provisions, whereas considering national peculiarities regarding transport, wastage and replacement factors. Processes were listed and quantified, as well as the building's mass, to configure a cradle to grave LCA with options. The categories assessed are **climate change**, with greenhouse gas (GHG) emissions expressed as global warming potential (GWP, in kg CO_{2e}) - mandatory for LEED v.4 – and **depletion of nonrenewable energy resources** (PENRT) expressed as non-renewable cumulative (primary) energy demand (CED_{nren}, in MJ) – mandatory for the EeBGuide Project. PERT (CED_{ren}, in MJ) and PET (CED_{total}, in MJ) are also presented for reference purposes, as

suggested by the EeBGuide (2012). Then, the case study was remodelled in accordance with the LEED v.4 provisions (RSL of 60years, structure and enclosure only) and impacts in the same categories calculated.

- **Case study description**

Our case study is the ‘minimum lifecycle embodied energy and emissions’ (minLCee) building, a 1,005.21 m² gross floor area (GFA) living lab experimentally designed for the University of Campinas, Brazil, aiming at achieving, at least, the net zero energy status. The project design was developed as a sustainable construction demonstration project, and incorporated integrated design process, low-energy and resource use optimization strategies, onsite renewable energy technologies and storm water management, low-energy air conditioning system, living roofs and façade, earth construction, online resource use and indoor monitoring, among other best practices.

- **Operational energy simulation**

The Living Lab was designed to be high level-certifiable by both US LEED BD+C: New Construction v2009 (LEED 2009, valid for registrations until April 7th, 2016) and Brazilian PROCEL rating system. For new buildings, LEED 2009 Energy and Atmosphere (EA) category required that the proposed design (1) complied with the mandatory provisions in ANSI/ASHRAE/IESNA Standard 90.1-2007, with errata but without addenda; and (2) demonstrated a 10%-improvement in the proposed building performance rating, compared with the baseline building performance rating calculated according to the method in Appendix G of the same standard, using a computer simulation model for the complete building project.

We simulated seven strategies using Energy Plus software v. 6.0.0.023 and the EPW weather file for Campinas – SP. Reduced lighting power density (-15%), daylight sensors (-11,94%), improved envelope’s thermal insulation (-10.48%) resulted in a 27,32%-reduction in energy consumption and cost relatively to the baseline, which not only complied with LEED 2009’s prerequisite, but also earned six points under credit EAc1. This performance level is more than enough to comply with LEED v.4. updated requirement (5% reduction against the baseline calculated according to the 2010 version of Standard 90.1 (ASHRAE, 2010).

- **Whole-building LCA**

The system boundary defined for the lifecycle modeling spans from ‘product’ to ‘end of life’. A summary of chosen aspects and methods is shown in Table 1.

Table 2 - Summary of methodological choices and definitions

Goal	Calculation of LivingLab’s lifecycle energy use (renewable, non-renewable and total life cycle energy demand) and GHG emissions (global warming potential) in two scenarios: complete LCA vs. LEED v.4 approach
Scope	Cradle to grave (A1-5, B1-5, C1-2)
Reference study period	60 years
Operational energy simulation	Energy Plus v. 6.0.0.023
Functional unit	The whole assessed building
Inventory data	Ecoinvent 2.2 (mostly) ^a
Impact assessment methods	CML 2001 (for GWP) and Cumulative Energy Demand (for CEDr, CEDnr and CED total)
Indicators	GWP, CEDr, CEDnr, CEDtotal

^a Ecoinvent 2.2 was the most used and preferred database, but for some materials - absent in the latter - the use of other databases was necessary.

Results and discussion

LEED v.4. scope covers 66% of our case study’s lifecycle mass. Such coverage is expressive (68- 80%) for all lifecycle stages but the replacement module (16%). Given that the structural elements set the building’s reference service life, replacement is dominated by substituting partitions (78% of replaced mass), but only minor intervention in the façades and roof (respectively 14% and 2% of replaced mass) would be captured in LEED’s LCA. The relatively limited contribution that replacement bears to the lifecycle mass (16%) also limits its effect on the overall result (Figure 1). Contrastingly, just around half (42% of CEDnren and 56% of GWP) of the case study’s impacts at product stage (modules A1-A3) were encompassed by LEED’s LCA scope (Figure 2).

Figure 1 – Contributors to lifecycle mass

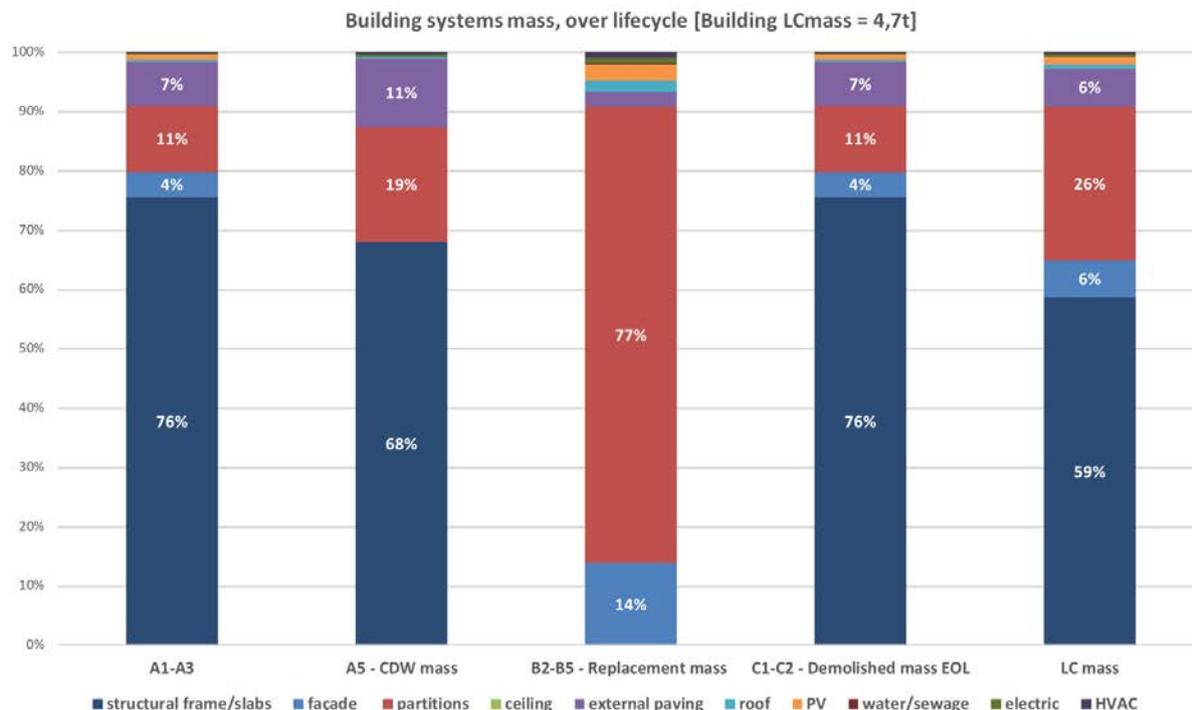
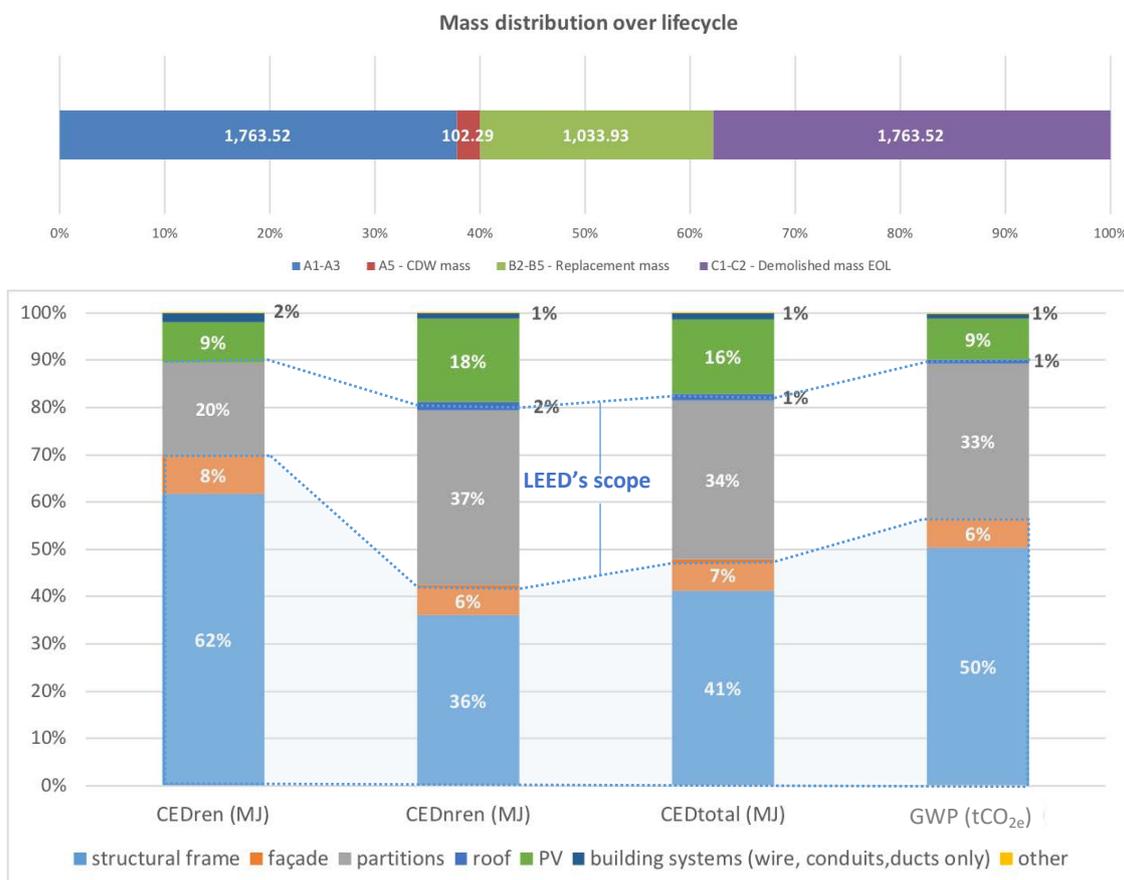


Figure 2 – Major building contributors to depletion of energy resources and climate change in the product stage



The minimum recommendation is to calculate PENRT (CEDnren) and GWP and/or PERT (CEDren), if appropriate to the study (EeBGuide 2012), and to adopt a cut off rule of 5% of total mass and energy, if unavoidable (CEN, 2011, CEN, 2012). LEED v.4. uses a simplified LCA scope, both in terms of categories analyzed (GWP is mandatory, plus two others, freely selected from a list of six categories that exclude human and ecotoxicity) and of content (structure and enclosure only) to balance simplification and feasibility of whole-building LCA within the rating system. Applying the LEED v4 cut off means that e.g. partitions, PV system and building systems would not be included. For our case study, those summed 34% of the building mass, and their removal from calculation is equivalent to applying cut off rules of 58% of CEDnren and of 44% of GWP.

Conclusions

Version 4 of the LEED rating system indeed represents a major breakthrough for the major commercial rating system worldwide. LEED's approach is pragmatic, and tries to find a balance between simplification whilst yielding meaningful results. Applying its implicit cutoff rule means that the recommended threshold is by far exceeded. It must become clear that it does not produce accurate LCAs, but rather simplifications focused on a few major contributors to environmental impacts which also probably bear the highest potential to reduce them.

Yet, if appropriate LCA platform, databases or default values are made available and used, assessments do not need to be limited to the six categories considered by LEED v4. This is important, as categories excluded from LEED LCA's scope (and minimum EN 15804/15978's scope), such as ecotoxicity, ionising radiation, land use and mineral resources, are among the most relevant ones in regard to building materials (LASVAUX et al, 2016). If a designer has access to structure and enclosure bill of materials, the whole list would probably be available as well. Running an LCA for several categories would demand little additional effort.

References

- American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers (ASHRAE). **Energy Standard for Buildings Except Low-Rise Residential Buildings. SI edition.** ASHRAE/ANSI/IES. Standard 90.1-2010. ANSI Approved; IES Co-sponsored. ASHRAE, Atlanta, 2010.
- DOBDELSTEEN, A.A.J.F., ARETS, M. AND NUNES, R. Sustainable design of supporting structures. Optimal structural spans and component combinations for effective improvement of environmental performance. *Construction Innovation*, v.7.n. 1. p.54-71, Emerald, 2007.
- EeB Guide Project. Operational Guidance for Life Cycle Assessment Studies of the Energy Efficient Buildings Initiative. October 2012.
- European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability (EC JRC-IES). **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance.** March 2010. 1st. ed. Luxembourg. Publications Office of the European Union, 2010.
- European Committee for Standardisation (CEN). **Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products. EN 15804+A1.** Brussels. CEN, 2013.
- European Committee for Standardisation (CEN). **Sustainability of construction works - Assessment of environmental performance of buildings - Calculation method. EN 15978.** Brussels. CEN, 2011.
- HAAPIO, A.; VIITANIEMI, P. Environmental effect of structural solutions and building materials to a building. *Environ Impact Assess. Review*, v.28, p.587-600, 2008.
- International Organization for Standardization (ISO). **Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. ISO 14044:2006.** Geneve, ISO, 2006. 46 p.
- KELLENBERGER, D.; ALTHAUS, H. Relevance of simplifications in LCA of building components. *Building and Environment*, v. 44, n. 4, p. 818-25, 2009.



LASVAUX, S.; ACHIM, F.; GARAT, P.; PEUPOORTIER, B.; CHEVALIER, J. HABERT, G. Correlations in Life Cycle Impact Assessment methods (LCIA) and indicators for construction materials: What matters? **Ecological Indicators 67 (2016) 174–182.**

MOON, K. S. Sustainable design of tall building structures and façades. In: SASBE 2009, Proceedings... v.1, p. 1- 8, 2009.

U.S. GREEN BUILDING COUNCIL. **LEED Reference Guide for Building Design and Construction.** Washington D.C., 2013.

U.S. GREEN BUILDING COUNCIL. **LEED BD+C v4 Reference Guide Addenda Table.** 1st edition. January, 27th 2017. Washington D.C., 2017.



COMITÊ CIENTÍFICO

Inventário do Ciclo de Vida (ICV) e banco de dados



GCV-2018

INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE BOVINOS DE CORTE NO BRASIL

Fernando Rodrigues Teixeira Dias¹, Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura², Juliana Ferreira Picoli³, Fernando Paim Costa⁴, Urbano Abreu⁵, Maria do Carmo Fasiaben⁶

¹Embrapa Pantanal, fernando.dias@embrapa.br

²Embrapa Meio Ambiente

³Embrapa Meio Ambiente

⁴Embrapa Gado de Corte

⁵Embrapa Pantanal

⁶Embrapa Informática Agropecuária

Resumo: A produção de bovinos de corte no Brasil gera cerca de 5 bilhões de dólares em exportações e o seu impacto ambiental é foco da atenção mundial, daí a relevância da construção de inventários de ciclo de vida (ICV) que sirvam de base à realização de estudos de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) destes sistemas. Este trabalho apresenta lições aprendidas na construção de ICV de dez sistemas de produção de bovinos de corte para a base de dados ecoinvent, incluindo sistemas de produção de bezerras e bezerras para uso pelos demais sistemas. Para isto, usou-se como base modelos matemáticos do desempenho zootécnico destes sistemas. Ajustes foram feitos em premissas dos modelos originais, informações foram acrescentadas de literatura relevante, processos a montante disponíveis na base de dados ecoinvent 3.3 foram adotados ou adaptados para a geografia nacional. Informações de transporte comercial de animais e insumos foram usadas para a estimativa de distâncias percorridas. Neste momento os *datasets* produzidos estão em revisão pela equipe do ecoinvent centre para serem publicados na versão 3.5. Este artigo apresenta as premissas assumidas para o trabalho e as soluções encontradas para se completar informação ausente de modelos econômicos e bem como alguns resultados preliminares. Estas premissas e soluções podem ser úteis na construção de inventários nacionais para outros sistemas de produção animal (bovinos de leite, outros animais criados a pasto) ou na elaboração de ICV de estudos de caso específicos que partam de modelos econômicos.

Palavras-chave: ICV, pecuária, modelos.

Introdução

A produção de gado de corte é importante atividade para a economia do Brasil e para alimentação do mundo, ao mesmo tempo em que tem sido alvo de críticas da comunidade científica internacional como uma das principais responsáveis pelas emissões de gases de efeito estufa (GEE) nacionais, especialmente pelas emissões entéricas, decomposição de dejetos e desmatamento de áreas de florestas (provocado pela necessidade de abertura de novas áreas para pastagem). Atualmente, há esforços de pesquisa para mostrar a real situação da produção bovina nacional e seus impactos (SILVA et al., 2016; RUVIARO et al., 2014). Uma das iniciativas importantes é a regionalização de bases de dados internacionais de ICV, como a ecoinvent, a mais completa e utilizada em nível global, reunindo milhares de conjuntos de dados ("*datasets*"), abrangendo inventários para produtos agrícolas, florestais e agroindustriais. A equipe do ecoinvent centre e seus parceiros no mundo inteiro têm envidado esforços para ajustar os *datasets* de ICV disponíveis na base de dados às realidades nacionais. O projeto "Life Cycle Inventories of Brazilian agricultural products: a contribution to the ecoinvent database", ICVAgroBR, corresponde a uma destas iniciativas.

O projeto ICVAgroBR

O projeto ICVAgroBR teve a participação da Embrapa, Centro Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol (CTBE), Fundação Espaço ECO, Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Quantis, Agroscope e ecoinvent centre, e teve como objetivo gerar e fornecer à base de dados ecoinvent *datasets* representativos dos sistemas de produção típicos de alguns dos mais importantes produtos do agronegócio brasileiro. Como resultado, foram produzidos mais de 70 *datasets* para sistemas agropecuários e agroindustriais, com abrangência regional e nacional, incluindo *datasets* para cana-de-açúcar e derivados, soja e derivados, milho, manga, eucalipto para lenha e gado bovino de corte, além de *datasets* de operações agrícolas compartilhadas por estes cultivos e dados de transporte de insumos e produtos. Estes resultados estão em fase final de revisão pela equipe editorial do ecoinvent centre e têm sua publicação prevista para 2018, na versão 3.5 desta base de dados. Este artigo comenta um subconjunto dos resultados deste projeto: os *datasets* de sistemas de produção de gado de corte.

Embora os ICV elaborados ainda estejam em revisão, as premissas assumidas para o trabalho e as soluções encontradas para se completar informação ausente de modelos econômicos podem ser úteis na construção de ICV nacionais para outros sistemas de produção animal (bovinos de leite, outros animais criados a pasto) ou na elaboração de ICV de estudos específicos que partam de modelos matemáticos de desempenho zootécnico ou econômico.

O WFLDB – World Food LCA Databas e o projeto ICV AgroBR

Outra base de dados internacional de inventários de ciclo de vida para o setor de alimentos está sendo desenvolvida pelo projeto World Food LCA Database (WFLDB), lançado em 2012 pela Quantis e Agroscope, em parceria com o ecoinvent (NEMECEK, et al., 2015). Como estas duas bases de dados, ecoinvent e WFLDB, têm objetivos em parte coincidentes, o padrão metodológico para a construção de *datasets* para estas bases de dados é coerente.

Etapas do estudo

A produção dos *datasets* consistiu nas seguintes etapas:

- Definição dos sistemas a serem modelados.
- Obtenção de dados, publicações e modelos matemáticos destes sistemas.
- Revisão da literatura mais relevante para padrões de ICV (modelos de emissões, critérios de alocação etc.) a serem seguidos em estudos de ACV na produção de bovinos de corte.
- Revisão da literatura mais relevante sobre regionalização de modelos de emissões para o Brasil.
- Definição de padrões adotados para os ICV de pecuária, em acordo com os demais *datasets* do projeto ICVAgroBR.
- Adaptação dos modelos matemáticos de desempenho zootécnico e econômico para modelos dedicados ao cálculo de entradas em ICV, e adição de fórmulas para o cálculo de emissões.
- Elaboração dos *datasets* e envio para revisão.

Os sistemas modelados e os datasets gerados

No total, 10 *datasets* de produção (*“ordinary activity”*) e 3 *datasets* de mercado (*“market activity”*) foram elaborados. Dos *datasets* de produção, cinco representam sistemas de ciclo completo (*“full-cycle”*), que produzem bois gordos para abate, desde o nascimento; três representam sistemas de cria (*“cow-calf”*), que produzem bezerros desmamados, para posterior recria-engorda; e dois representam sistemas de recria-engorda (*“fattening”*): um de bezerros e um de bezerras. Dois dos sistemas de cria modelados ocorrem na parte mais baixa do bioma Pantanal, em que o regime de cheias e a produção extensiva majoritariamente sobre pasto nativo só permitem sistemas de cria. Os demais ICV foram baseados em sistemas que ocorrem no Cerrado e na parte mais alta do Pantanal. Os sistemas modelados são de vários níveis de uso de tecnologia: com manejo de pastagem mais ou menos intenso, com mais ou menos suplementação alimentar, com e sem confinamento. Em todos os sistemas, os produtos e coprodutos são medidos em kg de peso vivo, mas apenas os animais adultos são destinados ao abate.

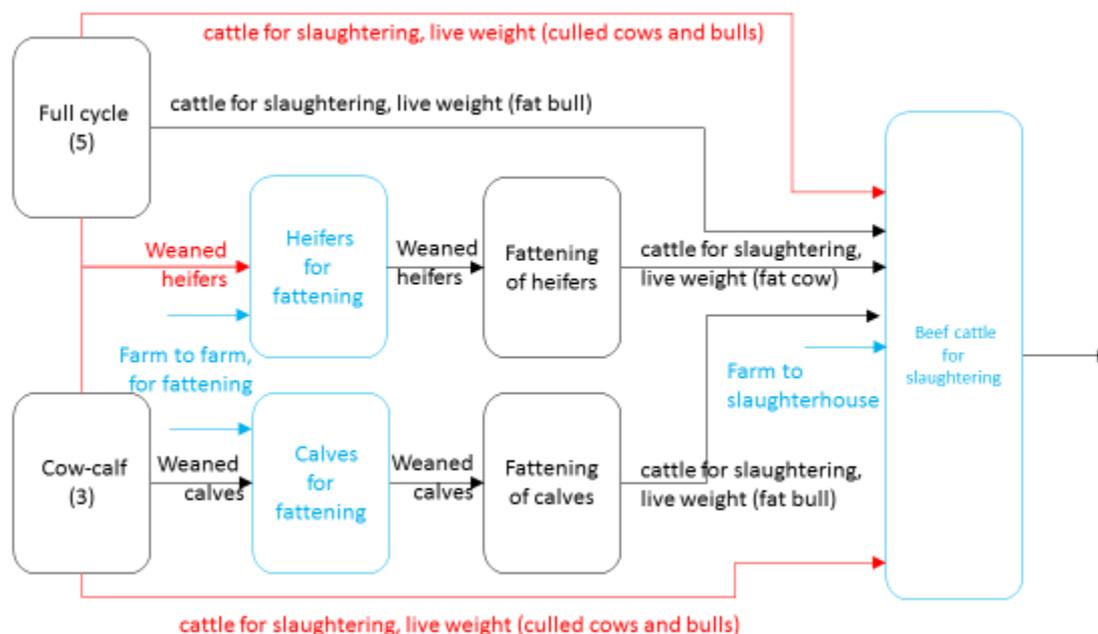
A figura 1 apresenta um diagrama com os 10 *datasets* de produção e os 3 *datasets* de mercado de gado bovino de corte. Para simplificar o desenho, os 5 sistemas de ciclo completo e os 3 sistemas de cria foram representados em dois blocos apenas. A figura 2 apresenta um diagrama com os fluxos internos de um destes sistemas, para exemplificar. Como o objetivo do projeto era modelar a produção nacional, os sistemas do Cerrado (e parte alta do Pantanal) foram supostos representativos da média nacional, mas com matriz de pedigree ajustada. Os sistemas do Pantanal foram supostos como exclusivos daquele bioma.

Os *datasets* de mercado, no ecoinvent 3.3, representam o *“mix”* regional para um dado produto com várias tecnologias de produção na região. Por exemplo, na figura 1, o mercado para *“beef cattle for slaughtering”* consolida as ofertas deste produto que vêm dos vários *datasets* de produção deste produto. Os *datasets* de mercado têm como entrada adicional os transportes dos produtos do fornecedor ao consumidor. As distâncias do produtor ao consumidor (isto é, da fazenda ao frigorífico) foram apuradas por meio da análise das Guias de Transporte Animal (GTA) no estado do Mato Grosso do Sul. O resultado obtido nesta contabilidade foi muito próximo da primeira estimativa de especialistas (cerca de 200 km).

Foi elaborado também um *dataset* representando a produção de silagem de milho para alimentação do gado em um dos sistemas mais intensivos, a partir de adaptação de *dataset* de ICV de produção nacional de milho em grão, em

monocultura, também resultado do projeto ICVAgroBR. Outros insumos importantes para ração animal foram definidos como oriundos de *datasets* também resultantes do projeto ICVAgroBR: farelo de soja, milho em grão e eucalipto para cerca.

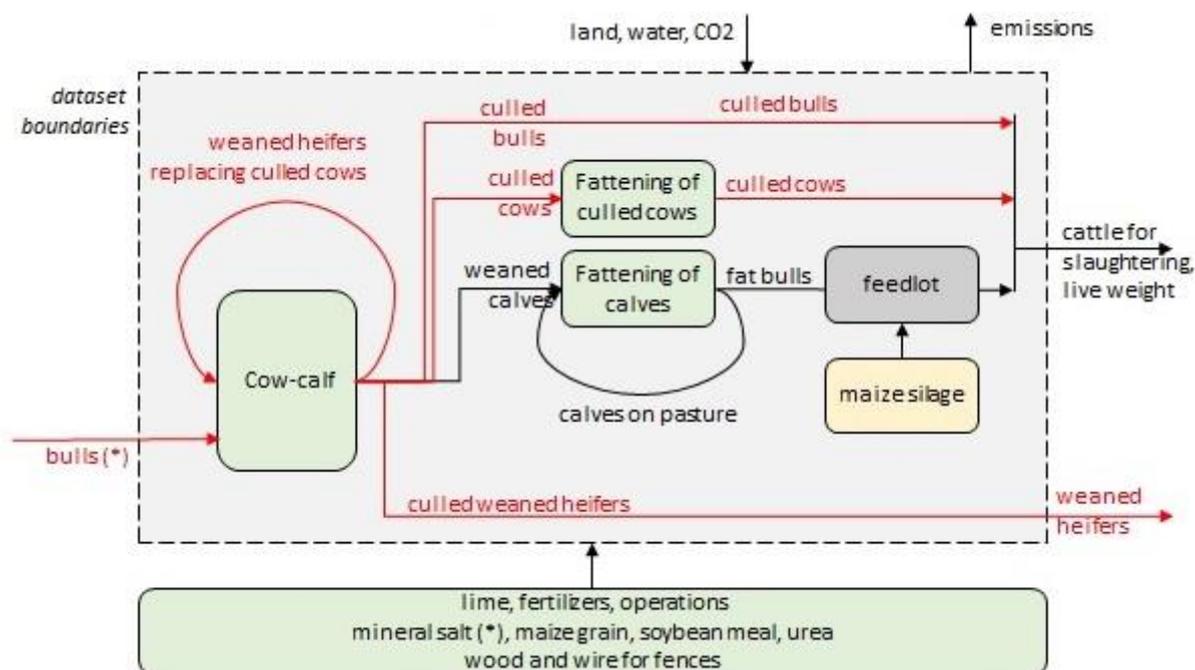
Figura 1: *Datasets* de gado de corte do projeto ICVAgroBR



Datasets de produção (em preto) e de mercado (em azul), com fluxos dos produtos de referência (em preto), coprodutos (em vermelho), e transportes (em azul). Outros fluxos foram omitidos.

Fonte: Elaboração própria.

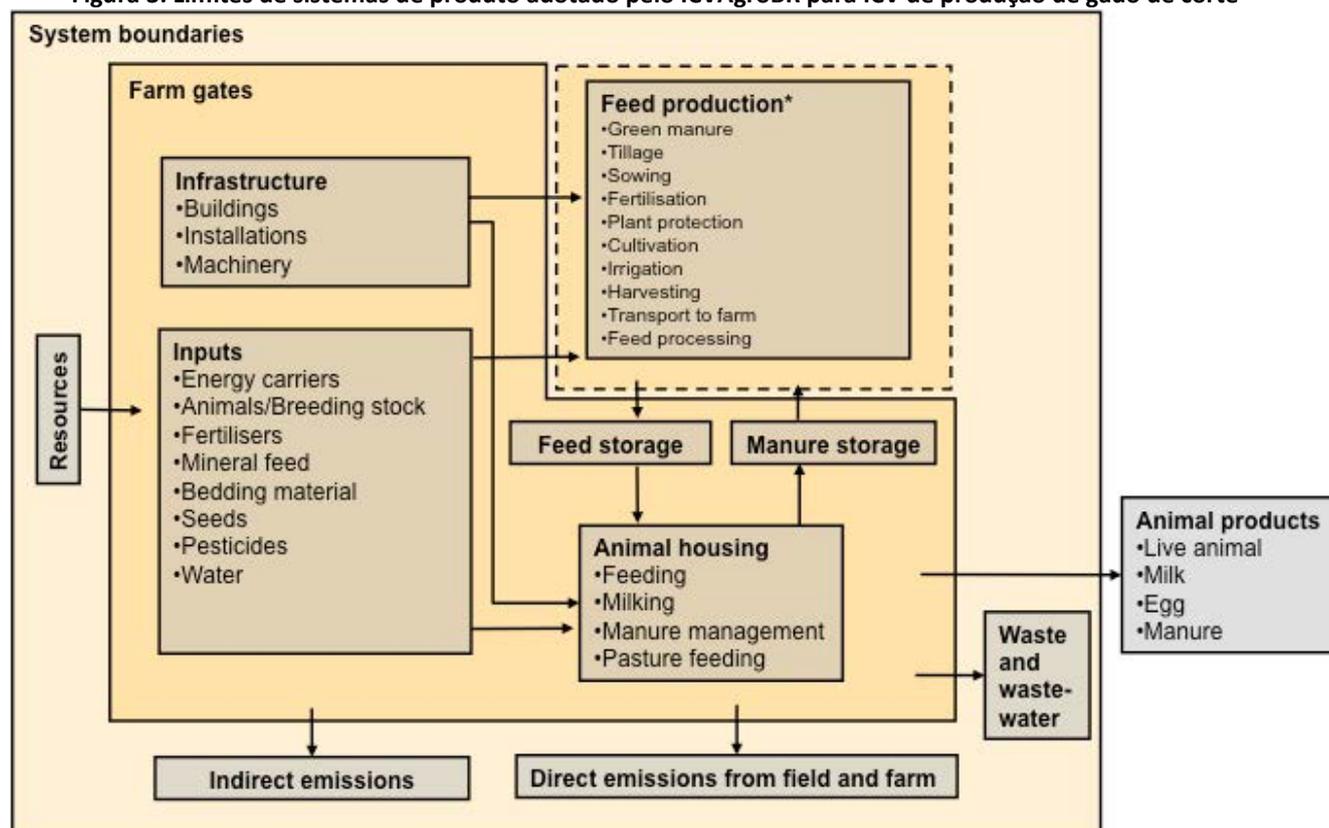
Figura 2: Diagrama de um ICV: “beef cattle production on pasture and feedlot”



Escopo da ACV: Unidades funcionais, fluxos de referência, limites dos sistemas de produto

Nemecek et al. (2015) recomendam para o WFLDB que o fluxo de referência para a produção de animais vivos seja definido como 1 kg de animal, peso vivo, no portão de saída da fazenda, recomendação adotada pelo projeto ICVAgroBR. O limite adotado para o WFLDB para sistemas de produção animal é ilustrado pela figura 3. A produção de dejetos animais para adubação está incluída, bem como a produção de ração, ocorrendo ou não na fazenda (por isso a linha pontilhada). Produtos farmacêuticos e embalagem de produtos de saída foram excluídos, dentre outros. O projeto ICVAgroBR adotou os mesmos limites para os ICV de produção de gado de corte.

Figura 3: Limites de sistemas de produto adotado pelo ICVAgroBR para ICV de produção de gado de corte



Fonte: Nemecek, et al., 2015.

Fontes de dados

As principais fontes de informação usadas para a elaboração dos *datasets* foram dados secundários elaborados pela Embrapa Gado de Corte, mais especificamente, modelos matemáticos do desempenho zootécnico e econômico de sistemas de produção de gado de corte do Cerrado brasileiro, na forma de planilhas, que foram resultado de pesquisas realizadas por aquela unidade (CORRÊA et al., 2006, COSTA et al., 2005, PEREIRA et al., 2014). Estes modelos foram revistos e ampliados no projeto Pecus (<http://www.cppse.embrapa.br/redepecus/>), encerrado em 2015. A Embrapa Pantanal também dispunha de planilhas que descreviam um sistema de cria (isto é, produção de bezerros desmamados) típico do Bioma Pantanal (CRESPOLINI, 2017), que foram revistas e serviram de base para a modelagem de um sistema semelhante, mas melhorado, ainda no projeto Pecus. Este projeto utilizou dados do último levantamento do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) realizado em 2006, que correspondiam aos dados mais atuais disponíveis à época. Os modelos foram atualizados para um cenário provável em 2015, com o apoio de especialistas. Os sistemas modelados são apresentados mais adiante.

Critério de alocação

O critério de alocação adotado no projeto ICVAgroBR foi por massa, ou seja, peso vivo dos animais produzidos, e não direcionou todo o impacto da vaca em aleitamento ao bezerro, como proposto pelo WFLDB. Por outro lado, não

separou o impacto por categoria animal. A abordagem usada foi alocar as emissões anuais totais do sistema em proporção ao peso vivo que sai, em kg, a cada ano, de cada produto ou coproduto, independentemente da categoria animal, ou se este animal sai para abate ou para sistema de recria-engorda. Por exemplo, em sistemas de cria os bezerros desmamados saem aos 7 ou 8 meses, dividindo com os touros e vacas descartadas toda a carga ambiental de todo o rebanho que ocupou a fazenda no ano. A equipe do projeto ICVAgroBR e os revisores doecoinvent centre entenderam que este era um critério mais simples, mas ainda assim adequado, porque:

- Noecoinvent 3.3, o peso vivo do gado não é diferenciado por categoria animal, sendo todo ele registrado sob um único “exchange”: gado para abate em peso vivo (“*cattle for slaughtering, live weight*”).
- Todo o peso vivo produzido sai do sistema anualmente, pois o sistema é estabilizado em regime anual.
- Os bezerros e bezerras desmamados têm como único destino a recria-engorda para abate.
- A vaca que amamenta será um dia também encaminhada para abate, como “*cattle for slaughtering, live weight*”.

Uma alternativa poderia ser o uso de critério de alocação econômica. Neste caso, as bezerras e bezerros desmamados em sistemas de cria receberiam uma carga ambiental maior do que pelo critério de alocação por massa, pois o seu preço por kg vivo é em geral maior do que o de animais adultos.

A divisão dos sistemas de ciclo completo em sistemas de cria e recria-engorda já foi uma novidade para oecoinvent, assim como já o havia sido a inclusão de *datasets* de sistemas de produção de gado para abate como produto principal, pois antes só havia sistemas de produção de leite, em que gado para abate é coproduto. Uma revisão futura dos *datasets* produzidos pelo projeto ICVAgroBR poderia dividir os sistemas de ciclo completo ainda mais, por exemplo, separando-os todos em *datasets* de cria e de recria-engorda, de modo a facilitar ajustes no critério de alocação, de certo modo reconhecendo uma tendência no mercado de produção de gado para abate se especializar, segmentando os sistemas de cria dos de recria-engorda, reduzindo a quantidade de estabelecimentos que atuam com sistema de cria (DOS SANTOS et al., 2015).

A Construção dos ICV

Atualmente, na base WFLDB apenas dois tipos de sistemas de produção de gado para abate foram divisados: “*suckler cow systems*” - onde o bezerro produzido consome todo o leite do sistema; e “*combined dairy and beef production*” - em que há produção de leite, sendo o gado para abate, coproduto deste último. Noecoinvent 3.3, apenas sistemas de produção de leite haviam sido modelados.

Nemecek, et al. (2015) descrevem “as abordagens metodológicas e as decisões que foram tomadas para modelar os conjuntos de dados do WFLDB”. Quase todas as abordagens recomendadas para o WFLDB foram adotadas em ICV de produtos agropecuários elaborados pelo projeto ICVAgroBR (MATSUURA-FOLEGATTI et al., 2017), mas ajustes foram necessários para adaptar estas abordagens à realidade nacional, como detalhado a seguir.

Emissões por manejo da pastagem

O projeto ICVAgroBR seguiu as recomendações do WFLDB (Nemecek, et al., 2015) para o cálculo das emissões por calagem e adubação na pastagem, com a exceção da emissão de metais pesados, em que foi adotado o modelo de Canals (2003); a lixiviação do fósforo, processo físico de ocorrência pouco frequente nos solos nacionais (Novais & Smyth, 1999); a lixiviação de nitrato para águas subterrâneas, em que o modelo SQCB-NO₃, utilizado pelo WFLDB, foi calibrado segundo dados de Bernardi et al. (2012) e Cunha et al. (2010). A decomposição de dejetos na pastagem usou o mesmo modelo de emissão do WFLDB.

Emissões da produção animal

Para as emissões de metano entérico e manejo de dejetos, adotou-se o modelo IPCC tier 2, com parâmetros técnicos oriundos de publicações científicas nacionais para: digestibilidade da pastagem e ingestão de matéria seca; peso vivo médio e ganho de peso diário por categoria animal (sexo, idade e função); produção, teor de gordura do leite e energia para lactação; taxa de prenhez e mortalidade; ingestão de energia bruta e taxa de conversão de metano (DIAS et al, 2017).

Contribuições deste estudo

Algumas decisões de simplificação dos *datasets* foram tomadas no seu planejamento e durante a sua elaboração, que podem se transformar em oportunidades de aperfeiçoamento destes *datasets*, para próximas versões doecoinvent. Parte destas decisões é discutida abaixo.

O consumo de suplementação mineral pelo gado é uma realidade em quase todos os sistemas de produção brasileiros e em todos os sistemas de produção modelados. Há algumas décadas que este suplemento não é mais o sal comum - cloreto de sódio - mas uma composição de cerca de 45% de cloreto de sódio, 50% de fosfato bicálcico, e 5 % de outros minerais (a formulação pode variar). No Brasil o sal marinho é a fonte quase que exclusiva do cloreto de sódio e de alguns micronutrientes, e o fosfato bicálcico é obtido em mineração, em geral pelas mesmas indústrias produtoras de fertilizantes fosfatados. Na base ecoinvent, o único cloreto de sódio disponível é produto de um processo industrial muito mais complexo que a extração de sal marinho, e não há um inventário de processo (“*exchange*”) representando o fosfato bicálcico. Como o processo de produção nacional da suplementação mineral ficou fora do escopo do projeto ICVAgroBR, a suplementação mineral para o gado não foi incluída nos *datasets*. Há planos da Embrapa e ecoinvent retomarem a modelagem deste importante insumo, uma vez cumprido o escopo contratado do projeto.

No Brasil, a ureia usada para suplementação animal possui processamento diferenciado da ureia usada na adubação de pastagens. Como hoje só há um inventário de processo de ureia na base ecoinvent 3.3, e modelar a produção de fertilizantes e insumos estava fora do escopo do projeto, a mesma ureia foi suposta representando os dois insumos. Uma futura modelagem da produção nacional de insumos agropecuários deve levar isto em conta.

Os *datasets* de produção pecuária modelados incluíram a infraestrutura de cercas (e o tratamento químico dos postes), mas não incluíram o uso interno de veículos e combustível, nem a infraestrutura de construção de currais e confinamentos. Ampliar a modelagem de infraestrutura em uma próxima revisão dos *datasets* é importante, especialmente na modelagem de sistemas mais intensivos de recria-engorda, que possuem maior investimento em infraestrutura e maquinário, por kg de peso-vivo produzido.

A modelagem de água não foi incluída, por se tratar do uso de água de chuva ou de poços artesianos (sem irrigação ou água tratada relevante), e pela dificuldade em se modelar adequadamente o consumo e evapotranspiração de pastagem e animais. O percentual de água nos produtos e insumos foi modelado. Próximas revisões dos *datasets* podem incluir a modelagem de água de modo suficiente a permitir a apuração de pegada hídrica.

Por restrição do prazo e esforço que poderia ser empreendido no projeto ICVAgroBR, apenas os sistemas de produção do bioma Cerrado e Pantanal foram utilizados como base para a elaboração dos ICV, complementados por dados do censo agropecuário do IBGE de 2006. Um novo censo agropecuário terá seus resultados consolidados em 2018. Seria uma oportunidade para revisar os modelos de sistema escolhidos e expandir o escopo geográfico considerado, de modo a melhor representar a produção nacional.

Os *datasets* modelados supuseram uso de touros em monta natural, sistema que era a maioria em 2006, quando os sistemas foram identificados. Por conta disto, os sistemas modelados incluíram as emissões dos touros em seu período na fazenda (cerca de 5 anos), e o seu descarte ao final da vida útil. No entanto, a modelagem do processo de produção de touros adultos (de 3 a 5 anos) a montante não foi incluída, por serem em pequeno número no rebanho (cerca de um para cada 30 vacas em reprodução). Uma próxima revisão dos *datasets* pode vir a incluir *datasets* de produção de touros para monta natural e produção de sêmen para inseminação artificial, se o impacto destes processos for avaliado como relevante.

O escopo do projeto não incluiu a modelagem da produção nacional de gado para abate como coproduto do leite. Estimou-se cerca de 10% da produção de carne nacional oriunda desta fonte (DIAS et al., 2015). Próximos esforços de produção de *datasets* podem incluir a modelagem da produção do leite e da gado para abate como coproduto. Um primeiro passo já foi dado em exercício iniciado em 2017, numa parceria entre a Embrapa Pantanal e Embrapa Gado de Leite. Outro possível ajuste já mencionado seria a divisão dos sistemas de cria em *datasets* de cria e de recria-engorda.

Conclusões

As recomendações gerais para o WFLDB em sistemas de produção de gado para abate precisaram de ajustes para a realidade nacional. Estes foram necessários para representar adequadamente os sistemas de produção brasileiros dedicados à produção de gado para abate, sem a produção de leite associada, e incluindo a especialização na produção de bezerros. Outros ajustes foram necessários para modelar em Tier 2 do IPCC as emissões de metano entérico e decomposição de dejetos do gado nacional e representar adequadamente o efeito dos solos e climas nacionais na emissão de metais pesados e lixiviação de fósforo, no manejo da pastagem. O projeto ICVAgroBR cumpriu o seu papel em disponibilizar um conjunto de importante de *datasets* da produção agropecuária nacional e capacitar a equipe para seguir contribuindo com ICV para bases de dados internacionais e nacionais.

Referências

- BERNARDI, A. C. C.; OLIVEIRA, P. P. A.; PRIMAVESI, O.. Soil Fertility of Tropical Intensively Managed Forage System for Grazing Cattle in Brazil. Soil Fertility Improvement And Integrated Nutrient Management - A Global Perspective, [s.l.], p.37-56, 24 fev. 2012. InTech. <http://dx.doi.org/10.5772/28176>. Disponível em: <<http://hotsites.cnps.embrapa.br/blogs/redefertbrasil/conteudo/artigos/1.pdf>>. Acesso em: 13 jan. 2017.
- CANALS, L. M. (2003) Contributions to LCA methodology for agricultural systems. Site dependency and soil degradation impact assessment. 250 p. Tese (Doutorado) – Unitat de Química Física, Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona.
- CRESPOLINI, M.; ZEN, S.; ABREU, U. G. P.; CARVALHO, T. B.; YANAGUIZAWA, W. H.; GUARDA, G. M. (2017). Pecuária de Corte no Pantanal – Análise Temporal e de Escala do Sistema Modal de Produção em Corumbá – MS. Comunicado Técnico 103, ISSN 1981-7231, Embrapa, Corumbá, MS.
- CORRÊA, E. S.; COSTA, F. P.; MELO FILHO, G. A.; PEREIRA, M. A. (2006). Sistemas de produção melhorados para gado de corte em Mato Grosso do Sul. Comunicado Técnico 102, ISSN 1516-9308, Embrapa, Campo Grande, MS.
- COSTA, F. P.; CORRÊA, E. S.; MELO FILHO, G. A.; CEZAR, I. M.; PEREIRA, M. A. (2005). Sistemas e Custos de Produção de Gado de Corte em Mato Grosso do Sul - Regiões de Campo Grande e Dourados. Comunicado Técnico 93 - ISSN 1516-9308, Embrapa, Campo Grande, MS.
- CUNHA, F. F. da et al. Sistema radicular de seis gramíneas irrigadas em diferentes adubações nitrogenadas e manejos. Acta Scientiarum. Agronomy, Maringá, v. 32, n. 2, p.351-357, 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/asagr/v32n2/a24v32n2.pdf>>. Acesso em: 13 jan. 2017.
- DIAS, F. R. T. et al. (2017) Ecoinvent report: Life Cycle Inventories of Beef Cattle Production in Brazil. No prelo.
- DOS SANTOS, M. C. (2015) As Mudanças da Bovinocultura de Corte no Brasil: Evidências a partir de Mato Grosso do Sul (2004 – 2015). Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia.
- FOLEGATTI-MATSUURA, M. I. S. et al. (2017). Ecoinvent report: Life Cycle Inventories of Brazilian agricultural products. No prelo.
- IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2006). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- NEMECEK, T. et al. (2015) Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products, Version 3.0. Switzerland: WFLDB. 84 p.
- NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. (1999) Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa. 399 p.



PEREIRA, M. A.; COSTA, F. P.; MALAFAIA, G. C.; ESPÍNDOLA, E.; VIEIRA, J. S. Custo de Produção de Gado de Corte em Mato Grosso do Sul - Parte I: Nível Tecnológico Baixo. Comunicado Técnico 127, ISSN 1983-9731, Embrapa, Campo Grande, MS, Setembro, 2014

RUVIARO, C. F.; DE LÉIS, C. M.; LAMPERT, V. N.; et al. (2014) Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: a case study. **Journal of Cleaner Production**. DOI: 10.1016/j.jclepro.2014.01.037

SILVA, R. de O.; BARIONI, L. G.; HALL, J. A. J.; FOLEGATTI-MATSUURA, M. I. S.; ALBERTINI, T. Z. ; FERNANDES, F. A.; MORAN, D. (2016) Increasing beef production could lower greenhouse gas emissions in Brazil if decoupled from deforestation. **Nature Climate Change**, v. 6, n. 5, p. 493-497, May.

O USO DE TÉCNICAS DE MINERAÇÃO DE DADOS NA DESCOBERTA DO PERFIL DE NAVEGAÇÃO DOS USUÁRIOS DO BANCO NACIONAL DE INVENTÁRIOS SICV BRASIL

Carla Gama Lustosa¹

¹Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), E-mail: carlagama@ibict.br

Resumo: O presente trabalho pretende analisar por meio do processo da descoberta do conhecimento, elementos relevantes do perfil dos usuários cadastrados no Banco Nacional de inventários, SICV Brasil. Uma apuração que auxilie na identificação do padrão dos usuários que utilizam o sistema. Foi empregue como instrumento de pesquisa a metodologia de mineração de dados, a expressão também é conhecida como “Descoberta de Conhecimentos em Bancos de Dados”, ou KDD do inglês, “*Knowledge Discovery in Databases*”, foi definida inicialmente como a extração de informação implícita, previamente desconhecida e potencialmente útil a partir de dados (FRAWLEY et al., 1992). O objetivo da mineração de dados é descobrir novas informações através da análise em bases de dados, se preocupando em absorver o que é relevante no dado. No trabalho serão analisados registros históricos, por meio de ferramentas de mineração, onde será possível identificar e mapear quem é o público que acessa o SICV Brasil e qual a finalidade do uso do inventário, transformando os dados em informação e estabelecendo uma relação entre eles. Acredita-se que este trabalho poderá progredir de várias maneiras e os resultados dos dados logrados também podem auxiliar em outras pesquisas, propiciando novos conhecimentos na tomada de decisão.

Palavras-chave: Mineração de dados, SICV Brasil, usuário, dados, conhecimento.

Introdução

Conhecer o perfil do usuário que acessa o SICV Brasil traz uma série de benefícios para o seu avanço tecnológico. O principal benefício é a capacidade de melhorar a qualidade de serviços prestados aos usuários, pois conhecendo o seu público alvo é possível montar estratégias e obter resultados significativos para a disseminação dos dados de inventários do ciclo de vida disponibilizados no banco. O perfil de usuário consiste, principalmente, de conhecimento sobre as preferências individuais que determinam o comportamento do usuário. Entende-se por preferências todas aquelas informações que são diretamente necessárias para a adaptação do comportamento do sistema aos interesses do usuário (Kobsa, 2001 citado por Barth, 2010). O trabalho tem um caráter exploratório, com o objetivo de aplicar técnicas de mineração de dados, utilizando para tal, a base de usuários do SICV Brasil. Muitas definições a respeito da Mineração de Dados podem ser encontradas na literatura, para uma melhor compreensão por um leigo no assunto, pode-se destacar:

A mineração de dados é a busca de informações valiosas em grandes bancos de dados. É um esforço de cooperação entre homens e computadores. Os homens projetam bancos de dados, descrevem problemas e definem seus objetivos. Os computadores verificam dados e procuram padrões que casem com as metas estabelecidas pelos homens” (SHOLOM,1999).

Objetivo

Extrair dados através dos logs de acesso de usuários no SICV Brasil para aplicar sobre estes, técnicas de mineração de dados apropriadas, com o fim de mapear e compreender o perfil dos usuários e como eles utilizam os dados dos inventários do SICV Brasil de acordo com as informações disponíveis do cadastro de usuários.

Contextualização do problema e descrição da base de dados

O Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia do Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação (Ibict), ao longo de mais de 60 anos tem dedicado esforços na realização de pesquisas voltadas para a divulgação científica e tecnológica da informação. Como resultado de pesquisas e parcerias foi desenvolvido o Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida, SICV Brasil, um repositório de dados de Inventários de Ciclo de Vida (ICVs). O Sistema SICV Brasil tem a missão de conservar e fornecer dados de inventários de produtos e processos da indústria brasileira e busca armazenar as informações dos inventários de ciclo de vida e seu perfectivo impacto ambiental no desenvolvimento dos produtos e serviços, utilizando as determinações da norma NBR ISO 14044:2009. O SICV Brasil conta atualmente com 360 usuários cadastrados e disponíveis para consulta 15 inventários, entre eles, madeira florestal, soja, algodão, eletricidade e cimento.

Público-alvo da pesquisa

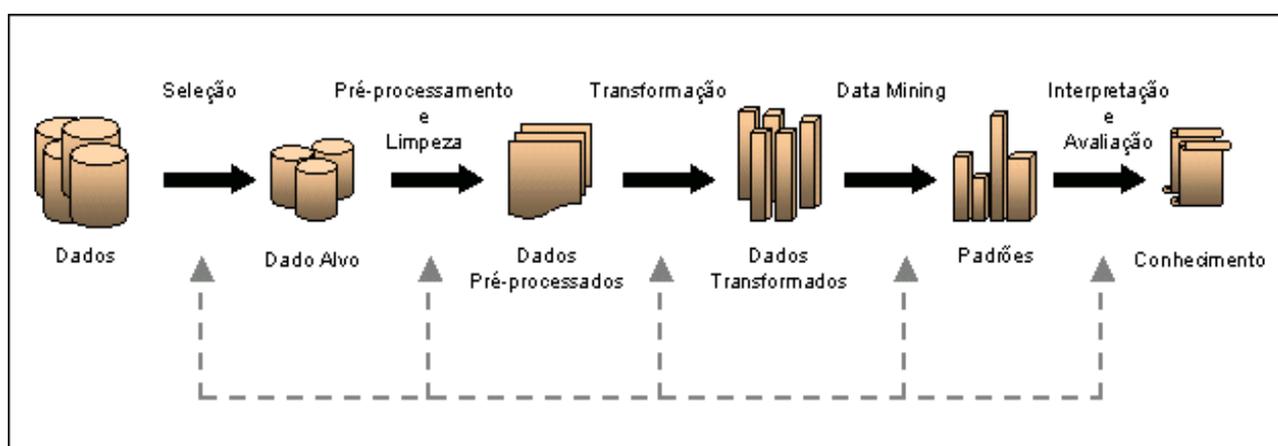
Foi utilizado para o desenvolvimento do estudo 348 usuários cadastrados no SICV Brasil até maio de 2018. Foram descartados do experimento os usuários com perfil de administradores, gestores de qualidade e revisão técnica.

Metodologia

Inicialmente é preciso levar em consideração que as informações do cadastro de usuários do SICV Brasil apresentam muitas inconsistências de informações, o que dificulta uma análise mais criteriosa dos dados pela metodologia proposta de mineração de dados. Para o estudo foi utilizado a ferramenta WEKA (*Waikato Environment for Knowledge Analysis*), escolhida por permitir experimentos e comparações de dados, Hall et al. (2009).

A figura 1 a seguir demonstra todo o processo que os dados percorrem até chegar ao conhecimento através da técnica de mineração de dados, logo após, é apresentado todo o procedimento utilizado para a geração do resultado.

Figura 76 - O ciclo do processo de KDD.



Fonte: Adaptação de FAYYAD et al. (1996)

Procedimentos adotados

Para o procedimento, considerou-se unicamente os seguintes atributos dos usuários: atuação profissional e o propósito do uso das informações dos inventários. Os dados extraídos do banco de dados do SICV Brasil foram salvos em um arquivo *.csv, este processo visa facilitar o agrupamento e classificação na mineração dos dados. Após, foi criada duas tabelas, onde as faixas de dados são representadas por valores de 0 a 6 conforme a seguir:

Tabela 1 - Classificação de valores

Valor	Atuação Profissional
01	Estudante
02	Pesquisador
03	Governo
04	Indústria
05	Iniciativa privada
06	Não responderam

Tabela 2 - Classificação de valores

Valor	Propósito do uso do inventário
01	Pesquisa na academia
02	Projetos para a indústria
03	Estudos de ACV no Brasil
04	Pesquisas de ensino e extensão
05	Estudos na iniciativa privada
06	Não responderam

Na limpeza dos dados foram desconsideradas as informações sem correlação com os atributos escolhidos. A WEKA utiliza o formato ARFF (*Attribute Relation File Format*). Os dados coletados da base de dados do SICV Brasil estavam em formato de texto e para a identificação de suas partes pela ferramenta WEKA tornou-se necessário organiza-los no formato apropriado .arff, conforme a próxima figura 2 apresenta nas primeiras linhas do arquivo.

Figura 2 - Tabela classificatória de valores

```

%Atuação: 1 estudante, 2 pesquisador, 3 governo, 4 indústria, 5 outros, 6 não responderam%
%Propósito: 1 pesquisa, 2 projetos para indústria, 3 estudos de ACV no Brasil, 4 conhecimento, 5
pesquisa no próprio Órgão/Empresa, 6 não responderam%

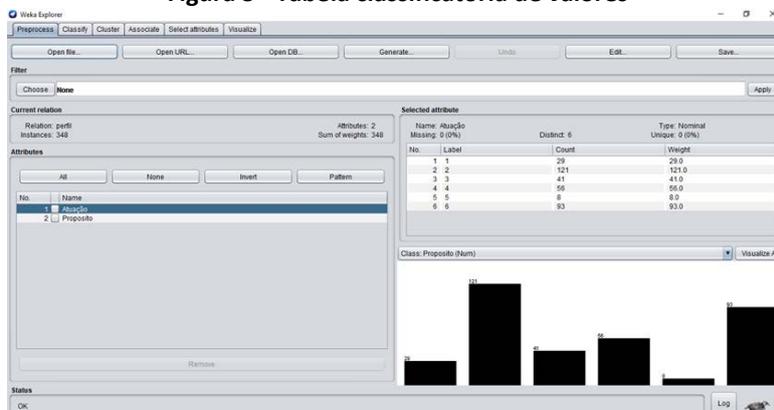
@RELATION TesteEstudo
@ATTRIBUTE AtuacaoProfissional
@ATTRIBUTE PropositoEstudo
@DATA
1,1,
1,1,
2,1,
1,4,
2,1,
2,3,
2,5,
3,1,
3,3,
  
```

Fonte: Elaboração própria

Resultados e discussão

Foi realizada uma consulta na tabela de usuários do banco de dados do SICV Brasil e gerado um relatório com os campos: atuação profissional e propósito do uso do inventário. A próxima figura 3 demonstra a tela de pré processamento dos dados na ferramenta WEKA, onde foram feitos os cruzamento das informações.

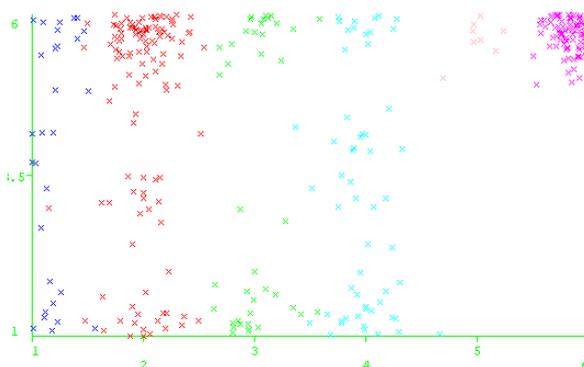
Figura 3 - Tabela classificatória de valores



Fonte: WEKA página de pré-processamento

Na figura 4 a seguir pode-se observar no gráfico a concentração de valores citados. É possível verificar nas cores separadas pelos clusters que identificam a atuação profissional e o propósito de uso das informações na divisão de 01 a 06.

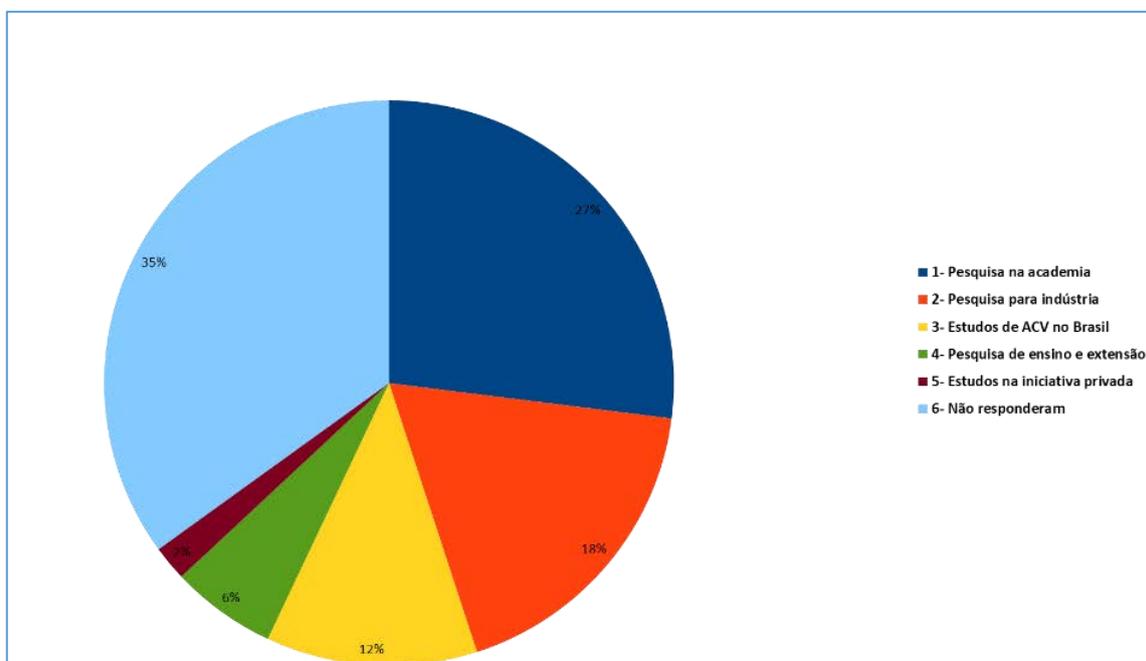
Figura 4 - Tabela classificatória de valores



Fonte: WEKA. Gráfico atuação profissional (X) versus propósito (Y) separados nas cores dos clusters

Na mineração de dados os resultados gerados não foram totalmente satisfatórios, a busca por padrões analisados na base de dados de usuários do SICV Brasil tornou-se comprometida pela grande quantidade de valores incompletos, zerados pelos usuários ou preenchidos de maneiras diferentes, já que os campos em estudo permitem ao usuário do SICV Brasil o seu preenchimento livre ao efetuar o cadastro no sistema. Como resultado é possível verificar, que cerca de 27% dos usuários utilizam os inventários do SICV Brasil para projetos de pesquisa, 18% para estudos na indústria brasileira, 12% para aplicação em estudos de ACV no Brasil, 06% são para uso no ensino e educação, 02% na iniciativa privada e a maioria de 35% não responderam. O gráfico a seguir (figura 5) demonstra a percentagem do resultado.

Figura 5 – Gráfico do resultado de uso das informações dos inventários



Fonte: Elaboração própria

Conclusões

Devido à limitação da base de dados trabalhada não se pôde atingir a profundidade que se pretendia obter com os dados em análise. Apesar do resultado final não ser o esperado, a continuação do estudo de perfil de usuários através da mineração de dados permitirá que o Banco SICV Brasil possa enriquecer e atualizar seus serviços regularmente, orientado pelos indicadores de comportamento dos usuários de maneira que possa oferecer boas experiências a eles. Para trabalhos futuros é interessante se fazer uma análise de sentimentos, que é uma técnica que consiste em extrair informações de textos em linguagem natural, visando identificar o sentimento que os usuários apresentam a respeito de alguma entidade de interesse, no caso, o Banco SICV Brasil. Para isso é necessário ter um cadastro completo com os perfis dos usuários.

Referências

BARTH, F., J. (2010) Modelando o perfil do usuário para a construção de sistemas de recomendação: um estudo teórico e estado da arte. Revista de Sistemas de Informação da FSMA, n. 6.

BANCO NACIONAL DE INVENTÁRIOS DO CICLO DE VIDA -SICV BRASIL. Disponível em: <https://sicv.ibict.br/>. Acesso em 20/02/2018.

FRAWLEY, W. J.; PIATETSKY-SHAPIO, G.; MATHEUS, C. J. Knowledge discovery in databases: an overview. AI Magazine, v.13, n.3, p.57-70, jul., 1992.

INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO MINISTÉRIO DE CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO (IBICT). Disponível em: www.ibict.br.

WAIKATO, U. Disponível em: <http://www.cs.waikato.ac.nz/ml/weka/>, acesso em 18/02/2018.

HALL, M., FRANK, E., HOLMES, G., PFAHRINGER, B., REUTEMANN, P. AND WITTEN. I.H. (2009) "The WEKA Data Mining Software: An Update SIGKDD Explorations, Volume 11, Issue 1.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2001); NBR ISO 14040: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Brasil.

SHOLOM M. Weis, Nitim Indurkha; Predict Data Mining. Morgan Kaufmann Publishers, Inc, 1999

COMPARAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DA SOJA EM SISTEMA CONVENCIONAL E EM MANEJO INTEGRADO DE PRAGAS E DE DOENÇAS (MIP-MID) POR MEIO DA METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)

K. L. GARCIA¹, M. I. S. FOLEGATTI-MATSUURA², M. U. VENTURA¹, R. RALISCH¹, J. PICOLI², L. S. BARRANTES², A. ASSUMPCIÓ³

¹ Universidade Estadual de Londrina, kassiorgl@hotmail.com

² Embrapa Meio Ambiente

³ Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries

Resumo: O controle fitossanitário sempre foi uma preocupação na atividade agrícola, entretanto, o risco que os agrotóxicos oferecem ao meio ambiente e à saúde humana é intensamente debatido pela sociedade. Uma alternativa para redução desses riscos são os sistemas integrados de controle, que diminuiriam o impacto ambiental. O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho ambiental, empregando a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), do controle calendarizado em soja, comparada à produção de soja em um sistema de Manejo Integrado de Pragas e Doenças (MIP-MID). O inventário do sistema convencional (calendarizado) foi produzido por meio de consultas a produtores da microbacia do Ribeirão Lagosta, no município de Rolândia – PR, e o inventário do sistema MIP-MID, por meio de dados obtidos junto ao programa estadual de boas práticas agrícolas. A modelagem de emissão dos pesticidas foi à recomendada pelo Ecoinvent, com emissão de 100% dos pesticidas para solo. A avaliação dos impactos foi realizada pelo software SimaPro v. 8.4.0.0. para quatorze categorias de impactos. O sistema MIP-MID apresentou melhor desempenho ambiental em todas as categorias de impacto, com destaque para as categorias de depleção da camada de ozônio, ecotoxicidade terrestre e de água doce e toxicidade humana. O desempenho ambiental do manejo convencional foi comprometido principalmente pela presença de um número maior de pesticidas, em particular Fipronil, Azoxistrobina e Cipermetrina. Portanto, conclui-se que adotar técnicas alternativas de controle, como MIP-MID, além da escolha adequada dos insumos, é fundamental para melhorar o desempenho ambiental na produção de soja.

Palavras-chave: Pesticida, manejo integrado de pragas, manejo integrado de doenças, toxicidade, meio ambiente.

Introdução

O controle fitossanitário sempre foi uma preocupação na atividade agrícola, devido ao risco que os pesticidas oferecem ao meio ambiente e à saúde humana, questões cada vez mais observadas pela sociedade. Os debates, que vão desde a falta de fiscalização à conscientização de produtores, sempre partem do fato de se estar utilizando quantidades excessivas e desnecessárias desses produtos e da preocupação de como lidar com suas consequências atuais e futuras ao meio ambiente e à sociedade.

O uso generalizado de pesticidas, em distintas condições ambientais, tem originado problemas que há tempos estão sendo notados, tais como a contaminação de solos e águas, intoxicação de trabalhadores rurais, entre outros. Além de ser encarado, do ponto de vista da comunidade científica, da imprensa e do grande público, como uma das principais problemáticas dos impactos ambientais da agricultura (RODRIGUES, 2003).

Por meio da conscientização sobre o risco do uso desses produtos, há uma tendência de se substituir os mais tóxicos por produtos mais seguros. Em certos casos, apenas a substituição de produtos, em outros, adotando práticas de manejos específicas, busca-se reduzir impactos ambientais e à saúde humana.

São alternativas para a redução desses riscos os sistemas integrados de controle – Manejo Integrado de Pragas (MIP) e Manejo Integrado de Doenças (MID) – que propõem uma combinação de diferentes estratégias de proteção de plantas, potencialmente capazes de diminuir a toxicidade e outros impactos ambientais geradas pelo uso excessivo de agrotóxicos, sem comprometer a produção agrícola (CHENDLER et al., 2011).

Por ser uma metodologia que estima o desempenho ambiental por meio da quantificação de materiais consumidos e de emissões geradas nos processos produtivos envolvidos no ciclo de vida de um produto e por agregar um grande conjunto de impactos ambientais, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem sido uma importante ferramenta de avaliação ambiental no setor agrícola. Esta metodologia também possibilita a identificação e aperfeiçoamento de estratégias de manejo de maior eficiência ambiental - no caso deste estudo, os manejos integrados de controle.

Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi comparar o desempenho ambiental da produção de soja em sistema calendarizado e com os manejos integrados de pragas e doenças (MIP-MID).

Materiais e Métodos

Definição do objetivo e escopo

O estudo foi realizado conforme a norma ABNT NBR ISO 14044 (ABNT, 2009). Seu objetivo foi comparar o desempenho ambiental da soja em manejo calendarizado de pragas e doenças e adotando MIP-MID. Para o manejo calendarizado considerou-se o sistema produtivo modal representativo da região da microbacia do Ribeirão Lagosta, no município de Rolândia – PR; para o MIP-MID, adotou-se a recomendação do programa estadual de boas práticas agrícolas.

O escopo do estudo atende aos seguintes requisitos:

- a) Sistema de produto: corresponde aos processos produtivos de grãos de soja e seus insumos.
- b) Função: produzir grãos de soja.
- c) Unidade de referência: 1 de kg de grãos de soja.
- d) Fontes de dados: os dados da produção com manejo calendarizado de controle de grãos de soja foram obtidos por entrevista direta a produtores rurais da região em estudo. O sistema de produção modal foi definido por especialistas, analisando-se os resultados das entrevistas, e por consulta à literatura técnica. Os dados do inventário de MIP-MID foram obtidos junto ao programa estadual de boas práticas agrícolas. As informações sobre produção de insumos e diesel advieram da base Ecoinvent v. 3.3.
- e) Critério de qualidade dos dados.
Cobertura geográfica: microbacia do Ribeirão Lagosta, no município de Rolândia – PR.
Cobertura temporal: safras agrícolas de 2015/2016 e 2016/2017.
Cobertura tecnológica: sistema de plantio direto e sistema de manejo integrado de pragas e doenças (MIP-MID).
- f) Fronteira do sistema de produto: adotou-se uma abordagem *Cradle to Gate* (do berço à porteira). Os processos abrangidos pelo sistema de produto foram a produção de grãos de soja e a produção de insumos agrícolas (incluindo óleo diesel).
- g) Método de avaliação dos impactos do ciclo de vida: foi adotado o método ReCiPe Midpoint (H) V1.13 / World ReCiPe H, desconsiderando-se as categorias de impacto não pertinentes à natureza dos processos principais em estudo. Foi usado como software de apoio o SimaPro, versão 8.4.0.0.

Inventário do Ciclo de Vida

Para a elaboração do inventário de produção de grãos, foram consideradas as práticas de correção do solo, aplicação de fertilizantes, semeadura, aplicação de pesticidas e colheita. Assumiu-se que as fontes de nitrogênio, fósforo e potássio das formulações de NPK foram amônia anidra, com 83% de N; ácido fosfórico, com 62% de P₂O₅; e cloreto de potássio, com 60% de K₂O. Quanto à produção de sementes, foi considerado o mesmo sistema de cultivo que o adotado para a produção de grãos. O consumo de diesel foi calculado para todas as operações agrícolas. Quanto ao manejo em que se aplicou MIP-MID, os dados de manejo da fertilidade foram os mesmo que no convencional, alterando apenas o manejo de pesticidas.

As emissões foram estimadas conforme os modelos presentes na literatura científica (CANALS, 2003; IPCC, 2006; NOVAES et al., 2017). Para as emissões de pesticidas foi considerada a modelagem recomendada pelo Ecoinvent, 100% das substâncias emitidas ao solo (NEMECEK & SCHNETZER, 2011). Em estudo posterior pretende-se, para as emissões de pesticidas, aplicar a modelagem do PestLCI (DJKMAN et al., 2012).

Os inventários da produção de insumos agrícolas e de óleo diesel corresponderam aos disponíveis na base de dados Ecoinvent v. 3.3, adequados para as condições brasileiras.

Resultados

Inventários do Ciclo de Vida

Nas tabelas 1 e 2 constam os inventários completos dos processos de produção de soja pelos manejo calendarizado e MIP-MID, gerados pelo estudo.

Como pode ser observado, o número de produtos fitossanitários e coadjuvantes é bem maior no manejo calendarizado (17 no total: 2 herbicidas; 8 inseticidas; 6 fungicidas; 1 óleo mineral), comparado ao manejo por MIP-MID (7 no total: 2 herbicidas; 2 inseticidas; 2 fungicidas; 1 óleo mineral). Quando ambos os sistemas empregam o mesmo pesticida (Glifosato, 2,4 D, Azoxistrobina, Benzovindiflupir), o volume de produto aplicado por quilograma de soja é o mesmo. Por empregar maior volume total de agrotóxicos, o manejo calendarizado consome um volume maior de agentes coadjuvantes e água (para calda). Pelo maior número de aplicações de agrotóxicos, o consumo de diesel do manejo convencional também é mais elevado.

Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida

Das catorze categorias de impacto analisadas, onze foram pouco afetadas pela diferença de manejo na produção de soja. Isto é facilmente explicável pelo fato de os manejos diferirem apenas quanto ao número e volume de pesticidas empregados em cada sistema, assim como ao número de operações agrícolas e ao volume de diesel consumido (Figura 1).

Ao analisar as principais substâncias a contribuírem com as categorias de impactos nas quais os sistemas de produção divergiram, observa-se que para a categoria de depleção da camada de ozônio as principais são CFC-10 e Halon 1301, provenientes principalmente dos processos de produção de pesticidas e produção de fertilizantes e corretivos.

Quanto à categoria de ecotoxicidade terrestre as principais substâncias são pesticidas, destas, somente quatro (Cipermetrina, utilizado para a produção de sementes, Azoxistrobina, Lambda-cialotrina e 2,4D), são empregadas e geram impactos equivalentes em ambos os manejos. Os pesticidas Fipronil e Bifentrina que foram empregados apenas no sistema convencional, tiveram grande efeito neste impacto. Outros pesticidas, assim como alguns metais pesados, afetaram, mas com importância menor, a categoria EcT (Figura 2).

Já quanto à ecotoxicidade de água doce (Figura 3), dentre as principais substâncias impactantes, sete são metais pesados provenientes de fertilizantes e operações agrícolas e oito são pesticidas. Nota-se que a principal substância a diferenciar os desempenhos dos manejos dentro desta categorial é novamente o Fipronil.

Na categoria de toxicidade humana o manejo MIP-MID também apresentou menor impacto que o convencional, mesmo sendo os metais pesados provenientes dos fertilizantes as principais substâncias geradoras de impacto. O que diferenciou o desempenho dos manejos foi o uso de Fipronil, uma substância usada apenas no manejo convencional, com a função de inseticida.

Tabela 1. Inventário de produção de grãos de soja em manejo calendarizado: entradas.

Entradas do Sistema	Total
Saídas para tecnosfera	
Grãos de Soja (kg)	1,00E+00
Recursos da natureza	
Ocupação, cultura anual (m ² a)	2,38E+00
Área transformada, de cultura anual (m ²)	2,38E+00
Área transformada, para cultura anual (m ²)	5,95E-01
Área transformada, pastagem (m ²)	7,14E-01
Dióxido de carbono, no ar (kg)	1,40E+00
Energia, na biomassa (MJ)	2,05E+01

Tabela 2. Inventário de produção de grãos de soja em manejo MIP-MID: entradas.

Entradas do Sistema	Total
Saídas para tecnosfera	
Grãos de Soja (kg)	1,00E+00
Recursos da natureza	
Ocupação, cultura anual (m ² a)	2,38E+00
Área transformada, de cultura anual (m ²)	2,38E+00
Área transformada, para cultura anual (m ²)	5,95E-01
Área transformada, pastagem (m ²)	7,14E-01
Dióxido de carbono, no ar (kg)	1,40E+00
Energia, na biomassa (MJ)	2,05E+01



Recursos da tecnosfera	
Semeadura	
Sementes (kg)	1,19E-02
Inoculante (kg)	2,38E-05
Fertilizantes	
Calcário (kg)	4,93E-01
Nitrogênio (kg)	9,88E-04
Fósforo - P ₂ O ₅ (kg)	7,38E-03
Potássio - K ₂ O (kg)	6,21E-03
Enxofre (kg)	2,98E-03
Boro (kg)	1,19E-04
Agrotóxicos	
Glifosato (kg)	7,32E-04
2,4 D (kg)	1,59E-04
Fipronil (kg)	1,19E-05
Tiametoxam (kg)	1,34E-05
Lambda-Cialotrina (kg)	1,01E-05
Imidacloprido (kg)	2,38E-05
Bifentrina (kg)	4,76E-06
Clorantraniliprole (kg)	2,38E-06
Teflubenzurom (kg)	5,36E-06
Amabectina (kg)	3,21E-06
Piraclostrobina (kg)	1,70E-05
Metil Tiofanato (kg)	1,07E-05
Epoxiconazol (kg)	1,31E-05
Azoxistrobina (kg)	1,43E-05
Benzovindiflupir (kg)	7,14E-06
Óleo Mineral (kg)	4,28E-04
Total de pesticidas (kg)	1,46E-03
Água (m3)	3,35E-02
Operações Agrícolas	
Calagem (ha)	1,19E-04
Plantio (ha)	2,38E-04
Aplicação de pesticidas (ha)	1,67E-03
Colheita (ha)	2,38E-04
Transporte Interno	
Transporte (tkm)	3,12E-03
Água Evaporada na Secagem de Grãos	
Água evaporada do grão de soja (kg)	3,35E-02

Recursos da tecnosfera	
Semeadura	
Sementes (kg)	1,19E-02
Inoculante (kg)	2,38E-04
Fertilizantes	
Calcário (kg)	4,93E-01
Nitrogênio (kg)	9,88E-04
Fósforo - P ₂ O ₅ (kg)	7,38E-03
Potássio - K ₂ O (kg)	6,21E-03
Enxofre (kg)	2,98E-03
Boro (kg)	1,19E-04
Agrotóxicos	
Glifosato (kg)	7,32E-04
2,4 D (kg)	1,59E-04
Acefato (kg)	1,25E-04
Azoxistrobina (kg)	1,43E-05
Benzovindiflupir (kg)	7,14E-06
Óleo Mineral (kg)	1,22E-04
Total de pesticidas (kg)	1,16E-03
Água (m3)	1,43E-03
Operações Agrícolas	
Calagem (ha)	1,19E-04
Plantio (ha)	2,38E-04
Aplicação de pesticidas (ha)	7,14E-04
Colheita (ha)	2,38E-04
Transporte Interno	
Transporte (tkm)	3,12E-03
Água Evaporada na Secagem de Grãos	
Água evaporada do grão de soja (kg)	3,35E-02

Figura 1. Desempenho ambiental da soja produzida em manejo calendarizado e MIP-MID, por categoria de impacto.

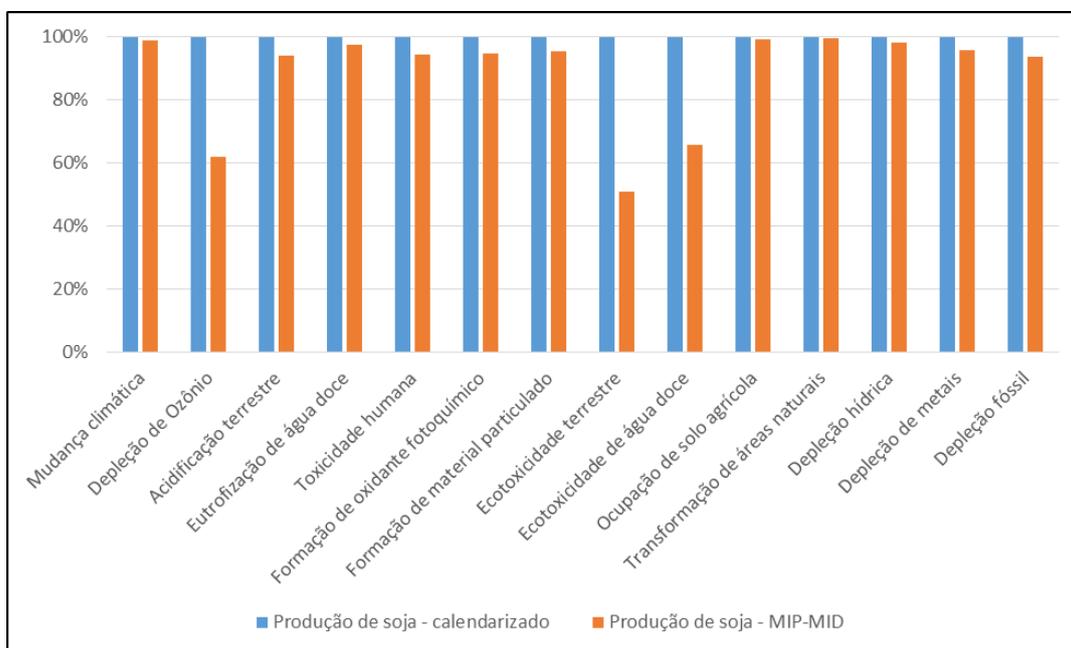


Figura 2. Principais substâncias a contribuírem com a categoria de impacto ecotoxicidade terrestre.

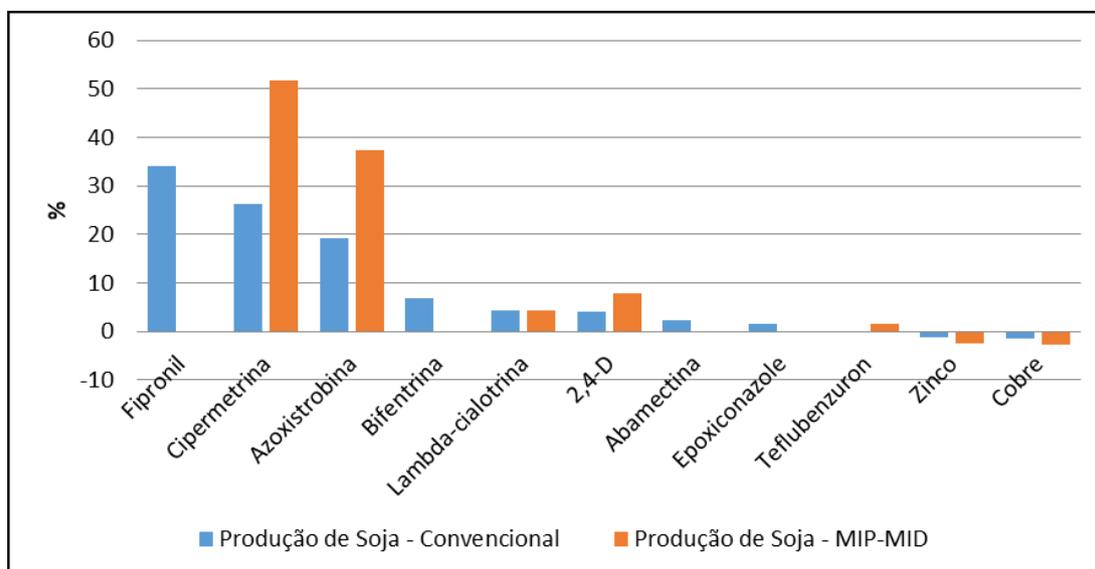
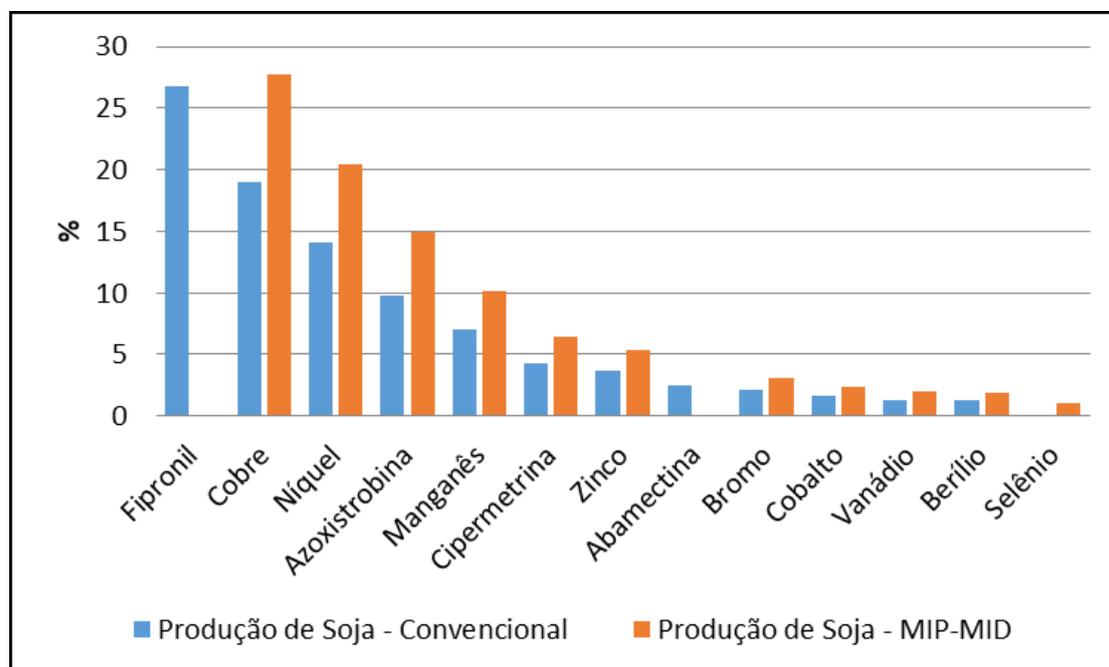


Figura 3. Principais substâncias a contribuírem com a categoria de ecotoxicidade de água doce.



Conclusões

Técnicas de manejos que visam diminuir o aporte de agrotóxicos, como o MIP-MID, pode melhorar o desempenho ambiental do cultivo da soja. A presença de agrotóxicos, em particular Fipronil, Azoxistrobina e Cipermetrina, no sistema de produção da soja compromete o seu desempenho ambiental, particularmente nas categorias ecotoxicidade terrestre e ecotoxicidade de água doce e toxicidade humana. Por tanto, além da importância de se adotar técnicas de controle alternativas, como MIP-MID, a escolha adequada dos insumos é fundamental para melhorar o desempenho ambiental na produção de soja.

Referências

- CANALS, L. M. **Contributions to LCA methodology for agricultural systems**. 2003. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona. 2003.
- CHANDLER, D.; BAILEY, A.S.; TACHELL, G. M.; DAVIDSON, G.; GREAVES, J.; GRANT, W. P. The development, regulation and use of biopesticides for integrated pest management. **Philosophical Transactions of the royal society B**. n. 366, p 1987-1998. 2011.
- DIJKMAN, T. J.; BIRKVED, M.; HAUSCHILD, M. Z. PestLCI 2.0: a second generation model for estimating emissions of pesticides from arable land in LCA. **International Journal of Life Cycle Assess**. n. 17, p 973-986. 2012.
- RODRIGUES, G. S. Agrotóxico e contaminação ambiental no Brasil. In: CAMPANHOLA, C.; RODRIGUES, G. S.; SOARES, P. R.; GHINI, R.; BETTIOL, W.; **Métodos alternativos de controle fitossanitário**. 1 ed. Jaguariúna-SP: Embrapa Meio Ambiente, 2003. p. 217-266.
- IPCC. N2O emissions from managed soils, and CO2 emissions from lime and urea application. In: IPCC. **Guidelines for national greenhouse gas inventories: Agriculture, forestry and other land use**. Japan: IPCC, v. 4, p.11.1-11.54. 2006a.



NEMECEK, T.; ELIE, O. H.; DUBOIS, D.; GAILLARD, G.; SCHALLER, B.; CHERVET, A. Life cycle assessment of Swiss farming systems: II, Extensive and intensive production. **Agricultural Systems**, v. 104, n. 3, p. 233-245, mar. 2011.

NOVAES, R. M. L.; PAZIANOTTO, R. A. A.; BRANDÃO, M.; ALVEZ, B. J. R.; MAY, A.; FOLEGATTI-MATSUURA, M. I. S. Estimating 20-year land change and CO2 emission associated with crops, pasture and forestry in Brasil and each of its 27 states. **Global Change Biology**, 23, p. 3716-3728, fev. 2017.

MELHORIA CONTÍNUA DA INFORMAÇÃO E APOIO A TOMADA DE DECISÃO COM O MÉTODO CONE-INVERTIDO

Diego Lima Medeiros¹, Asher Kiperstok², Robson Wilson Silva Pessoa³, Lindolfo Braga Silveira³

¹ Programa de Pós-graduação em Engenharia Industrial (PEI) da Universidade Federal da Bahia (UFBA).
Rua Aristides Novis 2 (6º andar) Federação, 40210-630, Salvador-BA, Brasil, diegomedeiros350@gmail.com

² Departamento de Engenharia Ambiental (DEA) da Universidade Federal da Bahia (UFBA).
Rua Aristides Novis 2 (4º andar) Federação, 40210-630, Salvador-BA, Brasil.

³ Rede de Tecnologias Limpas (TECLIM) da Universidade Federal da Bahia (UFBA).
Rua Aristides Novis 2 (4º andar) Federação, 40210-630, Salvador-BA, Brasil.

Resumo: O procedimento de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) se divide em quatro fases: Objetivo e Escopo, Inventário, Avaliação de Impacto e Interpretação. Na construção do Inventário são coletadas as informações dos processos a partir de estimativas, entrevistas com especialistas, revisão da literatura, medições em campo, entre outros. A etapa de Inventário é uma fase laboriosa, devido à quantidade de dados a serem coletados, e a qualidade das informações coletadas afeta os resultados do estudo e define sua capacidade de apoio à tomada de decisão entre a melhor opção de produto com base no critério estabelecido. Assim, para otimizar o processo de coleta de dados deve-se priorizar a melhoria contínua daqueles que apresentam maiores influências (sensibilidade) sobre os resultados. O método Cone-Invertido (melhoria contínua da qualidade dos dados) visa aumentar a confiabilidade dos resultados da pesquisa a partir da identificação dos dados mais relevantes do Inventário, através da análise preliminar dos impactos ambientais, para identificar uma hierarquia de representatividade dos parâmetros de inventário por categoria de impacto e priorizar a melhoria da qualidade dos dados de maior contribuição no sistema de produto considerado. A aplicação do método Cone-Invertido é exemplificada com um estudo de caso (adubação com biofertilizante e fertilizante mineral). Esse procedimento ilustra a interatividade das fases da ACV e o potencial de apoio à tomada de decisão de acordo com o nível de incerteza dos parâmetros de inventário do estudo.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), Inventário do Ciclo de Vida (ICV), Incerteza, tomada de decisão.

Introdução

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) vem ganhando a atenção da comunidade científica, sociedade, governos, empresas devido ao seu potencial de avaliação ambiental de produtos e serviços numa abordagem ampla (GUINÉE et al., 2011). Nos EUA, Europa e alguns países da Ásia a rotulagem ambiental de produto se difunde rapidamente e em breve se tornará obrigatória, assim como ocorre para as informações nutricionais dos alimentos processados. No Brasil o Programa Nacional de Conservação de Energia Elétrica (PROCEL) desenvolveu recentemente o selo de eficiência energética para edificações e o Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (Inmetro) lançou o Programa Brasileiro de Etiquetagem Veicular (PBEV) para eficiência energética e emissões de Gases do Efeito Estufa de automóveis. A rotulagem da ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) Qualidade Ambiental lançou em 2016 os selos para pegada de carbono e pegada hídrica de produtos (ABNT, 2016). O Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (Inmetro) considera aprovar os requisitos gerais do programa de rotulagem ambiental Tipo III – Declaração Ambiental de Produto (DAP) que abrange o ciclo de vida do produto (BRITO, 2017).

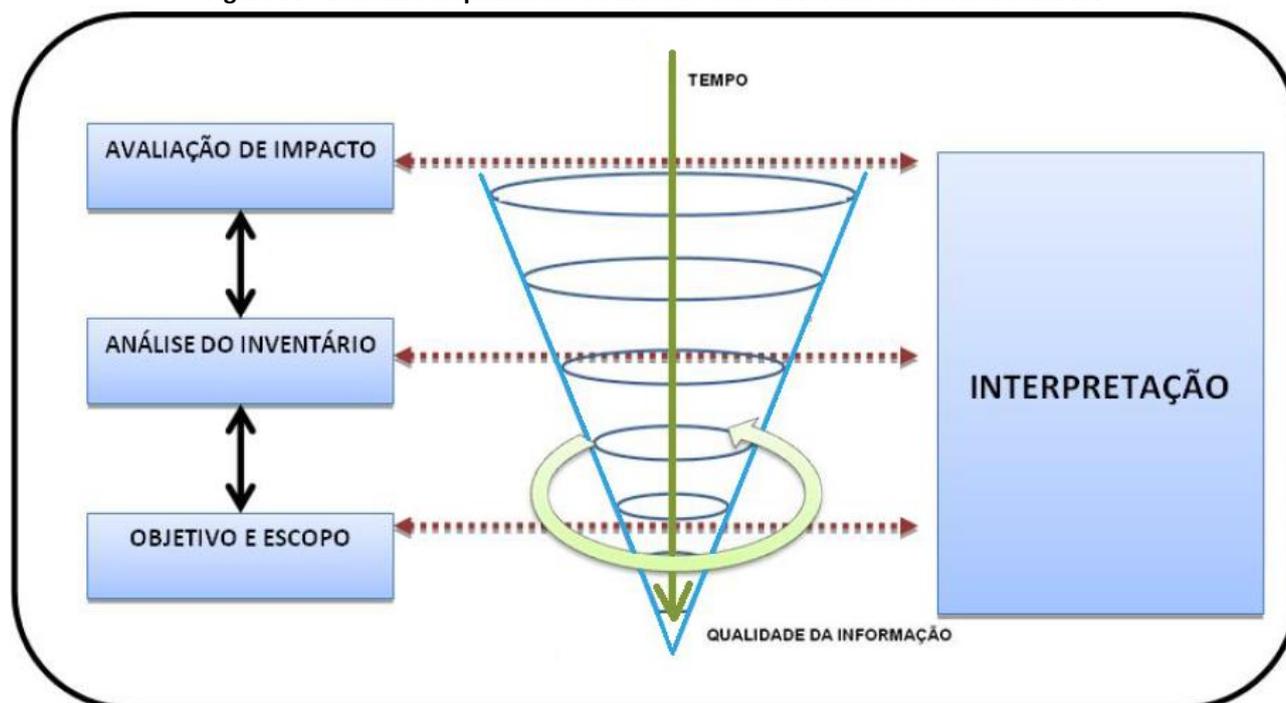
A ACV é utilizada para avaliar e comparar potenciais impactos ambientais de sistemas de produto (ABNT NBR ISO 14044, 2009). O estudo de ACV se divide em quatro fases: Definição de Objetivo e Escopo; Inventário do Ciclo de Vida (ICV); Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV); e Interpretação. A etapa de Inventário é uma fase laboriosa, devido à quantidade de dados coletados. Na construção do ICV as informações dos processos de primeiro plano são coletadas a partir da revisão da literatura, medições em campo, estimativas e entrevistas com especialistas, enquanto os dados de segundo plano geralmente são oriundos de bases de dados de ciclo de vida. Em relação à qualidade dos dados de inventário, Weidema e Wesnaes (1996) afirmam que as partes do sistema de produto que têm grande influência sobre o resultado precisam ser contempladas pelos dados de melhor qualidade do que as partes que têm menor influência. Os indicadores de qualidade de dados podem ser usados para julgar a consistência da real qualidade dos dados coletados em relação às metas específicas do projeto (WEIDEMA e WESNAES, 1996). A avaliação de incerteza pode ajudar os usuários a verificarem como e quanto à qualidade do modelo influencia os resultados de um estudo de ACV (HEIJUNGS e FRISCHKNECHT, 2005).

O objetivo desse trabalho foi propor um procedimento metodológico de análise da qualidade de dados de inventário necessária para a diferenciação dos impactos de sistemas de produtos a partir da melhoria contínua da informação.

Metodologia

O binômio da qualidade da informação versus o esforço despendido em sua obtenção constitui um fator limitante nos estudos de ACV. Assim, o método Cone-Invertido orienta a coleta de informações com transparência quanto às suposições e limitações do ICV para aumentar a confiabilidade dos resultados da pesquisa. O método Cone-Invertido foi desenvolvido a partir das discussões dos projetos de otimização ambiental de processos industriais e da aplicação da ACV na Rede de Tecnologias Limpas (TECLIM) da Universidade Federal da Bahia (UFBA). Assim, essa é a primeira publicação dedicada a apresentação do método de forma sistematizada. Esse método proposto possibilita identificar quais os parâmetros mais relevantes do ICV por meio da análise preliminar dos impactos ambientais, identificação dos dados que apresentam as maiores contribuições dos impactos nas categorias consideradas e melhoria da qualidade dos dados para reduzir as suas incertezas e permitir o discernimento entre os impactos dos produtos comparados. A cada rodada de cálculo da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) verifica quais dados de inventário mais contribuíram na incerteza da AICV para melhora-los e atender a qualidade mínima necessária que permita a comparação entre produtos com discernimento estatístico. Esse procedimento pode ser repetido continuamente como ilustrado na Figura 1.

Figura 77 - Desenho esquemático do método Cone-Invertido na estrutura da ACV



Fonte: TECLIM e COELBA (2009)

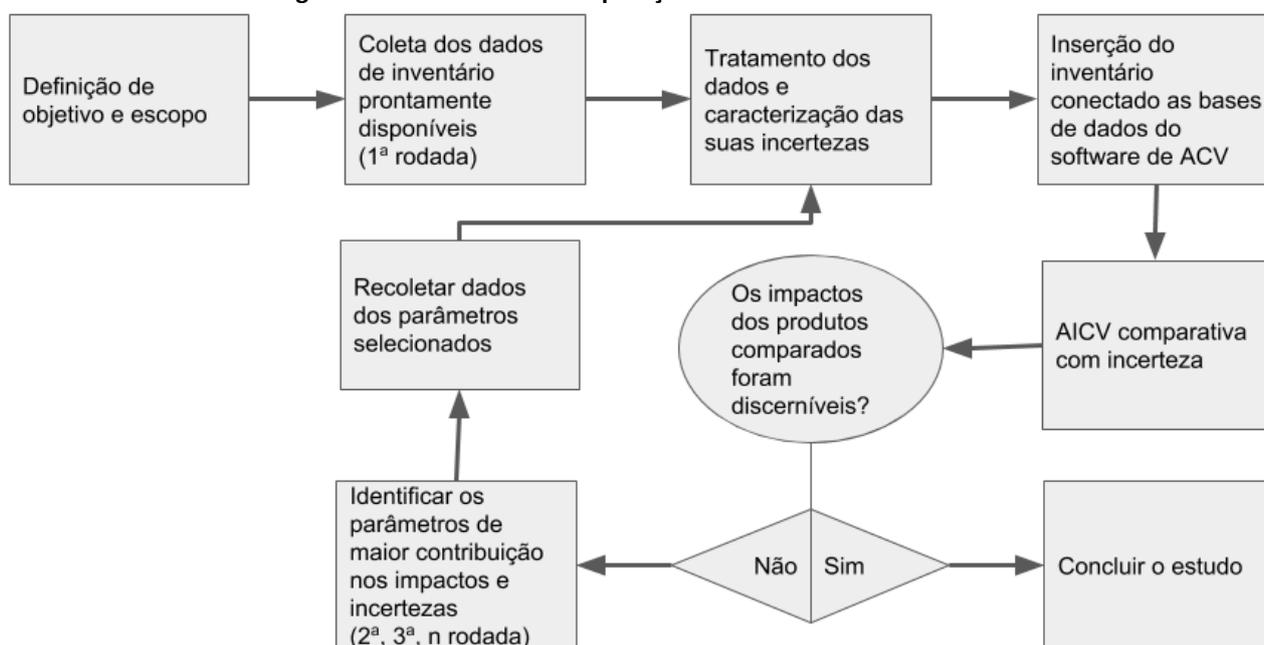
O método Cone-Invertido considera a primeira rodada de resultados a partir do inventário construído com os dados disponíveis, os primeiros dados encontrados, mesmo que esses possuam baixa confiança quanto à sua qualidade. À medida que se aplica o método, os esforços de melhoria dos dados são priorizados para aqueles mais relevantes no impacto ambiental dos produtos em comparação. Assim, haverá uma interação contínua entre as fases de ICV e AICV até que os sistemas de produto sejam discerníveis para a tomada de decisão. A Figura 2 ilustra as etapas da aplicação do método Cone-Invertido.

A aplicação do método Cone-Invertido é exemplificada pela comparação de dois sistemas de produto, sendo um deles com diferentes cenários qualidade da informação do parâmetro mais representativo (transporte) para a demanda energética. O exemplo da aplicação do Cone-Invertido considerou o estudo de adubação com biofertilizante a base de

urina humana comparado ao fertilizante mineral, mais detalhes em Medeiros et al. (2016). A avaliação da demanda energética da adubação com urina humana considerou três rodadas de análise em comparação ao fertilizante mineral:

- Urina humana 1ª rodada - considerou uma estimativa grosseira para o consumo de combustível do transporte de 100 km, ida e volta, para o transporte do biofertilizante;
- Urina humana 2ª rodada - considerou uma estimativa de especialista para o consumo de combustível do transporte de 100 km, ida e volta, para o transporte do biofertilizante;
- Urina humana 3ª rodada - considerou uma medição para o consumo de combustível do transporte de 100 km, ida e volta, para o transporte do biofertilizante;
- Fertilizante mineral - considerou o inventário do ecoinvent (NEMECEK e KAGI, 2007) para produção dos fertilizantes com transporte rodoviário de Paulínia-SP a Lapão-BA (1841 km).

Figura 2 – Procedimento de aplicação do método Cone-Invertido



Fonte: Elaboração própria

O inventário dos cenários de adubação com biofertilizante e fertilizante mineral é apresentado na Tabela 1. O método de Avaliação do Ciclo de Vida seguiu as orientações da norma ABNT NBR ISO 14044 (2009). Os dados de segundo plano foram obtidos a partir da base de dados ecoinvent (WERNET et al., 2016) versão 3.3 *Alloc Rec* (MORENO-RUIZ et al., 2016) para os conjuntos de dados globais ou resto do mundo no software Simapro 8 (GOEDKOOP et al., 2016). O aspecto energético foi baseado no método de Demanda de Energia Acumulada (CED) versão 1.09 (JUNGLUTH e FRISCHKNECHT, 2010) usado como indicador de consumo de energia em estudos de ACV (FRISCHKNECHT et al., 2015). A caracterização da incerteza dos parâmetros do inventário de primeiro plano considerou a incerteza básica e matriz pedigree (WEIDEMA e WESNAES, 1996) com os fatores de incerteza disponíveis no Simapro 8 (GOEDKOOP et al., 2016) e distribuição lognormal. O cálculo dos resultados de incerteza da demanda energética utilizou o método Monte Carlo, considerando também as incertezas contidas nos processos unitários da base de dados ecoinvent versão 3.3, para 10.000 ciclos e 95% de intervalo de confiança. A interpretação dos resultados da avaliação de impacto utilizou análise comparativa, análise de contribuição, análise de incerteza e análise de discernimento (HEIJUNGS e KLEIJN, 2001).

Tabela 1 – Inventário de portão a portão dos cenários de adubação com biofertilizante e fertilizante mineral

Cenário de bioadubação com urina humana fresca				
Fluxos	Unidade	Quantidade (*GSD ²) 1ª rodada	Quantidade (*GSD ²) 2ª rodada	Quantidade (*GSD ²) 3ª rodada
Entrada				
polietileno de alta densidade	kg	10 (1,74)	10 (1,74)	10 (1,74)
moldagem por injeção	kg	10 (1,74)	10 (1,74)	10 (1,74)
queima de combustível do transporte	MJ	7952 (1,60)	6012 (1,22)	4624 (1,07)
aplicação da urina	m ³	43,2 (1,07)	43,2 (1,07)	43,2 (1,07)
Saída				
adubação	ha	1	1	1
Cenário de adubação com fertilizante mineral				
Entrada				
fertilizante N	kg	300 (1,07)		
fertilizante P ₂ O ₅	kg	91,1 (1,07)		
fertilizante K ₂ O	kg	64 (1,07)		
fertilizante, material inerte	kg	498 (1,07)		
transporte com B8**	t.km	3320 (2,00)		
aplicação do fertilizante	kg	9,34 (1,05)		
Saída				
adubação	ha	1		

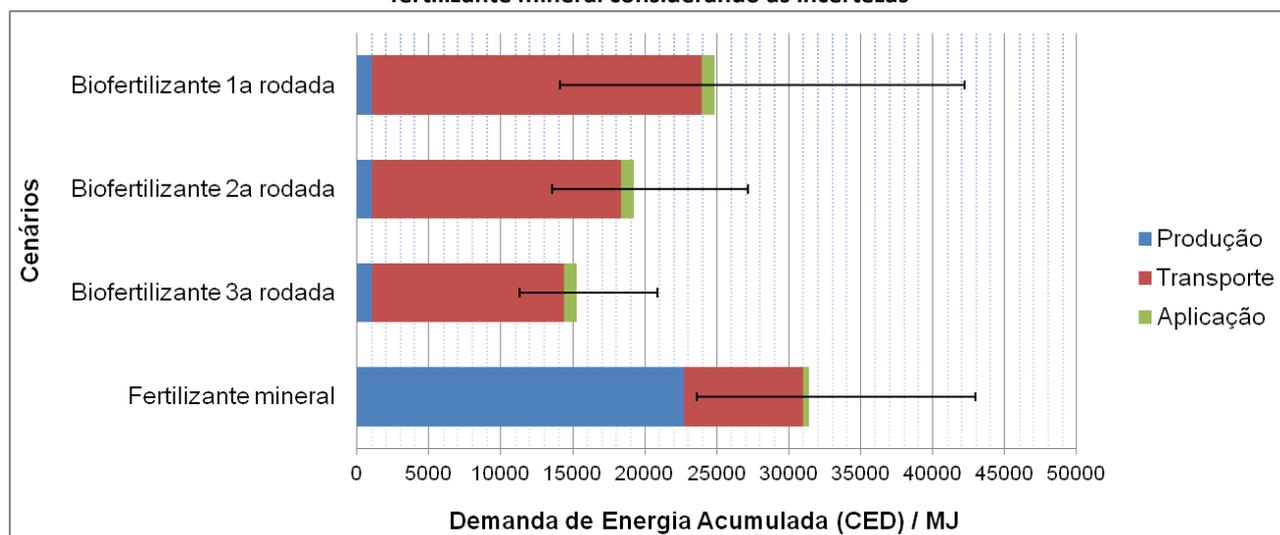
Fonte: Elaboração própria

*GSD2: desvio padrão geométrico quadrado

**B8: 8% de biodiesel de soja e 92% de diesel no combustível do caminhão

Resultados e discussão

A Figura 3 apresenta o CED da adubação com biofertilizante de urina humana para três rodadas de análise do método Cone-Invertido comparado ao fertilizante mineral.

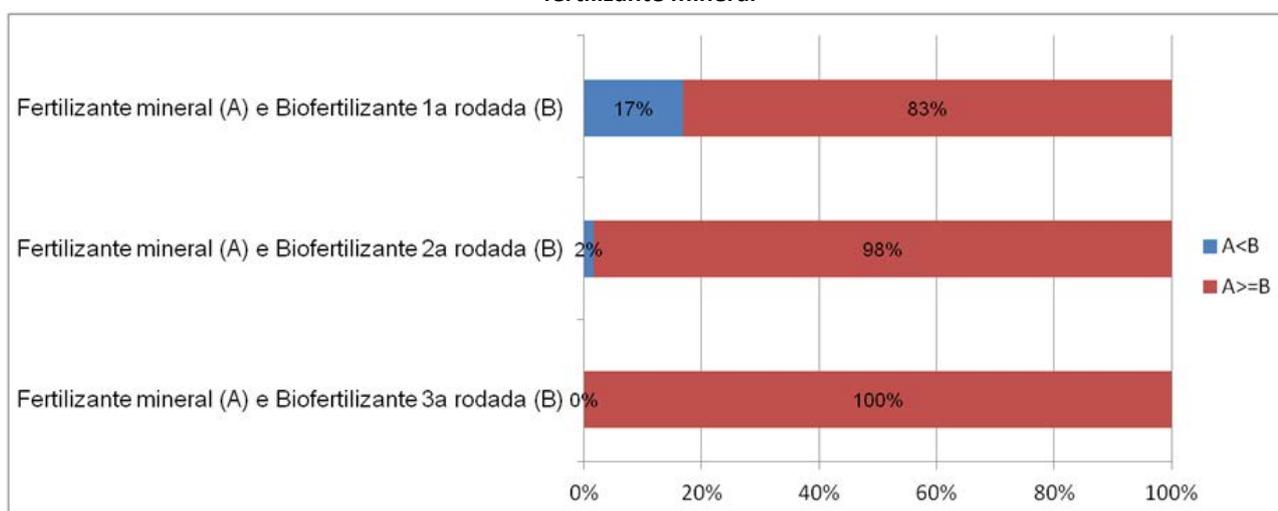
Figura 3 - Comparação da demanda de energia acumulada da adubação com biofertilizante de urina humana e fertilizante mineral considerando as incertezas


Fonte: Elaboração própria

A Figura 4 apresenta a comparação das incertezas do CED da adubação com biofertilizante de urina humana para três rodadas de análise do método Cone-Invertido comparado ao fertilizante mineral.

A 1ª rodada de análise resultou numa incerteza alta que não permitiu discernir o CED da bioadubação comparado ao fertilizante mineral. A 2ª rodada de análise reduziu a incerteza, porém não foi suficiente para discernir o CED da bioadubação comparado ao fertilizante mineral. Se considerar um limite de 5% de similaridade para discernir estatisticamente os impactos dos produtos em comparação (HEIJUNGS e KLEIJN, 2001) a 2ª rodada é suficiente para concluir o estudo. A 3ª rodada de análise conseguiu reduzir a incerteza no nível de discernir que o CED da bioadubação é estatisticamente menor que a adubação com fertilizante mineral. O método Cone-Invertido pode ser usado combinado com diversos métodos de análise de incerteza, a exemplo da incerteza básica e matriz pedigree para gestão da qualidade de dados e melhoria contínua das fontes de incerteza (WEIDEMA e WESNAES, 1996). O método Cone-Invertido economiza tempo na coleta dos dados, visto que a elaboração do inventário é a etapa mais morosa do estudo de ACV. O uso do método Cone-Invertido com a análise de incerteza dos parâmetros de ICV apoiou a tomada de decisão com uma maior margem de confiança.

Figura 4 - Comparação das incertezas da demanda de energia acumulada da adubação com urina humana e fertilizante mineral



Fonte: Elaboração própria

Conclusões

Os estudos de ACV são usados por diversos países para subsidiar a produção mais ecológica de produtos pelas empresas, as compras de produtos mais ecológicos pelos consumidores e elaboração de políticas ambientais pelos governantes. A qualidade dos dados de inventário apresentada pelas incertezas dos parâmetros é um aspecto decisivo para a interpretação do estudo comparativo de ACV e apoio a tomada de decisão. Assim, as incertezas dos parâmetros de inventário, assim como dos fatores de caracterização de impacto, devem permitir a diferenciação dos sistemas de produto. Os esquemas de rotulagem ambiental devem considerar as incertezas dos resultados, mesmo que isso implique em comparações que não tenham diferença estatística. Esse esforço vai disponibilizar mais dados para compor os inventários de primeiro plano (coleta) e segundo plano (bases de dados) de sistemas de produto e reduzir suas incertezas. Outras incertezas dos estudos de ACV atribucional como a definição do procedimento de alocação e escolha dos métodos de impacto também demandam aprimoramentos para os estudos de ACV terem mais credibilidade e aceitação pela sociedade.

Agradecimentos

As instituições de fomento a pesquisa CAPES e CNPq pelas bolsas, a *PRé Sustainability* pela licença do software Simapro e *ecoinvent Association* pela licença da base de dados de inventário em nome da ACVBrasil.

Referências

- ABNT (2016) ABNT Qualidade Ambiental. Disponível em <http://www.abnt.org.br/rotulo/pt/> (acessado em 23/03/2016)
- ABNT NBR ISO 14044 (2009) Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações.
- BRITO, R. (2017) Declaração Ambiental de Produto - DAP. Comitê Brasileiro de Barreiras Técnicas ao Comércio (CBTC) do Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (Inmetro). Disponível em <http://www.inmetro.gov.br/barreirastecnicas/PDF/cbtc/apresentacao-cbtc-declaracao-ambiental-produto-inmetro.pdf> (acessado em 14/11/2017)
- FRISCHKNECHT, R.; WYSS, F.; BÜSSER-KNÖPFEL, S.; et al. (2015) Cumulative energy demand in LCA: the energy harvested approach. *Int. J. Life Cycle Assess.* V. 20, pp. 957–969.
- GOEDKOOOP, M.; OELE, M.; LEIJTING, J.; PONSIOEN, T.; MEIJER, E. 2016. *Introduction to LCA with SimaPro*. Editora Pré, Amersfoort.
- GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; et al. (2011) Life Cycle Assessment: Past, Present and Future. *Environ. Sci. Technol.* V. 45, N. 1, pp. 90-96.
- HEIJUNGS, R.; FRISCHKNECHT, R. (2005) Representing Statistical Distributions for Uncertain Parameters in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment.* V. 10, N. 4, pp. 248-254.
- HEIJUNGS, R.; KLEIJN, R. (2001) Numerical approaches towards life cycle interpretation five examples. *The International Journal of Life Cycle Assessment.* V. 6, N. 3, pp. 141-148.
- JUNGBLUTH, N.; FRISCHKNECHT, R. (2010) Part II: 2. Cumulative energy demand. *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods*. Editora ecoinvent report no 3 v2.2, Dübendorf, pp. 33-40.
- MEDEIROS, D.L.; COHIM, E. H. B.; KIPERSTOK, A.; QUEIROZ, L. M.; ALMEIDA, J.A. (2016) A contribuição dos princípios de saneamento ecológico para a sustentabilidade em habitações. In: V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida, 2016, Fortaleza. *Anais. Brasília: Embrapa* V. 1. pp. 1-833.
- MORENO-RUIZ, E.; LÉVOVÁ, T.; REINHARD, J.; VALSASINA, L.; BOURGAULT, G.; WERNET G. (2016) *Documentation of changes implemented in ecoinvent database v3.3*. Editora Ecoinvent, Zürich, Switzerland.
- NEMECEK, T.; KAGI, T. (2007) *Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production Systems*. Editora Final report ecoinvent V2.0 No. 15a. Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich and Dubendorf.
- TECLIM: Rede de Tecnologias Limpas; COELBA: Companhia de Eletricidade do Estado da Bahia (2009) *Avaliação do Ciclo de Vida de Componentes do Sistema de Distribuição de Energia*. Projeto P&D 0047- 009/06. Relatório - Salvador.
- WEIDEMA, B.P.; WESNAES, M.S. (1996) Data quality management for life cycle inventories-an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production.* V. 4, pp. 167-174.
- WERNET, G.; BAUER, C.; STEUBING, B.; REINHARD, J.; MORENO-RUIZ, E.; WEIDEMA, B. (2016) The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment.* V. 21, pp. 1218-1230.

IS IT RELEVANT TO INCLUDE CAPITAL GOODS IN THE LIFE CYCLE ASSESSMENT OF CONSTRUCTION PRODUCTS?

Fernanda Belizario Silva¹, Olga Satomi Yoshida¹, Elisabeth Donega Diestelkamp¹, Luciana Alves de Oliveira¹

¹Institute for Technological Research, fbSilva@ipt.br

Abstract: the development of representative Life Cycle Inventories (LCI) is fundamental to enable the use of Life Cycle Assessment (LCA) as a decision tool. Capital goods, such as buildings and machinery (infrastructure), are particularly difficult to determine and are therefore commonly based on inaccurate estimates, even in international databases. The aim of this work is to explore the effects of considering or not capital goods on the Life Cycle Impact Assessment (LCIA) results of six construction products: sand, gravel, clinker, cement, concrete and concrete block. We compare the LCIA results with and without infrastructure by using the Monte Carlo analysis to account for the increase in total uncertainty caused by the inclusion of the highly uncertain capital goods flows. The difference between LCIA results with and without infrastructure is not significant for global warming, acidification, eutrophication, ozone depletion, photochemical oxidation and fossil fuels depletion; and is considered high for toxicity impact categories and abiotic elements depletion. However, these impact categories influenced by infrastructure have limited applicability for decision making in construction, because toxicity characterization factors show high uncertainty levels and abiotic depletion does not consider bulk construction materials. Furthermore, changing capital goods is difficult due to required investments and therefore, unlikely to be a strategy for improving the environmental performance of construction products. Thus, we consider that the added value to LCA by the inclusion of capital goods is low, since uncertainty remains high, while the efforts to collect them are significant, thus questioning its inclusion in LCA studies by default.

Keywords: life cycle assessment, capital goods, infrastructure, building products, uncertainty.

Introduction

A key issue to enhance the application of Life Cycle Assessment (LCA) is the availability of local, representative Life Cycle Inventories (LCI). The authors of this paper were involved in the development of LCI for cement-based construction products in Brazil, to be submitted both toecoinvent and to SICV (Brazilian LCI database), within the Sustainable Recycling Industries (SRI) project coordinated by ecoinvent. Our aim in that project was to develop high-quality datasets representative of the national technology, based on primary operational data for all flows considered relevant. To facilitate data collection, we relied on flows already controlled by the manufacturers.

Ecoinvent requires the datasets to be “*as complete as the knowledge of the data providers allows*” and does not apply any systematic cut-off rules (WEIDEMA et al., 2013). Therefore, we were asked to report the consumption of capital goods for all datasets (buildings and machinery, amortized by the production during their service life). SICV, on the other hand, only requires to inform if capital goods have been included in the dataset (IBICT, 2016). ISO 14040 and the ILCD Handbook recommend by default including capital goods in the system boundary of the LCA study, applying the usual cut-off rules regardless of activity type (ABNT, 2009; EUROPEAN COMMISSION, 2010), while Environmental Product Declaration (EPD) standards for construction products do not explicitly require the inclusion of capital goods (DIN, 2014; ISO, 2007).

Some studies investigated the importance of capital goods in LCA. Eickelkamp (2015), using a hybrid input-output and life cycle approach covering all economic sectors, assessed an average increase of 20% in energetic resource depletion and climate change results by the inclusion of infrastructure – for the basic manufacturing industry the increase is only of 5% though. Frischknecht et al. (2007) analyzed about 700 ecoinvent datasets and concluded that, for construction products, the influence of infrastructure is more relevant (more than 30% difference in LCIA results) for human- and eco-toxicity, mineral resource depletion and land use, while impact categories like global warming and acidification are less changed (less than 10% difference). Studies using primary data to model the infrastructure, such as Brogaard and Christensen (2016) for waste management systems and Igos et al. (2014) for water treatment plants, came to similar conclusion in terms of infrastructure effect on the different impact categories.

The main contribution to capital goods’ environmental impacts comes from the steel used in machinery and buildings and its life cycle, i.e. mining and steel manufacturing activities (FRISCHKNECHT et al., 2007; IGOS et al., 2014; LIU et al., 2016), except for land use, for which the area occupied by buildings is more relevant (FRISCHKNECHT et al., 2007). The

sensitivity analysis carried out by Igos et al. (2014) shows that the service life of concrete and steel used in capital goods is also an important parameter, as infrastructure impact is amortized over its service life and the corresponding production volume.

However, getting good quality primary data to model the inventory flows for capital goods can be a difficult task, especially if one is expected to develop an LCI that can be used for many purposes and with various LCIA methods, like in the ecoinvent database, which requires a high level of detail. The manufacturer of the product being inventoried can only deliver part of the information (e.g. specification of machinery), and most data must be provided by other agents in the supply chain (e.g. machinery producers). The availability of specific inventories is still limited, which leads to an additional data collection effort, often more complex than the product inventory itself. Moreover, some data are difficult to retrieve or estimate, such as factory buildings' specifications and infrastructure lifetime. Therefore, capital goods are commonly based on rough estimates with high uncertainty (WEIDEMA et al., 2013), often not considered in the calculation of impact results – sensitivity analysis shows that variations in the amounts or specifications of capital goods, especially for steel, can significantly influence final indicators (BROGAARD; CHRISTENSEN, 2016). One may argue that “a rough estimate is better than nothing” but depending on the study (such as comparative assessments), unprecise infrastructure estimates may be misleading. It also implies a dilemma: if capital goods are important, shouldn't they be properly modelled? And if they are not important, couldn't they be excluded from the scope?

This work aims at analyzing the relevance of capital goods for the environmental performance of six construction products addressed in the SRI Project – sand, gravel, clinker, Portland cement, concrete and concrete block – considering both the increase in environmental impact results and in uncertainty, in order to assess not only the relative difference between LCIA results with and without infrastructure, but also its significance.

Method

The following ecoinvent version 3.3 datasets are used: gravel and sand quarry operation; gravel production, crushed; clinker production; cement production, Portland; concrete block production; unreinforced concrete production, with CEM II/A; with geographical scope “Rest-of-the-World” (RoW) and allocation system “cut-off by classification”. Standard deviation values for all inventory flows (including infrastructure) are also taken from ecoinvent, which considers the lognormal probability distribution function by default.

It is worth mentioning that even in ecoinvent, infrastructure is modelled based mostly on rough estimates, despite the request for completeness: for instance, the rotary kiln for clinker manufacturing is modelled by approximation as a 300 t “generic heavy industrial machine” (with an estimated service life of 25 years), which in turn is based on the specifications of a rock crusher (KELLENBERGER et al., 2007).

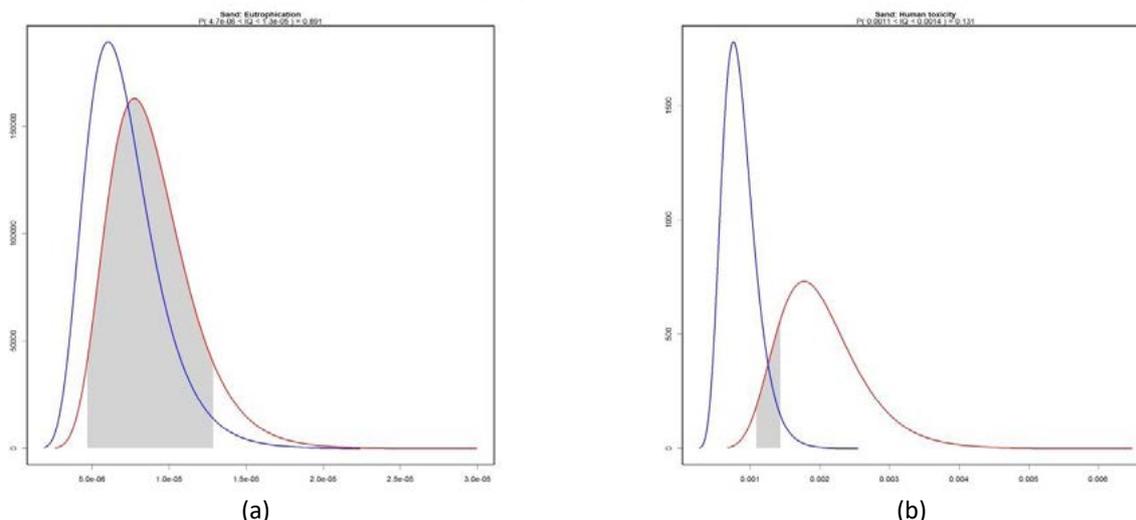
Impact assessment results are calculated using the CML 1-A baseline (version 3.04) method, recommended by EN 15804 (DIN, 2014), and running Monte Carlo sampling with 10.000 iterations, with and without infrastructure, using the Simapro function “exclude infrastructure processes” for the latter (inventory flows for replacement of wearing parts, such as steel and rubber inputs, were not excluded as they are modelled as direct inputs in each product inventory). The following parameters are extracted from the resulting probability curves (which also have a lognormal shape) from Monte Carlo sampling: mean LCIA result, lower and upper limits of the 95% confidence interval (with and without infrastructure).

For each product and impact category, we calculate the probability of coincidence of the LCIA results with and without infrastructure, i.e. the probability of the results without infrastructure being contained in the probability distribution of the results with infrastructure. As the results with infrastructure will always be higher than the ones without it, this interval is defined by the following limits: minimum LCIA value with infrastructure (2,5% cumulated probability) and maximum LCIA value without infrastructure (97,5% cumulated probability) – considering the probability distribution of the results with infrastructure (Figure 1).

The following acronyms will be used to refer to impact categories: AD-E - abiotic depletion, elements; AD-F - abiotic depletion, fossil fuels; AP - acidification; EP - eutrophication; FAET - freshwater aquatic ecotoxicity; GWP - global

warming; HT - human toxicity; MAET - marine aquatic ecotoxicity; ODP - ozone layer depletion; PO - photochemical oxidation; and TET - terrestrial ecotoxicity.

Figure 5 – Probability of values without infrastructure (blue curve) occurring in the interval of results with infrastructure (red curve), defined in the gray area – a) sand, eutrophication; b) sand, human toxicity.



Results and discussion

Table 1 shows the detailed LCIA results. Figure 2 and Figure 3 show, respectively, the increase in LCIA results and standard deviation values by the inclusion of infrastructure.

Table 3 – LCIA results with and without infrastructure (mean values) and corresponding coefficients of variation.

Category	Product	Unit	Sand				Gravel				Clinker			
			without		with		without		with		without		with	
			Result	C.V. (%)	Result	C.V. (%)	Result	C.V. (%)	Result	C.V. (%)	Result	C.V. (%)	Result	C.V. (%)
AD-E	kg Sb eq	4,9E-10	23	2,2E-08	72	1,6E-09	27	8,8E-08	89	1,4E-08	25	8,7E-08	24	
AD-F	MJ	4,5E-02	20	5,2E-02	19	1,0E-01	20	1,2E-01	20	3,3E+00	13	3,4E+00	13	
AP	kg SO2 eq	2,2E-05	19	2,6E-05	18	4,7E-05	20	6,0E-05	20	1,8E-03	13	1,8E-03	13	
EP	kg PO4--- eq	6,6E-06	38	8,4E-06	35	1,6E-05	47	2,1E-05	41	4,1E-04	30	4,3E-04	31	
FAET	kg 1,4-DB eq	6,7E-04	45	1,5E-03	46	2,1E-03	64	4,2E-03	35	3,9E-02	44	4,6E-02	37	
GWP	kg CO2 eq	3,7E-03	16	4,3E-03	15	8,9E-03	19	1,1E-02	18	9,6E-01	13	9,7E-01	13	
HT	kg 1,4-DB eq	7,6E-04	36	1,9E-03	38	2,4E-03	43	5,0E-03	31	5,2E-02	51	5,9E-02	33	
MAET	kg 1,4-DB eq	3,0E+00	28	4,8E+00	28	9,5E+00	32	1,4E+01	28	1,4E+02	29	1,5E+02	26	
ODP	kg CFC-11 eq	3,4E-10	49	3,9E-10	51	5,6E-10	38	7,0E-10	38	2,3E-08	48	2,4E-08	47	
PO	kg C2H4 eq	1,3E-06	41	1,6E-06	38	3,0E-06	41	3,8E-06	34	6,7E-05	13	6,9E-05	13	
TET	kg 1,4-DB eq	2,7E-06	22	9,6E-06	36	8,5E-06	25	2,7E-05	33	1,0E-03	22	1,1E-03	21	
Category	Product	Unit	Cement				Concrete				Concrete block			
			without		with		without		with		without		with	
			Result	C.V. (%)	Result	C.V. (%)	Result	C.V. (%)	Result	C.V. (%)	Result	C.V. (%)	Result	C.V. (%)
AD-E	kg Sb eq	1,7E-08	26	2,1E-07	57	1,4E-05	24	2,1E-04	38	6,0E-09	37	3,3E-07	73	
AD-F	MJ	3,3E+00	23	3,5E+00	23	1,0E+03	19	1,1E+03	18	4,2E-01	33	5,7E-01	33	
AP	kg SO2 eq	1,8E-03	23	1,8E-03	22	4,8E-01	18	5,5E-01	17	1,9E-04	28	2,7E-04	30	
EP	kg PO4--- eq	4,3E-04	36	4,6E-04	36	1,2E-01	32	1,5E-01	32	5,1E-05	41	9,0E-05	49	
FAET	kg 1,4-DB eq	4,4E-02	158	5,6E-02	53	1,1E+01	65	2,1E+01	31	5,5E-03	49	2,0E-02	60	
GWP	kg CO2 eq	9,0E-01	24	9,1E-01	24	1,9E+02	22	2,0E+02	21	7,1E-02	29	8,3E-02	28	
HT	kg 1,4-DB eq	5,7E-02	319	7,2E-02	38	1,7E+01	98	3,2E+01	28	8,6E-03	39	3,6E-02	67	

MAET	kg 1,4-DB eq	1,7E+02	145	2,0E+02	31	4,4E+04	55	7,3E+04	27	1,9E+01	47	5,5E+01	52
ODP	kg CFC-11 eq	2,2E-08	51	2,3E-08	50	8,0E-06	49	8,9E-06	49	4,1E-09	53	5,2E-09	53
PO	kg C2H4 eq	6,7E-05	23	7,1E-05	23	2,0E-02	18	2,4E-02	17	9,6E-06	30	1,5E-05	37
TET	kg 1,4-DB eq	9,6E-04	30	1,1E-03	28	2,0E-01	27	2,7E-01	23	4,1E-05	55	1,8E-04	77

Figure 6 – Increase in LCIA results by the addition of infrastructure (mean values).

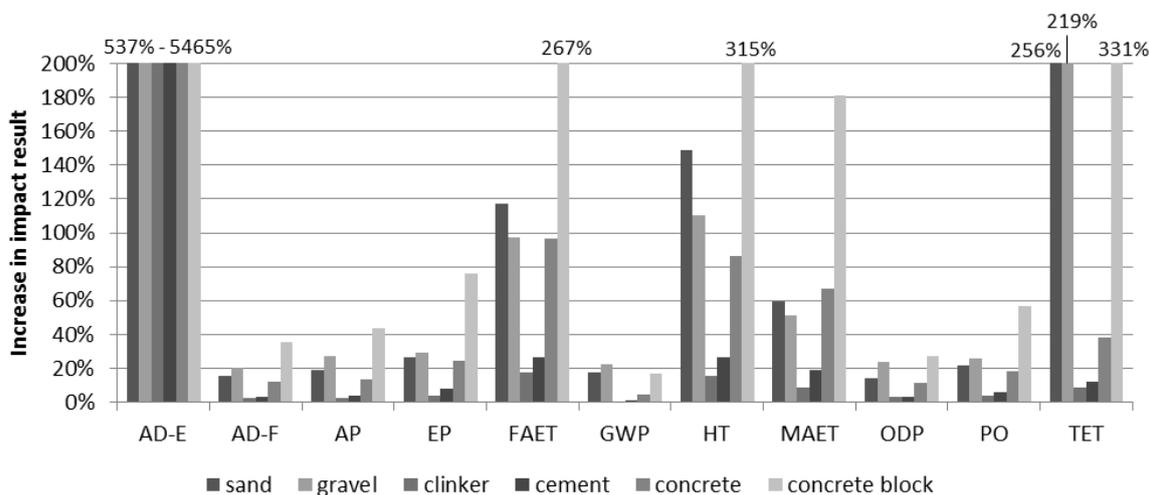
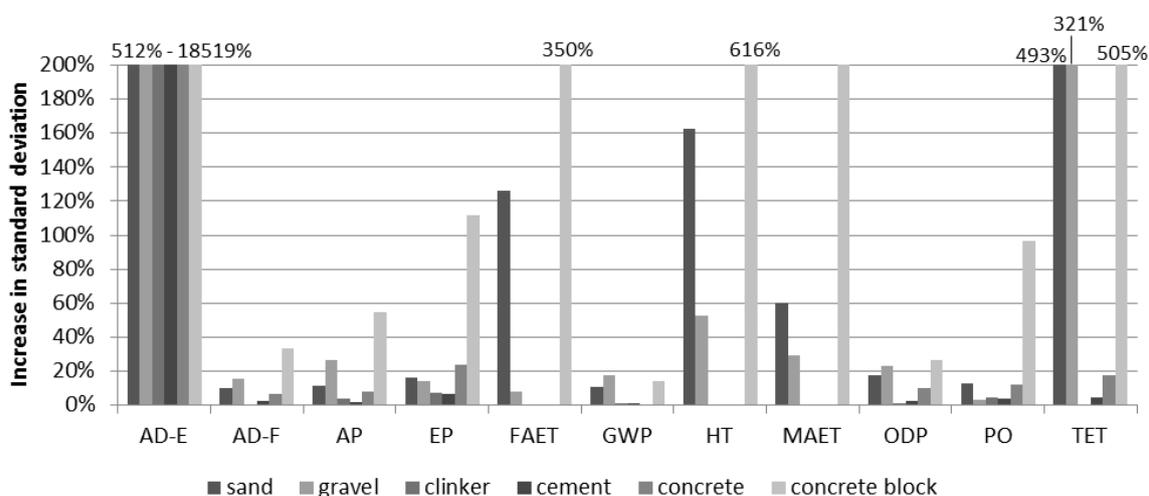


Figure 7 - Increase in standard deviation of LCIA results by the addition of infrastructure (mean values).



We notice that the impact categories most influenced by infrastructure are abiotic depletion, terrestrial ecotoxicity, freshwater aquatic ecotoxicity, human toxicity and marine aquatic ecotoxicity, while the least influenced ones are abiotic depletion of fossil fuels, acidification, eutrophication, global warming, ozone depletion and photochemical oxidation. This is coherent with the findings of Frischknecht et al. (2007) for construction products. The lowest increases are observed for clinker and cement production, since the direct process emissions causing environmental impacts are significant, while the highest increase level is observed for the concrete block, which has an input of packing that contributes to a significant share of the impact results (30%-40% in toxicity related categories and abiotic depletion, the ones most influenced by infrastructure along its upstream processes).

We also notice that the increase in the standard deviation is similar to or, in some cases, even higher than the increase in the LCIA results, due to the uncertainty of infrastructure flows: the default value set by ecoinvent for infrastructure basic uncertainty (σ_b^2 - variance of logtransformed data) is 0,3, while for all other energy and material inputs σ_b^2 is 0,0006. To better understand this difference, we may convert these variances into coefficients of variations based on

the properties of the lognormal distribution, resulting in 59% for infrastructure flows and 2,4% for the others. Furthermore, the additional uncertainty is also high, due to Pedigree scores resulting from the low quality of infrastructure data (WEIDEMA et al., 2013).

Table 2 shows the results of the probability of coincidence of LCIA results with and without infrastructure, detailed by product and impact category, where lighter cells correspond to the lower values and darker cells to the higher ones.

Table 4 – Probability of coincidence of LCIA results with and without infrastructure.

	Sand	Gravel	Clinker	Cement	Concrete	Concrete Block
Abiotic depletion	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Abiotic depletion (fossil fuels)	88%	84%	95%	94%	90%	82%
Acidification	85%	74%	94%	94%	89%	70%
Eutrophication	90%	90%	95%	94%	88%	60%
Fresh water aquatic ecotox.	39%	57%	92%	90%	42%	10%
Global warming	82%	81%	95%	95%	95%	91%
Human toxicity	14%	39%	91%	86%	22%	3%
Marine aquatic ecotoxicity	53%	68%	95%	89%	38%	25%
Ozone layer depletion	94%	89%	95%	95%	94%	90%
Photochemical oxidation	92%	91%	94%	94%	84%	59%
Terrestrial ecotoxicity	0%	0%	93%	93%	76%	10%

For six impact categories (abiotic depletion of fossil fuels, acidification, eutrophication, global warming, ozone layer depletion and photochemical oxidation), the probability of coincidence of results is over 50% for all products and over 70% for most results. A 50% probability of coincidence is considered a good threshold level, as it is more probable that results coincide than not. These are also the categories with lower increases in LCIA results by infrastructure addition.

Toxicity related categories only show a probability of coincidence higher than 50% for clinker and cement (in all of them); looking at specific toxicity issues, there are also other values above the 50% threshold, such as FAET for gravel (57%), MAET for sand and gravel (53% and 68% respectively) and TET for concrete (76%). The clinker production process has air emissions that have a direct contribution to toxicity results (which consequently affects cement), while other processes do not generate such emissions and are thus more affected by infrastructure, in different levels.

Despite the significant difference observed for most toxicity results with and without infrastructure, there are other aspects to consider. The uncertainty of the characterization factors for human and ecotoxicity can reach 6 orders of magnitude (HUIJBREGTS et al., 2000) and this has not been taken into account in the Monte Carlo sampling performed for this study. As a result, it is difficult to consider toxicity impact scores in decision making processes based on LCA, especially for comparative assessments, since the uncertainty of characterization factors by far surpasses any existing difference between products. For instance, EN 15804 (DIN, 2014), the standard for construction product EPDs, does not require the assessment of human- and ecotoxicity impact categories, because they were not considered a consensus by the time the standard was published.

Regarding abiotic depletion of elements, there is no probability of coincidence of results obtained with and without infrastructure, for any product. This impact category also presents the highest uncertainty levels for the impact values that consider infrastructure, with an average coefficient of variation of 59%, which alone limits the use of this indicator in decision processes. Furthermore, although required by EN 15804, this impact category does not properly assess the consumption of natural resources usually applied by the construction industry, as mineral resources like

quartz sand, granite, limestone, clay, etc. do not have characterization factors, because they are considered to be globally abundant, although they are often locally scarce (HABERT et al., 2010). Infrastructure becomes so important because abiotic depletion of elements is mainly influenced by the consumption of metallic substances, required for manufacturing steel and other alloys commonly used in machinery and buildings.

If the uncertainty of infrastructure flows is reduced, some differences deemed insignificant based on the current results may become more important. This can only be achieved by collecting better data for infrastructure activities. However, non-infrastructure flows also deserve improvement, as uncertainty of LCIA results without infrastructure is also substantial (Table 1). Since data collection efforts must be optimized, it seems more relevant to focus data collection on process variables, than on detailing capital goods. Furthermore, considering that the ultimate goal of LCA is improving the environmental performance of products, the changes that can be done in capital goods are limited, as buildings and machinery are not easily modified or replaced due to required investments and long service lives.

Conclusion

Including capital goods in construction products' inventories leads to higher impact results, but also to increased uncertainty, as they are often based on rough estimates. Based on the probability of coincidence of LCIA results with and without infrastructure, capital goods are not considered relevant for six impact categories – abiotic depletion of fossil fuels, acidification, eutrophication, global warming, ozone layer depletion and photochemical oxidation. For freshwater aquatic ecotoxicity, human toxicity, marine aquatic ecotoxicity and terrestrial ecotoxicity, infrastructure becomes more important, but the uncertainty of toxicity characterization factors is substantial, limiting the use of these results for decision making. Capital goods have also a big influence on the abiotic depletion of elements; however, this only happens because this indicator does not account for bulk construction materials.

Hence, we consider that the inclusion of capital goods does not add quality to life cycle inventories of construction products. To enhance the reliability of LCA studies, it is more interesting to spend resources on collecting good and representative primary data for process flows that can be modified by construction product manufacturers to improve the environmental performance of their materials, and on increasing the number of representative national LCIs. Until good infrastructure life cycle inventories become available and the uncertainty of toxicity impact modelling is reduced, we suggest that capital goods are excluded from the minimum scope of life cycle inventory initiatives and databases.

References

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2009) ABNT NBR ISO 14040 - Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro.
- BROGAARD, L. K.; CHRISTENSEN, T. H. (2016) Life cycle assessment of capital goods in waste management systems. *Waste Management*, v. 56, p. 561–574.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG. (2014) DIN EN 15804 - Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products. Berlin.
- EICKELKAMP, T. (2015) Significance of fixed assets in life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production*, v. 101, p. 97–108, Aug. 2015.
- EUROPEAN COMMISSION. (2010) International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. Luxemburgo: Publications Office of the European Union.
- FRISCHKNECHT, R. et al. (2007) The environmental relevance of capital goods in life cycle assessments of products and services. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 11, n. August 2007.
- HABERT, G. et al. Development of a depletion indicator for natural resources used in concrete. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 54, n. 6, p. 364–376, 2010.



HUIJBREGTS, M. A. J. et al. (2000) Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part II: Assessing parameter uncertainty and human variability in the calculation of toxicity potentials. *Chemosphere*, v. 41, n. 4, p. 575–588.

IBICT. (2016) Guia Qualidata: requisitos de qualidade de conjunto de dados para o Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida. Brasília: Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia.

IGOS, E. et al. (2014) Life Cycle Assessment of water treatment: What is the contribution of infrastructure and operation at unit process level? *Journal of Cleaner Production*, v. 65, p. 424–431.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. (2007) ISO 21930 - Sustainability in building construction - Environmental declaration of building products. Genebra.

KELLENBERGER, D. et al. (2007) Life Cycle Inventories of Building Products. Ecoinvent report No. 7. Dübendorf.

LIU, H. et al. (2016) A comparative life-cycle energy and emissions analysis for intercity passenger transportation in the U.S. by aviation, intercity bus, and automobile. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, v. 48, p. 267–283.

WEIDEMA, B. P. et al. (2013) Overview and methodology - Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Swiss Center For Life Cycle Inventories. St. Gallen.

USO E APLICAÇÃO DE MÉTODOS DE INVENTÁRIO HÍBRIDOS NO ÂMBITO BRASILEIRO

Karlan Rau¹, Sebastião Roberto Soares²

Instituto Federal Catarinense (IFC), Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida – CICLOG, karlan.rau@ifc.edu.br, 1
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida – CICLOG, 2

Resumo: O Inventário de ciclo de vida (ICV) tem a finalidade de reunir, organizar, analisar e quantificar os dados de entradas e saídas dos processos de ciclos de vida, através de métodos específicos. As limitações da metodologia da ACV, ao longo das últimas décadas, como as relacionadas às fontes com dados incompletos ou inexistentes, impulsionaram a busca de outras fontes, como as oriundas de tabelas de insumos e produtos (TIP). Estas tabelas utilizam dados de fluxo de setores econômicos, ao invés de processos unitários comumente utilizadas. Os dados advindos de uma análise de processos unitários caracterizam uma abordagem *bottom-up* (BU); e, dados oriundos de uma TIP que se caracteriza-se pela abordagem *top-down* (TD). Este foi um dos fatores que permitiram a evolução dos Métodos de Inventário (MI), sobretudo na criação dos MI híbridos (MIH) ou ACV híbrida, os quais empregam, ao mesmo tempo, ambas abordagens, BU e TD. A escolha dentre os diversos MI existentes, depende dos objetivos do estudo pretendido. O objetivo deste artigo é conhecer o perfil dos usuários de ACV brasileiros sobre o uso e aplicação de MIH. Para isto foi utilizado um questionário *on-line* submetidos à especialistas brasileiros em ACV. Busca-se compreender o conhecimento sobre ICV e MI e, deste último sua praticabilidade. Paralelamente foram elaborados inventários BU e TD com dados nacionais presentes em material científico e órgãos governamentais e setoriais. Estes foram utilizados em alguns MIH para comparar resultados em nível de inventário. Observou-se o pouco conhecimento sobre MIH e que houve sim diferença nos resultados entre os MIH aplicados. Constata-se que a aplicação dos MIH em pesquisas nacionais são limitadas devido ao pouco conhecimento destes métodos, como pelo número precário de dados de processos unitários de produtos brasileiros bem como pela complexidade no uso TIPs nacionais disponíveis e atualizadas.

Palavras-chave: ACV híbrido, ICV, Método de inventário híbrido, perfil de usuários brasileiros em ACV.

Introdução

O Inventário de ciclo de vida tem a finalidade de reunir, organizar, analisar e quantificar os dados de entradas e saídas dos processos de ciclos de vida, através de métodos específicos. A escolha dentre os diversos métodos de inventário (MI) existentes, dependerá dos objetivos do estudo pretendido.

As limitações existentes na metodologia da ACV (HEIJUNGS; SUH, 2002), impulsionaram, ao longo das últimas três décadas, o surgimento de diversos MI, dentre eles os MI híbridos (MIH) (FINNVEDEN *et al.*, 2009; HEIJUNGS; SUH, 2002; SUH; HUPPES, 2005; TRELOAR, 1997). A principal limitação é a existência de fontes com dados incompletos ou inexistentes (BILEC *et al.*, 2006; COELHO FILHO; SACCARO JUNIOR; LUEDEMANN, 2016b; HUIJBREGTS *et al.*, 2001).

Esta limitação proporcionou expandir as fronteiras do conhecimento para buscar outras áreas do conhecimento fontes de dados ambientais, como aquelas oriundas de tabelas de insumos e de produtos que utilizam de dados de fluxo de setores econômicos. Hoje temos duas origens de dados: oriunda de (i) análise de processos unitários, se caracterizando por apresentar uma abordagem *bottom-up* (BU); e, outra oriunda de (ii) tabelas de insumos e produtos (TIP) que se caracteriza pela abordagem *top-down* (TD). Os MI híbridos, ou ACV híbridas, tem esta nomenclatura por empregar, em estudos de ACV, essas duas abordagens, BU e TD.

Considera-se assim que há três grupos de MI: (1) Métodos baseado em análises de processos (ou tradicionais): diagrama de fluxo (FD) e matriz (M); (2) Métodos baseado em Tabelas de insumos e produtos: tabela de insumo-produto (EIO) e análise de insumo-produto multi-regional (MRIO); (3) Métodos híbridos: análise híbrida em camadas (THA), análise econômica de insumo e produtos do ciclo de vida (EIO-LCA), análise híbrida baseada em insumo-produto (IO-HA), análise híbrida integrada (IHA), análise estrutural do caminho (SPA), análise híbrida desagregada (ADH), análise de entrada de saída de resíduos (WIO).

Características, vantagens e desvantagens e aplicação de cada MI poderá ser observadas nos trabalhos de Islam, Samantha; Ponnambalam; Lam (2016) e Nakamura; Nansai (2015).

O objetivo deste artigo é conhecer o perfil dos usuários de ACV brasileiros sobre o uso e aplicação de MIH. Para tanto, parte-se da hipótese de que há pouco conhecimento da diversidade dos MI, sobretudo no uso prático dos MIH em

estudos nacionais. Acredita-se que há pouca aplicação pela complexidade dos métodos bem como pelo número precário ou a dificuldade no uso de IOT da economia brasileira.

A caracterização do perfil de usuários nacionais sobre os MIH permitirá elaborar estratégias para melhorar a compreensão destes métodos e, também, fomentar estratégias para elaboração de inventários de produtos nacionais como aqueles dos setores econômicos.

Metodologia

Para traçar o perfil dos usuários de ACV sobre MI, foi elaborado um questionário estruturado *on-line* distribuído à vários pesquisadores e usuários desta metodologia que atuam no território nacional. A partir deste ponto serão denominados de especialistas. Os critérios para a seleção dos especialistas levaram em consideração: (i) a bibliometria realizada por Zanghelini *et al.* (2016) os quais identificaram os principais expoentes e instituições que realizam pesquisas nesta seara; e, (ii) grupos de pesquisa cadastrados na plataforma do CNPq que tenham como tema principal ACV e/ou ICV. O questionário contém questões gerais sobre problemas na elaboração do ICV; tratamento dos dados para elaboração do inventário, uso de *softwares* e bases de dados. E, questões específicas sobre o conhecimento acerca dos MI e sua praticabilidade.

Para realizar a análise comparativa entre os MIH estabeleceu-se um objeto de estudo: a produção de calçados. O setor calçadista possui diversos polos espalhados pelo território brasileiro. Este setor também conta com uma cadeia produtiva consolidada, dando subsistência e autonomia a estes polos industriais (PEREIRA JÚNIOR, 2015).

Para realizar a comparação entre os MIH foi necessário elaborar dois inventários: (i) com dados de processo; referente a fabricação de um calçado fictício; e, (ii) com dados econômicos; caracterizando os setores que subsidiam a produção de calçados. O primeiro inventário foi elaborado a partir da literatura científica (FLACH *et al.*, 2017; GARCÍA-DÍEGUEZ; HERVA; ROCA, 2015; JACQUES DE JACQUES, 2011; RIBEIRO, 2009; SILVA, 2016). O segundo inventário foi elaborado a partir de dados econômicos e de produção brasileiros disponíveis em *sites* das instituições governamentais (IBAMA, IBGE, MICT) e associações setoriais (ASSINTECAL, ABICALÇADOS). A metodologia empregada na construção destes inventários estão baseados na metodologia de Palma-Rojas (2012).

Dos sete MIH citados anteriormente, apenas dois foram escolhidos, devido a exiguidade de tempo, principalmente para a elaboração de inventários, para serem comparados: THA (HEIJUNGS; SUH, 2002) e EIO-LCA (HAWKINS; MATTHEWS, 2009). A comparação entre eles se dará a nível de inventário.

Resultados e discussão

A utilização dos critérios definidos na metodologia, para traçar o perfil dos usuários de ACV, permitiu selecionar especialistas de 16 (dezesesseis) instituições brasileiras: CETEM, EMBRAPA, EPAGRI, IBICT ACV, UnB, USP, UDESC, UESB, UNESP, UFGD, UFPA, UFPE, UFSC, UFSM, UFRJ e UTFPR. De cada instituição, três especialistas, em média, totalizando 48 (quarenta e oito) especialistas. Por e-mail, receberam uma carta de apresentação com a intenção desta pesquisa contendo uma 'ligação' para o questionário. A taxa de retorno de respostas foi de 54,2%, mostrando que os resultados são substancialmente expressivos, representativos e significantes, considerando o universo da pesquisa.

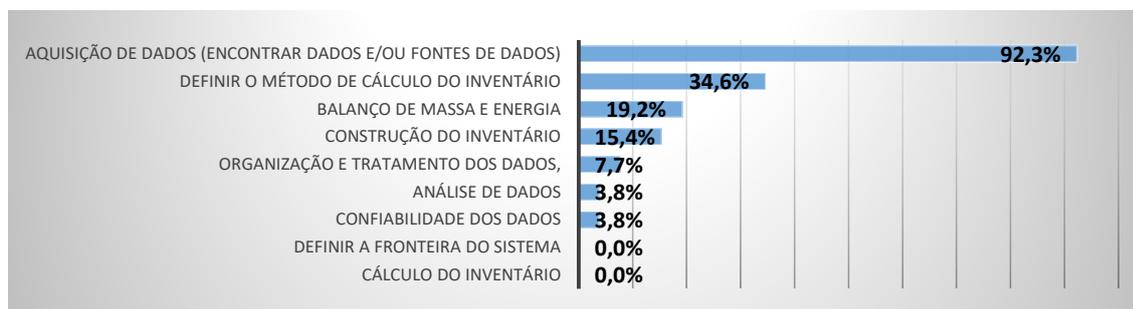
Iniciou-se esta análise destacando os problemas na elaboração do ICV (Figura 1). Observa-se que o principal problema, apontado por 92,3% dos especialistas, está na aquisição dos dados e/ou fontes de dados. Na literatura observa-se que esta dificuldade está atrelada ao grande consumo de tempo e recursos necessários à sua aquisição (CRAWFORD, 2008; ISLAM, S.; PONNAMBALAM; LAM, 2015; SUH; HUPPES, 2005). Entretanto, a diversidade de base de dados disponíveis, podem promover celeridade neste processo. Porém, nos estudos brasileiros, as limitações estão na escassez de dados de processos produtivos de produtos nacionais e limitação de dados no Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida (SICV) (COELHO FILHO; SACCARO JUNIOR; LUEDEMANN, 2016a; ZOCHE, 2014). Tal carência, obriga os especialistas, a utilizarem dados que representam a realidade de outros países (RODRIGUES *et al.*, 2016).

A segunda dificuldade destacada por um terço dos especialistas (34,6%) é a definição do MI. Isto induz a questionar, qual o conhecimento que eles possuem sobre MI? Supõem-se que a falta de divulgação dos MI, sua grande

diversidade e características específicas de sua aplicação reduzem substancialmente o interesse e o aprofundamento da compreensão destes MI.

Associando as demais dificuldades com o local utilizado pelos especialistas no tratamento de dados, observa-se que dentre os que utilizam de planilha eletrônica (53,8%), as limitações estão relacionadas com o balanço de massa (21,4%) e construção do inventário (21,4%). E, dentre os que utilizam de *softwares*, as maiores limitações estão na escolha do MI (54,4%) e no balanço de massa (18,2). Subentendendo que as dificuldades balanço de massa e energia, construção do inventário e organização dos dados, se relacionam com a experiência e habilidade do usuário de ACV, o ponto mais importante está a dificuldade na escolha do MI. Isto fica claro quando associado aos *softwares* de ACV porque eles não apresentam opção de escolha nem tão pouco suporte para o uso variado de MI, principalmente os MIH (CRAWFORD *et al.*, 2018). Ficam restrito aos métodos tradicionais ou relacionados ao TIP.

Figura 78 - Dificuldades na execução do inventário do ciclo de vida.

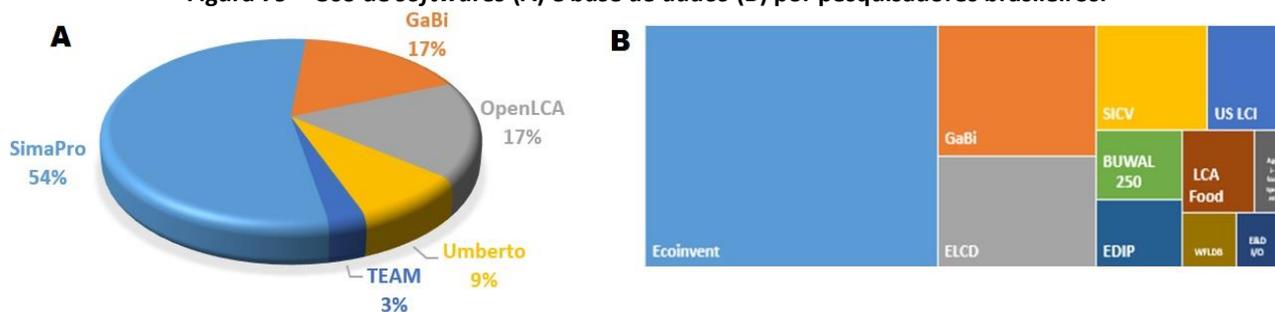


Fonte: Elaboração própria

Quanto ao uso de *softwares* (Figura 2A), o mais utilizado, nas análises de ACV, é o SimaPro²¹ com 54% dos usuários. Na sequência destacam-se os *softwares* GaBi²² e OpenLCA²³ com 17% cada e Umberto²⁴ com 9%. Por fim, temos o *software* TEAM²⁵ com 3%. Apesar da existência de outros *softwares*, os especialistas consultados não os empregam em estudos de ACV no Brasil. Destes citados, apenas o *software* OpenLCA possibilita uso gratuito.

Estes *softwares* apresentam, em sua estrutura, acesso à base de dados disponíveis para complementação dos dados. Devido a isso, perguntou-se aos especialistas, qual *base de dados* costumam utilizar em suas pesquisas? A maioria dos especialistas responderam que utilizam o Ecoinvent (92,3%), seguido do banco de dados Gabi (26,9%), ELCD (23,1%) e SICV (15,4%). O uso das demais base de dados, representadas na Figura 2(B), representam 46,2 %.

Figura 79 – Uso de *softwares* (A) e base de dados (B) por pesquisadores brasileiros.



Fonte: Elaboração própria

Observou-se também que 53,8% especialistas empregam nas análises de ACV duas ou mais *base de dados*. Isto é benéfico pois amplia as fontes de informações. No entanto pode representar que uma *base de dados* não contém informações suficientes, como é o caso da SICV. Cabe lembrar, aos usuários de ACV, que ao cooptar vários tipos de

²¹ <https://www.pre-sustainability.com/download/SimaPro8Tutorial.pdf>

²² http://www.gabi-software.com/fileadmin/GaBi_Manual/GaBi_6_manual.pdf

²³ http://www.openlca.org/wp-content/uploads/2017/11/openLCA1.7_User_Manual_v1.1.pdf

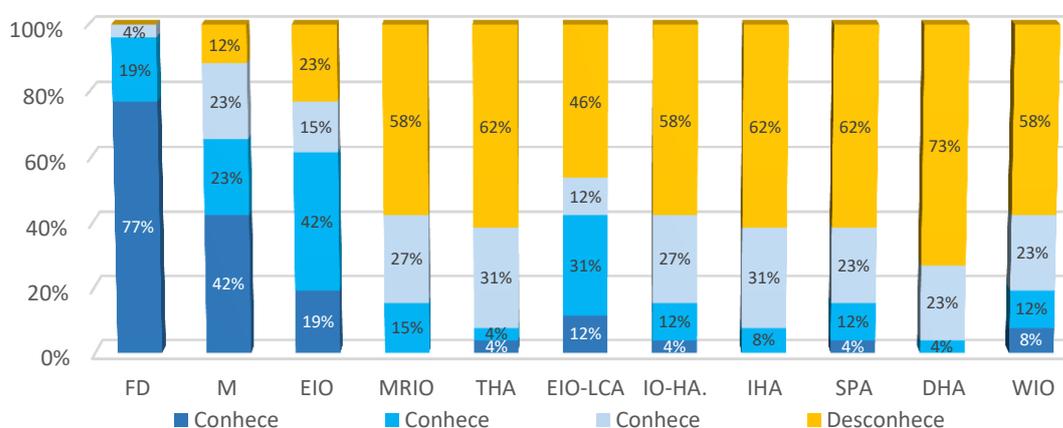
²⁴ https://www.ifu.com/fileadmin/user_upload/umberto/Support/Support-Dokumente/Umberto_Life_Cycle_Assessment_User_Manual_EN.pdf

²⁵ <https://ecobilan.pwc.fr/en/boite-a-outils/team.html>

inventários há necessidade de observar qual abordagem apresentam, se BU ou TD. Caso utilizem ambas as abordagens, o usuário de ACV deverá adotar um MIH.

Questionou-se os especialistas sobre o conhecimento da variedade de MI e sua aplicação (Figura 3). Os métodos baseado em processo FD (100%) e M (88%) são os mais conhecidos e aplicados. Dentre os métodos com abordagem TD, EIO foi o método mais conhecido com 77%. E, entre os MI híbridos, 54% dos especialistas apontaram que o método mais conhecido é EIO-LCA. Invertendo a observação sobre os resultados, ou seja, identificando o desconhecimento dos MI, observou-se que 60% dos especialistas desconhecem os MI híbridos. E, DHA é o MIH menos conhecido (73%).

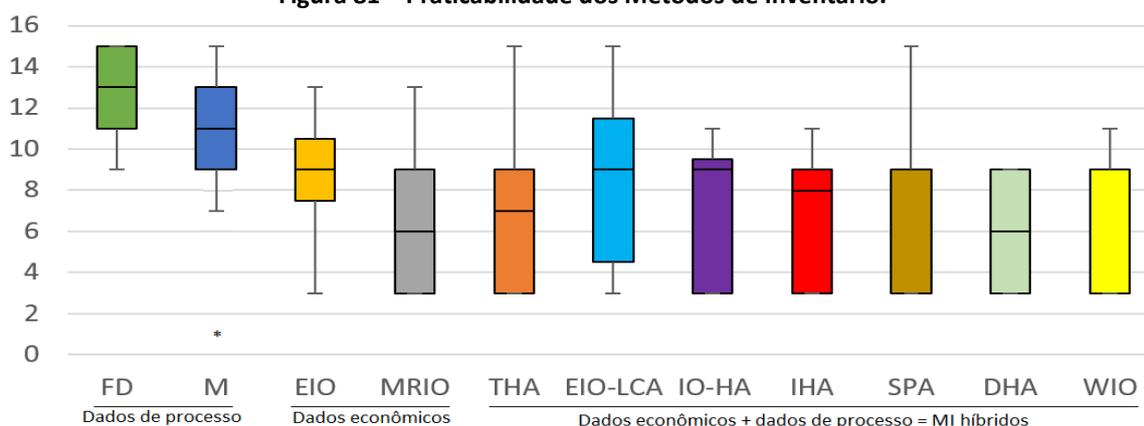
Figura 80 – Conhecimento dos especialistas sobre os Métodos de Inventário.



Fonte: Elaboração própria

Contando com o conhecimento dos especialistas sobre os MI, questionou-se sobre a praticabilidade de cada MI (Figura 4). Cada especialista foi questionado sobre a: (i) facilidade de compreensão; (ii) Rapidez de execução e aplicação da fórmula de cada MI. Como respostas, ele deve escolher, para cada questão, uma das três respostas possíveis: (i) fácil/rápida, (ii) médio/média, (iii) difícil/lenta. Para determinar qual o valor da praticabilidade de cada MI, cada resposta ganhou um peso, 5, 3 e 1, respectivamente. Com isso, a soma máxima das três respostas será 15 e a mínima 3. No final, os valores obtidos foram representados em *box plot*.

Figura 81 – Praticabilidade dos Métodos de Inventário.



Fonte: Elaboração própria.

Assim, observa-se que os métodos tradicionais, baseados em dados de processo unitário, foram os que obtiveram maior média de nota (FD=12,8; M=10,7). Tais notas justificam-se por tais MI são a base referencial de cálculo do inventário mais frequentemente empregados nos estudos de ACV. MI baseados em dados econômicos como EIO e MRIO obtiveram média de nota inferior, 9,0 e 6,9, respectivamente. A nota dada a MRIO é justa, pois nenhum dos especialistas aplicou tal método. Além disso, 64% dos especialistas conhecem este MI apenas pela leitura científica. Dentre os MIH, o EIO-LCA apresenta maior média, de 9,2. Observando, de uma maneira geral, os resultados de

praticabilidade, os MI que apresentaram notas maiores são aqueles que foram empregados em algum estudo. E, a média de notas mais baixas são os IHA (7,2) e DHA (6,6).

Seguindo, verificou-se se haveria diferenças nos resultados, em nível de inventário, entre os MIH aplicados. Utilizando os dados dos inventários elaborados, conforme metodologia descrita, os resultados obtidos em toneladas de CO₂, poderão ser observados na Tabela 1. THA e EIO-LCA apresentaram resultados muito próximos, de apenas 3%. Apesar da pouca diferença, tais valores comprovam divergência. Há, no entanto, a necessidade de verificar se esta diferença será expressiva ou não em nível de impacto ambiental.

Tabela 1 – Resultados do emprego das fórmulas MIH empregadas.

MI	FÓRMULA MATEMÁTICA	RESULTADO CO ₂ (TONELADAS)
ANÁLISE HÍBRIDA EM CAMADAS (THA)	$g = [B \quad \tilde{B}] \begin{bmatrix} A & 0 \\ 0 & I - \tilde{Z} \end{bmatrix}^{-1} \begin{bmatrix} f \\ y \end{bmatrix}$	41.979.541.347,59
ANÁLISE ECONÔMICA DE INSUMO E PRODUTOS DO CICLO DE VIDA (EIO-LCA)	$\Delta B_i = R(I - A')^{-1}y$	43.252.855.403,45

Fonte: Elaboração própria.

Contudo, o emprego aleatório de qualquer MI, no cálculo de inventário não é recomendado. Neste sentido há a necessidade do conhecimento prévio do MI a ser empregado em um estudo de ACV.

Conclusões

Na prospecção de informações sobre os usuários de ACV brasileiros para obtenção de seu perfil frente ao uso e aplicação de Métodos de Inventário Híbridos pode-se defrontar com um conhecimento limitado sobre estas metodologias. Podemos afirmar que elas são relativamente novas para o cenário brasileiro pois houve, por parte dos especialistas, pouca aplicação, em média de 4,5%. Os MIH mais utilizados foram EIO-LCA e WIO. Mas, o resultado mais expressivo fica em conta do desconhecimento destes métodos em 60% dos especialistas. Isto demonstra que há um campo de estudos enorme para ser desenvolvido no Brasil nesta área.

Esta informação vai de encontro com a dificuldade apresentadas por 92,3% dos especialistas de encontrarem dados e/ou fonte de dados para seus estudos em ACV pois são o cerne para a confecção dos ICVs. Apesar deles utilizarem base de dados disponível pela maioria dos *softwares* de ACV. Destaca-se o baixo emprego dos SICV devido o fato de haver pouco dados disponíveis de produtos nacionais. Já as tabelas de insumo-produto necessitam de um conhecimento mais aprofundado para serem empregados nos estudos de ACV. Além disso, os dados disponibilizados por órgãos governamentais não são atuais, apresentando uma defasagem temporal de até 10 anos. Com isso, limita-se o emprego de MIH nas ACV brasileiras.

Os MI tradicionais, como DF e M, são os mais empregados por 100% e 88% dos especialistas, respectivamente, por utilizarem dados de processo e, ao mesmo tempo, apresentarem uma complexidade menor em seu emprego. Também são métodos utilizados comumente nos *softwares* de ACV. Dados econômicos empregados pelos demais MI (ver Fig. 3) apresentam maior complexidade. Isto pode ser observado na Figura 4, que apresenta o valor da praticabilidade de cada MI.

Na análise dos resultados da aplicação dos MIH, o que deve ser considerado primeiramente é a dificuldade de encontrar Tabelas de insumo-produto. Mas, a chave principal de seu uso é sua adequação/reestruturação para serem utilizadas nas fórmulas dos MIH. Visto que há diferenças nos resultados obtidos em um inventário parcial, recomenda-se sobretudo conhecer profundamente cada método, suas características e limitações para o emprego correto como dos setores produtivos necessários para expressar o objeto de estudo.

Por fim, com esta pesquisa, podemos afirmar que há sim, um campo enorme de estudo, dentro da ACV que precisa ser estimulada e fomentada que são: aprofundamento do conhecimento da metodologia dos MIH bem como identificar o emprego correto no estudo e; fomentar o desenvolvimento e a construção de inventários nacionais para serem empregados na realidade brasileira.

Referências

- BILEC, M. M. *et al.* Example of a hybrid life-cycle assessment of construction processes. *Journal of Infrastructure Systems*, v. 12, n. 4, p. 207–215, dez. 2006. Disponível em: <[http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/\(ASCE\)1076-0342\(2006\)12:4\(207\)](http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/(ASCE)1076-0342(2006)12:4(207))>. Acesso em: 4 set. 2017.
- COELHO FILHO, O.; SACCARO JUNIOR, N. L.; LUJEDMANN, G. *A avaliação de ciclo de vida como ferramenta para a formulação de políticas públicas no Brasil*. Brasília: IPEA. Disponível em: <http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/6685/1/td_2205.pdf>. Acesso em: 28 mar. 2018a. , 2016
- CRAWFORD, R. H. *et al.* Hybrid life cycle inventory methods: a review. *Journal of Cleaner Production*, Busca determinar uma terminologia para os MIH, v. 172, p. 1273–1288, 20 jan. 2018. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617324836>>. Acesso em: 6 dez. 2017.
- CRAWFORD, R. H. Validation of a hybrid life-cycle inventory analysis method. *Journal of Environmental Management*, v. 88, n. 3, p. 496–506, ago. 2008. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479707001272>>. Acesso em: 4 set. 2017.
- FINNVEDEN, G. *et al.* Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, v. 91, n. 1, p. 1–21, out. 2009. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479709002345>>. Acesso em: 4 set. 2017.
- FLACH, M. V. ; *et al.* Reciclagem de Resíduos da Indústria Calçadista e Avaliação da Degradação em Solo Recycling Footwear Industry Waste and Evaluation the Deterioration in Soil. *Rev. Virtual Quim*, n. 96, p. 2178–2192, 2017. Disponível em: <<http://rvq.sbq.org.br>>. Acesso em: 23 fev. 2018.
- GARCÍA-DIÉGUEZ, C.; HERVA, M.; ROCA, E. A decision support system based on fuzzy reasoning and AHP–FPP for the ecodesign of products: Application to footwear as case study. *Applied Soft Computing*, v. 26, p. 224–234, 1 jan. 2015. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1568494614004967>>. Acesso em: 12 jan. 2018.
- HAWKINS, T. R.; MATTHEWS, D. H. A classroom simulation to teach economic input-output life cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology*, v. 13, n. 4, p. 622–637, 2009.
- HEIJUNGS, R.; SUH, S. *The computational structure of life cycle assessment*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002. v. 7. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1162/108819803322564424>>. Acesso em: 4 set. 2017. (Eco-Efficiency in Industry and Science Vol. 11).
- HUIJBREGTS, M. A. J. *et al.* Framework for modelling data uncertainty in life cycle inventories. *International Journal Life Cycle Assessment*, v. 6, n. 3, p. 127–132, 2001.
- ISLAM, S.; PONNAMBALAM, S. G.; LAM, H. L. An overview on life cycle inventory leads to green manufacturing: methods and modifications. *Chemical Engineering Transactions*, v. 45, n. October, p. 847–852, 2015.
- ISLAM, S.; PONNAMBALAM, S. G.; LAM, H. L. Review on life cycle inventory: methods, examples and applications. *Journal of Cleaner Production*, v. 136, p. 266–278, nov. 2016. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652616306163>>. Acesso em: 4 set. 2017.
- JACQUES DE JACQUES, J. *Estudos de iniciativas em desenvolvimento sustentável de produtos em empresas calçadistas a partir do conceito berço ao berço*. 2011. 322 f. UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL, 2011. Disponível em: <<http://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/31997/000784957.pdf?...1>>. Acesso em: 17 jan. 2018.
- NAKAMURA, S.; NANSAL, K. Input–Output and Hybrid LCA. In: KLÖPFER, W.; CURRAN, M. A. (Org.). *LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment*. [S.l.]: Springer, 2015. p. 219–291. Disponível em: <<http://www.springer.com/series/11776>>.
- PALMA-ROJAS, S. *Contribuição do Enfoque de Ciclo de Vida da Ecologia Industrial na Economia do Meio Ambiente: Estudo de caso: Etanol Derivado do Bagaço da Cana-de-Açúcar*. 2012. 183 f. Universidade de Brasília, 2012.
- PEREIRA JÚNIOR, E. A. A indústria de calçados no Brasil diante da reestruturação territorial e produtiva. In: SPOSITO, E. S. (Org.). *Medidas antidumping e política doméstica: o caso da citricultura estadunidense [online]*. São Paulo: Editora



- UNESP, 2015. p. 153–200. Disponível em: <<http://books.scielo.org/id/6y9nc/pdf/sposito-9788568334669-06.pdf>>. Acesso em: 5 dez. 2017.
- RIBEIRO, F. DE A. *Avaliação do ciclo de vida na indústria calçadista do Rio Grande do Sul*. 2009. 76 f. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, 2009. Disponível em: <<http://tede2.pucrs.br/tede2/bitstream/tede/3142/1/418062.pdf>>. Acesso em: 19 dez. 2017.
- RODRIGUES, T. O. et al. *Guia Qualidata: requisitos de qualidade de conjuntos de dados para o Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida*. Brasília: Ibict, 2016. Disponível em: <<http://acv.ibict.br/wp-content/uploads/2017/05/Qualidata.pdf>>. Acesso em: 28 mar. 2018.
- SILVA, A. H. DA. *Avaliação ambiental do setor calçadista sob a ótica da gestão de resíduos sólidos*. 2016. 147 f. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, 2016. Disponível em: <http://www.repositorio.jesuita.org.br/bitstream/handle/UNISINOS/5387/Adriana_Hoenisch_da_Silva_.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 1 dez. 2017.
- SUH, S.; HUPPES, G. Methods for life cycle inventory of a product. *Journal of Cleaner Production*, v. 13, n. 7, p. 687–697, jun. 2005. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652604000289>>. Acesso em: 4 set. 2017.
- TRELOAR, G. J. Extracting embodied energy paths from input-output table: towards an input-output-based hybrid energy analysis method. *Economic Systems Research*, v. 9, n. 4, p. 375–391, dez. 1997. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09535319700000032>>. Acesso em: 4 set. 2017.
- ZANGHELINI, G. M. et al. A bibliometric overview of Brazilian LCA research. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 21, n. 12, p. 1759–1775, 18 dez. 2016. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11367-016-1132-7>>. Acesso em: 18 jan. 2018.
- ZOCHE, L. *Identificação das limitações da ACV sob a ótica de pesquisas acadêmicas*. 2014. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2014. Disponível em: <http://riut.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/932/1/PG_PPGE_M_Zocche%2CLidiana_2014.pdf>. Acesso em: 28 mar. 2018.

ACV SIMPLIFICADA PARA A COMPARAÇÃO DE DIFERENTES ESTRATÉGIAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUO SÓLIDO ORGÂNICO

Thainá R. CRUZ^{1,A}, Rodrigo S. ANDRADE^{1,B}, Pedro MARQUES^{2,B}, Luciano B. RODRIGUES^{3,A}, Fausto S. FREIRE^{2,A}, Diogo A. L. SILVA^{4,A}, José A. ALMEIDA NETO^{1,C}

¹Universidade Estadual de Santa Cruz, Campus Soane Nazaré de Andrade. Rodovia Jorge Amado, km 16, Salobrinho, CEP: 45662-900, Ilhéus, Bahia, Brasil. ^Atracruz@uesc.br ^Bandrade.unv@gmail.com ^Cjalmeida@uesc.br

²Universidade de Coimbra, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Departamento de Engenharia Mecânica. Rua Luís Reis Santos, Investigador, CEP: 3030-788, Coimbra, Portugal. ^Afausto.freire@dem.uc.pt ^Bpedro.marques@dem.uc.pt

³Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Departamento de Tecnologia Rural e Animal. Rodovia BR 415, km 03, S/N, CEP: 45700-000, Itapetinga, Bahia, Brasil. ^Arodrigueslb@uesb.edu.br

⁴Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências em Gestão e Tecnologia, Depto de Engenharia de Produção. Rod. João Leme dos Santos, KM 110, CEP: 13565-905, Itinga, Sorocaba, São Paulo, Brasil. ^Adiogo.apls@ufscar.br

Resumo: O tratamento de resíduos sólidos orgânicos é uma alternativa utilizada para minimizar os impactos ambientais negativos da etapa de fim de vida dos produtos, com destaque para a compostagem, vermicompostagem e a bioconversão larval. O objetivo desta pesquisa é avaliar comparativamente o desempenho ambiental desses processos, identificando os principais hotspots ambientais. A comparação foi feita numa perspectiva gate-to-gate, considerando 1 tonelada de resíduo a ser tratado. A matriz MECO foi utilizada para se obter informações do aspecto ambiental de cada fase do ciclo de vida através de estimativas das quantidades de materiais (M), energia (E), químicos (C) e outros (O). A bioconversão larval obteve a menor emissão de GEE, quando comparada aos dois outros processos. Os principais hotspots identificados foram a emissão de GEE, com destaque para a emissão direta de N₂O, seguida pela emissão de CH₄. Como oportunidade destacou-se o potencial de contribuição do composto resultante como fertilizante na adubação da cultura do cacau. Conclui-se que a matriz MECO possibilitou resultados que permitem uma análise preliminar simples em nível de inventário, destacando e apontando aspectos ambientais relevantes para o aprofundamento por meio de um estudo de avaliação do ciclo de vida completo.

Palavras-chave: compostagem, vermicompostagem, bioconversão larval, impactos ambientais, matriz meco.

Introdução

Os resíduos sólidos consistem em uma das maiores preocupações ambientais da atualidade, sendo a busca de soluções sustentáveis um dos principais desafios dos diversos segmentos da sociedade.

O setor agroindustrial nacional tem como principais resíduos, os gerados pelas indústrias de processamento de frutas e hortaliças, processamento de carnes, papel e celulose, álcool e açúcar, matadouros e curtumes (MATOS, 2005). A agroindústria brasileira gerou mais de 291 milhões de toneladas no ano de 2009 (IPEA, 2012). A maior preocupação tem sido a sua destinação final, considerando o seu potencial de impactar o solo, a água e o ar. Por outro lado, o reaproveitamento desses resíduos através da compostagem, da vermicompostagem e da bioconversão larval possibilita a recuperação de produtos de valor de mercado, como: biofertilizantes, biocombustíveis, alimentos para animais e substâncias bioativas.

A compostagem aeróbia é um processo de decomposição biológica da matéria orgânica pela ação de microrganismos na presença de oxigênio, tendo como produto final um material orgânico estabilizado, rico em húmus e nutrientes minerais, denominado composto (CHOWDHURY, et al. 2013). Já a vermicompostagem é uma técnica que utiliza minhocas cultivadas para degradar matéria orgânica e produzir húmus. É um processo de baixo custo, fácil manejo e demanda pouca mão de obra. A espécie mais utilizada pela sua capacidade de reprodução e atividade de degradação é a *Eisenia andrei*, conhecida como vermelha-da-califórnia (SCHEIDECK et al., 2014). Outra alternativa de tratamento é a bioconversão larval, que utiliza larvas de insetos que convertem materiais orgânicos em composto e outros produtos de valor agregado. Estudos recentes mostraram que a Larva da Mosca Soldado Negra (LMSN) (*Hermetia illucens* L.) é um eficiente agente de bioconversão, se adapta a ambientes extremos e acumula gordura e proteína em sua composição corporal (LEONG et al., 2015).

Cadena et al. (2009) estudaram o impacto ambiental de duas tecnologias de compostagem (em baias e em leiras) para tratar a fração orgânica dos resíduos sólidos municipais, concluindo que as emissões diretas de amônia e de

compostos orgânicos voláteis (VOC's) foram responsáveis por impactos relacionados à eutrofização, a acidificação e a oxidação fotoquímica, e o uso de combustíveis fósseis e de eletricidade contribuíram para o potencial de aquecimento global, a toxicidade humana e a depleção da camada de ozônio.

Komakech, et al. (2016) estudaram o desempenho ambiental da vermicompostagem de esterco animal e identificaram a ocorrência de elevada emissão de metano, em função das condições anaeróbicas dentro do reator e de emissões de óxido nitroso e de amônia, relacionadas à presença de compostos nitrogenados no substrato, associados à atividade metabólica das minhocas.

Salomone et al. (2017) utilizaram a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para avaliar a bioconversão larval, sendo que o consumo de energia e o transporte foram os principais contribuintes para a emissão de gases do efeito estufa (GEE).

Diante do exposto, o objetivo geral desta pesquisa foi avaliar, numa perspectiva de ciclo de vida, os principais aspectos ambientais dos processos de compostagem, minhocultura e bioconversão larval, no tratamento de resíduos orgânicos, identificando os aspectos ambientais potencialmente benéficos e os hotspots ambientais de cada processo.

Metodologia

Descrição dos sistemas

Foi utilizado como referência, o sistema de compostagem de resíduos orgânicos proposto por Andersen, et al. (2011), constituído por 6 unidades de compostagem. O substrato de entrada foi constituído por resíduos alimentares e de jardim e a saída composto orgânico. De acordo os autores, foram desconsideradas a infraestrutura, o transporte, o consumo de água e energia. As emissões médias de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), foram monitoradas e o composto e o lixiviado foram amostrados para avaliar suas características químicas.

O sistema de vermicompostagem, descrito em Lalander, et al. (2015), foi baseado na entrada de resíduos alimentares e de esterco de gado, resultando em vermicomposto e biomassa de minhocas. Segundo os autores, foram desconsiderados a infraestrutura, o transporte e o consumo de eletricidade. Os dados das emissões de CH₄ e N₂O foram estimados a partir de Komakech, et al. (2016), com base num sistema de vermicompostagem para tratamento de resíduos de esterco animal.

O processo de bioconversão descrito em Salomone, et al. (2017), foi utilizado no tratamento de resíduos alimentares, com produção de composto e larvas. O sistema, do tipo "berço ao portão", incluiu 4 fases: transporte de insumos, produção de ovos e larvas, produção de substrato e produção do composto e larvas. De acordo com os autores, as emissões atmosféricas, matérias-primas, fontes de energia e combustão de resíduos foram obtidos da literatura e banco de dados. Foi desconsiderada a entrada de máquinas e equipamentos e pupas para iniciar o processo.

Para ACV simplificada desta pesquisa, os limites dos sistemas foram definidos seguindo a perspectiva de portão ao portão (gate-to-gate), ou seja, da entrada de resíduos orgânicos na unidade de tratamento até a saída dos produtos do processo, considerando como unidade funcional 1 tonelada de resíduo orgânico a ser tratado. As fontes de dados utilizados neste estudo foram secundárias, baseadas na literatura especializada citada. A figura 1 ilustra os três sistemas analisados.

Aplicação da matriz MECO

A comparação do desempenho ambiental dos processos utilizou a Matriz MECO, um método de ACV Simplificada, representada por meio de uma matriz com os principais aspectos ambientais do sistema de produto, possibilitando identificar preliminarmente áreas foco para desenvolvimento, inovação e melhoria ambiental do processo (LEHTINEN, et al., 2011). De acordo com Valinová, (2011) a matriz MECO avalia quatro áreas: **Materiais**: recursos naturais, produtos, resíduos e água; **Energia**: recursos energéticos; **Químicos**: uso de substâncias químicas, emissões atmosféricas e emissões para água; **Outros**: outros recursos e problemas ambientais.

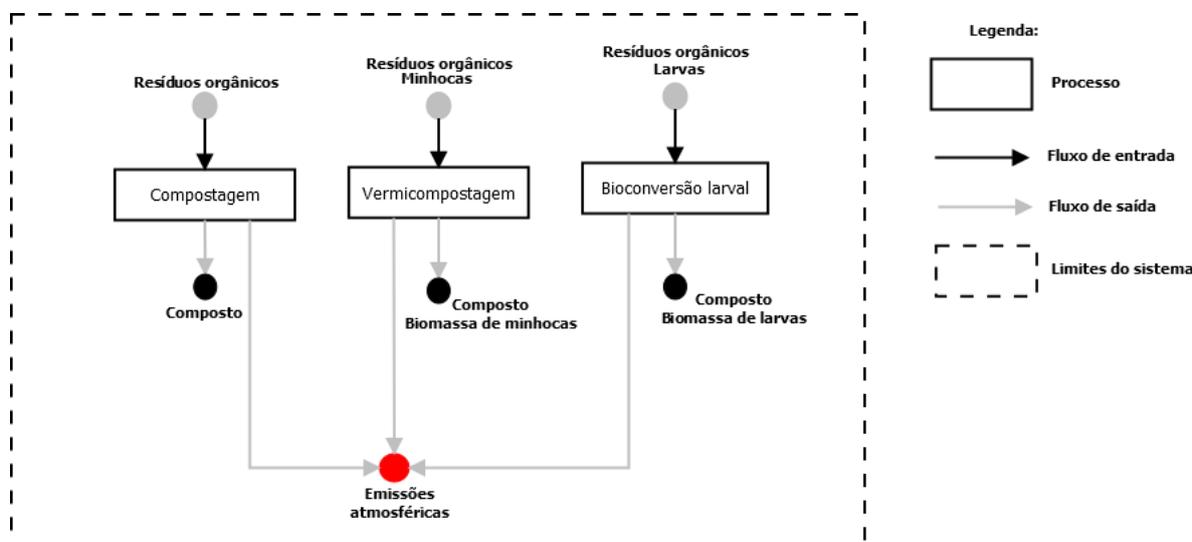
Eficiência dos processos

Para avaliar a eficiência na redução dos resíduos (D), foi usada a equação 1 proposta por Salomone, et al. (2017):

$$(1) D = \left(\frac{W-R}{W}\right).100$$

onde: W é a quantidade de resíduos que entra (em kg) e R a quantidade de composto final que saiu do processo (em kg). Os resíduos de entrada e o composto orgânico final foram analisados com base na massa seca.

Figura 82: Sistemas de tratamento de resíduos orgânicos



Emissões de GEE dos processos

As emissões de GEE, expressas em unidades de massa de dióxido de carbono equivalente (CO₂eq.), foram calculadas com base nos fatores de emissão do Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC (2007), para 100 anos.

Análise da composição química do composto

Para analisar o potencial de aplicação dos compostos, foi definida uma plantação de 1 hectare de cacau. Admitindo a densidade de 1.100 plantas de cacau por hectare, e uma adubação orgânica de 8.800 kg de composto/ha, determinou-se as quantidades equivalentes de NPK necessária para nutrição da cultura, considerando a composição nutricional do composto (MARROCOS et al., 2005; CHEPOTE, 2003). A necessidade requerida de NPK foi de 88 kg N/ha, 44 kg P/ha e 35,2 kg K/ha.

De maneira inversa, foi determinada a quantidade necessária de composto para fornecer os macronutrientes necessários para adubar 1 ha de cacau, utilizando o composto produzido por cada um dos três processos estudados. O Quadro 1 apresenta os valores encontrados.

Quadro 1: Quantidade de composto para adubação

	N (kg composto/ha)	P (kg composto/ha)	K (kg composto/ha)
Compostagem	4400,0	8627,5	1676,2
Vermicompostagem	3464,6	8148,1	3451,0
Bioconversão	5906,0	4489,8	3417,5

Fonte: Elaboração própria

Resultados e Discussão

O quadro 2 apresenta a matriz MECO para a unidade funcional de 1 tonelada de resíduo a ser tratado.

Quadro 2: Matriz MECO comparativa entre três processos para tratamento de resíduos orgânicos.

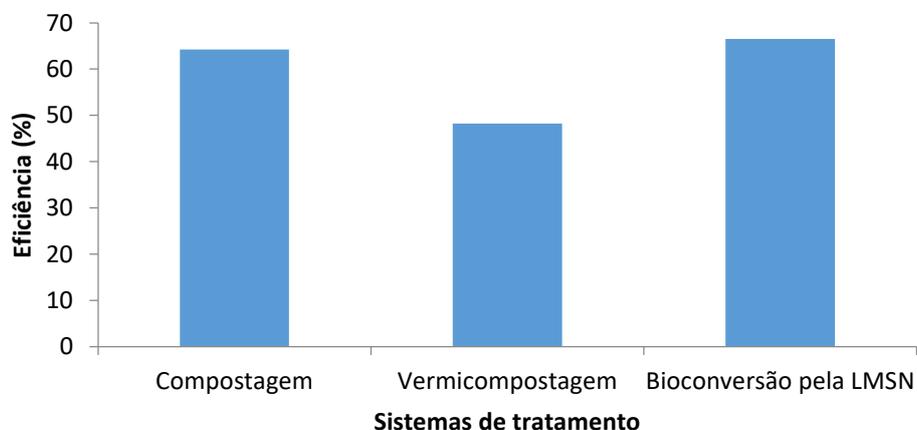
	Compostagem	Vermicompostagem	Bioconversão
Quantidade			
	Entrada	Entrada	Entrada
Material	1000 kg de resíduos	1000 kg de resíduos + 6,4 kg de minhocas	1000 kg de resíduos orgânicos

	Saída	Saída	5,5 kg de resíduos de poda
	357,7 ± 12,3 kg de composto	518 kg de composto	61,1 kg de água
		40,3 kg de biomassa de minhocas	Saída
			334,6 kg de composto
			29,6 kg de larvas
Energia	Desconsiderado	Desconsiderado	12,9 kWh de energia elétrica
			24,3 tkm para transporte
Químicos	1194,3 ± 30,2 kg de CO ₂	661 kg de CO ₂	16 kg de CO ₂
	9,8 ± 1,7 kg de CH ₄	0,0108 kg de CH ₄	0,0512 kg de CH ₄
	2,2 ± 0,1 kg de N ₂ O	0,0623 kg de N ₂ O	
Outros (Caracterização química do composto)	2% de N	2,54 % de N	1,49 % de N
	0,51 % de P	0,054 % de P	0,98 % de P
	2,1 % de K	1,02 % de K	1,03 % de K

Fonte: Própria a partir de Andersen, et al. (2011); Komakech, et al. (2016); Lalander, et al. (2015); Salomone, et al. (2017)

A figura 2 apresenta os dados de eficiência de conversão (Equação 1) para os três processos. O sistema de bioconversão pela LMSN foi o processo mais eficiente, reduzindo 66,5 % da massa dos resíduos, seguidos da compostagem (64,3%) e vermicompostagem (48,2%). A eficiência encontrada para bioconversão larval está de acordo com a relatada por Diener et al. (2011), de 68 %, que usou o sistema para tratamento de resíduos orgânicos, e inferior à relatada por Rehman et al. (2017), com 73 %, para resíduos de esterco de gado e coalhada de soja.

Figura 83: Eficiência dos processos de tratamento



A emissão de GEE da compostagem foi significativamente superior à emissão da vermicompostagem (~45X) e bioconversão larval (~200X), sendo a emissão N₂O a principal responsável (73%). No caso da vermicompostagem, o N₂O foi responsável por 98,6% das emissões de GEE e na bioconversão larval não houve emissão de N₂O. No caso das emissões de CH₄ a compostagem emitiu valores da ordem de 1000 e 200 vezes as emissões da vermicompostagem e bioconversão larval, respectivamente.

De acordo com o quadro 1, o nutriente que foi mais atendida a necessidade de adubação, foi o potássio (K), resultando na menor demanda de composto para atender a adubação do cacau neste nutriente. Com 1 tonelada de resíduo orgânico tratado, foi possível atender entre 21,4 e 9,6% da necessidade nutricional de K, entre 15,0 e 8,0% do N e somente entre 7,5 e 4,0% do P, conforme indicado no quadro 3.

Quadro 3: Percentual da necessidade nutricional para adubação orgânica

	t composto/t resíduo	K (%)	P (%)	N (%)
Compostagem	0,36	21,41	4,15	8,13
Vermicompostagem	0,52	15,01	6,36	14,97
Bioconversão larval	0,33	9,64	7,47	5,67

Fonte: Elaboração própria

Observa-se, portanto, que o composto foi em média mais rico em K e mais pobre em P. O teor de N, intermediário e bastante variável entre os diferentes compostos. A compostagem proporcionou o composto mais rico em K, fornecendo aproximadamente 40% e 120% mais do que os outros processos. O composto da vermicompostagem, por outro lado, foi mais rico em N, fornecendo cerca de 160% e 85%. O processo de bioconversão larval produziu o composto levemente mais rico em P, superior em 15% e 80% ao composto obtido pela vermicompostagem e compostagem, respectivamente. Considerando a realidade brasileira, o nutriente mais crítico para a produção agropecuária é o fósforo, sendo o Brasil dependente da sua importação, o que aponta para a importância de processos de ciclagem como os propostos pelo processo de bioconversão larval.

Conclusão

A aplicação da matriz MECO permitiu uma identificação preliminar das oportunidades e dos hotspots de cada um dos processos estudados.

A bioconversão larval possibilitou o melhor resultado com relação às emissões de GEE, quando comparado com a compostagem e a vermicompostagem.

Os principais hotspots são relacionados à emissão de gases de efeito estufa, sendo as emissões diretas de N₂O e de CH₄ os principais contribuintes para pegada de carbono da compostagem.

A composição química dos compostos apresentou a principal oportunidade, com potencial para contribuir com a adubação orgânica no cultivo de cacau.

Por fim, apesar de se tratar de uma ACV simplificada, a mesma possibilitou a obtenção de resultados e uma análise em nível de inventário, apontando para as diferenças e potencial dos sistemas mais usuais de tratamento de resíduos orgânicos.

Logo, o próximo passo dessa pesquisa será modelar esses três sistemas num software de ACV para uma avaliação em nível de impactos ambientais.

Referências

- ANDERSEN, J. K. et al. (2011) Mass balances and life cycle inventory of home composting of organic waste. *Waste Management*, v. 31, pp. 1934-1942.
- CADENA, E. et al. (2009) Environmental impact of two aerobic composting technologies using life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 14, p. 401-410.
- CHEPOTE, R. E. (2003) Efeito do composto da casca do fruto de cacau no crescimento e produção do cacaueiro. *Agrotécnica*, Centro de Pesquisa do Cacau, Ilhéus, BA, v. 15, n.1, p. 1-8.
- CHOWDHURY, et al. (2013) Olive mill waste composting: a review. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 85, pp. 108-119.
- DIENER, S. et al. (2011) Biological treatment of municipal organic waste using black soldier fly larvae. *Waste Biomass Valor*, v. 2, pp. 357-363.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate change. IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007, 2007. Disponível em: < https://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2s2-10-2.html>. Acesso em: fev 2018.

- IPEA. (2012) Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Diagnóstico dos resíduos orgânicos do setor agrossilvopastoril e agroindústrias associadas. Brasília, 134 p.
- KOMAKECH, A.J. et al. (2016) Environmental impact from vermicomposting of organic waste in Kampala, Uganda. *Journal Environmental Management*, v. 181, p. 395-402.
- LALANDER, C. H. et al. (2015) Vermicomposting as manure management strategy for urban small-holder animal farms – Kampala case study. *Waste Management*, v. 39, p. 96-103.
- LEHTINEN, H. et al. (2011) A Review of LCA Methods and Tools and their Suitability for SMEs. *EuropeInnovaEco-Innovation BIOCHEM.* Disponível em: <http://www.biochem-project.eu/download/toolbox/sustainability/01/120321%20BIOCHEM%20LCA_review.pdf>. Acesso em; jan 2018.
- LEONG, S. Y. et al. (2015) Comparative study on the effect of organic waste on lauric acid produced by *Hermetia illucens* Larvae via bioconversion. *Journal of Engineering Science and Technology, Special Issue*, p. 52-63.
- MARROCOS, P. C. L. et al. (2005) Normas para plantio de mudas de cacaueteiro propagadas por estaquia: atualização. Ilhéus – Ba, 3 ed.. ampl. CEPLAC, 2005.
- MATOS, A.T. (2005) Tratamento de resíduos agroindustriais. In: CURSO SOBRE TRATAMENTO DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS, 2005, Viçosa, MG. Anais... Viçosa, MG: Fundação Estadual do Meio Ambiente. p.1-34.
- REHMAN, K. et al. (2017) Conversion of mixtures of dairy manure and soybean curd residue by black soldier fly larvae. (*Hermetia illucens* L.).
- SALOMONE, R., et al. (2017) Environmental impact of food waste bioconversion by insects: Application of Life Cycle Assessment to process using *Hermetia illucens*. *Journal of Cleaner Production*, v. 140, p. 890-905.
- SCHIEDECK, G. et al. (2014) Minhocultura: produção de húmus. Brasília, DF: Embrapa. 56 p. 2 ed. (ABC da Agricultura Familiar, 38).
- VALÍNOVÁ, L. (2011) Environmental assessment using MECO matrix – Case study. In; Intensive, programme “Renewable Energy Sources”, Czech Republic. Anais... University of West Bohemia. pp. 66-70.

AVALIAÇÃO DO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA DE BLOCO CERÂMICO PRODUZIDO NO SUL DA BAHIA

Alina Silva de Carvalho¹, Henrique Leonardo Maranduba², Luciano Brito Rodrigues², José Adolfo de Almeida Neto¹

¹Universidade Estadual de Santa Cruz, Campus Soane Nazaré de Andrade. Rodovia Jorge Amado, km 16, Salobrinho, CEP: 45662-900, Ilhéus, Bahia, Brasil. alinascarvalho.eng@gmail.com

²Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Rodovia BR 415, km 03, S/N, CEP: 45700-000, Itapetinga, Bahia, Brasil.

Resumo: A construção civil destaca-se pelo impacto ambiental causado devido à elevada demanda de recursos naturais e alta geração de resíduos. Diversas estratégias de gestão vêm sendo estudadas para identificar, prevenir, minimizar e compensar os impactos ambientais negativos relacionados às atividades do setor. Nessa perspectiva, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) surge como uma ferramenta promissora para avaliar, de forma abrangente e objetiva, os impactos ambientais relacionados a um produto ou serviço, considerando desde a extração das matérias-primas até o destino final (aterro, incineração, reciclagem ou reuso). Entretanto, a aplicação da ACV no setor da construção civil ainda é incipiente, devido à grande quantidade de informações exigidas e à escassez de inventários relevantes de fluxos mássicos e energéticos de entradas e saídas do sistema de produto. Com um faturamento superior a 18 bilhões anuais, a cerâmica possui importância expressiva no setor de construção civil, sendo a região nordeste responsável por mais de 20% desse montante. O objetivo desse trabalho foi realizar a Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) da produção de 1kg de bloco cerâmico produzido em uma unidade de produção típica da região sul da Bahia. Utilizou-se uma abordagem do berço ao portão, ou seja, da extração de matérias primas até o bloco pronto na fábrica, com base em informações primárias, complementadas com dados secundários da literatura e provenientes de base de dados internacionais de inventários do ciclo de vida.

Palavras-chave: Indústria Cerâmica; Bloco Cerâmico; Material de construção, Impactos Ambientais.

Introdução

O ser humano se utiliza de inúmeros produtos e bens de consumo para atender as mais diversas necessidades. Grande parte de tudo o que é utilizado diariamente é resultado de um processo produtivo e este se utiliza de três fatores principais: recursos naturais, financiamento e trabalho. Com o passar dos anos e o acúmulo de experiências o homem passou a dominar e fazer uso em larga escala da transformação de matérias primas em novos produtos (MARCIEL E FREITAS, 2013).

Como resultado dessas atividades antrópicas e consequente tomada de consciência, os impactos ambientais têm sido um tema bastante discutido e sua relevância é pauta em eventos e fóruns nacionais e internacionais. Ao longo dos anos foi observado um crescimento crítico das atividades que causam degradação e, conseqüentemente, toda a sociedade vem sentindo seus efeitos. Diante dos reflexos negativos, tem-se buscado novas estratégias para desenvolver técnicas que visam diminuir os impactos ambientais melhorando o desempenho dos indicadores de sustentabilidade.

A construção civil é um dos setores do mercado que presta serviços essenciais para o desenvolvimento de um país. Os investimentos nesse setor geram forte crescimento econômico, trazem retorno imediato na geração de empregos e promovem desenvolvimento social. Em contrapartida, do ponto de vista ambiental, é considerado um grande vilão dentre os setores da indústria, sendo um dos maiores contribuintes para a crise ambiental, pois além de emitir poluentes, faz uso intensivo de recursos naturais durante todas as fases de uma obra. No Brasil, o setor da construção civil consome mais de 50% recursos naturais, 44% da energia total produzida no país e cerca de 40% de todo o resíduo produzido pelas atividades humanas (Fundação Dom Cabral, 2011).

Os produtos oriundos da cerâmica vermelha, tais como blocos, telhas e tijolos, enquadram-se como os de maior relevância para construção civil. O setor ceramista chega a representar aproximadamente 5% da indústria da construção civil e é responsável por mais de 90% das alvenarias e coberturas construídas no país (ANICER, 2015). A sua produção é feita, em sua maioria, por empresas de pequeno e médio porte, de capital nacional (MACHADO JUNIOR E TORQUETTI, 2013). Das 6.903 empresas de produtos cerâmicos, 21,25% representam a produção do Nordeste, sendo que a Bahia é o sétimo maior produtor de cerâmica do Brasil. (ABDI, 2010; SEBRAE, 2015).

O processo de produção do bloco cerâmico é caracterizado por processamento da matéria prima (extração, preparação da argila, estoque e homogeneização), processo de beneficiamento (mistura e desintegração), processo de fabricação (extrusão, laminação e corte), secagem e queima dos blocos (KACZAM, 2016).

Os principais impactos ambientais relacionados à indústria de cerâmica vermelha estão geralmente associados a fatores como: degradação das áreas de extração da argila, consumo de energia, geração de resíduos sólidos decorrentes de perdas por falhas na qualidade do produto, emissão de poluentes atmosféricos e gases de efeito estufa. Esses fatores podem ser verificados nas diferentes etapas do sistema produtivo das empresas do setor de cerâmica vermelha (MACHADO JUNIOR E TOQUETTI, 2013).

O consumo de recursos naturais envolve a utilização de água e matéria prima, neste caso, a argila. A degradação das áreas de extração de argila ainda não é um fator que costuma preocupar os fabricantes, mas podem ser evitadas com o emprego de técnicas adequadas que garantirão a recuperação e reabilitação da área (KOPEZINKI, 2010). Porém, há autores que sustentem a ideia de que, apesar dos avanços da indústria cerâmica, existe uma demanda importante referente a soluções tecnológicas, haja vista que os recursos naturais extraídos para a produção de cerâmica vermelha tendem a esgotar (CABRAL JUNIOR et. al., 2012). Mesmo utilizando uma quantidade considerável de água, toda ela é evaporada nos processos de secagem e queima, ou seja, os efluentes líquidos não configuram grande problema (MACHADO JUNIOR E TORQUETTI, 2013).

O consumo energético deve ser observado quanto às principais fontes usadas no processo de fabricação, sendo imperativo que se levante informações sobre seus aspectos relacionados ao tipo, origem, caráter (renovável ou não), quantidade consumida e também eficiência de uso. Quanto ao consumo de energia elétrica, é importante que se busque estratégia que vise diminuir o consumo, como já é comum o uso de geradores como segunda fonte. (OLIVEIRA et. al. 2013; MACHADO JUNIOR E TORQUETTI, 2013)

A geração de resíduos sólidos, embora nas fases de moldagem e secagem sejam relevantes, não é considerada, pois os resíduos ainda podem ser incorporados ao processo, não causando impacto ao meio ambiente. Porém, a geração de resíduos aponta um consumo desnecessário de recursos naturais e, para a sua disposição, requer uso e ocupação do solo. Essas perdas de produto não devem ser negligenciadas pois representam desperdício de recursos econômicos, então, para reduzir as perdas, as empresas devem implantar programas de qualidade e aperfeiçoamento da mão de obra (GRIGOLETTI E SATTLER, 2003).

Com relação às emissões de poluentes atmosféricos, estes se relacionam principalmente com o transporte de insumos utilizados na fabricação dos blocos, manuseio e mistura de matéria prima, uso de energéticos para secagem e queima, entre outros. Outros fatores considerados importantes são o tipo de combustível e o forno utilizado (GRIGOLETTI, 2001).

Esse estudo tem como principal objetivo realizar uma Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) da produção de 1kg de bloco cerâmico produzido em uma unidade de produção típica da região sul da Bahia. Foi utilizada uma abordagem *cradle-to-gate* (berço a portão), ou seja, da extração da matéria até o bloco pronto na fábrica, com base em informações primárias (colhida na empresa objeto do estudo) e secundárias (literatura e bases de dados internacionais de inventários do ciclo de vida).

Metodologia

A metodologia aplicada para essa pesquisa seguiu a seguinte sequência das atividades: Levantamento bibliográfico; visita preliminar à empresa; definição de sistema de produto; visita para coleta de dados; elaboração do inventário e discussão dos resultados.

Durante todo o processo se realizou levantamento bibliográfico, foram consultados artigos científicos, teses, dissertações e sites de associações ceramistas brasileiras que fornecessem informações sobre os aspectos ambientais relacionados à produção de blocos cerâmicos e sua abordagem levando-se em conta o ponto de vista da ACV.

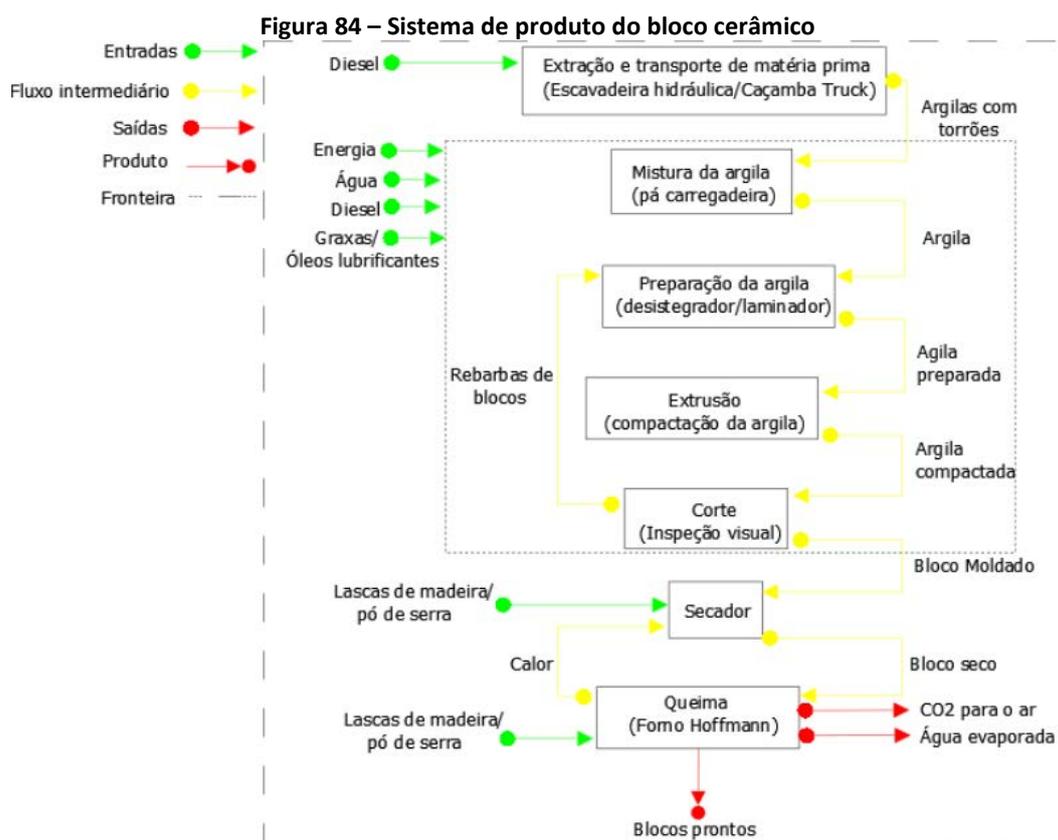
Foram realizadas visitas a uma empresa localizada na região sul da Bahia, na cidade de Ibicarai, e coletadas informações referentes a 3 meses de produção de blocos cerâmicos. A empresa é de porte pequeno, possui um quadro de 80 a 90 funcionários, fixos ou temporários, que depende da demanda mensal. O forno utilizado para a queima dos blocos é do tipo Hoffmann e a empresa não utiliza gás natural, como é comum em muitos casos, fazendo uso apenas de biomassa (composta por pó de serra e resíduos de madeira) para os fornos.

Um estudo de ACV deve considerar a fronteira do sistema de berço a túmulo (*cradle-to-grave*), cobrindo assim o ciclo de vida completo do produto (NBR ISO 14044). Dessa forma, quando o estudo não cobre todo o ciclo de vida do produto, adota-se uma “unidade declarada” e não uma “unidade funcional” (ISO 21930, 2007). É dessa forma que definiu-se trabalhar com o termo unidade declarada para esse estudo, pois tem como base um estudo de ICV.

Com base na NBR ISO 14044 (ABNT, 2009), o estudo da ACV deve ser composto por quatro fases: definição de objetivo e escopo; análise de inventário; avaliação de impactos e fase de interpretação. Assim, o objetivo desse estudo é fornecer dados sobre o inventário (fluxo de entradas e saídas) do processo produtivo de bloco cerâmico sem função estrutural, tendo como razão principal contribuir com a caracterização de parte do ciclo de vida desse produto. Dentro do escopo da pesquisa temos a fronteira do sistema, que foi definida como berço a portão (*cradle-to-gate*) considerando da extração de matéria prima até o bloco pronto na fábrica, desconsiderando as fases de uso e disposição final, unidade declarada de 1 kg de bloco cerâmico de dimensões 9 cm x 19 cm x 19 cm sem função estrutural, com furos na horizontal e em conformidade com NBR 15270-1 (ABNT 2005), sendo que esse bloco foi escolhido por representar mais de 90% da produção da fábrica estudada, que segundo fabricantes são os blocos mais requisitados na região.

Por se tratar de unidade declarada de 1 kg, realizou-se um procedimento de alocação mássica e a produção de 100% dos blocos foi transformada para os blocos de 9 cm x 19 cm x 19 cm, já que todos os blocos produzidos nas fábricas são feitos exatamente do mesmo material, a única diferença está no tamanho e peso dos blocos.

Com as visitas definiu-se o sistema e produto, disponível na Figura 1. A fronteira do sistema determina o conjunto de critérios que especificam quais processos elementares fazem parte desse sistema de produto.



Fonte: Elaboração própria

Para definir a quantidade de água adicionada a massa de argila foi necessário realizar um ensaio de umidade da argila (ALMEIDA, 2005). Foi encontrada uma umidade média de 23,6% com base em 3 amostras de diferentes argilas encontradas no pátio da fábrica. A água adicionada à argila é de origem de poço.

De posse dos dados de entradas e saídas do inventário, com o uso do SimaPro versão 8.2.0 computou-se o valor das principais demandas de matérias primas e as emissões para o ar de todo o processo da produção de 1 kg de bloco cerâmico, desde a extração das argilas na jazida até o bloco pronto na fábrica.



Resultados e discussão

Os resultados de todas as medições realizadas encontram-se nos dados de entrada do inventário dispostos na Tabela 1 e nos dados de saída do inventário na Tabela 2, considerando o estudo de caso da fabricação de 1kg de bloco cerâmico.

Tabela 1: Dados de entrada do inventário da fabricação de 1 kg de bloco cerâmico

Entrada		Quantidade	Unidade	Observações	
1	Matéria prima	Argila	1,2977	kg	Calculada somando-se produção dos blocos em kg ao seu equivalente de perda estimada (5%) e considerando a umidade da argila de 23,6% dividido pela soma da produção dos meses.
		Diesel	3,61E-02	MJ	Quantidade de litros utilizada pela Escavadeira hidráulica 320 D na extração de argila dividido pela quantidade da produção dos blocos em kg. Poder calorífico do diesel brasileiro=35,5 MJ/L (MME, 2017).
2	Transporte da argila	Distância	8	km	Distância percorrida pelos caminhões até a jazida (4km), considerando as viagens do caminhão cheio e do caminhão vazio.
		Carga	1E-02	tkm	O fabricante relatou que a Caçamba Basculante 24-250 carrega 19,5 toneladas.
3	Preparo da massa	Diesel	3,69E-02	MJ	Diesel utilizado pela Pá Carregadeira Caterpillar 924 H para a mistura dos diferentes tipos de argila ainda no pátio da fábrica.
4	Energia (Coelba)		2,62E-02	kWh	Média dos meses de coleta (kWh) dividido pela média da soma da produção dos mesmos meses (kg).
	Energia (Gerador)		8,63E-03	kWh	Cálculo igual ao anterior.
5	Diesel do gerador		1,90E-02	MJ	Refere-se a quantidade de litros utilizada em 3 horas por dia de um gerador de capacidade de 450 KVA.
6	Lubrificantes (óleos e graxas)		7,79E-05	kg	O consumo de óleo e graxas foi calculado por meio da média dos meses de coleta de dados. A média do consumo foi multiplicada pela densidade adotada de 0,878 kg/l e a média do consumo foi de acordo com a densidade de 0,98 kg/L. (MOBIL, 2011).
7	Água adicionada		1,763E-04	m ³	A quantidade de consumo de água adicionada foi calculada por meio da umidade da argila e diferença do peso dos blocos saindo da extrusora e depois de queimados.
8	Madeira e Serragem		6,67E-02	kg	São utilizadas tanto para a secagem quanto para queima, seu consumo foi dado pela média dos 3 meses (kg) dividida pela média da produção (kg).
9	Transporte de serragem		1,15E-2	tkm	O material é transportado por Carreta graneleira (24 ton - somente a vinda) e por Caçamba Truck (10 ton - ida e vinda), foi multiplicada a carga vezes a distância percorrida e depois somou-se os dois valores.

Fonte: Elaboração própria

Tabela 2: Dados de saída do inventário da fabricação de bloco cerâmico

Saída		Quant. por kg	UN (por Kg)	Observações
1	Água evaporada	4,09E-04	m ³	Foi considerada toda a água presente no processo, proveniente da umidade da argila e da água adicionada.
2	Dióxido de carbono	0,12	Kg	Por simplificação, a madeira queimada foi considerada 100% celulose e a relação de 3,6 kg de CO ₂ emitidos para cada kg de C (ou de combustível), e 50% de carbono na massa de combustível e desta combustão serão emitidos CO ₂ para a atmosfera (Vinhal 2016).
3	Bloco	1	Kg	Fabricação de 1 kg de bloco 9 cm x 19 cm x 19 cm.

Fonte: Elaboração própria

Observou-se que o consumo de argila para a produção de 1 kg de bloco cerâmico está dentro da média apresentada por outros trabalhos, como por exemplo a diferença do consumo de 4% de argila considerando o inventário do Ecoinvent (2010) para produção de tijolo e a diferença de consumo de 6% do trabalho apresentado por Almeida (2010). Essa diferença pode ocorrer devido ao teor de umidade da argila extraída da jazida que varia para cada região, qualidade e condições de uso da máquina de extrusão.

A quantidade de água adicionada a massa durante o processo varia quanto a diferentes trabalhos, a produção de um 1 kg de bloco da ANICER (2015) e Vinhal (2016) chega a menos de 9% de diferença, mas nos inventários apresentados por Barbosa (2012), Almeida (2010) e Ecoinvent (2010) essa variação chega a ser superior a 40%. Isso pode ocorrer por causa da umidade da argila que difere para diferentes regiões climáticas e períodos de coleta (mais secos/mais chuvosos).

A empresa estudada faz uso de gerador para complementar o consumo de energia da rede pública, observou-se (uma diferença máxima de 15% na demanda de energia, consumindo menos energia do que a do trabalho apresentado por Barbosa (2012) e mais energia do que o trabalho de Almeida (2010). Contudo, mesmo não apresentando relevante diferença no consumo de energia, os trabalhos da Ecoinvent (2010) e Almeida (2010) informa uso de gás natural e a ANICER (2015) apenas o gás natural como fonte de energia.

Se for levado em consideração a quantidade de biomassa utilizada para a produção de 1 kg de bloco, o tipo de forno e sua eficiência é importante. No estudo de Vinhal (2016) foi apontado o uso do forno tipo Túnel, que segundo Ibict (2006) é mais eficiente que o forno tipo Hoffmann, apresentando uma diferença de até 44% no consumo de biomassa para mais, isso pode acontecer porque os blocos em questão possuem furos na vertical, maior espessura de parede e função estrutural, exigindo uma queima mais intensa. Já Barbosa (2012) aponta que o seu consumo de biomassa chega a ser três vezes maior que a empresa estudada, porém não relata que tipo de forno fez uso e trata-se de uma empresa com capacidade e produção bastante inferiores. O inventário do Ecoinvent (2010), não aponta o tipo de forno e também faz uso de gás natural, porém o seu consumo de biomassa é 90% inferior ao da empresa desse estudo.

Em todos os trabalhos analisados, a quantidade de diesel varia bastante, como não há memorial descritivo das atividades, não foi possível identificar exatamente qual a finalidade do uso desse combustível.

**Tabela 3: Principais Fluxos de entradas e saídas identificados
No ciclo de vida do bloco cerâmico (Simapro 8.2.0)**

Entradas (matérias primas)		Saídas (emissões para o ar)	
Argila	1,2977 kg	Água	4,09E-04 kg
Alumínio	7,42E-05 kg	Benzeno	1,21E-07 kg
Areia	1,51E-09 kg	Dióxido de carbono, fóssil	2,12E-02 kg
Calcita	7,22E-09 kg	Dióxido de carbono, biogênico	1,23E-01 kg
Energia	0,631 kwh	Metano, fóssil	1,58E-05 kg
Ferro	1,1E-04 kg	Monóxido de carbono, fóssil	1,04E-04 kg
Gesso	3,73E-08 kg	Óxido Nitroso	2,45E-04 kg

Fonte: Elaboração própria

Na Tabela 3 temos os principais fluxos de entrada de matérias primas observando-se o contexto da construção civil e os dados de emissões para o ar fornecidos pelo Simapro 8.2.0. Nota-se que a quantidade de água que entra no

processo é notoriamente maior do que as outras entradas. Dos processos para a produção de 1 kg de bloco cerâmico, o que mais contribui para a emissão de dióxido de carbono (CO_2) são os transportes por caminhões e o uso do gerador, os outros gases de efeito estufa como o metano (CH_4) recebe influência de forma geral e o óxido nitroso (N_2O) sofre maior contribuição do gerador.

Conclusões

O presente trabalho apresenta o inventário do ciclo de vida da produção de 1 kg de bloco cerâmico, considerando a fronteira de berço a portão. Foi possível perceber que há a possibilidade de reduzir a demanda de água na produção, haja vista que a água usada pela empresa é obtida de poço, não havendo grande preocupação com o seu uso e foi verificado que, em outros trabalhos, o consumo de água é consideravelmente inferior. O consumo de energia apresentou-se semelhantes aos outros trabalhos, embora apenas esta empresa apresente uso de gerador de energia e algumas outras relatem uso de utilização de gás natural.

Foi observado uma diferença para mais e para menos no consumo de biomassa comparando com diferentes trabalhos, essa diferenciação pode ser atrelada ao tipo de forno utilizado, ao porte da empresa e ao tipo de bloco, podendo ser estes estruturais ou não estruturais (furos na vertical e furos na horizontal), o que pode exigir maior intensidade de queima por possuírem características mais exigentes quanto a resistência do bloco.

Referências

- ABDI - Agência Brasileira de Desenvolvimento Industrial – Estudo técnico setorial da cerâmica vermelha. Brasília, 2016.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14044: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15270-1: Componentes cerâmicos parte 1: Blocos cerâmicos para alvenaria de vedação – Terminologias e requisitos. Rio de Janeiro, 2005.
- ALMEIDA, G. C. P. Caracterização física e classificação de solos. Universidade De Juiz de Fora / Departamento de transportes. Juiz de Fora/MG, 2004. Disponível em: <http://files.agrouesc.webnode.com/200000004-c0ddfc1d49/APOSTILA_SOLOS.PDF> Acesso em: 05/02/2018.
- ALMEIDA, M. I. et al. Life cycle assessment (cradle to gate) of a Portuguese brick. Portugal SB10-sustainable building affordable to all. Vilamoura, Portugal, p. 17-19, 2010.
- ANICER - Associação Nacional da Indústria Cerâmica; SEBRAE - Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresa. Cartilha Ambiental – Cerâmica Vermelha. Brasil, 2015.
- BARBOSA, P. P.; SILVA, T. L.; GALASSI, C.; LUZ, S; NETO, G. A. – Análise dos Impactos Ambientais da Produção de Bloco Cerâmico. Em: SIMPGEU: III SIMPÓSIO DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA URBANA. Maringá, 2012.
- CABRAL JUNIOR, M. et al. A indústria de cerâmica vermelha e o suprimento mineral no Brasil: desafios para o aprimoramento da competitividade. Cerâmica Industrial, v. 17, n. 1, p. 36-42, 2012.
- Ecoinvent 3.3 Dataset Documentation. Clay Bick Production – RER (Europe), 2010.
- Fundação Dom Cabral. O Setor da Construção e o Mercado da Sustentabilidade incitado pelo Isomorfismo Institucional, 2011. Disponível em: <http://acervo.ci.fdc.org.br/AcervoDigital/Cadernos%20de%20Id%20C3%A9ias/2011/CI1117.pdf> Acesso: 23/11/17.
- GRIGOLETTI, G. C. Caracterização de impactos ambientais de indústrias de cerâmica vermelha do estado do Rio Grande do Sul. 2001. 168p. Dissertação de mestrado. Programa de pós-graduação em Engenharia Civil, Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2001.
- GRIGOLETTI, G. C.; SATTler, M. A. Estratégias ambientais para indústrias de cerâmica vermelha do Estado do Rio Grande do Sul. Ambiente construído: revista da Associação Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído. Porto Alegre, RS. Vol. 3, n. 3 (jul./set. 2003), p. 19-32, 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA (IBICT). Dossiê Técnico- Etapas de processos cerâmicos e sua influência no produto final – massa, extrusão, secagem e queima. Disponível em: <http://sbrt.ibict.br/dossie-tecnico/downloadsDT/NDI=.Acesso>> Acesso em: 13/01/2018.

ISO INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 21930: Sustainability in building construction – Environmental declaration of building products. Genebra, 2007.

KACZAM, F. et al. Avaliação do processo produtivo de blocos cerâmicos por meio do controle estatístico do processo. Revista Técnico-Científica, 2016.

KOPEZINSKI, I. Mineração x Meio Ambiente: Considerações Legais, Principais Impactos Ambientais e seus Processos Modificadores, Porto Alegre: Ed. Universidade/ UFRGS, 2000, 103 p.

MACHADO JUNIOR, O; TORQUETTI, Z. S. C. Guia técnico ambiental da indústria de cerâmica vermelha. Belo Horizonte, 2013.

MACIEL, D. S. C.; FREITAS, L. S. Análise do processo produtivo de uma empresa do segmento de cerâmica vermelha à luz da produção mais limpa. Revista Produção Online, v. 13, n. 4, p. 1355-1380, 2013.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA – MME; Empresa de Pesquisa Energética – EPE (Brasil). Balanço Energético Nacional 2017: Ano base 2016 / Empresa de Pesquisa Energética. – Rio de Janeiro: EPE, 2017. Disponível em: <https://ben.epe.gov.br/downloads/Relatorio_Final_BEN_2017.pdf>. Acesso em: 21/01/2018.

MOBIL Hidráulico 68 – Óleo mineral ISO 68 para sistemas hidráulicos, 2011. Disponível em: <http://mobil.moovelub.com/sites/default/files/mobil_hidraulico_68_pds_2011.pdf> Acesso em: 23/01/2018.

OLIVEIRA, L. A. et al. Adapting existing life cycle inventory of building products for the Brazilian context. In: 2013 Sustainable Building Conference, Graz, Austria. 2013. p. 25-28.

VINHAL, L. D. Estudo de indicadores ambientais de blocos cerâmicos com base em avaliação do ciclo de vida, considerando o contexto brasileiro. 2016. 139 p. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Construção Civil da Universidade Federal de São Carlos, 2016.

INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA DE EQUIPAMENTOS DESKTOPS: ESTRATÉGIAS DE ECODESIGN

R. B. SCALABRINI¹, R. M. LEÃO^{2,3}, S. M. DA LUZ³

¹ Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Mecânica, Campus Universitário Darcy Ribeiro, Brasília - DF, Brasil, ricardo.scalabrini@ifg.edu.br

² Faculdades Integradas da União Educacional do Planalto Central, Brasília - DF, Brasil, rosemirandaleao@gmail.com

³ Universidade de Brasília, Faculdade do Gama, Brasília - DF, Brasil, sandraluz@unb.br

Resumo: A produção de aparelhos eletroeletrônicos, como computadores, televisores e celulares, demanda o consumo de grande quantidade de energia, água e materiais (produtos perigosos, metais diversos, minérios raros entre outros). Os computadores de mesa - *Desktops*, os monitores CRT's - (*Cathodic Ray Tube - Tubo de Raios Catódicos*) e os LCD's (*Liquid Crystal Displays - Monitor de Cristal Líquido*) são equipamentos utilizados frequentemente em residências e escritórios e a sua obsolescência pode ser atingida rapidamente, podendo ser submetidos a diferentes fins de vida. O principal objetivo deste trabalho é elaborar, por meio da literatura, um inventário de ciclo de vida (ICV) desses equipamentos. O ICV irá contemplar as especificidades Brasileiras e a construção de cenários para a demonstração de possibilidades de mudanças de processos, materiais e a implementação de estratégias de *Ecodesign*. O inventário foi levantado considerando os fluxos de entrada e saída para a produção, uso e descarte dos monitores e gabinetes. A unidade funcional adotada foi de 1 computador, constituído por gabinete e monitor. O ICV mostrou que há um grande consumo de materiais, bem como energia e água. Reciclagem, reuso, substituição de materiais e incineração foram cenários também inventariados para esses equipamentos. Essa coleção de dados poderá possibilitar a construção de modelos de avaliação de ciclo de vida que permitirão escolhas mais sustentáveis, e que acarretem em mitigação de gases de efeito estufa, diminuição do consumo de água e diminuição da depleção abiótica que está diretamente relacionada com a exploração de matéria-prima.

Palavras-chave: Desktop, Computadores, *Ecodesign*, Inventário de Ciclo de Vida.

Introdução

O uso de computadores cresce em ritmo acelerado a cada ano, impulsionado pelas mudanças sociais e tecnológicas, sendo comum em famílias, instituições, organizações, governo e setor comercial (SONG *et al.*, 2013). Os bens eletrônicos tendem a aumentar seus números à proporção que a tecnologia inova e avança. Assim, as indústrias elétricas e eletrônicas mostraram um crescimento de 20% na produção e 8% no faturamento em 2017 (ABINEE, 2017). Na produção de equipamentos eletrônicos como computadores, televisores e celulares, são utilizados diversos metais pesados como mercúrio, cádmio, chumbo, e retardadores de chama como pentabromofenol e polibromados, que são considerados perigosos à saúde humana quando descartados inadequadamente (TSYDENOVA *et al.*, 2011). Segundo Araujo (2012), essas substâncias podem contaminar o solo e a produção agrícola em suas proximidades. O uso de diferentes materiais complexos na parte eletrônica também é observado, como tântalo em capacitores (CHANCEREL *et al.*, 2014).

Adicionalmente, o consumo de água e energia está presente em grandes quantidades em todas as fases do ciclo de vida dos computadores e monitores, sendo que na fase de uso, a energia elétrica é o único insumo gasto. Um Inventário de Ciclo de Vida (ICV) é a identificação e a quantificação das entradas de materiais e recursos e saídas de produtos e emissões da unidade no ciclo de vida de um sistema de produto (SOCOLOF *et al.*, 2005). O objetivo do estudo é demonstrar o inventário no ciclo produtivo dos computadores de mesa-*desktops* e monitores CRT's - (*Cathodic Ray Tube - Tubo de Raio Catódico*) e LCD's - (*Liquid Crystal Displays - Monitor de Cristal Líquido*), demonstrar o balanço mássico obtido com a avaliação do ciclo de vida em cada cenário modelado para proporcionar uma escolha mais sustentável conforme diretrizes de *Ecodesign*. Os três cenários analisados foram: o reuso, com a extensão do tempo de vida, a troca de peça e o transporte à outras localidades; a incineração como forma de redução de massa e retorno energético e a reciclagem como aproveitamento e retorno de material à cadeia produtiva.

Metodologia

O inventário foi construído com os dados de fontes secundárias da literatura e documentação de dados provenientes da EcoInvent v. 3.4 (2017), auxiliado pelo software GaBi 7.3 Education®, considerando os recursos hídricos e o mix energético brasileiro. O inventário de ciclo de vida, de berço ao túmulo, considerou a extração e processamento de matérias primas, a produção dos componentes, a montagem dos módulos, o uso e o fim de vida.

Os equipamentos estudados foram os computadores de mesa – Desktops e monitores CRT’s 17” – (*Cathodic Ray Tube – Tubo de Raios Catódicos*) e os LCD’s 17” (*Liquid Crystal Displays – Monitor de Cristal Líquido*). A unidade funcional foi 1 computador, constituído por monitor e gabinete. O gabinete de 9,47 Kg é composto internamente pela unidade de disco, a unidade ótica CD/DVD-ROM, a fonte de alimentação energética, a placa mãe, as placas de circuitos integrados, os módulos de memória e os dispositivos auxiliares de funcionamento como os resistores, os transistores, os diodos e os capacitores. No monitor CRT está presente o tubo de raio catódico que acompanha o frit, o canhão de elétrons e os auxiliares com peso total de 14,9 kg. Já o monitor LCD é constituído por vidro, partes metálicas, partes plásticas, placas de circuito integrado (PCI), retroiluminação e os componentes menores totalizando o peso de 6,0 kg. Não foram considerados no estudo as embalagens, o teclado e o *mouse*.

O tempo de vida útil na fase de uso foi fixado em 4 anos ou 1460 dias. O consumo energético descrito por (SONG *et al.*, 2013) foi uma média do tempo em atividade (4,2 horas/dia) e do tempo em *stand-by* (2,6 horas/dia). O *desktop* consome em atividade 0,15 kWh e em *stand-by* 0,02 kWh, já o monitor CRT utiliza 0,08 kWh em atividade e 0,005 kWh no modo *stand-by* e o monitor LCD utiliza 0,035 kWh ativo e 0,002 kWh em *stand-by*. O gabinete com monitor CRT consomem ao final do tempo de vida um total de 1.505,26 kWh ou 5.418,94 (MJ), e com o monitor CRT consomem 1160,99 kWh ou 4.179,57 MJ.

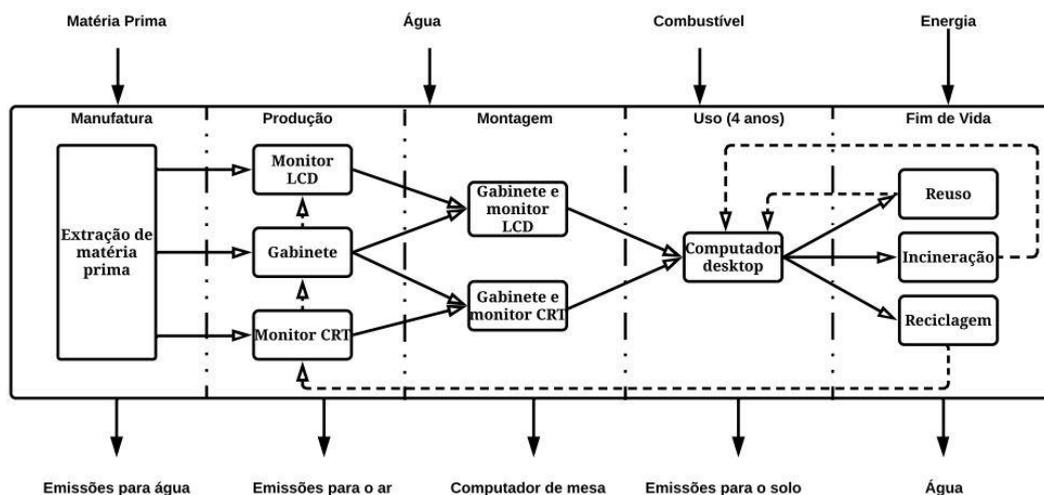
Na fase de fim de vida, as disposições finais foram modeladas com cenários de reuso, reciclagem e incineração. No cenário de reuso previu-se a extensão do tempo de vida do computador em 2 anos, incluindo a troca de uma memória e a inclusão de transporte. O consumo elétrico foi calculado da mesma forma como na fase de uso, com 50% do tempo para consumo de energia. Como o reuso no Brasil é considerado do tipo cascata, como doação ou revenda para as classes econômicas mais baixas (ARAÚJO, 2012), considerou-se a distância de deslocamento médio de Brasília-DF aos extremos do estado de Goiás, como 480 km para uso de transporte rodoviário médio a diesel. No cenário de reciclagem foram utilizados o material reciclado na mesma cadeia de produção, calculados conforme (JÖNBRINK *et al.*, 2007), para *desktops*, CRT e LCD, com 82%, 81% e 64% de recuperação, respectivamente. No cenário de incineração foi considerado um processo municipal com reentrada de energia na fase de uso. Todos os cenários previram os dois tipos de monitores, LCD e CRT acompanhados pelo gabinete.

Resultados e discussão

Os computadores de mesa e monitores dos conjuntos são construídos com diferentes materiais e demandam materiais auxiliares como a água e a energia ao longo do ciclo de vida produtivo. A Figura 1 apresenta as fronteiras do sistema envolvendo os principais processos, as entradas e as saídas do ciclo de vida, bem como os possíveis cenários para a fase de fim de vida.

Para a construção do inventário foi utilizado fontes secundárias da literatura, a base de dados ecoinvent e auxílio do software GaBi 7.3 Education©. Segundo (SONG *et al.*, 2013), a obtenção de dados do inventário é praticamente impossível devido a falta de disponibilidade por parte das empresas fabricantes, com isso, é necessário a análise feita ao reverso, com a desmontagem dos equipamentos. O inventário descrito na Tabela 1, mostra as partes e os componentes identificados do gabinete e monitores CRT e LCD, como os componentes metálicos, os componentes plásticos e as peças maiores como a unidade de CD/DVD, o disco rígido e as placas de circuito integrado (PCI).

Figura 85 - Fluxograma da produção de computadores e monitores CRT e LCD e os principais processos envolvidos.



Para a fabricação de todos os equipamentos foi observado um grande consumo de água e energia. Mesmo com maior massa final, o monitor CRT foi o que consumiu a menor quantidade de água, ao contrário do que foi observado para o gabinete e o monitor LCD. A água utilizada retornou ao meio ambiente no estado líquido ou gasoso com o devido tratamento, por conter rejeitos e particulados. Quanto ao consumo energético, o monitor LCD mostrou o maior consumo de energia, seguido do gabinete e monitor CRT que apresentaram consumos similares, como mostrado na Tabela 1. Esses consumos foram causados pelas placas de circuito integrado (PCI), como mostra a Tabela 2.

Tabela 1 – Inventário de Ciclo de Vida para o gabinete desktop, monitor CRT 17" e LCD 17".

Entradas						
Gabinete		Monitor CRT 17"		Monitor LCD 17"		
Parâmetro	Quantidade	Parâmetro	Quantidade	Parâmetro	Quantidade	Unidade
Aço	$1,05 \times 10^1$	Aço	$3,45 \times 10^0$	ABS	$2,47 \times 10^{-1}$	kg
ABS	$1,61 \times 10^{-1}$	Água	$2,27 \times 10^3$	Aço	$9,02 \times 10^{-1}$	kg
Água	$3,68 \times 10^3$	Alumínio	$7,53 \times 10^{-1}$	Água	$3,90 \times 10^3$	kg
Alumínio	$6,62 \times 10^{-1}$	Ciclohexano	$1,88 \times 10^{-4}$	Alumínio	$9,51 \times 10^{-1}$	kg
CD / DVD -ROM	$7,50 \times 10^{-1}$	PCI	$1,10 \times 10^0$	PCI	$8,70 \times 10^{-1}$	kg
PCI	$3,63 \times 10^{-1}$	Cobre	$1,16 \times 10^{-1}$	Cobre	$1,20 \times 10^{-2}$	kg
Cobre	$1,05 \times 10^{-1}$	Isopropanol	$1,94 \times 10^{-2}$	Estireno Butadieno	$1,62 \times 10^{-2}$	kg
Disco rígido	$5,50 \times 10^{-1}$	Policarbonato	$3,43 \times 10^0$	Policarbonato	$3,75 \times 10^0$	kg
Fonte Alimentação	$1,62 \times 10^0$	Poliuretano	$1,26 \times 10^2$	Poliestireno	$6,75 \times 10^{-1}$	kg
Placa mãe	$2,70 \times 10^{-1}$	Tubo de raio	$9,48 \times 10^0$	Retroiluminação	$4,31 \times 10^{-1}$	kg
Placa memória	$2,69 \times 10^{-2}$			Vidro	$1,17 \times 10^0$	kg
Polietileno	$2,10 \times 10^{-2}$					kg
Polipropileno	$2,05 \times 10^{-1}$					kg
Total	$2,58 \times 10^3$	Total	$1,40 \times 10^3$	Total	$2,23 \times 10^3$	kg
Energia	$8,06 \times 10^2$	Energia	$8,68 \times 10^2$	Energia	$1,29 \times 10^3$	MJ

Saídas						
Gabinete		Monitor CRT 17"		Monitor LCD 17"		
Parâmetro	Quantidade	Parâmetro	Quantidade	Parâmetro	Quantidade	Unidade
Gabinete	$9,47 \times 10^0$	Monitor CRT	$1,49 \times 10^1$	Monitor LCD	$6,00 \times 10^0$	kg
Água	$3,68 \times 10^3$	Água	$1,73 \times 10^3$	Água	$3,90 \times 10^3$	kg
Resíduos	$5,76 \times 10^0$	Resíduos	$3,46 \times 10^0$	Resíduos	$3,02 \times 10^0$	kg

Fonte: Song *et al.*, 2013 - Adaptado

Com a modelagem e os cálculos realizados com o auxílio do software, evidenciou-se que as placas de circuito integrado estão presentes em todas as partes dos equipamentos e foram as responsáveis por grande consumo de água e energia em sua fabricação. O consumo médio das placas de circuito impresso foi apresentado com uma média de 470 MJ de energia e 1570 kg de água para fabricação de 1 kg de PCI, como mostrado na Tabela 2. Esse consumo vem do material de fabricação dos componentes menores presentes nas placas como os transistores, os capacitores, os diodos, os resistores e a solda que contem substâncias como cobre, chumbo, alumínio, ácido sulfúrico, nitrogênio, peróxido de hidrogênio, ácido clorídrico entre outros.

O gabinete, a unidade de CD/DVD e o disco, são compostos por polietileno, polipropileno, acronitrila butadieno estireno (ABS) e policarbonato formando a estrutura plástica. Esses compostos proporcionam resistência e durabilidade às partes que compõem o gabinete. A parte metálica da fonte, do gabinete, da unidade de CD/DVD e do disco rígido foram compostos por aço, alumínio e cobre.

A caixa plástica que envolve o tubo de raio catódico no monitor CRT foi construída com ABS, policarbonato e poliuretano para durabilidade, alto brilho, rigidez, resistência e passível de coloração vívida. Foram utilizados o ciclohexano e o isopropanol para evitar a corrosão e a oxidação. O próprio tubo de raio catódico é formado principalmente por areia de sílica para construção do vidro e o chumbo para a capacidade de transmitir imagens através de elétrons. Esse metal pesado pode causar alterações à saúde humana (ROCHA *et al.*, 2016). No monitor LCD,

sua parte plástica que envolve a tela de vidro e os cabos internos foi composta de ABS, estireno butadieno, policarbonato e poliestireno, para proporcionar flexibilidade, resistência e alto brilho. O vidro do LCD como do CRT também são compostos por areia de sílica.

Tabela 2 - Inventário de Ciclo de Vida para as PCI's no gabinete desktop, monitor CRT e LCD.

Peça	PCI (kg)	Energia (MJ)	Água (kg)	Média de Energia (1 kg de PCI)	Média de água (1 kg de PCI)
Gabinete					
CD/DVD	$8,80 \times 10^{-2}$	$4,12 \times 10^1$	$1,38 \times 10^2$	$4,68 \times 10^2$	$1,57 \times 10^3$
Fonte	$6,04 \times 10^{-1}$	$2,83 \times 10^2$	$9,45 \times 10^2$	$4,68 \times 10^2$	$1,57 \times 10^3$
Disco	$3,20 \times 10^{-1}$	$1,50 \times 10^2$	$5,01 \times 10^2$	$4,68 \times 10^2$	$1,57 \times 10^3$
Gabinete	$3,63 \times 10^{-1}$	$1,70 \times 10^2$	$5,68 \times 10^2$	$4,68 \times 10^2$	$1,57 \times 10^3$
Total	$1,38 \times 10^0$	$6,44 \times 10^2$	$2,15 \times 10^3$		
Monitor CRT					
PCI	$1,10 \times 10^0$	$5,15 \times 10^2$	$1,72 \times 10^3$	$4,68 \times 10^2$	$1,57 \times 10^3$
Monitor LCD					
PCI	$8,70 \times 10^{-1}$	$4,08 \times 10^2$	$1,36 \times 10^3$	$4,69 \times 10^2$	$1,56 \times 10^3$

Os cenários de fim de vida foram modelados para averiguação dos balanços mássicos e emissões ao ambiente para visualização de pontos a serem adotados para a elaboração de estratégias de *Ecodesign*, como a extensão de vida útil, o reuso e a incineração como forma de redução de massa e aproveitamento energético.

Os balanços mássicos e energéticos com as maiores massas são mostrados nas Tabelas 3 e 4. Em todos os cenários observou-se que o consumo de água é grande. O cenário de uso foi considerado o padrão para análise, uma vez que é a fase anterior à disposição e descarte dos equipamentos, nele é consumido aproximadamente 5.420 MJ de energia no computador com o monitor CRT e 4.180 MJ de energia com o monitor LCD.

Os cenários de reuso evidenciaram o acréscimo de tempo de duração do equipamento, a troca de peça e o transporte para outro local. O inventário sofreu o aumento em 50% de energia consumida, ou seja, para o computador com o CRT, 2.710 MJ e para computador com o LCD 2.089 MJ. O volume mássico dos cenários de uso quando comparado aos cenários de reuso sofreram proporcionalmente as variações conforme o tempo de vida estendido.

Nos cenários de incineração, os volumes mássicos de entrada e saída são maiores que os volumes dos cenários de uso, uma vez que a incineração não evita a extração e o processamento de material, nem o consumo de água e nem a produção energética, no computador com o CRT houve o retorno de 22,7 MJ e no computador com o LCD o retorno foi de 17,5 MJ para uso. O inventário dos equipamentos permanece o mesmo até o fim da vida.

Tabela 3 – Balanço mássico e energético do gabinete + LCD – maiores contribuições

Parâmetro	Unidade	Uso	Reuso	Incineração	Reciclagem
Entradas					
Água	kg	$1,94 \times 10^6$	$3,15 \times 10^6$	$2,43 \times 10^6$	$1,72 \times 10^6$
Energia	MJ	$1,12 \times 10^4$	$1,79 \times 10^4$	$1,39 \times 10^4$	$9,70 \times 10^3$
Outros materiais	kg	$1,27 \times 10^2$	$1,88 \times 10^2$	$1,53 \times 10^2$	$9,30 \times 10^1$
Total de Recursos	kg	$1,94 \times 10^6$	$3,16 \times 10^6$	$2,43 \times 10^6$	$1,72 \times 10^6$
Saídas					
Emissões para o ar	kg	$5,77 \times 10^4$	$9,97 \times 10^4$	$7,48 \times 10^4$	$5,71 \times 10^4$
Emissões para a água	kg	$1,88 \times 10^6$	$3,05 \times 10^6$	$2,35 \times 10^6$	$1,66 \times 10^6$
Emissões para o solo	kg	$1,05 \times 10^{-3}$	$1,30 \times 10^{-3}$	$4,82 \times 10^{-3}$	$3,16 \times 10^{-4}$
Total de Emissões	Kg	$1,93 \times 10^6$	$3,15 \times 10^6$	$2,43 \times 10^6$	$1,72 \times 10^6$

Nos cenários de reciclagem todos os consumos e emissões são menores, o inventário não sofreu alterações de quantidade para a produção, mas a extração e o processamento de matéria prima, o consumo de água e de energia são menores e, ambientalmente, os cenários são favoráveis. O computador com o monitor LCD apresentou o menor consumo de água e de energia, como mostrado Tabela 3.

Tabela 4 – Balanço mássico e energético do gabinete + CRT – Maiores contribuições.

Parâmetro	Unidade	Uso	Reuso	Incineração	Reciclagem
Entradas					
Água	kg	$2,57 \times 10^6$	$3,50 \times 10^6$	$2,56 \times 10^6$	$1,99 \times 10^6$
Energia	MJ	$1,48 \times 10^4$	$2,00 \times 10^4$	$1,47 \times 10^4$	$1,12 \times 10^4$
Outros materiais	kg	$1,59 \times 10^2$	$1,97 \times 10^2$	$1,59 \times 10^2$	$1,02 \times 10^2$
Total de Recursos	kg	$2,57 \times 10^6$	$3,51 \times 10^6$	$2,57 \times 10^6$	$1,99 \times 10^6$
Saídas					
Emissões para o ar	kg	$8,29 \times 10^4$	$1,15 \times 10^5$	$8,29 \times 10^4$	$6,78 \times 10^4$
Emissões para a água	kg	$2,48 \times 10^6$	$3,38 \times 10^6$	$2,47 \times 10^6$	$1,91 \times 10^6$
Emissões para o solo	kg	$1,08 \times 10^{-3}$	$1,28 \times 10^{-3}$	$1,09 \times 10^{-3}$	$5,09 \times 10^{-4}$
Total de Emissões	Kg	$2,57 \times 10^6$	$3,50 \times 10^6$	$2,56 \times 10^6$	$1,98 \times 10^6$

Conclusões

O inventário mostra que o monitor CRT consome a menor quantidade de água e de energia seguido pelo gabinete e o monitor LCD. Em se tratando de montante geral de materiais o monitor CRT é o menor consumidor, logo em seguida, está o monitor LCD e o gabinete.

Dos componentes internos presentes em todos os 3 equipamentos, as placas de circuitos impressos apresentam um consumo médio de 1.570 kg de água e de 468 MJ de energia para fabricação de 1 kg de PCI, o que caracteriza o monitor LCD como o menor consumidor desses recursos por ter inserido em sua composição a menor quantidade de PCI, com 0,87 kg.

Os cenários de uso, reuso, incineração e reciclagem, do berço ao túmulo, mostram que o volume das emissões no solo, na água e no ar, bem como o consumo de materiais na entrada são menores no gabinete com o monitor LCD.

O estudo realizado poderá contribuir para estudos maiores, com a expansão das fronteiras e a coleta de dados primários específicos ao estudo das peças menores internas dos equipamentos.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao apoio do Instituto Federal de Goiás, Universidade de Brasília, FAP-DF e CNPq.

Referências

- ABINEE - Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica. (2017) Relatório de Desempenho Setorial. [Online] <<http://www.abinee.org.br/abinee/decon/decon15.htm>>.
- AL RAZI, K. M. H. Resourceful recycling process of waste desktop computers: A review study. (2016) Resource, Conservation and Recycling. N. 110, pp. 30-47.
- ARAÚJO, M. G.; MAGRINI, A.; MAHLER, C. F.; BILITEWSKI, B. (2012). A model for estimation of potential generation of waste electrical and electronic equipment in Brazil. Waste Management. N. 32, pp. 335-342.
- CHANCEREL, P.; MARWEDE, M.; NISSEN, N. F.; LANG, K.(2014). Estimating the quantities of critical metals embedded in ICT and consumer equipment. Resources, Conservation and Recycling. N. 98, pp. 9-18.



- ECOINVENT. Base de Dados V. 3.4 (2017). [Online] <<https://www.ecoinvent.org/login-databases.html>>
- EYGEN, E. V.; MEESTERA, S.; TRANA, H. P.; DEWULFA, J. (2016) Resource savings by urban mining: The case of desktop and laptop computers in Belgium. *Resources, Conservation and Recycling*. N.107, pp. 53-64.
- JESWIET, J.; HAUSCHILD, M. (2005). EcoDesign and future environmental impacts. *Material and Design*. N. 26, pp. 629-634.
- JÖNBRINK K. A.; ZACKRISSON M. (2007). Personal Computers (desktops and Laptops) and computer monitors. Draft Final Report (Task 1-7). [Online] <<http://extra.ivf.se/ecocomputer/downloads/EuP%20Lot%203%20Task%201-7,%20draft%20report.pdf>>.
- KARLSSON, R.; LUTTROPP, C. (2006). EcoDesign: what's happening? An overview of the subject area of EcoDesign and of the papers in this special issue. *Journal of Cleaner Production*. N. 14, pp. 1291 – 1298.
- ROCHA, T. B.; PENTEADO, C. S. G. (2016) Impactos e benefícios ambientais do gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos. V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida. *Revista Latino-Americana em Avaliação de Ciclo de Vida*. 2016 pp. 78-89.
- SOCOLOF, M.L.; OVERLY, J. G.; GEIBIG, J. R. (2005) Environmental life-cycle impacts of CRT and LCD desktop computer displays. *Journal of Cleaner Production*. N. 13, pp. 1281-1294.
- SONG, Q.; WANG, Z.; LI, J.; YUAN, W. (2013) Life cycle assessment of desktop PCs in Macau. *Journal of Life Cycle Assessment*. N. 18, pp. 553-566.
- TSYDENOVA, O.; BENGTTSSON, M. (2011) Chemical hazards associated with treatment of waste electrical and electronic equipment. *Waste Management*. N. 31, pp. 45-58.

INVESTIGATING TRANSPARENCY REGARDING ECOINVENT'S SYSTEM MODEL CHOICES

Marcella Ruschi Mendes Saade¹, Maristela Gomes da Silva², Vanessa Gomes³

¹*Architecture and Construction Department, University of Campinas, marcellarms@hotmail.com*

²*Civil Engineering Department, Federal University of Espírito Santo, margomes.silva@gmail.com*

³*Architecture and Construction Department, University of Campinas, vangomes@gmail.com*

Abstract: LCA is a data-intensive methodology, therefore experts usually focus collection efforts on a few activities, while generic data on remaining activities are taken from databases. Even though increased availability of databases has facilitated LCA takeoff, assuring data quality is fundamental to ensure meaningful results and reliable interpretation. Ecoinvent has become a global reference for inventory data. Its current version released three impact partition modelling options - the recycled content, 'allocation at the point of substitution' (APOS) and consequential models – whose adequate choice is crucial for yielding meaningful assessments. Tutorials and manuals describe the distribution algorithm that backs each system model, to ground decision-making regarding the best fit to a study's goals. We performed a systematic literature review to investigate – within the papers published on the International Journal of LCA (IJLCA) – how transparently authors addressed the system model choices. About 70% of LCA practitioners continued to use earlier versions of Ecoinvent after version 3 was launched in 2013. The number of papers using versions 3.x only showed considerable growth two years later. 83 papers actually adopted the newest version of the database. From those, only 29 papers clearly mentioned the adopted system model. Our RSL also suggests a trend regarding authorship profile of LCA-related studies: the number of studies conducted by practitioners aware of the intricacies of sound modelling of back- and foreground data might have been surpassed by those conducted by non-LCA specialists who use LCA as a supporting tool for investigations in applied fields, and merely scratch the surface.

Keywords: LCA, Ecoinvent, system models, systematic literature review.

Introduction

LCA is a data-intensive methodology (STEUBING et al, 2016), hence its result's quality is deeply dependent on the robustness and representativeness of the data used. Gathering specific product life cycle information for each study performed would be significantly time consuming and imply in high costs. Therefore, LCA experts usually focus data collection efforts on selected activities (STEUBING et al, 2016), commonly associated to just one life cycle stage – this is often called the foreground system (FINNVEDEN et al, 2009). Generic data on remaining activities are taken from life cycle inventory (LCI) databases, often called the background system (TILLMAN, 2000).

Among LCI databases, the Swiss database Ecoinvent stands out. Its transparency regarding datasets structure offers LCA practitioners the possibility of adapting the background data to assure representativeness to their studies. Ubiquitous use of Ecoinvent in studies performed outside its original Swiss/European scope (HOU et al, 2015) brought upon the need to make it globally applicable. In fact, non-western European countries rely almost exclusively in Ecoinvent data to model LCAs (LEWANDOWSKA et al, 2008; FAIST EMMENEGGER et al, 2011; KNUDSEN et al, 2011; CAVALETT et al, 2013; SAADE, SILVA and GOMES, 2015; CARVALHO et al, 2016), due to its transparency and adaptability. Updates within the current database version (v.3) aimed at expanding its content and set the foundation for a truly global inventory record (WERNET et al, 2016).

One of Ecoinvent's most important updates is the presentation of datasets in three system models, which differ in their approach for handling multifunctional process modelling, i.e. that require impact distribution among a process' multiple outcomes. Multifunctionality is one of the most controversial issues in LCAs (FRISCHKNECHT, 2000; WEIDEMA, 2001; EKVALL and FINNVEDEN, 2001; REAP et al, 2008). LCA practitioners have historically disagreed on the most appropriate method for impact distribution (SAADE, SILVA and GOMES, 2017), and the only known truth is that the method chosen will deeply influence final results. To allow for partitioning modelling consistency within the background data system, Ecoinvent users now choose from: (i) the 'allocation, recycled content' model; (ii) the 'allocation at the point of substitution (APOS)' model; and (iii) the 'consequential' system model. This new modelling feature also facilitates sensitivity analyses of results variability due to impact distribution choices.

The 'allocation, recycled content' system model (also referred to as 'cut-off approach') basically follows the same line used in Ecoinvent's previous version (2.2): recyclable materials (i.e. not the reference product) carry no impacts

because they were not the main goal of its parent activity. The second model (APOS) was developed for processes generating coproducts that will require complex treatment processes to allow for their subsequent use. Typical allocation criteria fail to make sense in those cases, since the coproduct has no immediate value. Contrastingly, this model includes all treatment processes necessary for coproduct readiness for use within the product system and, only then, partitions flows. This is not to be confused with the 'system expansion' method described in ISO 14044 (2006), which is conceptually different and, actually, a distribution method used to avoid partitioning.

Finally, the 'consequential system model' is directed to the so-called consequential LCAs, performed when information is desired on direct or indirect alterations in environmental impacts due to decisions or changes in the demand for a product/process (SCHRIJVERS et al, 2016). Within this system model, impact partitioning is avoided by using the 'avoided burden' approach (also referred to as the 'substitution method').

The three system models connect each unit process in the database according to different algorithms, obviously leading to study's outcomes driven by the impact distribution method chosen. Therefore, this should be an explicit decision made by the practitioner. Due to the novel system models approach of Ecoinvent v.3., it is however not uncommon to find papers using the newest version of the database without mentioning the model selected. Unclear choices can render LCA results useless for future readers, who bear the risk of replicating information without a clear methodological description to sustain it. In this paper, we investigated – within the papers published on the International Journal of LCA – how transparently authors addressed their system model choices, through a systematic literature review.

Methodological approach

Systematic literature reviews (SLR) are a replicable and structured way of summarizing evidence and allowing researchers to visualize the status of a research area (WOHLIN, 2014). They can be defined as an exhaustive summary of the high-quality literature on a particular topic. SLRs are usually accompanied by a technique called meta-analysis, in which the researcher jointly evaluates outcomes of the different studies composing the sample, to provide a quantitative assessment of published literature (GLASS, 1976).

Following the typical protocol for an SLR, this paper's research question was "How often do LCA practitioners clearly state their system model choice upon using Ecoinvent version 3"? We chose to limit our assessment to papers published in the International Journal of Life Cycle Assessment (IJLCA), due to its relevance for LCA's scientific community and because it published a special edition presenting the newest Ecoinvent version and its features. We evaluated papers published since version 3.0 was launched (2013). The search keyword string adopted was "LCA AND Ecoinvent". In this paper, we use the expression 'version 3.x' to collectively refer to version 3 and its updates.

Our initial search criteria matched 452 documents. To reach a final sample, these papers went through three filtering rounds: exclusion of Ecoinvent versions prior to version 3; then we determined if the authors actually used versions 3.x or just mentioned it. We then finally compute how many authors clearly described the adopted system model. When unavailable within the paper, the description was also searched for in the supplementary material, if present. In some cases, the papers did not clearly name a system model, but distinguished between 'attributorial' or 'consequential' LCAs. Whenever an indication of attributorial or consequential LCA was made upon use of versions 3.0 or 3.01, we considered it as a clear mention, because the 'recycled content cut-off' system model was only launched in version 3.1. In prior versions, indicating the LCA type would suffice to infer which of the two models (APOS or consequential) was adopted. However, for version 3.1 or later, when authors merely mentioned 'performing attributorial LCAs', we considered that the adopted system model was not declared. A data extraction form was built with relevant information from the sampled papers, to feed the meta-analysis performed.

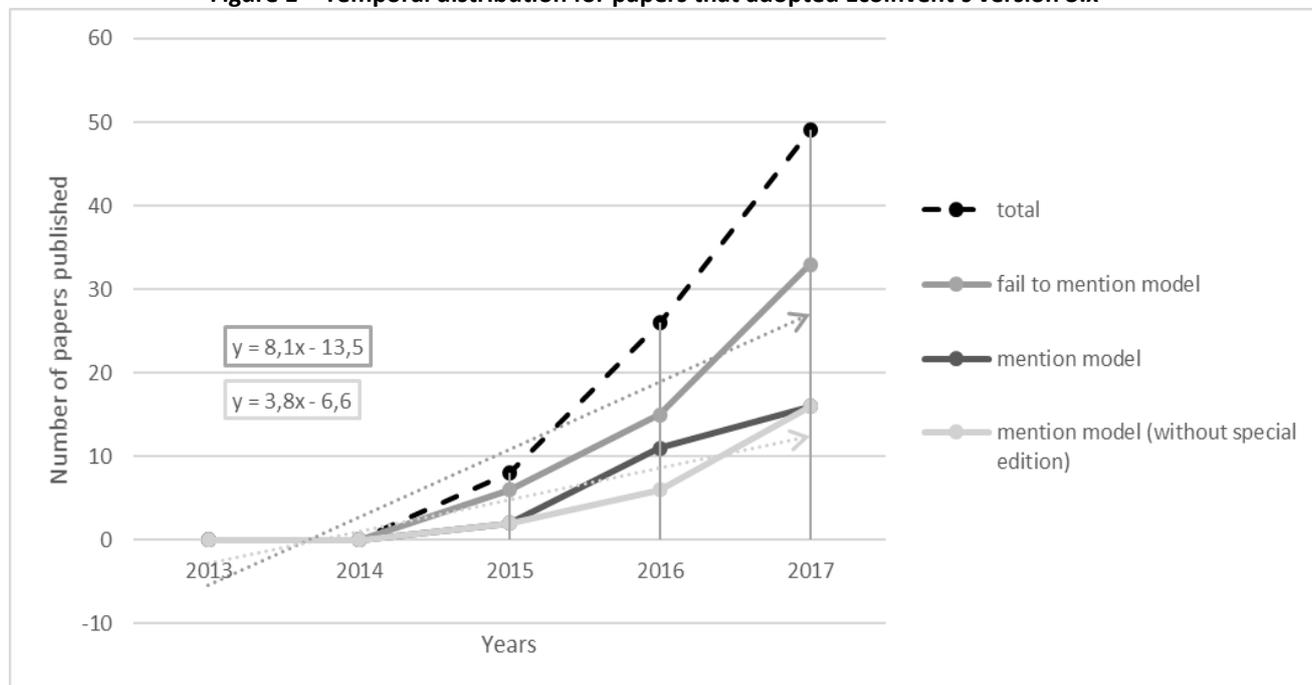
Results presentation and discussion

- System model indication when using Ecoinvent v.3.x (Figure 1)

The first performed exclusion round dismissed 315 papers. This points to the considerable number of LCA practitioners (~70%) that continued to use earlier versions of Ecoinvent after version 3 was launched. In the second

exclusion round, the remaining 137 papers, 54 papers mentioned version 3.x without actually using it, whilst 83 papers actually adopted the newest version of the database. From those, only 29 papers clearly mentioned the adopted system model (Figure 1).

Figure 1 – Temporal distribution for papers that adopted Ecoinvent’s version 3.x



Source: the authors

Despite Ecoinvent 3.0’s launch in 2013, the number of papers using versions 3.x would only show considerable growth two years later. Increased complexity and data errors, expected when such an aggressive change in the database structure is put forward, certainly played a key role in refraining use of the new database format. Version 3.01 was released shortly after its predecessor, still in 2013. This latter version presented its own bugs, which were fixed in v. 3.1, launched in 2014. Since then, new versions were released yearly – v3.2 in 2015; v3.3 in 2016; and v3.4 in 2017 – not only to fix errors and best represent current technologies, but mainly to offer new and/or updated datasets to fulfill the global character proposed by versions 3.x. This latter goal relies on continued data provision by specialists in countries not yet completely displayed in the database.

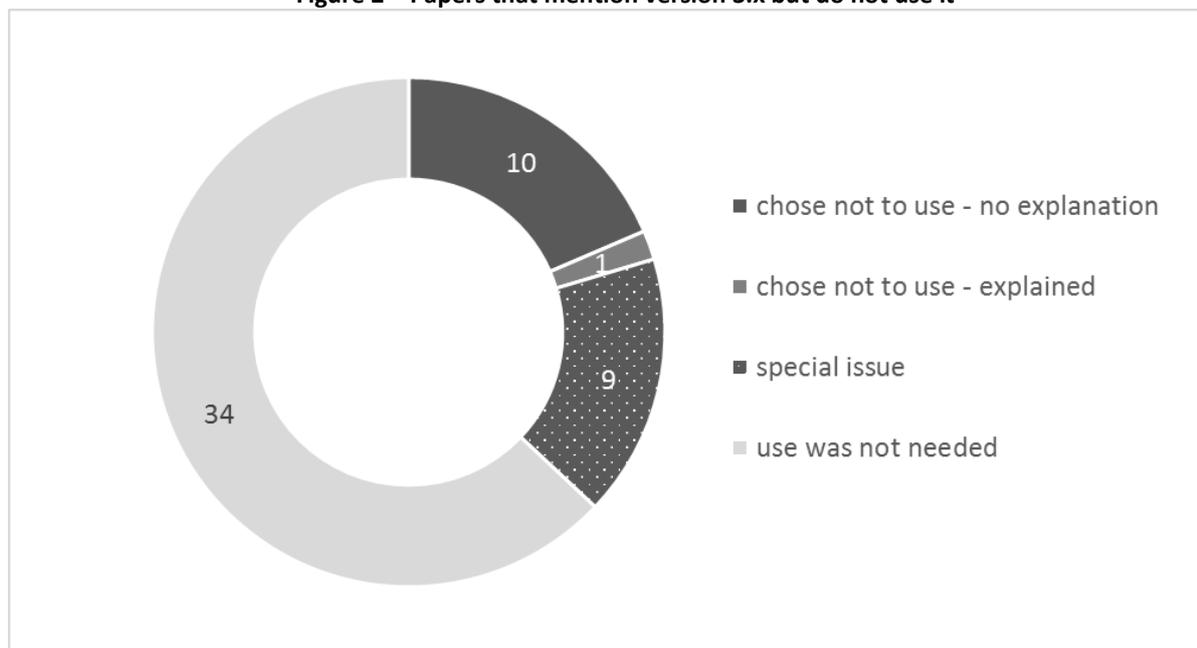
In 2016, the IJLCA published a special issue ‘The Ecoinvent Database V3’, which described the new features in the database and their advantages. Hellweg and Zah (2016) state that, upon that issue’s publication, the version 3 was finally at a point when all important developments had been made to assure a ‘smoother’ use of the database, which contributed to its increased adoption. Indeed, the number of papers indicating the adopted system model increased in 2016, as reflected by the discrepancy shown in the ‘mention model’ curves (Figure 1). Five out of the 29 papers that clearly mentioned the adopted system model were published on that special issue (HELLWEG and ZAH, 2016). However, advertising the new database version in the IJLCA special issue does not seem to have triggered a trend of systematically mentioning the adopted system model. On the contrary: the ‘fail to mention’ curve shows an even higher increase rate in 2017. In fact, a great number of LCA practitioners did not mention the chosen system model used in their studies (Figure 1). That was not only the most frequent situation, but also the one which showed the highest increase rate. This prevents method replicability and hinders interpretation of results achieved in those papers.

- The choice of not using v.3.x (Figure 2)

Our SLR also showed that 54 papers mention version 3.x but do not use it (Figure 2). Nine of them were published in the special issue and, therefore, focused on discussing and presenting different methodological perceptions and applications instead of using the datasets. 34 articles mentioned the database but investigate or discuss subjects that

do not involve database use, *i.e.* that do not apply LCA to case studies. This can be explained by the IJLCA's policy of publishing high quality papers that offer new knowledge or test current methods, rather than focusing on mere application (KLÖPFFER and CURRAN, 2014). The remaining 11 papers mentioned relevant updates in versions 3.x, but chose to use version 2.2. Only Helmers et al (2017) explicitly justified their option, highlighting the ongoing considerable scientific discussion regarding the ambitious changes made to the database.

Figure 2 – Papers that mention version 3.x but do not use it



Source: the authors

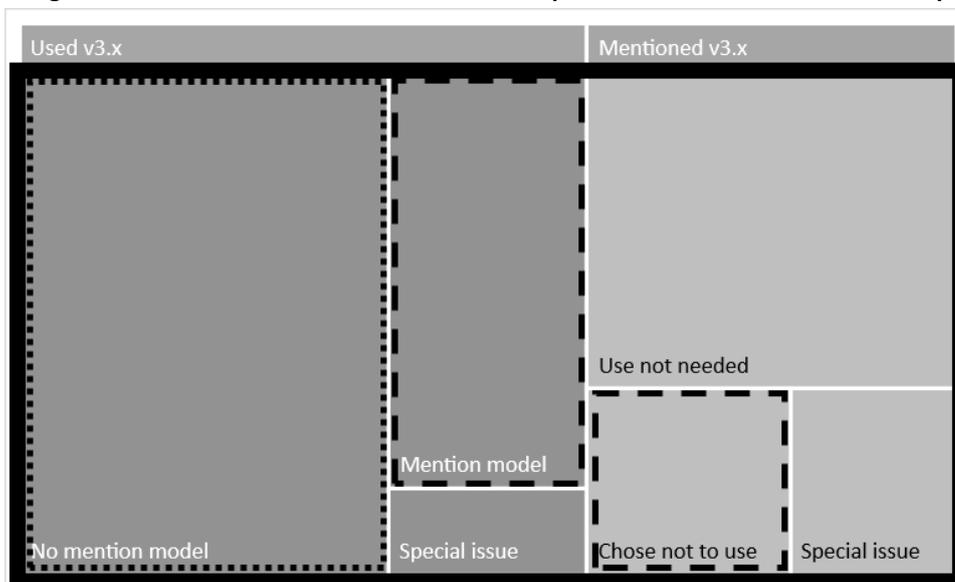
Previous complex modelling in version 2.2 might be one of the main reasons favoring its choice, since directly updating those models to version 3.x is not possible. Helmers et al (2017) explanation may speak for all authors that chose to use a previous version of the database: the magnitude of structural changes in Ecoinvent, a widely adopted source worldwide, inhibited its use and demanded time for the user to absorb differences.

The high level of complexity added to the database seems to have generated three main user responses: (i) prompt assimilation of the modifications, with sound use and documentation, (ii) acknowledgement of changes accompanied by a safe strategy of adopting a familiar version and (iii) 'automatic' use of the updated datasets without a specific concern for (or realization of) methodological changes and their implications.

- Hints on LCA goals and user profile (Figure 3)

A question then arises regarding the LCA practitioner profile: are they experts with willingness (and time) to dive deep into the intricacy associated to sound modelling of back- and foreground data (responses i and ii), or are they mostly non-experts, using LCA as a tool to support simpler investigations in applied fields (response iii)? Our results suggest the latter profile (Figure 3). The number of papers that did not mention the system model (response iii), shown in the dotted black square, more than doubled that of papers that mentioned the model (response i) plus the papers that acknowledge version 3.x but chose not to use it (response ii), shown in dashed line squares.

Figure 3 – Joint SLR outcome. The thick black square delimitates our final SLR sample.



Source: the authors

Final remarks

The updates within Ecoinvent's version 3 are, according to database developers, paving the way for a global database, with consistent multifunctionality modelling throughout all assessed supply chains, while allowing users to choose a distribution method that fits them best. These changes were presented to users through information on Ecoinvent's website, published guidelines, different webinars and scientific papers. However, our SLR outcome indicates that the advertising did not suffice to build acknowledgement from all users. The sample of papers herein discussed was gathered by the end of 2017. Forecasts would bear high uncertainty, but the shown trend lines point to a need for a *caveat*: Ecoinvent users must take time to understand the general concept behind each system model and practice one of the most important actions when performing an LCA – state methodological choices clearly.

In the meantime, scientific journal referees must request the previously mentioned clarity from all submitted manuscripts, to ensure conveyance - and subsequent replication - of sound results.

References

- CARVALHO, M., DA SILVA, E. S., ANDERSEN, S. L. F., & ABRAHÃO, R. (2016). Life cycle assessment of the transesterification double step process for biodiesel production from refined soybean oil in Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(11), 11025–11033. article. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6295-z>
- CAVALETT, O., CHAGAS, M. F., SEABRA, J. E. A., & BONOMI, A. (2013). Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(3), 647–658. article. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0465-0>
- EKVALL, T.; FINNVEDEN, G. (2001). Allocation in ISO 14041 – a critical review. *Journal of Cleaner Production*, v.9, p. 197-208.
- FAIST EMMENEGGER, M., PFISTER, S., KOEHLER, A., DE GIOVANETTI, L., ARENA, A. P., & ZAH, R. (2011). Taking into account water use impacts in the LCA of biofuels: an Argentinean case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(9), 869. article. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0327-1>
- FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M. Z., EKVALL, T., GUINÉE, J., HEIJUNGS, R., HELLWEG, S., ... SUH, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 1–21. article. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>

- FRISCHKNECHT, R. (2000). Allocation in Life Cycle Inventory Analysis for joint production. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v.5, pp. 85-95.
- GLASS, G.V. Primary, secondary, and meta-analysis of research. *Educational Researcher*, v.5, n. 10, p. 3-8, 1976.
- HELLWEG, S.; ZAH, R., (2016). What is new at the data front? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), pp.1215–1217. <http://link.springer.com/10.1007/s11367-016-1126-5>.
- HELMERS, E., DIETZ, J., HARTARD, S. (2017). Electric car life cycle assessment based on real-world mileage and the electric conversion scenario. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(1), pp.15–30. <http://link.springer.com/10.1007/s11367-015-0934-3>.
- HOU, Q., MAO, G., ZHAO, L., DU, H., & ZUO, J. (2015). Mapping the scientific research on life cycle assessment: a bibliometric analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(4), 541–555. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0846-2>
- KLÖPFER, W., CURRAN, M.A. (2014). How many case studies should we publish, if any? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(1), pp.1–2. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0667-0>.
- LEWANDOWSKA, A., WAWRZYNKIEWICZ, Z., NOSKOWIAK, A., & FOLTYNOWICZ, Z. (2008). Adaptation of ecoinvent database to Polish conditions. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(4), 319. article. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0010-3>
- REAP, J.; ROMAN, F.; DUNCAN, S; BRAS, B. (2008). A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part I. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v.13, pp. 290- 300.
- SAADE, M. R. M., SILVA, M. G. D., & GOMES, V. (2015). Appropriateness of environmental impact distribution methods to model blast furnace slag recycling in cement making. *Resources, Conservation and Recycling*, 99. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.03.011>
- SAADE, M. R. M., SILVA, M. G. D., & GOMES, V. (2018). Impact distribution methods' use in life cycle assessment: a systematic review of the literature published from 2006 to 2016. *PARC Pesquisa em Arquitetura e Construção*, 8. No prelo.
- SCHRIJVERS, D. L.; LOUBET, P.; SONNEMANN, G. (2016). Developing a systematic framework for consistent allocation in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 21, pp. 976-993.
- STEUBING, B., WERNET, G., REINHARD, J., BAUER, C., & MORENO-RUIZ, E. (2016). The ecoinvent database version 3 (part II): analyzing LCA results and comparison to version 2. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1269–1281. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1109-6>.
- TILLMAN, A.-M. (2000). Significance of decision-making for {LCA} methodology. *Environmental Impact Assessment Review*, 20(1), 113–123. article. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0195-9255\(99\)00035-9](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0195-9255(99)00035-9).
- WEIDEMA, B. P. (2001). Avoiding co-product allocation in life cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology*, v.4, pp. 11-33.
- WERNET, G., BAUER, C., STEUBING, B., REINHARD, J., MORENO-RUIZ, E., & WEIDEMA, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1218–1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>
- WOHLIN, C. Guidelines for snowballing in systematic literature studies and a replication in software engineering. In: *International Conference on Evaluation and Assessment in Software Engineering*, 18, 2014. London. Proceedings... New York: ACM, 2014. p. 1-10.

APLICATIVO DE DISPOSITIVO MÓVEL MULTIPLATAFORMA PARA VISUALIZAÇÃO DE INVENTÁRIOS DO BANCO NACIONAL SICV BRASIL

Borba, Everton¹, Lustosa, Carla Gama², Silva, Deivdy Willian Silva³, Rodrigues, Thiago Oliveira Rodrigues⁴, Braga, Tiago Emamnuel Nunes⁵, Vianna, Cassandra⁶

Unisinos, everton.borba@gmail.com¹

Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), carlagama@ibict.br²

deivdysilva@ibict.br³

thiagorodrigues@ibict.br⁴

tiagobraga@ibict.br⁵

caluma@ibict.br⁶

Resumo: A disseminação de informação de qualquer natureza tem acontecido de forma bastante rápida, graças ao desenvolvimento de aplicativos para telefones móveis. Estes programas auxiliam na tomada de decisão do cidadão comum em vários momentos. A sustentabilidade é um tema transversal à vida de todos e, cada vez mais, tem tido papel importante nas escolhas pessoais. O Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida - SICV Brasil, comporta inventários de produtos brasileiros com informações ambientais que podem apoiar o cidadão brasileiro a ter atitudes mais sustentáveis. O objetivo desta pesquisa é desenvolver um aplicativo que apresente as informações ambientais de um inventário de ciclo de vida - ICV do SICV Brasil de forma agregada. A metodologia aplicada nesta pesquisa é a criação de um aplicativo flexível e interativo para dispositivos móveis, baseando-se em conceitos de computação multiplataforma e tecnologias híbridas existentes atualmente no mercado. Atualmente duas plataformas se destacam no mercado de dispositivos móveis, dentre elas temos o *Android* da *Google* e o *iOS* da *Apple*. Visando atingir o maior número de usuários destes sistemas, a aplicação será construída utilizando os *frameworks* híbridos *Ionic* e *Angular* permitindo assim disponibilizar a ferramenta proposta para ambas as plataformas. Ao final, o aplicativo permitirá ao usuário conhecer melhor como um determinado produto é concebido no país, quais são as origens das fontes energéticas e das matérias-primas, assim como os tipos de emissões, efluentes e resíduos sólidos. Tratar-se-á de uma ferramenta bastante pragmática de educação ambiental sobre o ciclo de vida dos produtos brasileiros e de ampla divulgação.

Palavras-chave: ACV, SICV Brasil, tecnologias móveis, ICVs.

Introdução

É proposto neste estudo a criação de um aplicativo para dispositivos móveis fazendo o uso de *frameworks* multiplataforma e tecnologias híbridas de desenvolvimento mobile existentes atualmente no mercado para trazer ao consumidor a visibilidade de estudos como do Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida (SICV Brasil), que foi lançado em 2015 pelo Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia - IbiCT. Para o presente estudo optou-se pelo desenvolvimento multiplataforma devido a uma necessidade comum do mercado em se criar aplicativos ou até mesmo páginas mobile que possam ser executadas e utilizadas pelas diversas plataformas existentes (*Android*, *iOS*, *Windows Phone*, *BlackBerry*, entre outras).

Revisão bibliográfica

Atualmente, existe uma crescente preocupação no âmbito mundial referente à sustentabilidade das práticas de consumo, visto que habitamos um planeta com recursos naturais finitos e com um sistema produtivo com potencialidades infinitas que gera cada vez mais desejos tão infinitos quanto nos consumidores. A exploração e o consumo desenfreado ao longo dos anos têm causado danos irreversíveis ao meio ambiente, de modo que pensar estratégias e ferramentas que criem uma conscientização nas pessoas sobre os processos produtivos podem propiciar um consumo mais sustentável e qualificado dessa cadeia produtiva. No texto de Gelze Rodrigues e Marlene Colesanti (2008), podemos perceber que a preocupação com a educação ambiental tem gerado um debate junto com as novas tecnologias de informação e comunicação. Segundo Rodrigues e Colesanti (2008, p. 52):

[...] dentro desse contexto práticas de Educação Ambiental têm sido intensificadas, tentando sensibilizar e informar as pessoas sobre a realidade ambiental, bem como mostrar e/ou indicar o papel e a responsabilidade da sociedade sobre o que ocorre no meio ambiente.

Baseados no conceito de desenvolvimento sustentável foram criados vários métodos e técnicas para, de forma preventiva ou corretiva, tentar reduzir os impactos causados pela produção industrial dos bens de consumo ao meio ambiente. O desenvolvimento dessas ferramentas é reflexo de uma constante preocupação, tanto das pessoas quanto dos governos e do próprio mercado por estratégias de redução de emissões de resíduos decorrentes dos processos produtivos. Segundo Coelho Filho, Saccarro Junior e Luedemann (2015, p. 34). Na superação dos atuais desafios ambientais e econômicos mundiais, se faz cada vez mais importante a busca de instrumentos de planejamento ambiental que possam inserir a sustentabilidade ambiental na fase de planejamento e formação de políticas, planos e projetos dos setores público e privado. Tendo em vista esse processo, esse trabalho concentra-se na análise do ciclo de vida referente à produção de soja e seus derivados industrializados, devido à grande diversidade de produtos possíveis desta cadeia produtiva.

Objetivo

Este trabalho tem o objetivo de apresentar o desenvolvimento do aplicativo *Soybean Life* que utiliza os dados dos inventários de soja do Banco Nacional SICV Brasil.

Metodologia

Quanto à abordagem, esta pesquisa é classificada como qualitativa porque é traduzida por aquilo que não pode ser mensurável em aspectos quantitativos já que se concentra no entendimento e na explanação da dinâmica das relações sociais baseadas no consumo e na sustentabilidade através de ferramentas educativas.

Quanto ao método de pesquisa, esta pode ser classificada como estudo de caso porque aborda questões do tipo “como” e “por quê” devido ao pouco controle sobre os eventos pesquisados, no caso deste trabalho, fazendo uso das abordagens de coleta de dados e análise de dados para validar a apresentação dos dados de ciclo de vida da soja através de um protótipo com viés educacional. (YIN, 2015).

Para a elaboração e desenvolvimento desta pesquisa foram definidas algumas fases: revisão bibliográfica; análise e a avaliação dos dados; concepção da solução computacional; concepção de um protótipo; e avaliação do protótipo para conhecer as variáveis e estabelecer as relações entre a tecnologia da informação e as políticas sustentáveis.

O Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida conta atualmente com 15 processos de produtos mapeados e disponíveis para consulta. Sendo assim, existe a necessidade de se especializar em um destes processos, proporcionando um estudo qualificado e aprofundado que gere uma ferramenta viável em ampla medida.

A preocupação com os dados provenientes da produção de soja se deu pelo alto impacto ambiental causado pelo seu processo produtivo, desde as grandes extensões de terra utilizadas pelas plantações, o grande número de litros de água consumidos e a relação que as lavouras de soja têm em algumas regiões do Brasil com o aumento de áreas desmatadas.

Resultados e discussão

Aplicativo Soybean life

De acordo com a Figura 1, as telas principais do aplicativo são:

- A. Tela Inicial – Como os dados que foram pesquisados, analisados e tratados para serem exibidos pelo aplicativo, limitaram-se à produção de soja, na tela inicial foram apresentados um título e uma categoria, o sistema monocultivo.
- B. Lista de Produtos – A lista de produtos acima é apresentada após clicar na categoria, exibindo o título do produto e sua categoria.

- C. Informações Detalhadas – Selecionando o produto desejado é possível ter acesso às suas informações detalhadas, tais como, o título, categoria, descrição, imagem e os botões para acesso às informações detalhadas de entradas e saídas.
- D. Entradas – Ao clicar nos botões de entradas ou de saídas são exibidas as informações de título, conteúdo, nome do material e a quantidade.

Figura 86 - Telas do protótipo



Fonte: Elaboração própria

Através da guia de Lista é possível ter acesso aos produtos cadastrados efetuando uma pesquisa pelo título, informando-o em sua completude ou parcialidade, conforme Figura 2.

Figura 2 - Tela de pesquisa

Fonte: Elaboração própria

Avaliação dos dados

Nesta fase, foi realizada a análise e a avaliação dos dados que foram coletados e obtidos do Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida lançado em 2015 pelo Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT/MCTIC). Atualmente, estes dados não estão disponíveis por meio de um serviço *WEB* para serem acessados diretamente pela aplicação cliente. Então, foi necessário realizar o *download* manual dos dados disponibilizados pelo SICV Brasil, pelo fato destes dados estarem disponíveis para *download* apenas em arquivos no formato *XML*.

Para que a aplicação possa utilizá-los, foi necessária a interpretação e o tratamento destes arquivos para armazenamento dos dados extraídos em uma outra estrutura de dados projetada e criada para armazenar e, posteriormente, serem disponibilizados para a aplicação *front-end*. Como os dados são disponibilizados na língua inglesa, foi necessário uma vez que os usuários fins da aplicação são nativos da língua portuguesa, sem perda nas informações representando o estado real do inventário no SICV Brasil. Com isso os dados estão apresentados de forma estática no aplicativo e não são atualizados automaticamente, sendo necessária a comunicação da coordenação do SICV Brasil para a atualização dos dados apresentados.

A análise dos arquivos *XML* obtidos foi de extrema importância para identificar quais são os dados relevantes contidos nesses arquivos para a realização deste estudo e para o desenvolvimento da ferramenta que propiciará o acesso a esses dados pelos usuários. A partir daí, tendo esses dados organizados e disponibilizados, é possível pensar nos seus efeitos práticos dos mesmos quanto ao objetivo da educação e possível conscientização para um consumo sustentável. Isto é, é necessário um trabalho de coleta e análise destes dados para que estes possam tornam úteis para o desenvolvimento da própria ferramenta educativa.

A terceira e última fase deste estudo concentra e despende o maior número de horas no desenvolvimento deste trabalho porque é realizada a concepção da solução computacional que compreende a criação de toda a estrutura para tratamento e armazenamento dos dados obtidos, a criação da camada de serviços *web* para exposição destes dados para a aplicação móvel cliente e o próprio desenvolvimento do protótipo desta aplicação cliente que será disponibilizada para acesso pelos usuários.

Após o término da análise dos dados obtidos do SICV Brasil, foi dado o início da criação de um modelo de dados (conhecido como Modelo ER, ou MER), um modelo conceitual utilizado na Engenharia de *Software* para descrever os objetos (entidades), suas características (atributos) e os seus relacionamentos dentro de um domínio de negócios que

é necessário para a construção do banco de dados. Os dados coletados dos arquivos *XML* foram traduzidos e armazenados em uma estrutura mais complexa utilizando *JSON* (*JavaScript Object Notation* - Notação de Objetos *JavaScript*) que é uma formatação leve de troca de dados, criada com base no modelo definido anteriormente para a posterior exibição dos mesmos pela aplicação móvel aos usuários finais. (JSON, 2017).

Finalizando o desenvolvimento deste estudo, foi realizada a concepção de um protótipo para a apresentação dos dados que foram coletados, analisados, tratados e armazenados, com a utilização de frameworks multiplataforma e tecnologias híbridas, aplicando as melhores práticas de programação abordadas e implementadas na atualidade.

Para realizar a avaliação do protótipo concebido, foi publicada uma versão de teste para *download* na *Play Store*, loja de aplicativos *Android* da *Google* sob o nome *Soybean Life*, disponível através do link <<https://play.google.com/apps/testing/edu.unisinos.br.ionic.soybeanlife>>. E, elaborada uma pesquisa de satisfação para coletar as avaliações dos usuários que baixaram e fizeram uso da versão disponível do protótipo, que se encontra disponível no link <https://docs.google.com/forms/d/e/1FAIpQLSdjTuSYdDmznZo_DTTrpC6b-vFM7mO_g7OGM1IRNFDps_xR6uA/viewform?usp=sf_link>. O protótipo e a pesquisa de satisfação foram divulgados através publicações em redes sociais.

Conclusões

O objetivo deste trabalho foi o desenvolvimento de um aplicativo móvel com viés educacional para trazer ao conhecimento da sociedade as informações dos inventários do ciclo de vida da soja que constam no SICV Brasil. A partir do desenvolvimento desta aplicação e dos estudos realizados foi possível perceber o grande crescimento das tecnologias móveis para o desenvolvimento de aplicativos, porém, notou-se que não existem muitos aplicativos voltados para o assunto de Análise do Ciclo de Vida no mercado brasileiro.

Por isso, tendo em vista as implicações práticas e acadêmicas, este estudo contribui para o fomento desta área de conhecimento de ACV no âmbito nacional, despertando assim a curiosidade de demais organizações, de profissionais e pesquisadores neste assunto que ainda é tão pouco difundido.

Para execução do planejamento inicial encontrou-se algumas limitações que reduziram o escopo e o alcance do projeto. Limitações tais como, desenvolver um módulo para comparação e classificação dos dados entre si, porque os inventários são compilações das entradas e saídas de massa e energia necessárias à produção de determinado bem ou serviço no estado bruto. Neste sentido, estes fluxos se referem às fases desde a extração das matérias-primas até o portão da fábrica, estes inventários não contemplam a fase de uso e de descarte.

Para permitir que fosse realizado algum tipo de comparação, seria necessária a realização de um estudo mais elaborado que aplicasse a avaliação do ciclo de vida, exigindo mais tempo e conhecimento da área específica de ACV. Neste caso, os dados foram apenas traduzidos para a língua portuguesa e divididos em Entradas e Saídas. O que se percebeu com isso foi que o viés educacional não pode ser atingido do modo como se projetava.

Outra limitação encontra-se na utilização de imagens disponíveis na *internet* para o *layout* do aplicativo, de modo que, para o uso dessas imagens, é necessária a verificação dos seus direitos autorais. Sendo assim, para superar essa limitação, optou-se por escolher uma palheta de cores para diferenciar os inventários.

Do mesmo modo, para disponibilizar o aplicativo na loja de aplicativos da *Google* (*Play Store*) para o *download* da população, foi necessário remover a funcionalidade de leitura de código de barras (*QR Code*), porque para isso era exigida uma política de privacidade publicada com amparo legal e que estivesse publicada em um *site* específico disponível para acesso global.

Assim, para também viabilizar a publicação do aplicativo na *Play Store*, optou-se por alterar a arquitetura do *software* não utilizando o banco de dados *MongoDB*, facilitando o *download* do aplicativo pelos usuários com a disponibilização dos dados em arquivos estruturados *JSON*.

Este estudo pode ser considerado uma iniciativa fértil porque abre um campo ainda pouco explorado para estudos e ferramentas digitais que propiciem um maior acesso a dados tão pouco conhecidos. Tendo em vista que os modos de produção têm impacto direto no meio ambiente, no uso de fontes naturais e nas formas de consumo das pessoas, possibilitar o acesso a esses dados abre novas formas de relação das pessoas com ambiente e com os modos de produção. De modo que, propiciar o acesso livre à informação, a interação e o conhecimento digital entre consumidores e pesquisadores pode tornar possível a reflexão sobre o uso de novas estratégia de ensino e conscientização ambiental, como também o desenvolvimento de novas práticas que envolvam as novas tecnologias, sustentabilidade e consumo consciente, o que vai ao encontro dos anseios e necessidades da sociedade na atualidade.

Neste trabalho o foco manteve-se no processo produtivo da soja e o desenvolvimento de muitas funcionalidades foi limitado, o que deixa muitas oportunidades abertas para serem discutidas e abordadas em trabalhos futuros, destacando algumas conforme listado a seguir:

- Como a inclusão de outras categorias de processos produtivos dos mais variados tipos de produtos que estão disponibilizados no SICV.
- Explorar de maneira mais efetiva e ilustrativa a forma de apresentação dos dados, tornando a experiência do usuário mais interativa e educativa através de uma melhor contextualização e organização das informações aumentando a granularidade dos dados. Como por exemplo, disponibilizar os dados da seguinte forma: Entradas – consumo de energia renovável, consumo de energia não renovável, materiais renováveis, materiais não renováveis e Água; Saídas – produto, resíduos sólidos, emissões atmosféricas, efluentes líquidos e Água.
- Disponibilizar estes dados de Entradas e Saídas em outras unidades de medida e de percentual em relação ao total consumido e emitido no processo produtivo.
- Desenvolver uma política de privacidade que permita utilizar o recurso da câmera dos *smartphones* para a leitura dos códigos de barra (*QR Code*) e ampliar a disponibilidade do aplicativo para usuários de outras plataformas, como por exemplo, usuários do *Windows Phone* e *iOS*.

Agradecimentos

Iniciamos o agradecimento à Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, unidade acadêmica de graduação, curso tecnológico de análise de sistemas e ao Instituto Brasileiro de Ciência e Tecnologia Ibict, pelo apoio prestado no desenvolvimento do trabalho.

Referências

Banco nacional de inventários do ciclo de vida SICV Brasil. [Home]. Brasília, DF, [2018]. Disponível em: <<https://sicv.ibict.br>>. Acesso em: 01 jan. 2018.

COELHO FILHO, Osmar; SACCARRO JUNIOR, Nilo Luíz; LUEDEMANN, Gustavo. O Uso da análise de ciclo de vida (ACV) nas políticas públicas: condicionantes e estratégias de implementação da ACV no Brasil. 2015.

GOOGLE play console. Brasil, 2018. Disponível em: <<https://play.google.com/apps>>. Acesso em: 2 nov. 2017.

IBICT, Instituto Brasileiro de Ciência e Tecnologia. Brasília, DF, [2018]. Disponível em: <<http://www.ibict.br>>. Acesso em 01 dez. 2017.

JSON. Introdução ao JSON. [S.l.], [2016]. Disponível em: <<http://www.json.org/json-pt.html>>. Acesso em: 5 nov. 2017.

RODRIGUES, Gelze Serrat Souza Campos; COLESANTI, Marlene Teresinha Munro. Educação ambiental e as novas tecnologias de informação e comunicação. Revista Sociedade & Natureza, Uberlândia, v. 20, n. 1, 2008.

YIN, R. K. Estudo de caso: planejamento e métodos. 5. ed. Porto Alegre: Bookman, 2015. 320 p.

UNCERTAINTY TYPES, SOURCES AND DRIVERS IN WHOLE-BUILDING LCAs

Gabriela Dias Guimarães¹, Arthur Gusson Baiocchi¹, Vanessa Gomes da Silva²

¹MSc Candidate, Graduate Program in Civil Engineering, School of Civil Engineering, Architecture and Urbanism, UNICAMP, g192227@dac.unicamp.br

²Associate Professor, School of Civil Engineering, Architecture and Urbanism, UNICAMP, vangomes@fec.unicamp.br

Abstract: Uncertainty evaluation is crucial in any LCA, since it helps to understand outcomes reliability that ultimately guides robust decision-making processes. In the case of whole-building LCAs, this becomes even more critical, given the number of items involved, modelling choices and scenarios predicted in the specific standards. The nomenclature most frequently found in literature categorizes uncertainty into parameter, model and scenario. This paper presents the findings of a systematic literature review that investigated the most frequent uncertainty sources in whole-building LCAs and its distribution across those typologies. Our sample covers LCA work published in two scientific databases, Scopus and Web of Science, over the last 20 years, since the first LCA international standards (ISO 14040 series) were drafted. We conducted a search with 'life cycle assessment', 'building' and 'uncertainty' as key words. Results indicate that published papers on whole-building LCA lack consistency to distinguish variability from uncertainty, and to differentiate uncertainty types. Moreover, they often neglect uncertainty drivers' identification. A focus on parameter uncertainty is very clear, ranging from empirical inaccuracy evaluation and unrepresentative and lacking data, to parameter uncertainty labelling and uncertainty propagation estimation using Monte Carlo simulation. Model and scenario uncertainty types remain underexplored.

Key words: uncertainty, whole-building, LCA, systematic literature review.

Introduction

Every product or process phase generates environmental impacts, from raw material extractions to pollutants emissions. Life Cycle Assessment (LCA) is a well-known technique to estimate and analyze all environmental impacts implications in a general matter (Rebitzer et al, 2004). The LCA framework is distinguished in (1) goal and scope definition, where general and specific study objectives are defined, taking into account application, reasons for implementation, system boundary and target audience; (2) life cycle inventory analysis, input and output data collection, verification and presentation associated with the study; (3) life cycle impact assessment, where the environmental risks and impacts associated with the inputs and outputs presented in the inventory analysis are evaluated; and (4) interpretation, considered an overall analysis of the environmental dimension, should provide results in consistency with the stated objective and reach final conclusions, explain limitations and provide recommendations (ISO 14040:2006).

When it comes to the construction industry, this technique can generate design, construction and operation improvement, in order to reduce impacts caused by significant amounts of energy and natural resources consumptions and innumerable pollutants emissions (Todd, 2012). Because of its complexity, LCA of buildings can be applied to specific products, systems and components or whole-buildings. In any chosen case, LCA must provide reliable results in order to play an important role in the decision-making process of building construction stages. Contradictorily, the number of decisions and assumptions required, lack of adequate database, different functional units, use of simplistic models and subjective methodological choices lower the quality of results. Results demonstration as estimated points also fails to capture the variability and uncertainties intrinsic to an LCA, restricting its efficiency (Llyod; Ries, 2007; Bjorklund, 2002). Since the outcomes obtained are affected by uncertainties inherent to data, choices and models, it is imperative to carry out uncertainty analysis in LCAs at whole-building level, to clarify the quality of the assessment (Hong et al, 2016).

There are many ways to categorize uncertainty based on typologies (Bjorklund, 2002). Although a secure definition is yet to be consensus, a more concise systematic approach is already valid and available (Llyod; Ries, 2007). *Parameter* uncertainty represents total or partial data inaccuracy. Imprecise, incomplete, outdated or absent measurements are common sources of parameter uncertainty. *Scenario* uncertainty relates to intrinsic normative choices in an LCA, such as functional unit, system boundary, allocation rules, characterization and weighting methods or technology level; *Model* uncertainty is a result of aspects simplifications that cannot be modeled within an LCA framework (Huijbregts, 1998).

Despite the increase in LCA's use to support decisions across the building industry, uncertainty analysis remains relatively untouched. In addition, it requires more than a simple analysis demonstration to influence the assessment

results in a positive way. An uncertainty analysis must explain the sources and types of uncertainties studied, as well as the method used to access it. In order to account for uncertainty in a proper matter, every aspect of it should be explained and validated.

This article presents a systematic literature review (SLR) on the subject, outlining uncertainty analysis practiced over the last years. We surveyed a systematically refined 39-paper sample that employed LCA technique and summarized the framework used to access uncertainty, displaying approaches, methods and explanations.

Method

The methodology presented in this paper followed a procedure for systematic literature review. After a trial period with several keywords combinations, “life cycle assessment” AND “buildin*” AND “uncertain*” were chosen as search strings. *Scopus* and *Web of Science* were chosen as databases, based on a preliminary source analysis. The temporal window was set from 1996, following publication of the first LCA international standards (ISO 14040 series) to 2017. The first filter was ‘title-abstract-keywords’, which resulted in over 200 publications registered. A refined filter was then set, to screen results: per (1) title; (2) abstract; (3) exploratory reading, which ended with 29 articles. Finally, the snowball technique added a few papers to the sample, resulting in a final 39-paper collection.

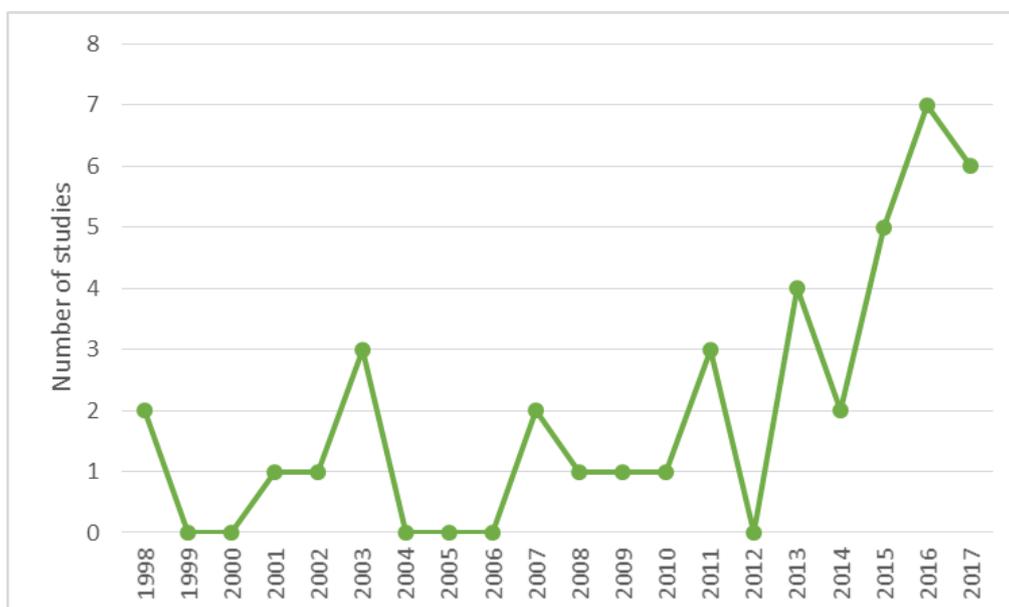
We conducted a review of each article, evaluating the existence and considerations of uncertainties types and sources, as well as application of any kind of uncertainty analysis on whole-buildings or materials LCA results. From these, we identified and analyzed the following aspects:

- Was an uncertainty analysis conducted?
- Was a sensitivity analysis carried out?
- Which types of uncertainties were analyzed?
- Were uncertainty sources explained?
- Which was the method used for uncertainty assessment?

Results and Discussion

Figure 1 displays a temporal trend of published articles. Despite the oscillation, it is possible to see that interest on the subject is growing particularly after 2012: 15 articles were published until 2011, while this number almost doubled between 2013 and 2017 (24 publications). The reason for the ‘blank’ period between 2004 – 2006 is not fully clear for the authors, but can be related to the ISO update in 2006.

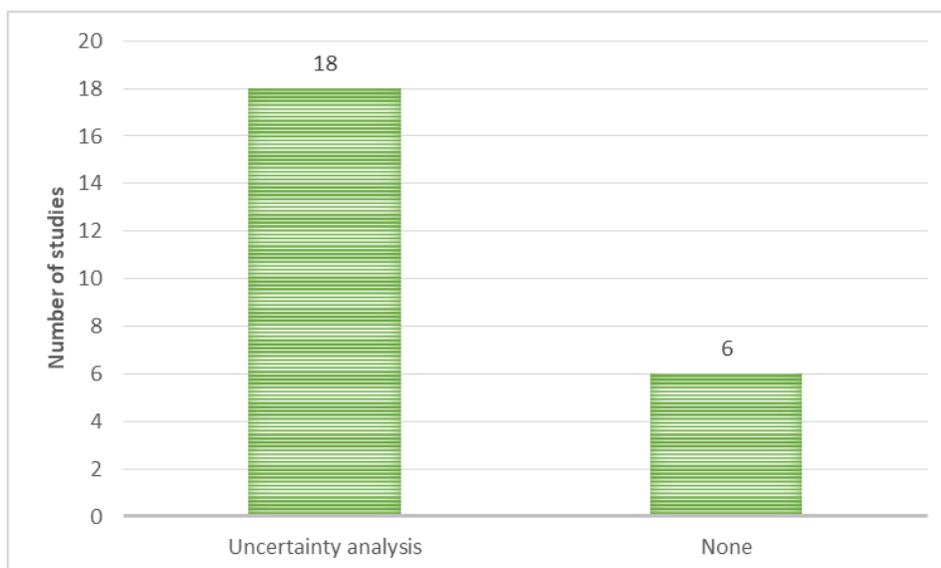
Figure 87 - Publications over time



Source: The authors

Out of the 39 articles sampled, 24 carried out an LCA of whole-buildings or buildings materials. From these, 6 papers (25%) did not carry out any sort of uncertainty analysis (Figure 2), but in three of them sensitivity analysis was used as a procedure to estimate uncertainty. Uncertainty analysis must explicit its details and methodology, as well as propagate its outcomes to LCA results interpretation to properly quantify the uncertainty introduced. Sensitivity analysis estimates the effects of chosen data on the outcome of a study. In that note, these terms should not be used for the same purpose (POMPONI et al, 2017).

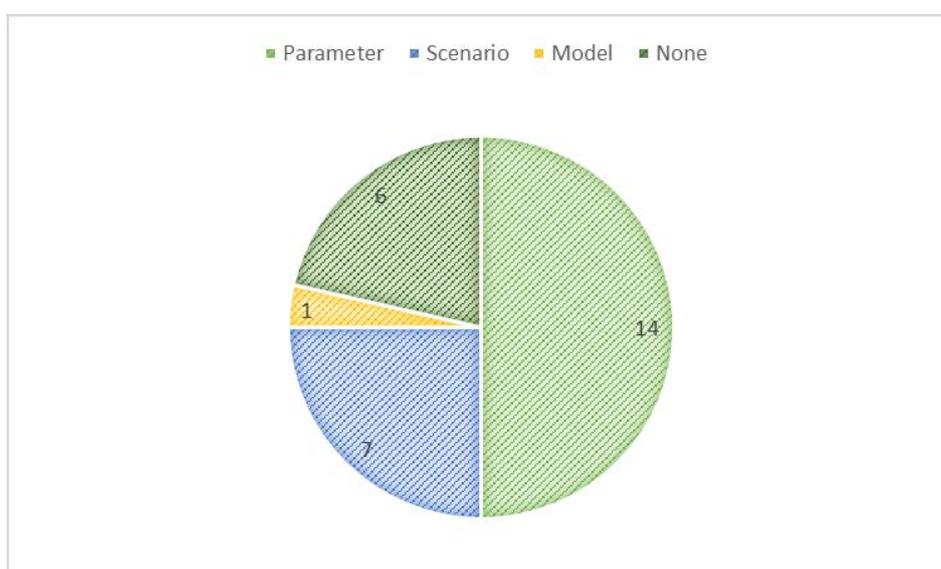
Figure 88 - Uncertainty analysis detected within the sample



Source: The authors

In this paper, we categorized uncertainty under parameter, scenario or model, since these classifications identify specific sources and drivers. The 18 sampled papers that analyzed uncertainties, used either different typologies to describe them, or no classification at all. Parameter uncertainty is the most frequently addressed type, being covered by half of the articles (Figure 3). Contrastingly, model uncertainty was only conducted in one article – even though two papers cited and explained it without properly addressing it.

Figure 89– Types of uncertainty analysis carried out in whole- building LCAs



Source: The authors

Table 1 and Figure 4 respectively display uncertainties sources and methods to propagate them. Parameter uncertainty - which results from data estimation, absence and/or discrepancy within databases, and the lack of national databases in many countries - is the main reason for the frequent use of Monte Carlo simulations. A Monte Carlo tool is embedded in some LCA platforms, which also facilitates its use.

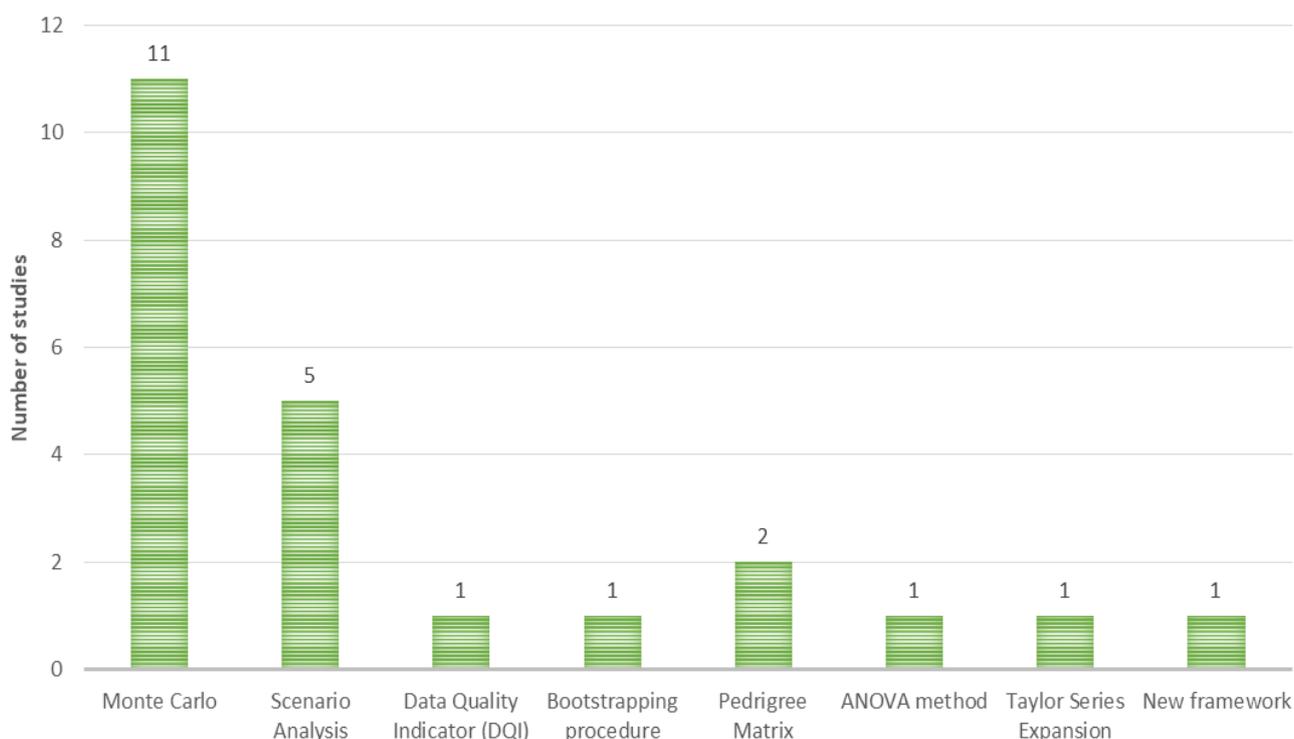
Scenario uncertainties presented were caused mainly by future choices and assumptions, such as End of Life (EoL) treatment selection, technology advance, service life and burden allocation. The most used assessment approach is through 'scenario analysis', a form of sensitivity analysis based on descriptions of possible future situations. Anyhow, for almost half of the sampled papers, uncertainty simulation results were merely presented as a bonus, without propagating their findings to the LCA interpretation phase.

Table 5 - Uncertainty sources

Parameter	<ul style="list-style-type: none"> Primary and secondary data Data uncertainty estimations Discrepancy between values surveyed, measured or informed and actual values Technological foreground data Life cycle impact assessment results
Scenario	<ul style="list-style-type: none"> Allocation of environmental burdens EoL assumptions Promotion of advanced constructing technology Geographical scale Service life of building materials Characterization of LCI results into midpoints and endpoints
Model	<ul style="list-style-type: none"> Lack of spatial differentiation and lack of suitable characterization factors for sum emissions

Source: The authors

Figure 90 - Methods to propagate uncertainty



Source: The authors

Conclusions

Our systematic literature review clarified uncertainty analysis practice in whole-building LCAs, pointing out approaches, methods and typologies most frequently used. Even though a clear growth-trend was detected, some difficulties remain. Despite that, the results obtained enlightened the current playing field regarding uncertainty analysis in LCAs at building level, as well as potential fronts for improving LCAs' outcomes.

We adopted the typologies classification originally suggested by leading LCA researchers and consolidated in the technical literature ever since. Yet, it was not consistently used across our sample, hence challenging our investigation. Parameter uncertainty was clearly emphasized within the sampled articles that conducted an uncertainty analysis. However, there is no evidence that this type of uncertainty is the most relevant or critical for enabling reliable LCA results. Thereby, this choice of focus might be related to flawed representativeness and quality of available datasets, and to facilitated access to calculation tools, most often Monte Carlo simulation, which has become directly linked to some LCA platforms, e.g. SimaPro.

Finally, several papers mistake sensitivity analysis by uncertainty assessment. Most scenario uncertainty assessments actually used sensitivity analysis to support scenario evaluation. This can be due to a lack of literature on methods for scenario uncertainty quantification and to the level of difficulty to use those detected. Nevertheless, it is worth emphasizing the need for standardized procedures to properly handle uncertainty embedded in LCA choices.

Acknowledgments

The authors express their sincere gratitude for the *National Council for Scientific and Technological Development* – CNPq grants supporting this study. We also thank Dr. Marcella Saade, from the University of Campinas, for the reviews and support.

References

- ALMUTAIRI, A.; THOMA, G.; BUREK, J.; ALGARNI, S.; NUTTER, D. Life cycle assessment and economic analysis of residential air conditioning in Saudi Arabia. *Energy and Buildings*, n. 102, p. 370 - 379, 2015
- BASTOS, J.; BATTERMAN, S. A.; FREIRE, F. Life-cycle energy and greenhouse gas analysis of three building types in a residential area in Lisbon. *Energy and Buildings*, n. 69, p. 344 - 353, 2014
- BAWDEN, K. R.; WILLIAMS, E. D.; BABBITT, C. W. Mapping product knowledge to life cycle inventory bounds: a case study of steel manufacturing. *Journal of Cleaner Production*, n. 113, p. 557- 564, 2016
- BENETTO, E.; BECKER, M.; WELFRING, J. Life Cycle Assessment of Oriented Strand Boards (OSB): from Process Innovation to Ecodesign. *Environmental Science and Technology*, v. 43, n. 15, p. 6003 - 6009, 2009
- BJORKLUND, A. E. Survey of approaches to improve reliability in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 7, n. 2, p. 64-72, 2002.
- BLENGINI, G. A.; DI CARLO, T. Energy-saving policies and low-energy residential buildings: an LCA case study to support decision makers in Piedmont (Italy). *International Journal of Life Cycle Assessment*, n. 15, p. 652 - 665, 2010
- BROUN, R.; BABAIZADEH, H.; ZAKERSALEHI, A.; MENZIES, G. F. Integrated Life Cycle Energy and Greenhouse Gas Analysis of Exterior Wall Systems for Residential Buildings. *Sustainability*, n. 6, p. 8592 - 8603, 2014
- BUTERA, S.; CHRISTENSEN, T. H.; ASTRUP, T. F. Life cycle assessment of construction and demolition waste management. *Waste Management*, n. 44, p. 196 - 205, 2015
- CARABAÑO, R.; PASTOR, R.; BEDOYA, C.; RUIZ, D. Comparative Life Cycle Assessment of the Conventional Façade SOS Natura and the Natural Water Tank Façade. *Construction and Building Materials*, n. 105, p. 563 - 571, 2016

- CELLURA, M.; LONGO, S.; MISTRETTA, M. Sensitivity Analysis to Quantify Uncertainty in Life Cycle Assessment: The Case Study of an Italian Tile. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, n. 15, p. 4697-4705, 2011
- ESCAMILLA, E. Z.; HABERT, G. Environmental impacts of bamboo-based construction materials representing global production diversity. *Journal of Cleaner Production*, n. 69, p. 117 - 127, 2014
- FOUQUET, M.; LEVASSEUR, A.; MARGNI, M.; LEBERT, A.; LASVAUX, S.; SOUYRI, B.; BUHÉ, C.; WOLOSZYN, M. Methodological challenges and developments in LCA of low energy buildings: Application to biogenic carbon and global warming assessment. *Building and Environment*, n. 90, p. 51 - 59, 2015
- GURSEL, A. P.; OSTERTAG, C. Comparative life-cycle impact assessment of concrete manufacturing in Singapore. *International Journal of Life Cycle Assessment*, n. 22, p. 237 - 255, 2017
- HAEFLIGER, I. F.; JOHN, V.; LASVAUX, S.; HOXHA, E.; PASSER, A.; HABERT, G. Towards a reliable comparison between environmental and economic cost of Swiss dwellings: a model with building materials' service life uncertainty. In *SUSTAINABLE BUILT ENVIRONMENT REGIONAL CONFERENCE*, 2016, Zurich.
- HAFLIGER, I. F.; JOHN, V.; PASSER, A.; LASVAUX, S. HOXHA, E.; SAADE, M. R. M.; HABERT, G. Buildings environmental impacts' sensitivity related to LCA modelling choices of construction materials. *Journal of Cleaner Production*, v. 156, p. 805-816, 2017
- HE, X.; LIU, Y.; LI, T.; CHEN, J. Does the Rapid Development of China's Urban Residential Buildings Matter for the Environment? *Building and Environment*, n. 64, p. 130 - 137, 2013
- HONG, J.; SHEN, G. Q.; PENG, Y.; FENG, Y.; MAO, C. Uncertainty analysis for measuring greenhouse gas emissions in the building construction phase: a case study in China. *Journal of Cleaner Production*, v. 129, p. 183-195, 2016.
- HOXHA, E.; HABERT, G.; LASVAUX, S.; CHEVALIER, J.; ROY, R. L. Influence of construction material uncertainties on residential building LCA reliability. *Journal of Cleaner Production*, n. 144, p. 33 - 47, 2017
- HUIJBREGTS, M. A. J. Application of uncertainty and variability in LCA: Part 1: A general framework for the analysis of uncertainty and variability in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 3, n. 5, p. 273-280, 1998.
- HUIJBREGTS, M. A. J.; GILIJAMSE, W.; RAGAS, AD. M. J.; REIJNDERS, L. Evaluating uncertainty in environmental life-cycle assessment: A case study comparing two insulation options for a Dutch one-family dwelling. *Environmental Science and Technology*, v. 37, n. 11, p. 2600-2608, 2003.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14040: Environmental Management – Life cycle assessment - Principles and Framework. Switzerland, 2006.
- LU, H. R.; HANANDEH, A. E.; GILBERT, B. P. A comparative life cycle study of alternative materials for Australian multi-storey apartment building frame constructions: Environmental and economic perspective. *Journal of Cleaner Production*, n. 166, p. 458 - 473, 2017
- LU, Y.; HIEU, V.; SONG, X. Beyond Boundaries: A Global Use of Life Cycle Inventories for Construction Materials. *Journal of Cleaner Production*, n. 156, p. 876 - 887, 2017
- LLYOD, S. M.; RIES, R. Characterizing, propagating and analyzing uncertainty in life-cycle assessment: A survey of quantitative approaches. *Journal of Industrial Ecology*, v. 11, n. 1, p. 161-179, 2007.
- POMPONI, F.; D'AMICO, B.; MONCASTER, A. M. A method to facilitate uncertainty analysis in LCAs of buildings. *Energies*, v. 10, n. 524, 2017
- REBITZER, G.; EKVAL, T.; FRISCHKNECHT, R.; HUNKELER, D.; NORRIS, G.; RYDBERG, T.; SCHMIDT, W. P.; SUH, S.; WEIDEMA, B. P.; PENNINGTON, D. W. Life cycle assessment: Part 1: framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International*, v. 30, p. 701-720, 2004.



SANDIN, G.; PETERS, G. M.; SVANSTROM, M. Life cycle Assessment of Construction Materials: the Influence of Assumptions in End-of-Life Modelling. *International Journal of Life Cycle Assessment*, n. 19, p. 723 - 731, 2014

SOUZA, D. M.; LAFONTAINE, M.; CHARRON-DOUCET, F.; CHAPPERT, B.; KICAK, K.; DUARTE, F.; LIMA, L. Comparative life cycle assessment of ceramic brick, concrete brick and cast-in-place reinforced concrete exterior walls. *Journal of Cleaner Production*, n. 137, p. 70 - 82, 2016

SU, X.; LUO, Z.; LI, Y.; HUANG, C. Life cycle inventory comparison of different building insulation materials and uncertainty analysis. *Journal of Cleaner Production*, n. 112, p. 275 - 281, 2016

TABORIANSKI, V. M.; PRADO, R. T. A. Methodology of CO2 Emission Evaluation in the Life Cycle of Office Building Façades. *Environmental Impact Assessment Review*, n. 33, p. 41 - 47, 2012

TODD, J. A. Buildings, systems thinking and life cycle assessment. In: CURRAN, M. A. (Ed). *Life cycle assessment handbook: A guide for environmentally sustainable products*. Maryland, USA: John Wiley Professio, 2012. p. 311-328.

BUILDING DATASETS FOR TOURIST ACCOMMODATION: A CASE STUDY OF A BACKPACKER'S HOSTEL IN RIO DE JANEIRO (BRAZIL)

Marina Santa Rosa¹, Luíza Santana Franca², Alba Cánovas Creus¹, Glaydston Ribeiro³, Viachaslau Filimonau⁴

¹Production Engineering Program (PEP/COPPE/UFRJ), marina@sage.coppe.ufrj.br

²Chemical Engineering Program (PEQ/COPPE/UFRJ)

³Transportation Engineering Program (PET/COPPE/UFRJ)

⁴Bournemouth University, Faculty of Management

Abstract: The tourism industry in Brazil is on the rise with increasingly larger number of visitors coming to the major metropolitan areas in the country, such as the city of Rio de Janeiro. To meet the growing tourist demand, the hotel industry in Rio de Janeiro is rapidly developing. This has led to the acceleration of the environmental impacts associated with hotel operations. For effective mitigation, it is critical to establish the magnitude of the environmental impacts from various categories of tourist accommodation facilities across Brazil. Therefore, this paper reports on the outcome of an ecoinvent project for the construction of LCA datasets for tourist accommodation facilities in Latin America. One of these datasets will be based in a backpacker's hostel in Rio de Janeiro. The characteristics of the case study are described and the methodological choices for the dataset building presented. It also highlights the challenges encountered en route regarding not only the Brazilian reality, but the dataset system modelling.

Key words: life cycle inventory; tourist accommodation; LCA; dataset building.

Introduction

Globally, the building sector contributes significantly to resource consumption, as well as to other environmental impacts, such as climate change, air pollution and solid waste generation (SCHEUER *et al.*, 2003). For example, it is responsible for 30% of global annual greenhouse gas emissions and consumes up to 40% of all energy produced (BHOCHHIBHOYA *et al.*, 2017). Specific types of commercial buildings are often characterized by more intense energy use practices. Deng (2003) pointed out that there has been a growing interest in studying the energy and water use performance in hotel buildings. Unlike other types of commercial buildings, such as an office building, a hotel building is operated on a 24 hours basis, and there are usually functional areas other than guestrooms. Therefore, hotel buildings have their own unique operational (and thus energy and water use) characteristics when compared to other types of commercial buildings.

In a study focused in Taiwan, Hsieh and Kung, (2013) showed that tourism industry has higher environmental impacts than any other service in the country except from the hazardous industrial waste sector. This was mainly because of tourist activities related to transportation, but accommodation also contributed significantly due to its high need for electricity power input. Besides energy and GHG emissions, there are many other environmental aspects, such as the release of toxic substances from cleaning agents, water consumption and waste generation, that should be more explored in the tourist accommodation sector (FILIMONAU *et al.*, 2011; MICHAILIDOU; VLACHOKOSTAS; MOUSSIOPOULOS, 2015).

Although the literature abounds in examples of application of the LCA methodology in the building sector (DE CAMILLIS *et al.*, 2008; SÁRA *et al.*, 2004; BHOCHHIBHOYA *et al.*, 2016; KONIG *et al.*, 2007; MICHAILIDOU; VLACHOKOSTAS; MOUSSIOPOULOS, 2015), its use for environmental assessment of hotels is limited, once most of the studies were not based on "real-life" direct measurements of the hotel operation (FILIMONAU *et al.*, 2011). One example was the study conducted by König *et al.* (2007) in which a LCA of hotel buildings under development in Portugal was performed. On the other hand, De Camillis *et al.* (2008) and Sára *et al.* (2004) applied LCA to hotels in Italy, with the measurement of operational energy use in hotels and the quantification of its environmental consequences. In these cases, data from building construction were excluded. More recently, Michailidou, Vlachokostas and Moussiopoulos, (2015) interviewed 16 hotels in the North of Greece to develop a methodology using LCA estimations to provide a holistic and easy-to-comprehend assessment to main environmental tourism pressures.

As in most LCA studies, data becomes the bottleneck for the life cycle environmental assessment of hotels. To solve that issue, data from databases could be gathered. Since its first publication in 2003, the ecoinvent's database (ED) has become the most widely used background database for Life Cycle Inventory (LCI) data. Ecoinvent database

organizes collection of LCI datasets following a specific format and methodology and allows the interconnection of individual datasets in application of LCA analysis (MORENO RUIZ; LÉVOVÁ; VALSASINA, 2017).

Despite the rapid global growth of the tourist accommodation sector, there has been no hotel dataset in ED for any location to date. To fulfill this gap,ecoinvent sponsored data collection and dataset building in Brazil and Peru. The ongoing tourism development intensifies environmental impacts attributed to tourist accommodation in both countries while the effective mitigation of these impacts calls for the accurate quantification of their magnitude.

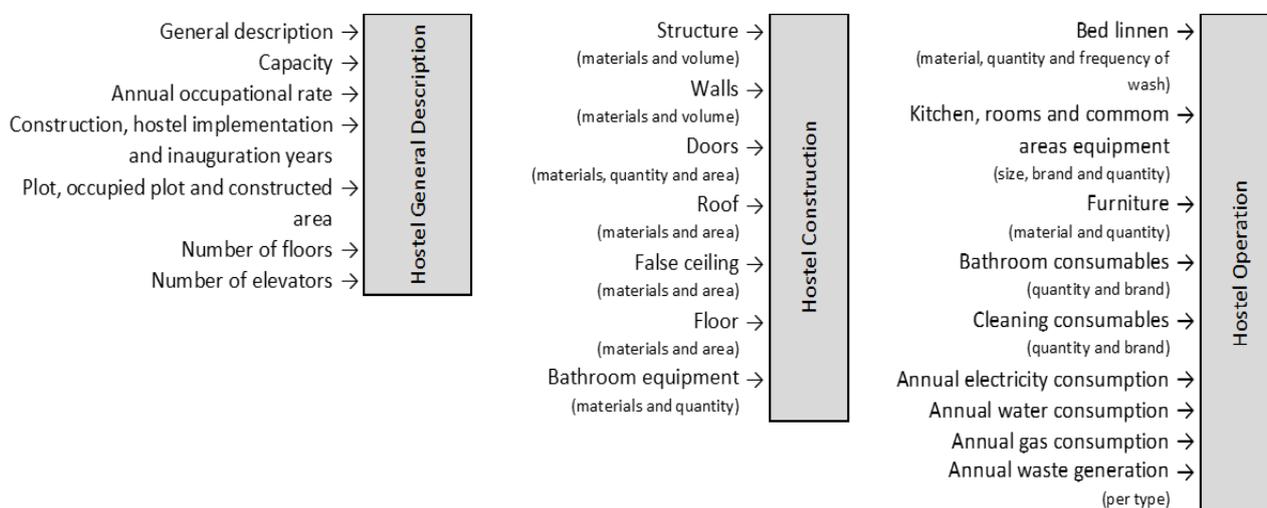
This paper reports upon the outcome of data collection and structuring process of a backpacker’s hostel dataset. The developed methodology was applied to a hostel in Rio de Janeiro, Brazil. The paper introduces methodological choices for the dataset building and which were the challenges encountered en route. Followed by this introduction, the paper presents the methodology of the dataset building and the characteristics of the case study, followed by the steps taken to build the LCI and a discussion about the challenges during this project.

Methodology

The construction of the dataset was based on the methodological guidelines for ecoinvent version 3 of the database (WEIDEMA et al., 2013). The LCI modeling is composed of two elements: unit process modeling and the linking of these unit processes into a system modeling.

In order to perform the first task, the unit process modeling, an in-depth interview with the hostel owner and a inspection of the hostel were held. The list of all data that should be gathered was based on the previous work from Filimonau et al. (2011) and on expert inputs from the project team. These are the necessary pieces of information to characterize the hostel regarding its physical structure and main performance (resources consumption) indicators. The general structure of the information blocks that were collected is described on Figure 1.

Figure 1. Information blocks to hostel datasets construction.



The first block, Hostel General Description, was used to parametrize the dataset as all the input flows depend on the occupancy rate, capacity and/or building lifecycle. The other two blocks, Hostel Construction and Operation, had data to be inputted in two different datasets: one for construction and the other for operation. The hostel construction dataset will work as a sole input on the hostel operation dataset.

It is relevant to point out that the LCI scope did not include food consumption nor the labor related characteristics of the hostel. Water, electricity and gas consumption from the hostel operation were obtained through its last bills. However, water and electricity consumption during construction work was estimated based on literature data (ZABALZA et al., 2013). The land transformation required to erect a hostel building was accounted for, even though, in the absence of primary data, it was estimated from Zabalza et al. (2013).

After the extensive data collection, the next task consisted on modeling the system, in other words, the linkage between the data collected and datasets from ED. Firstly, a scan of all datasets available in ED were made to define which materials and products could already be found. When a good proxy couldn't be found, literature data was used to generate new datasets.

Preliminary Results

Selected case study

Due to the amount of data that needed to be collected, the hostel selection was based on the researchers personal and professional networks. This was crucial to enable access to confidential data, especially the main bills and occupancy rates.

The selected hostel is a small hostel, with the capacity for 30 people and average occupancy rate of 60%, located in the North Zone of the city. It opened in 2016, aiming at the public for Rio de Janeiro's Olympic Games. The hostel building dates from 1959 and it was once a residence and later a warehouse for bars nearby. A refurbishment took place in 2015 and 2016 to prepare it to receive guests.

It has a simple operation: it does not serve breakfast and bathroom towels are only given to guests if rented. There is a fully equipped kitchen for guest use only, but all laundry is done in the building (mainly sheets). Also, the hostel offers an area with a pool and a small bar, for guest entertainment and parties.

Data collection

Most of the pieces of information described on Figure 1 were collected through a three hours interview and on-site visit. After that, some data was sent via email, such as the hostel bills. Besides, there were a few phone calls between the project team and the hostel owner to clarify some doubts about the hostel operation and the building refurbishment.

A particular difficulty was to determine the volume and areas of specific construction materials. To do so, the research team requested the floor plans for the hostel owner who was able to share the "fire scape" plan. The floor plans were inputted in Rhinoceros software to build a 3D model. Through this model the areas and volumes for each material could be estimated.

System modelling

To do the system modelling, the data collected had to be linked to existing datasets from ED. The aim was to use as much as possible the datasets available in ED, even if it meant the adaptation of the data collected. Based on the model described in Figure 1, Table 1 shows which links were done in ecoEditor (ecoinvent's software to create, edit, review and upload datasets) in the undefined unit process (UPR) stage.

To get to this stage, many assumptions and simplifications had to be made. For example, it was considered that all hostel bed linen could be estimated by the reference product "textile", available at ED, plus an electricity input (added to the electricity consumption of the hostel), extracted from literature considering the production of the bed linen itself. The selection of which dataset will be linked considering the location of the dataset will be done by the software in next stages, when the LCI results will be generated depending on what kind of system the user wants to model (consequential or attributional; in this case, which kind of allocation method).

Besides, some specific products did not have any reasonable proxy available on ED. Therefore, some secondary data datasets, based on scientific literature available, had to be created to fulfill this gap. This was the case for wooden furniture, mattresses, cleaning consumables, vacuum cleaner, washing machine, coffee maker, compact fluorescent bulb, cookstove, dishwasher, dryer, electric kettle, hair dryer, microwave oven, refrigerator, television and hydraulic elevator. These datasets were going through revision during the period for submission of this paper.

Table 1 – Proxy ED datasets.

Construction dataset		Operacional dataset	
Structure	<ul style="list-style-type: none"> - clay brick - window frame, aluminium, U=1.6 W/m²K - flat glass, coated 	Bed linen	<ul style="list-style-type: none"> - textile, knit cotton
Walls	<ul style="list-style-type: none"> - clay brick - gypsum plasterboard - alkyd paint production, white, solvent-based, product in 60% solution state 	Kitchen, rooms and common areas equipment	<ul style="list-style-type: none"> - television - vacuum cleaner - washing machine - coffee maker - compact fluorescent bulb - cookstove - dishwasher - dryer - electric kettle - hair dryer - microwave oven - refrigerator - hydraulic elevator
Doors	<ul style="list-style-type: none"> - door, inner, wood 	Furniture	<ul style="list-style-type: none"> - furniture, wooden - steel, hot rolled - nylon 6 - mattress, polyurethane foam
Roof	<ul style="list-style-type: none"> - ceramic tile 	Bathroom consumables	<ul style="list-style-type: none"> - tissue paper - soap
False ceiling	<ul style="list-style-type: none"> - gypsum plasterboard 	Cleaning consumables	<ul style="list-style-type: none"> - cleaning consumables
Floor	<ul style="list-style-type: none"> - ceramic tile - concrete, high exacting requirements 	Electricity consumption	<ul style="list-style-type: none"> - electricity, low voltage
Bathroom equipment	<ul style="list-style-type: none"> - sanitary ceramics 	Water consumption	<ul style="list-style-type: none"> - tap water
Energy consumption	<ul style="list-style-type: none"> - electricity, low voltage - diesel, burned in building machine 	Gas consumption	<ul style="list-style-type: none"> - heat, district or industrial, other than natural gas
Water consumption	<ul style="list-style-type: none"> - tap water 	Waste generation	<ul style="list-style-type: none"> - treatment of municipal solid waste, sanitary landfill
Land transformation	<ul style="list-style-type: none"> - Transformation, to urban, continuously built - Transformation, from urban, continuously built - Occupation, urban, continuously built 	Waste water generation	<ul style="list-style-type: none"> - treatment of wastewater, average, capacity 1.1E10l/year

Discussion

To the best of the authors knowledge, this was the first time data collection and dataset system modelling for tourist accommodation is being done in the world. There was no previous work done byecoinvent or any other database, thus building the hostel dataset, the unit process and system modelling, was itself a challenge.

Considering the experience with a Brazilian hostel, the first challenge to be reported would be data availability. From our experience, having a previous contact with the hostel owner was key to collect all the data. Even though hostels have simpler operations than hotels, no other hotel that agreed to participate allowed us to get as much information as we needed as the hostel described in this paper.

Having said that, this “simpler operation” has a negative impact on the amount of managerial information that is stored. It enables hostels to operate in buildings originally meant for other uses (for example, residential houses) with small adjustments. The result, in our case study, was that the hostel owner had little information about the construction characteristics of the building which were crucial from a life cycle perspective. Through the architectural software we were able to estimate the amounts of material used to construction, though bringing uncertainty to the primary data collected.

The primary data collection should have been followed by secondary data definition – or the linkage between the pieces of information from the hostel construction and operation and what was available on ED and what needed to be gathered from literature. However, due to the project deadlines, these two tasks were done in parallel. This turned out to be a real challenge as it was not clear how all the data collected would look like. After the first screening of ED, it became evident that most of the dataset to be linked in the hostel operation dataset would have to be created based on literature data. So, besides the tourist accommodation datasets, many other datasets regarding kitchen and common areas equipment, furniture and cleaning consumables will be available at ED. This will be an important contribution of this project, specially to future studies concerning buildings and other services life cycle impacts.

Final Remarks

The Brazilian hostel dataset is still under construction, and will suffer minor adjustments, mainly on the formulas to translate what was kept in the data collection phase to the dataset language. Nevertheless, this paper presented the general data collection structure and dataset system modelling for building tourist accommodation datasets. It also reported on the main challenges regarding one of the cases studies from ecoinvent’s project, the Brazilian hostel.

Until the submission of this paper, no LCI results were yet available. With LCI results, these data could be compared to other literature data. Future studies shall include these results, bringing insights and enhancing the know-how about the Brazilian tourism sector.

References

- BHOCHHIBHOYA, S. et al. (2016) Comparative life cycle assessment and life cycle costing of lodging in the Himalaya. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, p. 1851–1863.
- FILIMONAU, V. et al. (2011) Reviewing the carbon footprint analysis of hotels: Life Cycle Energy Analysis (LCEA) as a holistic method for carbon impact appraisal of tourist accommodation. *Journal of Cleaner Production*, v. 19, n. 17–18, p. 1917–1930.
- HSIEH, H.-J.; KUNG, S.-F. (2013) The Linkage Analysis of Environmental Impact of Tourism Industry. *Procedia Environmental Sciences*, v. 17, p. 658–665.
- KONIG, H. et al. (2007) Life Cycle Assessment of a tourism resort with renewable materials and traditional construction techniques. *Portugal Sb07 - Sustainable Construction, Materials and Practices: Challenge of the Industry For the New Millennium*, Pts 1 and 2, p. 1043–1050.
- MICHAILIDOU, A. V.; VLACHOKOSTAS, C.; MOUSSIOPOULOS, N. (2015) A methodology to assess the overall environmental pressure attributed to tourism areas: A combined approach for typical all-sized hotels in Chalkidiki, Greece. *Ecological Indicators*, v. 50, p. 108–119.



MORENO RUIZ, E.; LÉVOVÁ, T.; VALSASINA, L. Guidelines for data providers to the ecoinvent database. Ecoinvent. Zurique, Suíça: [s.n.].

SCHEUER, C.; KEOLEIAN, G. A.; REPPE, P. (2003) Life cycle energy and environmental performance of a new university building: modeling challenges and design implications. Energy and Buildings, v. 35, p. 1049 – 1064.

ZABALZA, I. et al. (2013) Use of LCA as a tool for building ecodesign. A case study of a low energy building in Spain. Energies, v. 6, n. 8, p. 3901–3921.

AVALIAÇÃO DO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA DO PARQUE SOLAR FOTOVOLTAICO: UMA NOVA REALIDADE NA PRODUÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA NO BRASIL

Marlon Caires Pamponet¹, Henrique Leonardo Maranduba¹, José Adolfo de Almeida Neto², Luciano Brito Rodrigues¹

¹Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Campus de Itapetinga. Rodovia BR 415, km 03, S/N, CEP: 45700-000, Itapetinga, Bahia, Brasil. rodriqueslb@uesb.edu.br

²Universidade Estadual de Santa Cruz, Campus Soane Nazaré de Andrade. Rodovia Jorge Amado, km 16, Salobrinho, CEP: 45662-900, Ilhéus, Bahia, Brasil. jalmeida@uesc.br

Resumo: A matriz elétrica brasileira tem passado por profundas transformações devido à necessidade de se reduzir a dependência das fontes hidráulica e fóssil na produção de energia elétrica. Neste cenário a energia solar fotovoltaica (UFV) ganha notoriedade como fonte de energia alternativa, renovável e abundante. Não obstante ser considerada uma fonte de energia limpa, a produção de energia elétrica em usina solar fotovoltaica necessita de estudos de impacto ambiental. Este trabalho propõe inventariar a geração de energia elétrica produzida em uma UFV no sertão da Bahia, território de identidade “Velho Chico”, região que se destaca no cenário nacional na produção sustentável de energia elétrica. O sistema de produto considera todas as etapas relacionadas à produção de energia, desde a fase de construção, passando pelos principais insumos necessários para a fase de operação, até a saída da energia elétrica para a rede de distribuição, em um estudo do berço ao portão. Para isso foi delimitada a unidade funcional de 1 kWh, sendo identificadas e quantificadas todas as entradas e saídas do sistema, sendo priorizados os dados primários. Os resultados obtidos permitiram validar a metodologia seguida ao comparar-se com estudos semelhantes realizados em outros países, e os dados apresentarem ordens de grandeza semelhantes. Uma análise mais minuciosa da quantificação encontrada foi feita como forma de justificar as diferenças encontradas, pacificando a questão da análise quantitativa dos resultados. Finalmente é destacada a importância deste inventário da UFV contextualizado no tempo e na geografia, ao reunir informações mais precisas para estudos futuros da matriz elétrica brasileira pela abordagem da ACV.

Palavras-chave: Usina Solar Fotovoltaica; Energia Renovável; Geração de Energia Elétrica.

Introdução

A produção de energia elétrica representa um desafio constante da ciência diante da necessidade crescente de utilização de aparelhos eletromecânicos ou eletrônicos os quais demandam fontes de energia para realização de seus propósitos. Em paralelo corre outra problemática que é o impacto ambiental causado pela produção de energia elétrica, desde sua geração, o armazenamento em alguns casos, o transporte e finalmente, o consumo. Na geração de energia elétrica o trinômio formado por: segurança energética (atendimento da demanda em tempo real), viabilidade econômica e redução nos impactos ambientais compõem uma equação complexa, tendo em vista a diversidade de fontes energéticas (EPE, 2016a).

Conforme relatório estatístico de energia elaborado pelas Nações Unidas, o crescimento da demanda mundial por energia aumenta a preocupação tanto para a sustentabilidade do fornecimento quanto para os impactos ao meio ambiente (UN, 2016). O consumo de energia em forma de eletricidade se destaca em função de ter o maior crescimento entre outras formas de consumo de energia. Ou seja, a produção de energia elétrica sofre maior pressão de consumo, tendo em vista, a substituição de equipamentos mecânicos por equipamentos eletromecânicos, a exemplo dos carros com motores elétricos em lugar dos veículos movidos a combustão. Luderer et al. (2017) apontam que desde 1980 a demanda por energia elétrica no mundo cresce 3% ao ano, o que representa quase o dobro do crescimento por outras formas de energia, de acordo com dados da Agência Internacional de Energia (IEA, 2016).

No cenário nacional, o Relatório Síntese do Balanço Energético Nacional 2017 – Ano base 2016 (EPE, 2017a), registra uma pequena retração no consumo de energia elétrica no ano de 2016, porém a série histórica mostra uma tendência de crescimento no consumo. O relatório Demanda de Energia 2050 (EPE, 2016b) prevê um crescimento de 3,1% a.a. no consumo total de energia elétrica.

Para atendimento do crescimento da demanda interna, a produção de energia elétrica a partir de parques solares fotovoltaicos passou a integrar a nova matriz elétrica nacional (EPE, 2017b). Atualmente, dos 94 empreendimentos fotovoltaicos contratados até o ano de 2016 através dos Leilões de Energia de Reserva, a região Nordeste foi responsável por 75% destas contratações, e a Bahia é o estado que concentra o maior número, com 34% destes empreendimentos contratados (EPE, 2017b).

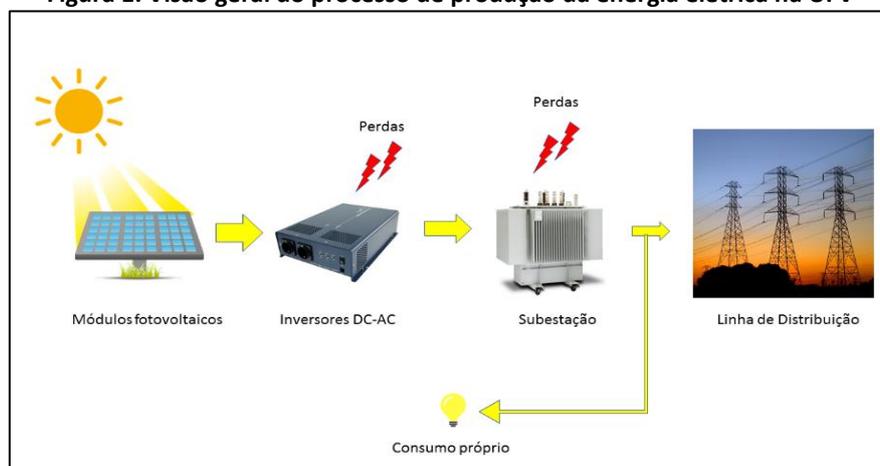
Diante deste cenário de mudança na composição da matriz elétrica brasileira pelo crescimento gradual da participação da fonte solar fotovoltaica na mesma, é necessário conhecer qual o consumo de recursos naturais e tecnológicos associados à produção da energia elétrica em uma usina solar fotovoltaica (UFV) de larga escala implantada em território brasileiro.

Alguns trabalhos apresentaram estudos de impactos ambientais decorrentes da prévia Avaliação do Inventário do Ciclo de Vida da produção de energia elétrica em larga escala a partir da fonte solar fotovoltaica, onde concluíram que o maior consumo de recursos naturais e energia residem na produção dos painéis fotovoltaicos e na etapa de montagem da usina, e ainda que a fase de operação (25 a 30 anos) teve participação mínima no consumo e nas emissões (Desideri *et al.*, 2012; Sumper *et al.*, 2011; Jungbluth *et al.*, 2012). Na metodologia de alguns trabalhos é consenso a utilização da expressão *balance of system* (BOS) para caracterizar toda infraestrutura física exceto os painéis fotovoltaicos (Sumper *et al.*, 2011; Jungbluth *et al.*, 2012). Foi destacado que o silício, principal elemento na fabricação das placas fotovoltaicas, é o segundo elemento químico mais abundante no planeta e atóxico, em contrapartida o processo de purificação deste elemento ainda é oneroso pela demanda energética, sendo ainda potencial causador de impactos ambientais (Jungbluth *et al.*, 2012). No Brasil, a produção científica se resume a estudos de caso de uso descentralizado em baixa potência da energia solar fotovoltaica, diferindo do escopo de estudo deste trabalho, cujo objetivo é a Avaliação do Inventário do Ciclo e Vida da produção de energia elétrica em usina solar fotovoltaica.

Materiais e Métodos

O Inventário do Ciclo de Vida (ICV) foi elaborado de acordo com as normas ISO 14040:2006 (ISO, 2006a) e ISO 14044:2006 (ISO, 2006b). A coleta de dados em relação à aquisição de recursos tecnológicos, instalação da infraestrutura, operação da planta, manutenção e desmantelamento foram obtidos através de pesquisa na literatura, em material audiovisual de divulgação institucional dos Parques Solares Fotovoltaicos inaugurados no Brasil a partir de junho de 2017, em manuais técnicos de fornecedores de equipamentos e documentos oficiais da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). A modelagem da UFV (Figura 1) considerou as etapas do processo de produção de energia elétrica (processos elementares), ou seja, o fluxo de energia desde a captação da luz solar (fluxo elementar) passando pelas etapas de conversão e adequação da energia elétrica (fluxos intermediários) até a entrega final na saída (fluxo de referência) do sistema de produto modelado.

Figura 1. Visão geral do processo de produção da energia elétrica na UFV



Fonte: Elaboração própria

Para caracterização da UFV foi considerada a implantação de uma planta com 158 MWp, localizada no território identidade do São Francisco (sertão da Bahia), região que se destaca no cenário nacional na produção energia solar fotovoltaica, visando o dimensionamento das distâncias a serem percorridas no transporte dos equipamentos de montagem da UFV. As instalações são compostas de um sistema montado sobre o solo (*ground-mounted*) composto por painéis de captação solar e do BOS (estruturas de sustentação dos painéis, cabeamento, inversores e subestação). De acordo com dados fornecidos por concessionárias do setor de geração solar fotovoltaica e validados por documentos oficiais, a área ocupada considerada para o estudo foi de 330.000 m². O período considerado para a construção da usina foi de 18 meses, e o tempo de vida útil de 30 anos. A produção anual de energia elétrica estimada foi de 340 GWh considerando os índices de radiação solar desta região. A subestação eleva a tensão até o patamar de 69 kV para ser interligado ao Operador Nacional do Sistema Elétrico (ANEEL, 2017).

Foram contabilizados 501.120 módulos fotovoltaicos produzidos em Jiangxi (China) utilizando a tecnologia de silício policristalino (p-Si) com potência nominal individual de 315 Wp. Os 313 inversores foram fabricados na Itália com potência nominal de 1,41 MVA e eficiência de 99% no processo de conversão da corrente contínua para corrente alternada. Ambos equipamentos acima utilizaram transporte transoceânico até o porto de Aratu localizado na cidade de Salvador/BA, de onde seguiram em transporte rodoviário por 800 km. Foram considerados transformadores e cabos elétricos produzidos no estado de São Paulo (Brasil), que percorreram uma distância rodoviária de 1500 km. A distância média de deslocamento dos técnicos e engenheiros para implantação da usina foi estimada em 50 km, realizada em ônibus com capacidade para 40 pessoas, de prestadores de serviço regionais.

Seguindo as etapas descritas pela ISO 14044:2006 (ISO, 2006b), este inventário objetiva quantificar entradas e saídas da produção de energia elétrica em uma UFV, tendo em vista o crescimento da participação desta fonte na matriz elétrica brasileira (EPE, 2017b). O escopo deste estudo é definido pelo seguinte recorte: produção de energia elétrica em usina solar fotovoltaica de grande porte, do tipo *ground-mounted*, interligada ao sistema elétrico nacional, ou seja, desprovida de unidades internas de armazenamento (banco de baterias). A unidade funcional do sistema de produto adotada é de 1 kWh para a energia entregue no final da cadeia - abordagem do berço ao portão, considerando as perdas por transformação dos inversores e da subestação, bem como, descontando-se o próprio consumo interno. Esta escolha facilita estudos comparativos seja com dados de inventário de outras fontes de geração de energia elétrica locais, seja com dados de trabalhos similares realizados em outros países.

Este trabalho deixou fora das fronteiras do sistema, a etapa de construção civil dos galpões, assim como fizeram outros trabalhos tendo em vista seu baixo impacto diluído ao longo do ciclo de vida da UFV (Desideri *et al.*, 2012; Sumper *et al.*, 2011; Jungbluth *et al.*, 2012). Para realizar o inventário, dados qualitativos e quantitativos foram coletados separadamente para cada unidade de processo circunscrita pela fronteira de estudo. As fronteiras do sistema englobaram a aquisição dos recursos necessários para execução do *Balance of System* e pela aquisição dos painéis fotovoltaicos. Durante o estágio do ciclo de vida, considerou-se a substituição de todos inversores uma vez, visto que a vida útil deste é estimada em 15 anos, bem como, foi considerada a substituição de 2% dos painéis por defeito, para um período de 30 anos de operação (Jungbluth *et al.*, 2012).

Resultados e discussão

A unidade de processo “UFV, silício multicristalino, 570 kWp, sobre o solo” (Tabela 1) reúne as informações do inventário de uma usina solar fotovoltaica com potência instalada de 570 kWp, a partir dos dados obtidos para a usina de 158 MWp. Este valor de potência escolhido facilitará comparações com outros trabalhos realizados em outros países. A entrada denominada “UFV, estrutura de montagem dos painéis fotovoltaicos” é resultado do inventário de toda infraestrutura necessária para sustentação dos painéis, em outra unidade de processo, que não será detalhada neste momento, para assegurar a proteção dos dados até o momento de realizar-se a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) desta mesma planta.

A unidade de processo “Eletricidade, alta tensão” (tabela 2) representa o estágio final do sistema de produto inventariado, tendo como unidade funcional 1 kWh. Ela é composta da UFV descrita anteriormente, e dos recursos necessários à fase de operação. Em termos de balanço energético, para cada 3,71 MJ de energia solar convertida pelos painéis em forma de eletricidade, a saída do sistema entregou 3,6 MJ (equivalente a 1 kWh), ou seja, uma perda



calculada de 0,11 MJ sob forma de emissão de calor, representando uma eficiência de 97% no condicionamento da energia elétrica.

Tabela 1. Unidade de processo “UFV, Silício Multicristalino, 570 kWp, sobre o solo”

Entradas da Tecnologia	Quantidade	V. Pedigree	DPR	Incerteza
UFV, estrutura de montagem dos painéis fotovoltaicos	4,48E+3 m ²	[5,1,1,1,1]	1,77	lognormal
Inversores, 500 kWp	2,28 unidades	[2,2,1,2,1]	1,50	lognormal
Subestação, 570 kWp	1 unidade	[5,1,1,1,2]	1,77	lognormal
UFV, instalação elétrica, para 570 kWp	1 unidade	[2,1,1,1,2]	1,20	lognormal
Painéis Fotovoltaicos, silício multicristalino	4,57E+2 m ²	[2,1,1,1,1]	1,05	lognormal

Tabela 2. Unidade de processo “Eletricidade, alta tensão”

Entradas da Tecnosfera	Quantidade	V. Pedigree	DPR	Incerteza
UFV, silício multicristalino, 570 kWp, sobre o solo	1,55E-5 unidades	[2,2,1,1,1]	1,20	lognormal
Tratamento de esgoto	7,31E-5 m ³	[5,2,3,3,3]	1,25	Lognormal
Água encanada	7,31E-2 litros	[5,2,3,3,3]	1,48	Lognormal
Entradas da Natureza	Quantidade	V. Pedigree	DPR	Incerteza
Energia solar convertida	3,71 MJ	[2,1,1,2,1]	1,07	lognormal
Emissões	Quantidade	V. Pedigree	DPR	Incerteza
Água	4,03E-9 m ³	[5,5,3,3,3]	1,91	lognormal
Perda de Calor	1,1E-1 MJ	[4,1,1,1,1]	1,55	lognormal
Co-produto	Quantidade	V. Pedigree	DPR	Incerteza
Água residual	7,31E-8 m ³	[4,3,3,3,3]	1,85	lognormal

A seguir é feita uma comparação entre inventários de UFV (Tabela 3) como forma de validação os dados. Observa-se que a planta brasileira tem a menor emissão de calor. Isto se deve à evolução tecnológica dos inversores CC-CA que à época dos inventários, anteriores a 2012 alcançavam rendimento máximo de 96% (Jungbluth et al., 2012), enquanto os inversores atuais operam com rendimento de 99% (Fimer, 2017), justificando, portanto, a menor emissão de calor averiguada.

Tabela 3. Comparativo entre inventários de UFV

Dados	UFV 560 kWp Suíça (Frischknecht et al., 1996 apud Jungbluth et al., 2012)	UFV 570 kWp Espanha (Jungbluth et al., 2012)	UFV 3.5 MWp EUA (Mason, et. Al., 2006)	UFV 158 MWp Brasil (este estudo)
Água encanada para limpeza dos painéis (litros)	5,45E-3	3,37E-3	3,16E-3	0,73E-3
Emissão de calor – perda por efeito Joule (MJ)	2,50E-1	2,50E-1	2,50E-1	1,10E-1
Água residual decorrente da limpeza dos painéis (m ³)	1,21E-5	3,37E-6	3,16E-6	7,31E-8
Rendimento (Energia anual / potência instalada) (kWh/KWp)	1000	1483	1730	2150

Em relação ao rendimento da UFV brasileira, observa-se uma melhoria de 24% em relação ao rendimento da melhor planta comparada, o que é justificado por três fatores:

- i) a evolução no rendimento das placas fotovoltaicas em 10% entre 2012 e 2018, para a tecnologia de silício multicristalino (NREL, 2018);
- ii) O índice de radiação solar que para o Brasil, mais especificamente no sertão da Bahia é superior às plantas da Suíça e Espanha, sendo equiparada apenas à planta dos Estados Unidos (Atlas, 2000);
- iii) A amplitude do projeto, onde quando maior a capacidade do projeto melhor a eficiência (Jungbluth et al., 2012). A planta considerada para o Brasil tem 158 MWp de capacidade instalada, ou seja, é de 45 a 282 vezes maior que as demais.

A utilização de água encanada se mostrou inferior, positivamente, devido à evolução tecnológica dos painéis solares que demandam menos limpeza da poeira, reduzindo, portanto, o consumo de água. Por conseguinte, a geração de água residual também se mostrou inferior.

Conclusões

Os valores com significativa diferença da planta brasileira mostraram a necessidade de um estudo regionalizado, seja pela real condição de radiação solar local (contextualização geográfica), seja pela atualização tecnológica que inversores e placas solares fotovoltaicas foram submetidos nos últimos anos (contextualização temporal). O Brasil no cenário da geração fotovoltaica está atrasado em capacidade instalada em relação aos demais países que apostaram nesta fonte energética, porém indica através de sua agência de pesquisa energética, o interesse governamental de fazer a energia fotovoltaica ter representatividade na matriz elétrica nacional.

Para diminuir as incertezas associadas ao inventário, empresas ligadas ao setor podem investir em um inventário sendo elaborado em concomitância com a execução da obra. Realizar um inventário da etapa de construção após a obra ter sido finalizada está sujeito a informações imprecisas ou mesmo esquecidas.

Atualmente o Brasil tem incentivado o uso da energia fotovoltaica tanto na geração distribuída como na geração centralizada, através de políticas públicas específicas as quais demonstram que a inserção da energia elétrica a partir da fotovoltaica será o grande diferencial na matriz elétrica brasileira nos próximos anos. A partir deste inventário realizado, em trabalhos futuros será possível realizar a avaliação dos potenciais impactos ambientais bem como fazer

estudos comparativos com outras formas de geração de energia elétrica já inventariadas, visto que os resultados da ICV têm entre outros propósitos, o aperfeiçoamento dos processos produtivos e auxiliar a definição de políticas públicas.

Referências

- ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. Processo N^o 48500.002363/2017-21. Brasília, 2017.
- ATLAS Solarimétrico do Brasil. Recife : Editora Universitária da UFPE, 2000.
- DESIDERI, U.; PROIETTI, S.; ZEPPARELLI, F.; SDRINGOLA, P.; BINI, S. (2012). Life Cycle Assessment of a ground-mounted 1778kW p photovoltaic plant and comparison with traditional energy production systems. *Applied Energy*, v. 97, pp. 930-943.
- EPE – Empresa de Pesquisa Energética. Energia Renovável: Hidráulica, Biomassa, Eólica, Solar, Oceânica. Rio de Janeiro, 2016^a.
- EPE – Empresa de Pesquisa Energética. Demanda de Energia 2050. Rio de Janeiro, 2016b.
- EPE – Empresa de Pesquisa Energética. Balanço Energético Nacional 2017 – ano base 2016. Rio de Janeiro, 2017^a.
- EPE – Empresa de Pesquisa Energética. Plano Decenal de Expansão de Energia 2026. Rio de Janeiro, 2017b.
- Fimer S.p.A. Photovoltaic Inverter and Storage Solutions: 910.200.247GB SEU00 2003.2017, Italy, 2017.
- IEA – International Energy Agency. World Energy Outlook2016. Paris, 2017.
- ISO – International Organization for Standardization. ISO 14040: Environmental management —Life cycle assessment —Principles and framework. Genebra: ISO, 2006a.
- ISO – International Organization for Standardization. ISO 14044: Environmental management —Life cycle assessment —Requirements and guidelines. Genebra: ISO, 2006b.
- JUNGBLUTH, N.; STUCKI, M.; FLURY, K.; FRISCHKENECHT, R.; BÜSSER, SYBILLE (2012). Life cycle inventories of photovoltaics. ESU-services Ltd., Uster, CH. Disponível em: [www. Seu-services. Ch](http://www.Seu-services.ch).
- LUDERER, G.; PIETZCKER, R. C., CARRARA, S.; DE BOER, H.; FUJIMORI, S.; JOHNSON, N.; MIMA, S.; ARENT, D. (2017). Assessment of wind and solar power in global low-carbon energy scenarios: An introduction. *Energy Economics*, v. 64, pp. 542-551.
- MASON J. M., FTHENAKIS V. M., HANSEN T. AND KIM H. C. (2006) Energy Pay-Back and Life Cycle CO2 Emissions of the BOS in an Optimized 3.5 MW PV Installation. In: *Progress in Photovoltaics Research and Applications*, 14, pp. 179-190.
- NREL – National Renewable Energy Laboratory (2018). Best Research-Cell Efficiencies. Disponível em: <https://www.nrel.gov/pv/assets/images/efficiency-chart.png>. Acesso em: 02/01/2018.
- Sumper A.; García, M. R.; Roblesa, R. V.; Janéc, J. B.; Peiró J. A. (2011). Life-cycle assessment of a photovoltaic system in Catalonia (Spain). *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 15, n. 8, pp. 3888-3896.
- UN – UNITED NATIONS (2016) Energy Statistics Compliers Manual. New York.



LEVANTAMENTO DE PUBLICAÇÕES CIENTÍFICAS BRASILEIRAS PARA INCREMENTO DO BANCO NACIONAL DE INVENTÁRIOS DO CICLO DE VIDA (SICV)

Luri Shirosaki Marçal de Souza^{1,2}, Diogo Aparecido Lopes Silva¹, Thiago Oliveira Rodrigues², Lucas Gayoso de Moura Ernest Dias², Tiago Braga²

¹Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências em Gestão e Tecnologia, Departamento de Engenharia de Produção de Sorocaba, luri_souza@hotmail.com

²Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT)

Resumo: A escassez de dados regionalizados que representem a realidade brasileira é um dos problemas enfrentados pela ACV no Brasil. O último Fórum Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (BRACV) ocorrido em 2017 traçou uma meta para popular o SICV Brasil com 300 datasets até 2019. Neste contexto, a presente pesquisa pretende contribuir no levantamento de potenciais trabalhos de pesquisa que tenham gerado conjuntos de dados elegíveis para compor o Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida (SICV Brasil). Os resultados mostram que há necessidade de maior incentivo ao desenvolvimento de inventários. Com a concentração de estudos nas regiões Sul e Sudeste do país, é preciso estimular estudos em instituições de outras regiões do país, já que possuem um papel fundamental no desenvolvimento da pesquisa. As análises realizadas pelo estudo permitem ainda formular estratégias de curto, médio e longo prazo no sentido de solucionar essa questão.

Palavras-chave: ACV, Avaliação do Ciclo de Vida, ICV, Inventário do Ciclo de Vida, SICV Brasil.

Introdução

O avanço da ACV no Brasil enfrenta invariavelmente o problema da escassez de dados regionalizados, representativos das condições edafoclimáticas, biológicas, tecnológicas, econômicas e sociais do Brasil e das suas distintas regiões. Muitos estudos de ACV necessitam de justificativas, de pressupostos e de análises de sensibilidade para estimar o efeito que os resultados podem sofrer por estes se basearem em bases de dados internacionais. Tal situação implica na diminuição da representatividade da pesquisa e da sua adequação aos sistemas de produtos sob avaliação.

Neste sentido, o Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (Ibict) tem promovido diversas atividades para incrementar o Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida (SICV Brasil) com mais robustez e confiabilidade. Além da necessidade do aumento do número de inventários de processos de produtos brasileiros disponibilizados no SICV Brasil, também é imperativo garantir que tais inventários sigam o padrão de qualidade necessário para esse tipo de iniciativa. Para tanto, foi desenvolvido o Guia Qualidata: requisitos de qualidade de conjuntos de dados para o SICV Brasil (RODRIGUES et al., 2016). Além deste guia, também foi determinada uma meta no II Fórum Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (BRACV) – realizado em Jaguariúna em maio de 2017 – para popular o SICV Brasil com 300 datasets até 2019 (BRACV, 2017).

Esta meta está amparada por alguns projetos já em desenvolvimento com instituições parceiras do Ibict, mas ainda assim é preciso desenvolver outras estratégias para alcançá-la de fato. Há muitos trabalhos desenvolvidos nos últimos anos que geraram Inventários do Ciclo de Vida (ou inventários de processos), mas que foram disponibilizados apenas de forma compilada nas publicações dos resultados em teses e dissertações. Neste contexto, a presente pesquisa pretende analisar a produção científica brasileira sobre inventários do ciclo de vida para identificar potenciais trabalhos de pesquisa que tenham gerado conjuntos de dados elegíveis ao SICV Brasil. Um dos principais critérios usados para determinar a elegibilidade de acordo com os autores da presente pesquisa e as estratégias de curto, médio e longo prazo, considera os cem maiores produtos industriais nacionais que mais contribuem para impactos ambientais elencados no estudo de Chiumento (2016): minérios de ferro, óleo diesel, óleos brutos de petróleo, biocombustíveis, veículos de transporte, biodiesel, entre outros.

Metodologia

A metodologia seguida no presente estudo, promovido pelo IBICT, se deu por meio do levantamento de publicações do Portal Brasileiro de publicações científicas em acesso aberto (OasisBR), no período de Janeiro e Fevereiro de 2018, considerando teses e dissertações publicadas na plataforma.

O mapeamento foi realizado por meio do uso de termos do universo da Gestão do Ciclo de Vida (GCV), identificados a partir da revisão bibliográfica compreendendo o período entre 2000 e 2017. Os termos Avaliação de Ciclo de Vida, ACV, Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida, AICV, Inventário de Ciclo de Vida, ICV, Análise de Ciclo de Vida, Life Cycle Assessment, LCA, Life Cycle Impact Assessment, LCIA, Life Cycle Inventory, LCI e Life Cycle Analysis foram combinados com suas variações e associações de interesse, semelhante ao estudo realizado por Zanghelini et al. (2016).

A seleção de publicações foi realizada para alinhar os resultados obtidos na etapa anterior ao objetivo da pesquisa. Portanto, foram selecionadas as publicações que continham inventários de ciclo de vida (ICV), totalizando uma amostra de 186 estudos para serem analisados.

Para verificar o potencial dos inventários para incrementar o SICV Brasil, a amostra foi classificada de acordo com a região brasileira e instituição associada, área de conhecimento, ano da publicação, tipo de ACV (ambiental, econômica - CCV, social - ACV-S), escopo do estudo (cradle-to-grave, cradle-to-gate, gate-to-gate), banco de dados e software utilizados, abordagem (atribucional ou consequencial) e produto estudado.

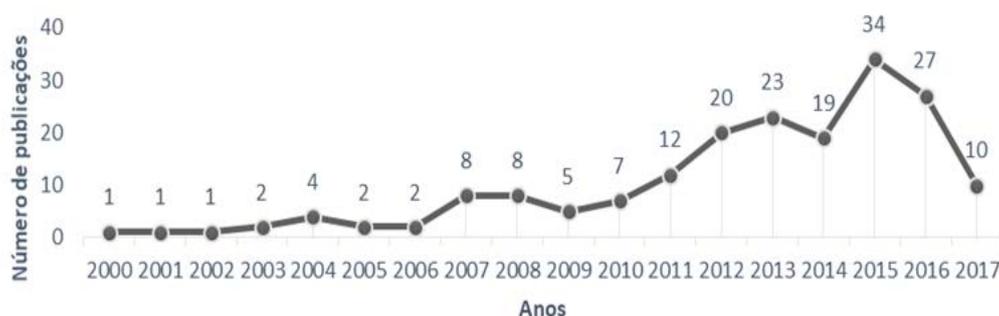
Resultados e discussão

A pesquisa identificou 186 publicações, entre teses e dissertações, de autores que possuem vínculo com universidades e institutos de pesquisa brasileiras. Com esses resultados, o presente artigo foi estruturado nos seguintes pilares: crescimento das publicações com inventários de ciclo de vida nos últimos 17 anos, instituições e estados brasileiros que mais contribuem para a produção científica do tema estudado, caracterização dos dados considerados nos ICVs, caracterização da ACV aplicada nos estudos e, por fim, softwares utilizados para a etapa de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV).

Crescimento das publicações com inventários de ciclo de vida nos últimos 17 anos

Considerando o período entre 2000 e 2017 das publicações, é possível notar crescimento na área estudada até o ano de 2015, que foi o que apresentou o maior número de publicações com inventários de ciclo de vida, totalizando 34 inventários. Nos anos seguintes, esse número apresentou queda, sendo que no ano de 2017 apenas 10 pesquisas sobre inventários foram publicados, como pode ser verificado na Figura 1 a seguir:

Figura 1: Número de publicações contendo ICVs nos últimos 17 anos



Fonte: Elaboração própria

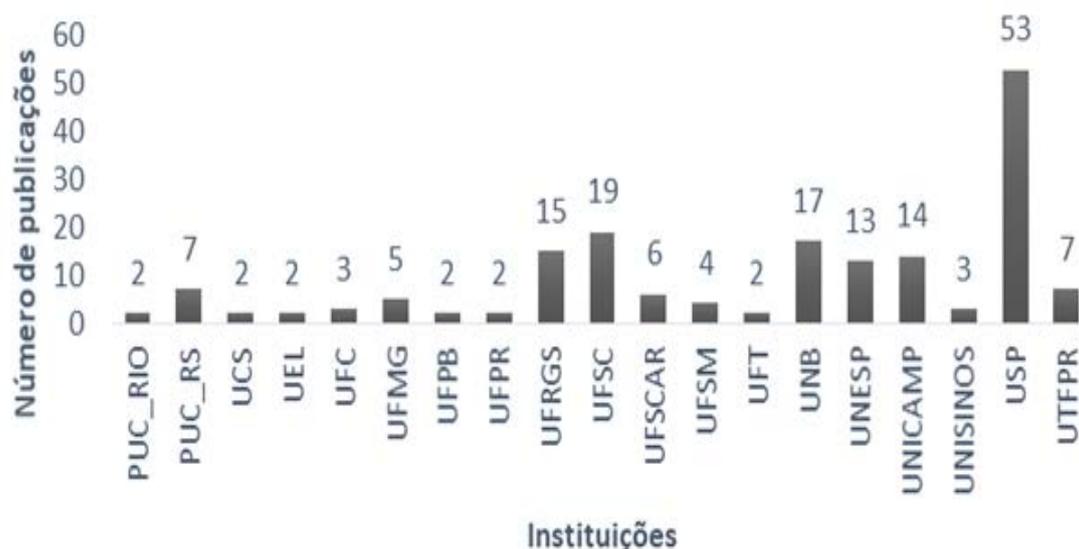
A queda dos últimos dois anos indica possível necessidade de maior incentivo ao desenvolvimento de inventários, principalmente focados em dados recentes. Segundo Barbosa Junior et al. (2008), a necessidade de muitos recursos e a falta de incentivos governamentais são grandes barreiras para a elaboração de estudos de ACV. Os principais produtos verificados nesses inventários englobam biodiesel, etanol e outros produtos agrícolas como milho e soja. Há também uma parcela de participação referente a produtos ligados ao transporte, aos resíduos sólidos urbanos e à construção civil.

Instituições e estados brasileiros que mais contribuem para a produção científica do tema estudado

A produção científica se concentra nas instituições localizadas no estado de São Paulo, representando cerca de 46,7% das publicações. A Figura 2 aponta o número de publicações por instituição, considerando apenas aquelas com 2 ou mais publicações.

Assim como observado por Willers et al. (2013) em um trabalho investigativo do progresso dos estudos sobre ACV no Brasil, as instituições que mais se destacaram foram a Universidade de São Paulo (USP) e a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), evidenciando maior concentração dos estudos nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. Isso ocorre, de acordo com Willers e Rodrigues (2012), devido a maior influência de programas de pós-graduação, a proximidade com centros de tecnologia que empregam ACV e as iniciativas das instituições concentradas em pesquisas para desenvolvimento do tema da ACV no Brasil, como é o caso do Grupo de Pesquisas em Avaliação do Ciclo de Vida da UFSC e o Laboratório de Avaliação de Ciclo de Vida do Instituto de Energia e Ambiente (IEE) da USP.

Figura 2: Número de publicações por instituição



Fonte: Elaboração própria

Caracterização dos dados considerados nos ICVs

Viana (2008) classifica os dados como sendo primários e secundários. O primeiro tipo é obtido a partir de coletas no local da fabricação do produto estudado enquanto que o segundo tipo é oriundo de bases de dados genéricas ou da literatura. Há estudos em que os dois tipos de origem de dados coexistem, ou seja, constroem inventários utilizando tanto dados primários quanto secundários.

Os dados da amostra selecionada foram, então, classificados conforme estas definições e o resultados podem ser observados na Figura 3. Em geral, quando a origem era secundária, os dados foram modificados como uma proxy à realidade brasileira. Alguns casos consideraram dados gerados por softwares de simulação, sendo devidamente identificados.

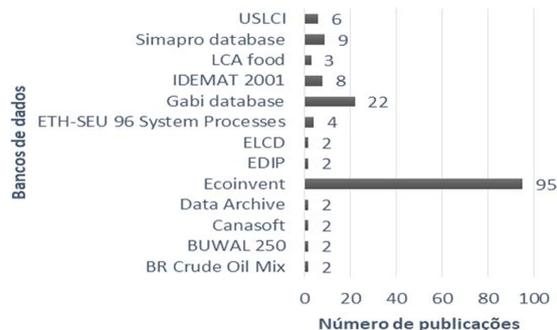
A utilização de dados primários torna a ACV mais confiável, de acordo com Viana (2008). Isso porque reduz a dependência de suposições e dados estrangeiros. Considerando a amostra selecionada, apenas 21 publicações tiveram dados classificados como primários. A baixa representatividade é devido a dificuldade para identificar e quantificar dados dos processos, pois a coleta de dados pode ser complexa e demandar muitos recursos. São vários os procedimentos exigidos para a etapa de elaboração de ICV, por isso é considerada a parte mais demorada do estudo. Nesse sentido, muitos autores acabam utilizando dados genéricos de bases de dados já existentes.

Dentre as bases de dados mais utilizadas por pesquisadores, o Ecoinvent é destacado. Ele possui a maior base de dados do mundo, sendo considerado consistente, coerente, transparente e completo, o que pode explicar a preferência pelo seu uso (ROSADO, 2015). Pela Figura 4 é possível observar as principais bases de dados utilizadas pelos autores brasileiros que elaboraram inventários com dados secundários, considerando as aparições em mais de uma publicação.

Figura 3: Caracterização dos dados dos ICVs



Figura 4: Bancos de dados mais utilizados



Fonte: Elaboração própria

Em alguns casos os dados do Ecoinvent caracterizaram os processos analisados em conjunto com dados da literatura, ou também com outras bases de dados como BUWAL 250, Canasoft, USLCI, IDEMAT 2001 e LCA food, o que explica os valores da tabela superarem o tamanho da amostra.

Caracterização da ACV aplicada nos estudos

Quanto ao âmbito das ACVs aplicadas nos estudos, a mais presente é a ACV ambiental, representando cerca de 88% dos resultados. É possível observar também a presença significativa de estudos que, além da avaliação ambiental, realizaram também a avaliação econômica (Tabela 1).

Tabela 1: Tipos de ACV presentes nos estudos

Tipos de ACV	Número de publicações
Ambiental	163
Ambiental e Econômica	16
Ambiental, Econômica e Social	5
Ambiental, Econômica, Social, Cultura e Política	1
Social	1

Fonte: Elaboração própria

A ACV é definida pela Norma ISO 14040 (ISO, 2001) como uma metodologia que analisa os aspectos ambientais de todas as etapas que fazem parte do ciclo de vida de um produto, ou seja, da extração de matéria-prima até sua destinação final, denominada abordagem do berço-ao-portão (em inglês, cradle-to-grave). Na amostra estudada, dentre os estudos que explicitaram a abordagem utilizada, cerca de 62% das publicações foram classificadas com a abordagem do berço-ao-portão. As abordagens do berço-ao-túmulo e do portão-ao-portão representaram cerca de 23% e 10%, respectivamente (Tabela 2).

Outra classificação para estudos que utilizam a metodologia da ACV, é a distinção em ACV atribucional e consequencial. Dos estudos que declararam a abordagem utilizada, cerca de 83% utilizaram a abordagem atribucional, enquanto que a consequencial representou apenas cerca de 9% das publicações (Tabela 3). O restante dos estudos utilizou ambas as abordagens simultaneamente, com o objetivo de confrontar os resultados obtidos com a aplicação de cada uma delas. Scachetti (2016) reforça em sua tese que é preciso definir métodos menos subjetivos para a abordagem consequencial, já que sua operacionalização é mais complexa, dependendo, por exemplo, de validação de

informações de mercado. Essa pode ser uma das razões dos pesquisadores optarem por trabalhar com a abordagem atribucional da ACV.

Tabela 2: Sistemas de produto estudados

Escopo do estudo	Número de publicações
Berço-ao-portão	62
Berço-ao-túmulo	22
Portão-ao-portão	10
Tank-to-wheel	1
Well-to-tank	1
Não declarado	89

Fonte: Elaboração própria

Tabela 3: Abordagem atribucional x Abordagem consequencial

Abordagem	Número de publicações
Atribucional	19
Consequencial	2
Atribucional e consequencial	2
Não declarado	163

Fonte: Elaboração própria

Softwares utilizados para a etapa de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV)

Desde seu lançamento, em meados da década de 1990, o software SimaPro tem sido o mais usado em estudos de avaliação ambiental de produtos. Além dele, o software GaBi, por possuir um banco de dados próprio com cobertura mundial, também é muito utilizado pelos pesquisadores (CAMPOLINA, SIGRIST E MORIS, 2015). Em concordância com o exposto, os softwares mais usados na amostra considerada foram o Simapro e o GaBi, representando cerca de 41% e 12% das publicações, respectivamente. Alguns estudos foram realizados utilizando outros softwares, não exclusivos para uso em ACV, mas que auxiliaram na construção dos cálculos e tabelas de impactos (UGAYA, 2001; CARMINATTI JÚNIOR, 2012; SILVA, 2005; ROSSI, 2013; ROSADO, 2015; OLIVEIRA, 2015; SANTOS, 2012; ANTON, 2017, GUERRA, 2014; CARVALHO, 2010).

Conclusões

As bases de dados de ICVs possuem a finalidade de reunir e organizar diversos conjuntos de dados que dão condições ao desenvolvimento de estudos de ACV.

O SICV Brasil é uma base de dados nacional que necessita ser popularizada. Com o presente estudo, foi possível observar que todo ano são criados inventários referentes à realidade brasileira, mas que não estão disponibilizados na plataforma do SICV Brasil.

O presente trabalho analisou a produção científica brasileira sobre inventários do ciclo de vida, atendendo ao objetivo da pesquisa. Considerando a elegibilidade dos inventários aqui estudados para o SICV Brasil, se fazem necessárias algumas recomendações de curto, médio e longo prazo para serem usadas como estratégias de popularização do banco de dados brasileiro.

No curto prazo, recomenda-se aproveitar os inventários aqui mapeados, focando nas publicações de ACV ambiental, cujo percentual de representatividade foi o maior, e também nos cem maiores produtos industriais nacionais que mais contribuem para impactos ambientais elencados no estudo de Chiumento (2016).

No médio prazo, devem ser estudados benefícios para os pesquisadores para submeterem seus inventários no SICV Brasil. Como exemplo, recomenda-se que as revisões dos processos sejam feitas gratuitamente pela equipe que gerencia o sistema, assim como é feito peloecoinvent, a maior base de dados da atualidade. Além disso, ampliar os modelos de sistema aceitos pelo sistema também é bastante atrativo. Assim, inventários de ACV consequencial, CCV, ACV-S e outras abordagens podem ser incluídos para subsidiar a avaliação da sustentabilidade.

No longo prazo, seria interessante promover o desenvolvimento de mecanismos que encontrem automaticamente na literatura potenciais inventários para integrar o SICV Brasil. Nesse sentido, tecnologias recentes da Indústria 4.0 como o Big Data poderão auxiliar nisso. Uma outra abordagem seria a promoção de estudos que apresentem inventários de processos junto aos parceiros acadêmicos do SICV Brasil.

Referências

BARBOSA JÚNIOR, A. et al. **Conceitos e aplicações de análise do ciclo de vida (ACV) no Brasil**. Revista Gerenciais. São Paulo, v.7, n.1, p. 39-44, 2008.

BRACV – Fórum Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida. **Resultados das discussões em grupos temáticos – Metas consolidadas**. Disponível em: <http://acv.ibict.br/nossos-servicos/nossos-eventos/bracv/resultados/>

CAMPOLINA, J. M. SIGRIST, C. S. L. MORIS, V. A. S. **Uma revisão de literatura sobre softwares utilizados em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida**. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental. v. 19, n. 2, p. 735-750, 2015.

CHIUMENTO, G.; UGAYA, C. M. L. . **Identificação de processos elementares prioritários para adaptação de bases de dados de Inventário de Ciclo de Vida (ICV)**. In: IV Congresso Brasileiro sobre Gestão pelo Ciclo de Vida, 2014, São Bernardo do Campo. IV Congresso Brasileiro sobre Gestão pelo Ciclo de Vida - ANAIS, 2014. p. 296-301.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). **ISO 14040**: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. International Organization for Standardization, 2001.

RODRIGUES, T. O., SUGAWARA, E. T., SILVA, D. A. L., FOLEGATTI-MATSUURA, M. I. S., BRAGA, T. E. N., UGAYA, C. M. L. Guia: **Qualidata; requisitos de qualidade de conjuntos de dados para o Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida**. Ibict: DF. 2016. 56 p.

ROSADO, L. P. **Avaliação do Ciclo de Vida de Alternativas para o Gerenciamento Integrado de Resíduos da Construção Civil do Município de Limeira/SP, Brasil**. 2015. 386 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) - Faculdade de Tecnologia, Universidade Estadual de Campinas, Limeira, 2015.

SCACHETTI, M. T. **Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida: discussão e aplicação com a abordagem atribucional**. 2016. 160 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

VIANA, M. M. **Inventário do ciclo de vida do biodiesel etílico do óleo de girassol**. 2008. 150 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

WILLERS, C. D.; RODRIGUES, L. B. **Um panorama sobre Avaliação de Ciclo de Vida com base nos Anais do Simpósio de Engenharia de Produção**. Revista Gestão Industrial. v. 08, n. 01, p. 199-218, 2012.

WILLERS, C. D.; RODRIGUES, L. B.; SILVA, C. A. **Avaliação do ciclo de vida no Brasil: uma investigação nas principais bases científicas nacionais**. Revista Produção. v. 23, n. 2, p. 436-447, 2013.

ZANGUELINI, G. M. et al. **Análise da evolução dos temas de pesquisa da. ACV no Brasil -baseada na relação de co-words**. In: V congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida, 2016, Fortaleza. Edição Especial V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida - Revista LALCA, 2016. p. 34-47.



COMITÊ CIENTÍFICO

Métodos e modelos de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV)



GCV-2018



INCORPORAÇÃO DE INCERTEZAS EM AICV: ESTADO DA ARTE

Kílvia de Freitas Alves¹, Cássia Maria Lie Ugaya²

¹UTFPR, kilvia@alunos.utfpr.edu.br

²UTFPR, Bolsista Produtividade CNPq, cassiaugaya@utfpr.edu.br

Resumo: O relato das incertezas em ACV permite interpretação adequada de resultados e facilita posterior revisão e aplicação de um estudo. Apesar das recomendações da ISO 14044 e UNEP/SETAC, é comum que resultados de AICV não contenham informações acerca de incertezas, especialmente advindas dos fatores de caracterização (FC). O objetivo deste estudo é avaliar a incorporação de incertezas em resultados de ACV e obtenção de FC. Para tanto, foi realizada uma revisão de literatura sistemática e expandida nas bases de dados *Scopus* e *Web of Science*, utilizando palavras-chave em diferentes combinações. O julgamento dos estudos foi feito em face da abordagem, metodologia e etapa da ACV em que as incertezas foram discutidas. Resultados preliminares mostraram que, dos estudos analisados, pouco mais de 50% apresentaram informações sobre incertezas e sensibilidade para AICV, e apenas cerca de 10% para FC. Notou-se ainda que: i) essas informações foram descritas majoritariamente por meio de análise de incertezas, prevalecendo abordagem quantitativa à qualitativa; ii) apenas alguns estudos apresentaram análise de sensibilidade; iii) a análise de importância de incertezas foi raramente realizada; iv) simulações estatísticas foram utilizadas na maioria dos trabalhos, seguidas por prospecção de cenários e análise estatística dos parâmetros de entrada e/ou saída e; v) trabalhos isolados optaram por métodos analíticos. Conclui-se que existe uma deficiência na avaliação de incertezas e sensibilidade para resultados de AICV e obtenção de FC nos estudos realizados até então. Simulações estatísticas e prospecção de cenários são as ferramentas mais consolidadas na avaliação quantitativa de incertezas e sensibilidade, respectivamente.

Palavras-chave: Incertezas. Sensibilidade. AICV. Fatores de Caracterização.

Introdução

No contexto da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), a incerteza refere-se à combinação de erros nas aferições e especificações de modelo (SETAC, 1997, p. 90) e surge pela falta de conhecimento sobre o verdadeiro valor de uma variável (BJÖRKLUND, 2002, p. 64). Existem incertezas associadas ao escopo e aos modelos utilizados em todas as etapas de um estudo de ACV (LLOYD; RIES, 2007, p. 162) e seu efeito cumulativo é potencialmente significativo no resultado final do estudo (SETAC, 1997, p. 90). Negligenciar as incertezas e suas implicações ao longo destas etapas pode levar a decisões equivocadas e percepção imprópria do perfil ambiental de um produto ou processo (USEPA, 1995, p. 71).

O conhecimento e relato das incertezas permite uma interpretação adequada dos resultados de um estudo, especialmente devido à natureza comparativa da ACV. Além disso, a compreensão das incertezas facilita uma posterior revisão e aplicação do trabalho por parte de terceiros (UNEP SETAC, 2016, p. 46). Apenas por meio da disponibilização de estimativas de incerteza e variabilidade é possível incorporar estas melhorias na avaliação dos produtos (HUIJBREGTS, 1998, p. 273). Embora a ISO 14044 (2006) recomende a análise de sensibilidade e a avaliação de incertezas em estudos de ACV, ainda é comum encontrar trabalhos que carecem deste tipo de informação. Ademais, os maiores esforços têm se concentrado nas incertezas na etapa de inventário e não na avaliação de impactos (UNEP SETAC, 2016, p. 50).

De fato, na maioria dos resultados de AICV e dos cálculos para obtenção de FC não há informações quantitativas acerca das incertezas, apesar de sua importância para a tomada de decisões consistentes (UNEP SETAC, 2016, p. 50). Por conseguinte, a UNEP (2016, p. 50), em seu guia, orienta que as decisões informadas sejam baseadas em resultados de caracterização numérica e consideração de incertezas no contexto da AICV. Particularmente para desenvolvedores de métodos, é altamente recomendável uma análise de variabilidade e incerteza dos fatores de caracterização para valores absolutos e agregados.

O objetivo deste estudo é, portanto, avaliar a incorporação de incertezas em resultados de avaliação de impacto de ciclo de vida e obtenção de fatores de caracterização em estudos de ACV.

Metodologia

Com a finalidade de alcançar o objetivo proposto, foi realizada uma revisão de literatura sistemática nas bases de dados *Scopus* e *Web of Science* buscando por palavras-chave em diferentes combinações presentes no título, resumo e palavras-chave dos trabalhos publicados até setembro de 2017. A definição das palavras-chave foi feita com base no propósito do estudo (Tabela 1), incluindo necessariamente: incertezas, avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV) e fatores de caracterização (FC). Avaliação de ciclo de vida (ACV) também foi incluída para averiguar a relação entre a incorporação de incertezas em ACV e em AICV.

Tabela 1 – Combinações de palavras-chave para busca sistemática

Busca	Palavras-chave	Busca	Palavras-chave
1	<i>Uncertainty</i>	4	<i>Uncertainty</i>
	<i>LCA</i>		<i>LCIA</i>
2	<i>Uncertainty</i>	5	<i>Uncertainty</i>
	<i>LCA</i>		<i>LCIA</i>
	<i>Characterization Factor</i>		<i>Characterization Factor</i>
3	<i>Uncertainty</i>	6	<i>Uncertainty</i>
	<i>LCA</i>		<i>LCIA</i>
	<i>"Characterization Factor"</i>		<i>"Characterization Factor"</i>

Fonte: Elaboração própria

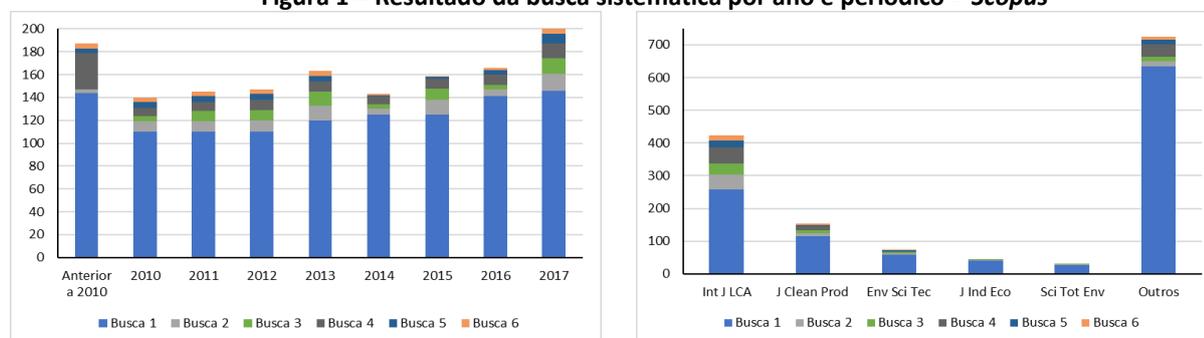
A definição dos critérios avaliados nos estudos foi realizada visando a compreensão de dois aspectos principais: i) quanto difundida é a prática de avaliação de incertezas e sensibilidade em AICV e FC no contexto da ACV e ii) nos estudos que adotam esta prática, como é a sua realização. Para o primeiro aspecto, foram então definidos os seguintes critérios: presença de metodologia de avaliação de incerteza/sensibilidade em AICV (sim ou não) e presença de estudo de caso (sim ou não). Já para o segundo aspecto, foram definidos os seguintes critérios: tipo de avaliação (incerteza e/ou sensibilidade), natureza da avaliação (qualitativa e/ou quantitativa), metodologia adotada, presença e tipo de propagação.

Para aprofundar a interpretação e evitar possíveis negligências, foi realizada uma revisão expandida, na qual outros estudos citados e referenciados naqueles encontrados nas buscas nas bases de dados também foram avaliados quando relevantes para o contexto da pesquisa.

Resultados e discussão

O número de estudos encontrados na busca sistemática na base *Scopus* de acordo com ano de publicação (Figura 1i) e periódico (Figura 1ii) está descrito abaixo:

Figura 1 – Resultado da busca sistemática por ano e periódico - Scopus



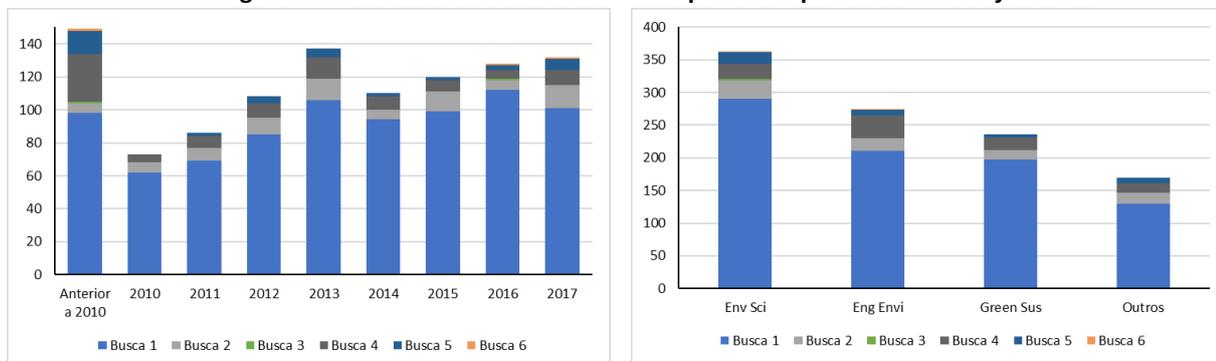
(i)

(ii)

Fonte: Elaboração própria

O número de estudos encontrados na busca sistemática na base *Web of Science* de acordo com ano de publicação (Figura 2i) e periódico (Figura 2ii) está descrito abaixo:

Figura 2 – Resultado da busca sistemática por ano e periódico - *Web of Science*



(i)

(ii)

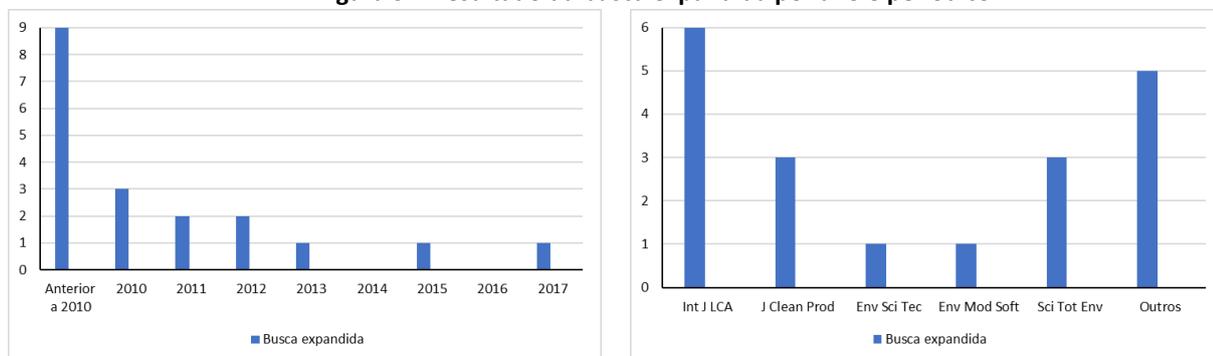
Fonte: Elaboração própria

Com base nestes resultados, é possível perceber que apesar da grande quantidade de estudos relacionados a incertezas em ACV e FC, apenas cerca de 10% (9 na base *Scopus* e 11 na *Web of Science*) contemplam a AICV. Apesar disso, o número de publicações com informações sobre incertezas em AICV tem crescido ao longo dos anos, especialmente nos periódicos *International Journal of Life Cycle Assessment* e *Environmental Science*, como mostrado na quantidade crescente de artigos encontrados nas buscas de 4 a 6.

Devido à inviabilidade de análise de todos os trabalhos encontrados (2497 no total das 6 buscas nas duas bases), foram avaliados os estudos das buscas mais específicas de ambas as bases, sendo estas as buscas 3 e 6, totalizando 103 publicações desconsiderando as repetições. Tal critério de corte não leva a consequências significativas no resultado deste trabalho posto que as demais buscas levaram a publicações que, por vezes, não abrangiam o escopo do presente trabalho e foram realizadas com o intuito principal de verificar a relação entre a quantidades de estudos publicados relacionados a ACV e AICV.

Na busca expandida, foram encontrados mais 19 estudos relevantes descritos de acordo com ano de publicação (Figura 3i) e periódico (Figura 3ii) está descrito abaixo:

Figura 3 – Resultado da busca expandida por ano e periódico



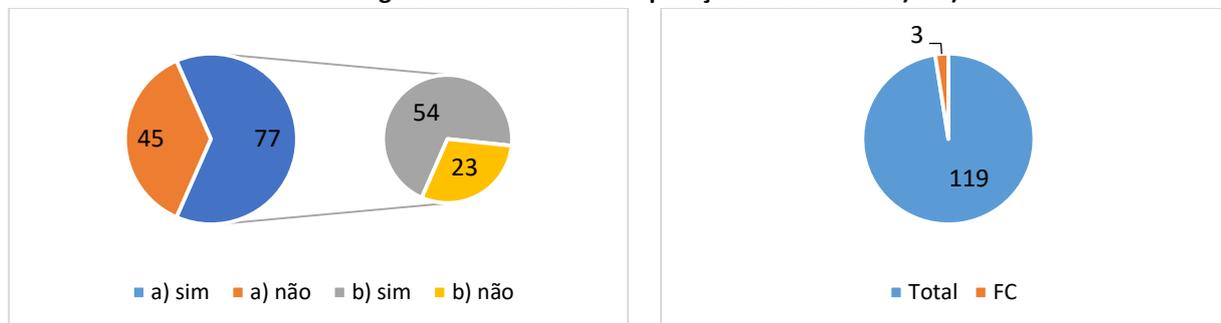
(i)

(ii)

Fonte: Elaboração própria

Os resultados da aplicação dos critérios: a) presença de metodologia de avaliação de incerteza/sensibilidade para AICV (sim ou não) e b) presença de estudo de caso (sim ou não) então descritos na Figura 4.

Figura 4 – Resultados da aplicação dos critérios a) e b)



(a)

(b)

Fonte: Elaboração própria

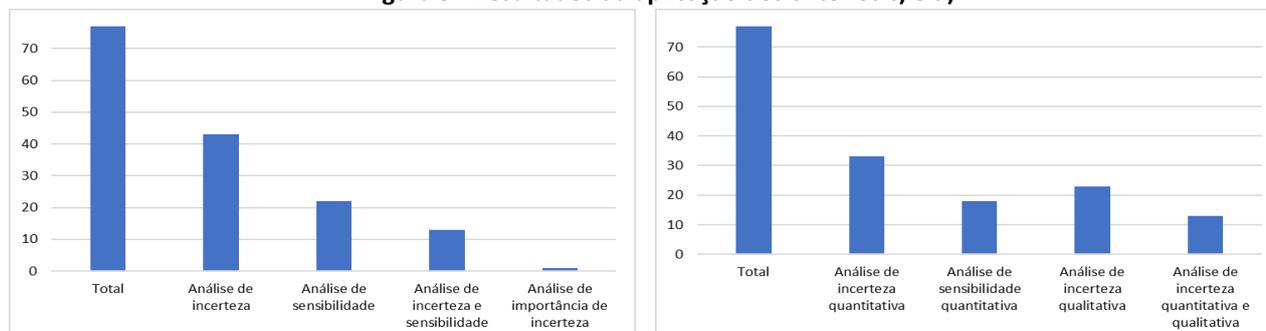
É possível notar que, de todos os estudos que se relacionam a incertezas em AICV, apenas 63% apresenta metodologia de avaliação (Figura 4a). Apesar de terem sido encontrados muitos trabalhos com os termos relacionados à avaliação de incerteza em ACV, é frequente que essa menção seja realizada apenas como sugestão para trabalhos futuros ou como justificativa para resultados discrepantes ou incoerentes. Dessa maneira, percebe-se que, ainda que haja consciência sobre os efeitos das incertezas nos resultados dos estudos, não é a totalidade dos pesquisadores que optam por executar a avaliação.

Dentre estes, 70% apresentam estudo de caso e os demais são relativos ao desenvolvimento e/ou julgamento de novas metodologias. Ainda que seja recomendada e incentivada a regionalização e a elaboração de novas metodologias, a realização de estudo de casos é sempre sugerida, tanto para validar o modelo como para avaliar as incertezas no caso em questão.

Vale ressaltar que, entre os estudos avaliados, apenas 3 (2%) apresentaram avaliação de incerteza para FC (Figura 4b). Nota-se, portanto, que esta prática ainda é muito pouco difundida e a incorporação de incertezas em FC é deficiente. Portanto, faz-se necessário concentrar esforços para adoção destas informações também na caracterização e não apenas nos dados de inventário, permitindo melhor interpretação e aplicação dos resultados da avaliação de impacto.

Para os critérios: c) tipo de avaliação (incerteza e/ou sensibilidade), (Figura 5c) e d) natureza da avaliação (qualitativa e/ou quantitativa), os resultados estão descritos na Figura 5.

Figura 5 - Resultados da aplicação dos critérios c) e d)



(c)

(d)

Fonte: Elaboração própria

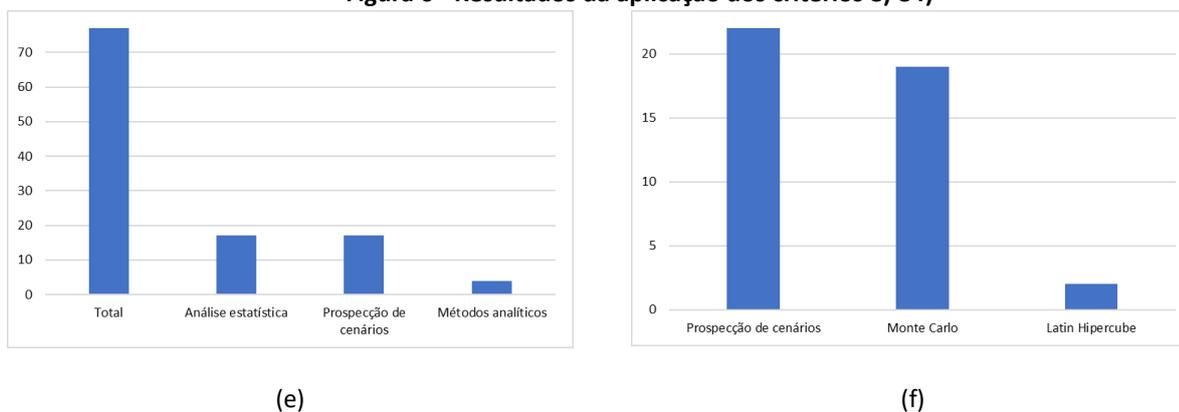
Avaliando os resultados da Figura 5c), ambas a análise de incerteza e sensibilidade foram utilizadas na quantificação e compreensão da variabilidade e influência dos parâmetros de entrada, sendo a primeira mais adotada que a segunda. Ainda que ambas sejam muito difundidas no meio de ACV, a análise de incerteza é mais utilizada por dispor de mais ferramentas formais e instruções para sua execução, além de poder ser realizada de maneira automatizada em softwares.

É possível perceber também que apenas uma quantidade razoavelmente pequena de estudos conduz ambas as análises, seja de forma independente ou relacionando os resultados, como por meio da análise de importância de sensibilidade. A realização de apenas uma das análises é preferida por requerer menos esforço computacional e, por vezes, dispensar coleta adicional de informação. Entretanto, apesar de melhorar a interpretação dos resultados, a avaliação de somente um aspecto pode levar a resultados equivocados e ainda carece de melhorias.

Com relação à Figura 6d), nota-se que a natureza das avaliações foi majoritariamente quantitativa, tanto para incerteza (43%) como sensibilidade (23%). A preferência pela análise quantitativa pode ser justificada a partir das recomendações da ISO 14044, além de serem mais conclusivas e passíveis de comparação. Novamente, a realização de apenas uma análise (quantitativa ou qualitativa) é mais comum que a realização de ambas, limitando a interpretação dos resultados.

Por fim, foram aplicados os critérios: e) metodologia adotada (Figura 6e), f) presença e tipo de propagação e número de simulações (Figure 6f):

Figura 6 - Resultados da aplicação dos critérios e) e f)



Fonte: Elaboração própria

Com relação à metodologia, percebe-se pela Figura 6e) a análise estatística e a prospecção de cenários foram as ferramentas mais adotadas. A análise estatística representa uma técnica bastante difundida e capaz de ser empregada tanto para compreender a distribuição dos dados de saída quanto de entrada, sendo majoritariamente utilizada para avaliação de incertezas nesse contexto. Já a prospecção de cenários não permite avaliação dos parâmetros de entrada de maneira independente, mas sim como a alteração destes afeta o resultado, por meio da proposição de cenários nos quais os valores de entrada são diversos. Desse modo, essa avaliação foi utilizada tanto na avaliação de incerteza quanto na de sensibilidade, porém sempre considerando aspectos mais voltados para dados de saída.

Também com o intuito de analisar os dados de saída, a figura 6f) demonstra que, em 22 estudos, foi realizada a propagação de incerteza (28%), na qual 19 usaram simulações de Monte Carlo (25%), 2 adotaram Latin Hipercube e apenas um optou pela expansão da série de Taylor.

Percebe-se, então, que as simulações probabilísticas em ACV tem sido realizadas majoritariamente por meio de simulações de Monte Carlo, por ser um método eficiente, que exige pouco esforço computacional e amplamente difundido neste meio há bastante tempo. O método consiste na variação de todos os parâmetros de entrada de um modelo ao acaso, porém considerando a distribuição de incerteza dada para cada parâmetro.

As simulações Latin Hypercube seguem o mesmo princípio, porém considerando uma série de intervalos sem sobreposição, cada um com a mesma probabilidade. Este é um método mais recente e mais complexo e que exige maior esforço computacional, contudo leva a amostras aleatorizadas, em geral, mais precisas do que a simulação de Monte Carlo.

Para o nível de detalhamento e especificidade exigidos em ACV, o método de Monte Carlo pode ser tão eficiente quanto Latin Hipercube, à medida que se realiza um número apropriado de simulações, sem prejuízos à qualidade dos resultados obtidos no estudo. Além disso, a existência há mais tempo leva a uma maior aceitação e adoção do método de Monte Carlo no contexto da ACV.

Conclusões

Com a execução deste trabalho, é possível concluir que existe uma deficiência na avaliação de incertezas e sensibilidade em especial na obtenção de Fatores de Caracterização nos estudos realizados até então. Dessa maneira, ainda é necessário desenvolver mais estudos nesse aspecto, com o intuito não só de avaliar as incertezas nos FC mas também incorporá-las na execução da Avaliação de Impacto.

Também se notou que as informações foram descritas majoritariamente por meio de análise de incertezas, prevalecendo abordagem quantitativa à qualitativa. Apenas alguns estudos apresentaram análise de sensibilidade ou combinaram as duas análises, enquanto a análise de importância de incertezas foi raramente realizada. Dessa maneira, ainda é necessário incentivar que sejam feitas análises de incerteza e sensibilidade, permitindo identificar os elemento-chave do trabalho e realizar uma avaliação mais completa.

Entre as ferramentas adotadas, simulações estatísticas e prospecção de cenários são as ferramentas mais consolidadas na avaliação quantitativa de incertezas e sensibilidade, respectivamente, enquanto apenas trabalhos isolados optaram por métodos analíticos. Nota-se, portanto, que as ferramentas que utilizam cálculo numérico são mais difundidas que àquelas de cálculo analítico, devido à praticidade da aplicação e necessidade de menos cálculos e potencial computacional.

Conclui-se, portanto, que ainda é preciso incentivar o relato de informações de incerteza e sensibilidade em estudos de ACV, em especial na obtenção de FC, melhorando a interpretação e robustez do trabalho. Além disso, também se faz necessário dispor de abordagens formais para execução das análises de incertezas e sensibilidade, facilitando sua adoção.

Referências

- BJÖRKLUND, A. E. Survey of approaches to improve reliability in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 7, n. 2, p. 64, 2002.
- HEIJUNGS, R.; SUH, S. *The computational structure of life cycle assessment*. The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2002.
- HUIJBREGTS, M. A. Application of uncertainty and variability in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 3, n. 5, p. 273, 1998.
- ISO, N. 14044-Gestão Ambiental-Avaliação do ciclo de vida. São Paulo: ABNT, 2006.
- LLOYD, S. M.; RIES, R. Characterizing, Propagating, and Analyzing Uncertainty in Life-Cycle Assessment: A Survey of Quantitative Approaches. *Journal of Industrial Ecology*, v. 11, n. 1, p. 161–179, 2007.
- UNEP SETAC. *Global guidance for life cycle assessment indicator*, 2016.



METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV) – CRITÉRIOS DE SELEÇÃO DE CATEGORIAS DE IMPACTO AMBIENTAL

Rigon, M.R.¹, Moraes, C.A.M.², Modolo, R.C.E³, Zortea, R.B.⁴

¹Universidade do Vale do Rio do Sinos-UNISINOS, magali_rigon@hotmail.com

²UNISINOS, cmoraes@unisinis.br

³UNISINOS, reginaem@unisinis.br

⁴Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-rio-grandense-IFSU, rafael@sapucaia.ifsul.edu.br

Resumo: A ACV é uma ferramenta também utilizada para aprimorar a compreensão dos riscos ambientais presentes nos estágios do ciclo de vida de um produto. Para os estudos de ACV, os impactos ambientais são classificados em categorias de acordo com a metodologia de avaliação selecionada. Existem diversos métodos de AICV disponíveis, associadas a softwares e bases de dados de inventário, e a variedade das características e particularidades desses métodos podem interferir potencialmente nos resultados finais desta avaliação. Nesse contexto, o objetivo é identificar as principais metodologias de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida que estão sendo utilizadas em estudos de ACV, bem como as categorias de impacto ambiental com maior relevância, a serem avaliadas através da aplicação dessas metodologias. Esta pesquisa foi realizada por meio de consulta ao Portal de Periódicos CAPES, a 67 artigos que a seguir, foram submetidos a um refinamento, através das palavras chave ACV e resíduos sólidos industriais, cujo objetivo destes foi avaliar o método usado para a seleção das categorias de impacto ambiental para o estudo a ser desenvolvido. Como resultado, observa-se que o método de AICV mais utilizado nos estudos é o CML (atua com um conjunto de normalização europeia). As principais categorias de impactos ambientais avaliadas foram o Potencial de Aquecimento Global seguido pelo Potencial de Acidificação. Contudo, acredita-se que, para a condução dos estudos de ACV, é necessário constatar se as metodologias de AICV utilizadas são realmente efetivas na representação e avaliação dos potenciais impactos ambientais em diferentes regiões do mundo.

Palavras-chave: ACV; metodologias de AICV, impactos ambientais.

Introdução

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta fundamental para melhorar a compreensão dos riscos ambientais que representam os estágios do ciclo de vida de um produto. (SONG et al. 2016). As descobertas realizadas através de estudos de ACV apresentam informações importantes para os gestores fundamentar decisões para melhores práticas ambientais, e facilitam a tomada de decisão com relação a ajustes ou transformações tecnológicas nas indústrias, pois permite identificar pontos críticos com potencial de melhoria por meio de informações científicas. (YANG et al. 2017).

No Brasil, a ACV vem se tornando cada vez mais difundida e o segmento de biocombustíveis representa o principal tema envolvendo pesquisas, seguidos pela área energética e posteriormente agricultura. (ZANGHELINI et al. 2016). Também, a ACV possibilita a realização de estudos para avaliar os impactos ambientais em diversas cadeias de produção. Por exemplo, na indústria siderúrgica (CHEN; YANG; OUYANG, 2011); na indústria da construção civil (YANG et al. 2017; SONG et al. 2016); a processos de reciclagem do aço (CHEN; YANG; OUYANG, 2011) e a gestão de resíduos sólidos urbanos (AL-MADED et al. 2012; BANAR; COKYGIL; OZKAN, 2008; MORRIS, 2005).

Padronizada pela *International Organization for Standardization* (ISO) através da norma ISO 14.040, a qual é representada no Brasil pela norma correspondente, ABNT NBR ISO 14.040:2009, a ACV possui na sua metodologia de aplicação quatro fases principais: Definição do Objetivo; Definição do Escopo; Análise de Inventário e Avaliação de Impacto. (ABNT, 2009).

Para os estudos de ACV, os impactos ambientais são classificados em categorias de acordo com a metodologia de avaliação de impacto. Os métodos de AICV têm como objetivo conectar os resultados de cada fase do inventário do ciclo de vida com o impacto ambiental correspondente. (JOLLIET, 2003). Existem diversos métodos de AICV disponíveis, associadas a softwares e bases de dados de inventário e a variedade das características e particularidades desses métodos podem interferir potencialmente nos resultados finais da avaliação dos impactos. (MENDES, 2013). Ainda, é necessário entender as implicações ambientais globais e da saúde humana envolvidas nos estudos de ACV, visto que sem uma avaliação holística dos impactos ambientais, questões importantes poderiam não ser consideradas nas avaliações. (GURSEL, 2014).

Portanto, na condução de um estudo de ACV é necessário julgar dentre as diversas metodologias de AICV disponíveis, quais são realmente capazes de representar e avaliar os potenciais impactos ambientais envolvidos no processo, considerando a abrangência e as especificidades do estudo. Nesse contexto, o objetivo desse estudo é identificar as principais metodologias de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida que estão sendo utilizadas em estudos de ACV, bem como as principais categorias de impactos ambientais avaliadas através da aplicação dessas metodologias.

Metodologia

Esta pesquisa foi realizada por meio de consulta ao Portal de Periódicos, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), contando com o acervo de bases nacionais e internacionais. O período de realização das buscas junto ao portal foi durante o mês de abril do ano de 2017. As palavras chave definidas para a busca foram: *industrial solid waste* e LCA. Para este caso, foram encontrados 67 resultados. Posteriormente, os artigos foram submetidos a um refinamento, a fim de avaliar apenas os que se enquadram no objeto de estudo: a aplicação da metodologia de ACV para resíduos sólidos provenientes de processos industriais. Foram descartados, por exemplo, os casos em que o tema consistia em revisões de literatura ou avaliações da gestão de resíduos que utilizassem outras metodologias. Os critérios utilizados para a avaliação dos estudos de ACV se refere a sua terceira fase, constituída pela avaliação do impacto do ciclo de vida. Foram identificados os softwares utilizados, o método de AICV e as categorias de impactos ambientais consideradas na avaliação. Os estudos que apresentaram as avaliações das categorias em *midpoint* e *endpoint*, não foram considerados separadamente, como por exemplo, Potencial de aquecimento global e Mudanças no clima. As categorias de impacto consideradas em único trabalho não foram tabeladas, no entanto, se identificadas como significativa pelos autores, estas foram mencionadas na avaliação. Após, buscaram-se evidências que justificassem a escolha das categorias de impactos ambientais avaliadas pelo estudo.

Resultados e discussão

Dos 67 resultados encontrados, 8 artigos se enquadraram no objeto de estudo e foram submetidos a essa avaliação. Foram encontrados estudos de ACV aplicados a resíduos industriais como escória de cobre (SONG et al. 2013), a processos de reciclagem do aço (CHEN; YANG; OUYANG, 2011), a gestão de resíduos sólidos urbanos (AL-MAADED et al. 2012; BANAR; COKYGIL; OZKAN, 2008; MORRIS, 2005) e a indústria do cimento (SONG et al. 2016; YANG et al. 2017; SHEN et al. 2015). Na Tabela 1 estão apresentados os estudos de caso e algumas características avaliadas.

Tabela 1 – Estudos de caso

Referência	Região	UF	Software	AICV	Categorias de impacto								
					1	2	3	4	5	6	7	8	
Chen; Yang; Ouyang, (2011)	China	1 kg de aço (bruto)	SIMAPRO 7	IPCC 2007	x								
Morris (2005)	Eua	Gerenciamento de RSU	DST	-	x	x	x						
Song et al. (2013)	China	1 t de cobre	GaBi 4	Eco-Indicator 99	x	x			x		x		
Al-maadad et al. (2012)	Arábia	10 kg de resíduos de plástico	GaBi 4	CML 2001	x	x		x		x			
Banar; Cokygil; Ozkan, (2008)	Turquia	1 t de RSU	SIMAPRO 7	CML 2000	x	x	x	x		x			X
Song et al. (2016)	China	1 t de cimento Portland	-	CML 2001	x	x	x	x	x	x	x	x	X
Yang et al. (2017)	China	1 t de cimento de diferentes resistências	NI	IMPACT2002+	x	x	x		x				
Shen et al. (2015)	China	Cimento Portland	-	-	x								

Fonte: Elaboração própria Legenda: 1 - Potencial de aquecimento global; 2- Potencial de acidificação; 3- Potencial de Eutrofização; 4- Toxicidade humana; 5- Ecotoxicidade; 6- Depleção Abiótica; 7- Depleção da camada de ozônio; 8- Oxidação fotoquímica; NI –Não informado.

É possível observar que entre os trabalhos avaliados, o método de AICV CML foi o mais utilizado, citados em 3 trabalhos: Banar; Cokygil; Ozkan, (2008), Song et al. (2016) e Al-Maaded et al. (2012) realizados em países como Turquia, China e Arábia, respectivamente. Song et al. (2013) utilizaram o método Eco-Indicator 99 e Yang et al. (2017) o método Impact2002+.

Alguns autores justificam a escolha do método de AICV definido para as avaliações das categorias de impactos em seus estudos, pela ampla utilização desses métodos em estudos de ACV. (YANG et al. 2017; SONG et al. 2013). Outros autores ainda não relatam nenhuma justificativa à cerca da decisão estabelecida para a condução do estudo.

Para os estudos de ACV, os impactos ambientais são classificados em categorias de acordo com a metodologia de avaliação de impacto. As escolhas das categorias de impactos ambientais para um entendimento sistêmico dos aspectos envolvidos em cada processo são de grande importância nesta fase, pois a falta de informações pode afetar todos os níveis de decisão.

Nessa avaliação, as principais categorias de impactos ambientais consideradas nos estudos de AICV foram o Potencial de Aquecimento Global e o Potencial de Acidificação, sendo considerados em oito e sete estudos, respectivamente. A Ecotoxicidade foi uma categoria avaliada por 3 estudos.

Quando comparado às pesquisas de ACV realizadas somente em função do produto cimento, pode-se observar que os três trabalhos foram desenvolvidos na china, no entanto, os métodos de AICV utilizados foram distintos.

Considerando as categorias avaliadas, é possível observar que apenas uma categoria de impacto ambiental foi comumente avaliada pelos três trabalhos, o Potencial de aquecimento global, seguido pela avaliação das categorias Potencial de Acidificação; Potencial de Eutrofização e Ecotoxicidade avaliadas por Song et al. (2016) e Yang et al. (2017). Ainda, o fato de essas categorias estarem sendo avaliadas pelos autores não sugere que as mesmas sejam significativas para os três estudos.

Song et al. (2016) realizaram a avaliação ambiental de uma linha típica de produção de cimento na China, e compararam seus impactos ambientais com as melhores tecnologias disponíveis, com a substituições de matérias-primas e combustíveis calcinação. A unidade funcional definida para o estudo foi a produção de 1 tonelada de cimento Portland. Os dados foram coletados de uma empresa situada ao norte da China e compilados com a base de dados. As categorias de impactos ambientais foram avaliadas através do método CML 2001. Os impactos ambientais avaliados foram normalizados. Dessa forma, foi possível observar entre as categorias avaliadas, que o impacto ambiental potencial de aquecimento global é maior quando comparada com outros, seguidos pelo potencial de acidificação e potencial de oxidação fotoquímica.

Os autores constataram que a maneira mais eficiente de reduzir as emissões de GEE para a produção de cimento na china é encontrar alternativas de matérias-primas e combustíveis, devidos principalmente à etapa de calcinação e ao consumo de carvão. Corroboram com os autores Yang et al. (2017) ao afirmar que a aplicação de materiais alternativos (por exemplo, resíduos industriais e subprodutos) é um meio eficiente para reduzir os potenciais impactos ambientais e econômicos gerados pela indústria de cimento.

Yang et al. (2017) compararam o desempenho ambiental de cimentos produzidos com diferentes graus de resistência. A UF estabelecida foi a produção de 1 tonelada de cimento. Os dados médios anuais da produção dos diferentes cimentos foram obtidos através de uma pesquisa da China United Cement Corporation. Os dados de energia, carvão e transporte foram obtidos da literatura. O método de AICV utilizado foi o Impact2002+. Os impactos ambientais foram calculados a partir de categorias *midpoint* e *endpoint*, e então realizada a normalização.

Através da ACV os autores concluíram que o cimento produzido com um grau de resistência maior possui maiores impactos ambientais quando comparados com um cimento de grau de resistência menor. Para todos os tipos de cimento avaliados, as categorias que contribuem para os impactos ambientais globais são o aquecimento global, os efeitos respiratórios, o consumo de energia não renovável e a acidificação/eutrofização terrestre. Deste modo, duas categorias foram comumente significativas para esses estudos, o potencial de aquecimento global e o potencial de acidificação.

Shen et al. (2015) quantificaram as emissões de CO₂ da indústria de cimento na China, através da ACV. Os autores não utilizaram um Software específico e os cálculos foram realizados através de equações apresentadas no estudo.

Yang et al. (2017) apontam que a maioria dos estudos sobre a produção de cimento foi focada apenas em emissões de CO₂ e ignorados outros impactos ambientais. Nota-se que esta é uma tendência dos estudos de ACV não somente sobre a produção do cimento, mas também de outros processos, visto que a categoria Potencial de aquecimento global foi considerada em todos os estudos, o que remete a preocupação dos setores em colaborar com a redução das emissões de GEE.

No entanto, ressalta-se a importância de considerar a totalidade dos impactos ambientais relacionados às ACVs, considerando a importância dos resultados das avaliações para todos os níveis de tomada de decisão. Portanto, é importante considerar as especificidades de cada região, bem como identificar a necessidade possíveis aspectos e impactos ambientais locais envolvidos.

Ainda, para os tomadores de decisão, é importante que seja realizada uma AICV completa, levando em consideração os aspectos econômicos e sociais envolvidos. (CHEN; YANG; OUYANG, 2011).

Gursel, (2014) faz observação a falta de avaliação holística dos impactos ambientais nas ACV atuais, através de uma análise crítica de estudos de ACV aplicados ao concreto. O autor relata que os estudos de ACV sobre o concreto apresentados na literatura, se concentram no uso de energia e nas emissões de GEE, mas existem outras questões importantes, como COVs, metais pesados e outras emissões tóxicas envolvidas na fabricação dos componentes do concreto.

Outra questão importante envolvida em ACVs atuais é a falta de aplicação de variações regionais e tecnológica. (GURSEL, 2014). Vão ao encontro da importância desta afirmação, os resultados alcançados através da avaliação dos ganhos ambientais de um concreto produzido com 20% de substituição de cimento Portland por Cinza de Casca de Arroz (CCA) obtida através de diferentes sistemas de combustão no estado do Rio Grande do Sul, em sistema de Leito Fluidizado (LF) e sistema de Grelha (GR). A substituição de cimento Portland por 20% de CCA gerada pelo sistema de LF contribuiu para a redução de 24% das emissões de CO_{2 eq} para o concreto em estudo, já a substituição de cimento Portland por 20% de CCA gerada pelo sistema de GR contribuiu para a redução de 7,7% das emissões de CO_{2 eq} do concreto. (RIGON, 2015).

Conclusões

Neste trabalho, o método de AICV mais utilizado nos estudos avaliados foi o CML. As principais categorias de impactos ambientais avaliadas foram o Potencial de Aquecimento Global seguido pelo Potencial de Acidificação. Para a condução dos estudos de ACV, é necessário verificar se as metodologias de AICV e as categorias utilizadas são capazes de representar e avaliar os potenciais impactos ambientais em diferentes regiões do mundo. Além disso, foi observado que os artigos analisados não apresentaram uma metodologia para a definição das categorias de impacto utilizadas em seus estudos.

Referências

- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (2009) NBR ISO 14040: Gestão Ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Princípios e estrutura. ABNT, Rio de Janeiro.
- BANAR, M.; COKAYGIL, Z.; OZKAN, A. (2009) Life cycle assessment of solid waste management options for Eskisehir, Turkey. Waste Management. v. 20, pp. 54-62.
- CHEN, B.; YANG, J.; OUYANG, Z. (2011) Life Cycle Assessment of internal recycling options of steel slag in Chinese iron and steel industry. Journal of iron and steel research, v. 18, n. 7, pp. 33-40.



- GURSEL, A.P.; MARYMAN, H.; OSTERTAG, C. (2016) A life-cycle approach to environmental, mechanical, and durability properties of "green" concrete mixes with rice husk ash. *J Cleaner Production* N.112, pp. 823-836
- JOLLIET, O. et al. IMPACT 2002+ A new life cycle assessment methodology (2003) *The international Journal of Life Cycle Assessment*. V. 8, n. 6, pp. 324-330.
- MENDES, N. C. (2013) Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil. Dissertação. Universidade de São Paulo
- RIGON, M. R. (2015) Avaliação ambiental do uso da casca de arroz como biomassa para fins energéticos e do coproduto cinza aplicado ao concreto. Dissertação. Universidade do Vale do Rio dos Sinos
- SONG, X.; YAN, J.; LU, B.; LI, B. (2013) Exploring the life cycle management of industrial solid waste in the case of copper slag. *Waste Management & Research*, v. 31, n. 6, pp. 625-633.
- SHEN et al. (2015) Quantifying CO₂ emissions from China's cement industry. *Renewable and Sustainable Energy*. v. 50, pp. 1004-1012.
- SONG, et al. (2016) Life cycle environmental impact analysis of a typical cement production chain. *Applied Energy*. v. 164, pp. 916-923.
- YANG, D. et al. (2017) Comparative study of cement manufacturing with different strength grades using the coupled LCA and partial LCC methods—A case study in China. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 119, pp. 60-68.
- ZANGHELINI et al. (2016) Análise da evolução dos temas de pesquisa da ACV no Brasil baseada na relação de co-words. *Revista Latino-Americana em Avaliação do Ciclo de Vida*. pp. 34-47.



REGIONALIZAÇÃO DE FATORES DE CARACTERIZAÇÃO DE ESCASSEZ HÍDRICA NA REGIÃO HIDROGRÁFICA DO SÃO FRANCISCO

Edilene Pereira Andrade¹, Luinne Couto de Amorim Feitosa², Mateus da Costa Alencar³, Maria Cléa de Brito Figueirêdo⁴

¹Universidade Federal do Ceará, edilenepandrade@hotmail.com

²Universidade Federal do Ceará

³Universidade Federal do Ceará

⁴Embrapa Agroindústria Tropical

Resumo: Na Avaliação de Impacto Ciclo de Vida, geram-se fatores de caracterização (FC) a partir de modelos de avaliação de impacto de ciclo de vida, como o AWARE (Boulay et al., 2017), indicado em 2017 pela UNEP/SETAC para avaliação da escassez hídrica. O AWARE avalia o potencial relativo da privação de água, para humanos e ecossistemas, pressupondo que quanto menos água disponível por área, mais provável que outro usuário seja afetado pela escassez. Água disponível por área refere-se à remanescente após subtrair o consumo humano e demanda do ecossistema aquático (EWR) da disponibilidade hídrica natural. Esse estudo regionalizou FC do modelo AWARE para a Região Hidrográfica (RH) São Francisco, gerando novos fatores para suas 45 Unidades Hidrográficas Estaduais (UHE) e para a RH, utilizando-se dados de monitoramento da base de dados da Agência Nacional de Águas (ANA). Foram gerados FC para as 45 UHE da RH. As UHE Rio Paracatu, Rio Pará, Rio Paraopeba, Rio das Velhas apresentaram FC com maior escassez mensal entre maio e outubro. Comparando os FC gerados para a RH com os originais do AWARE, observou-se que os valores regionalizados apresentaram maior escassez para todos os indicadores: Padrão (novo: 18.2; original: 3.1), que se refere a demanda total, Não-agrícola (novo: 28.3, original: 3.6) e Agrícola (novo: 13.2, original: 3.1). Conclui-se que os FC em nível de UHE permitem a identificação de bacias com maiores problemas de escassez que não apareciam em nível de RH, sendo adequados ao estudo de produtos, sobretudo agrícolas, produzidos em diversas bacias de uma mesma RH.

Palavras-chave: AWARE; escassez hídrica, São Francisco; AICV.

Introdução

A escassez hídrica pode ser definida como o uso ou consumo de água que se aproxima ou excede da capacidade natural de regeneração de um corpo hídrico (KOUNINA *et al.*, 2013). A questão da escassez hídrica se tornou uma preocupação global a partir da crescente demanda humana por água, principalmente para o setor de agricultura e para as áreas urbanas.

A escassez hídrica na Região Hidrográfica do São Francisco (RHSF) é um tema que merece destaque devido a importância da bacia para o Nordeste brasileiro e para o Semiárido. Essa região hidrográfica é dividida em 45 Unidades Hidrográficas Estaduais (UHE) que são unidades de planejamento dessa grande bacia. De acordo com dados da Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil (ANA, 2013) a vazão natural média da RHSF é na ordem de 2.846 m³/s, enquanto a disponibilidade hídrica superficial total é de 1.886 m³/s. Além disso, o Rio São Francisco teve uma importante participação na história e no desenvolvimento econômico da região Nordeste, além de ser o principal fornecedor de água para a região do Semiárido.

Dentro da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), o impacto de uso da água tem sido implementado nos estudos de impacto ambiental. A escassez hídrica na ACV pode ser quantificada por fatores de caracterização, que são gerados a partir de modelos reconhecidos internacionalmente. Esse fator, segundo a ISO 14044 (2006), é proveniente de um modelo de caracterização utilizado para converter os resultados de inventário em uma unidade comum de indicador de categoria. A regionalização pode ser definida como a realocação de dados de uma escala espacial menor para uma escala espacial maior, possibilitando um detalhamento maior de informações e uma análise mais complexa da situação de escassez hídrica da região em estudo.

Desde 2006, diversos modelos têm sido desenvolvidos para avaliar a escassez hídrica em ciclo de vida de produtos, entre eles, Pfister *et al.* (2009), Pfister e Bayer (2014), Motoshita *et al.* (2014) e Boulay *et al.* (2017). O modelo Available Water Remaining - AWARE (BOULAY *et al.*, 2017) é utilizado como indicador midpoint de uso da água, de forma a representar a 'água disponível restante' em uma bacia, por unidade de área. Essa 'água restante', calculada pelo modelo, seria a quantidade de água remanescente após retirar todas as demandas humanas e do ecossistema da vazão disponível de um corpo hídrico (BOULAY *et al.*, 2015). As demandas humanas são as demandas urbana, rural, animal, industrial e de irrigação. Já a demanda do ecossistema se refere a quantidade de água que deve permanecer no corpo hídrico para que não haja prejuízo nas suas funções ambientais.

Esse trabalho tem como objetivo gerar novos fatores de caracterização regionalizados de escassez hídrica para a Região Hidrográfica do São Francisco, utilizando o modelo AWARE e um banco de dados regional, e comparar os resultados gerados com o modelo original. A aplicação de um modelo de caracterização de escassez hídrica, visando gerar fatores regionalizados para a RHSF, permite uma análise mais detalhada da situação de escassez na região, auxiliando na tomada de decisões de gestores políticos e empresariais, e trazendo à tona a realidade de uma bacia hidrográfica tão importante para as regiões do Nordeste brasileiro e do Semiárido.

Metodologia

Nesse trabalho foi adotado o Modelo AWARE para geração de fatores de caracterização para avaliação de impacto do uso de água na escassez hídrica de uma região. A base de dados utilizada foi da Agência Nacional de Águas (ANA).

O cálculo do fator de caracterização do modelo é realizado a partir de uma série de equações disponibilizadas em Boulay *et al.* (2017). Esses fatores podem ser calculados em nível de bacia, país ou mundo, em escala mensal e anual, e de acordo com as demandas agrícolas (FC Agri), demandas não-agrícolas (FC Não-agri) e demandas totais (FC Pad). A equação base para os cálculos mostra o resultado a diferença entre a disponibilidade natural da bacia e demandas humana e do ecossistema (Equação 1). Para o cálculo do fator, o AMD da bacia foi ponderado pelo AMD gerado pela média mundial de consumo de água.

$$(1) \text{ AMD}_i = (\text{Disponibilidade} - \text{Demanda humana} - \text{Demanda Ecossistema}) / \text{Area} [\text{m}^3/\text{m}^2 \text{ mês}]$$

A base de dados utilizada para as demandas agrícolas e não-agrícolas é a disponibilizada pela ANA, obtida a partir de modelos condizentes com a realidade da RH e dados de monitoramento. Já a demanda do ecossistema foi obtida do trabalho de Pastor *et al.* (2014) (Tabela 1).

Tabela 1 - Tabela resumo da base de dados de entrada da ANA

Dados de entrada	Unidade	Escala temporal	Escala Espacial	Fonte
<ul style="list-style-type: none"> Animal Rural Urbana Industrial Irrigação 	m ³ /s	<ul style="list-style-type: none"> Média anual (2013) Média anual (2013) Média anual (2013) Média anual (2013) Mensal (2014) 	Microbacias	Metadados ANA
Disponibilidade Hídrica	km ³ /mês	Mensal e anual (2006-2013)	Microbacias	Metadados ANA
Demanda do Ecossistema	%	Mensal (2014)	Células-grade (pixels)	Pastor et al (2014)

Fonte: Elaboração própria

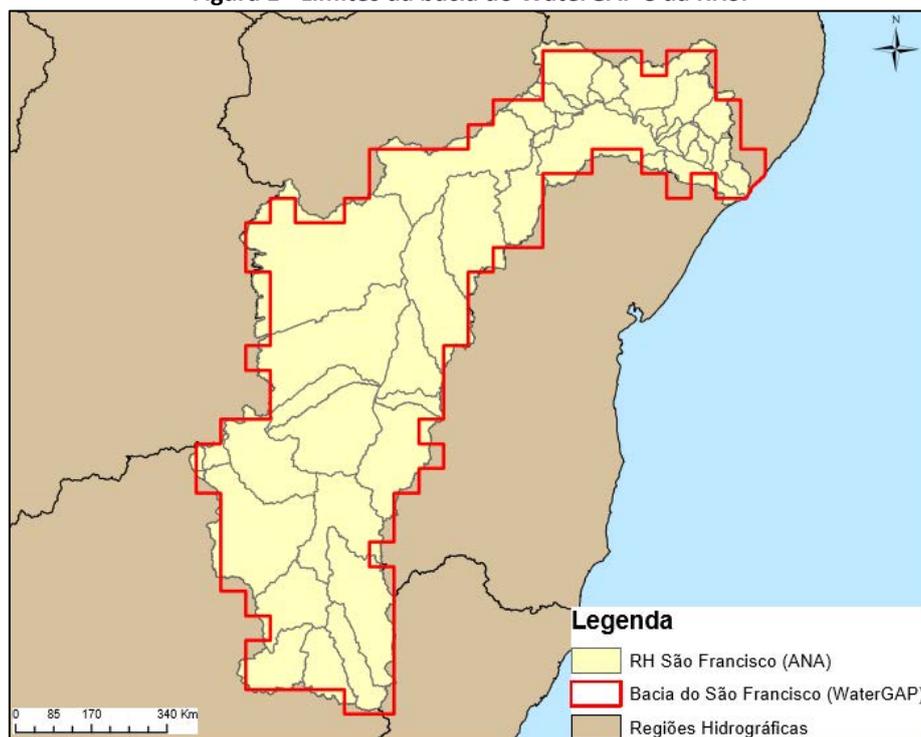
A vazão de demanda do ecossistema foi calculada pela multiplicação o fator de demanda do ecossistema de cada UHE pela vazão de disponibilidade da unidade hidrográfica, tendo assim a vazão de demanda do ecossistema.

O cálculo dos fatores foi executado em parte pela plataforma ArcGIS, e em parte com o auxílio do software Microsoft Office Excel. Após manipulação dos dados no ArcGIS, a tabela de atributos contendo todos os dados de entrada foi exportada para o Excel, onde os fatores de caracterização foram calculados, obedecendo o passo a passo de equações do modelo AWARE, ponderados em relação à AMD global, e corrigidos para o intervalo de 0,1 a 100. Para o presente estudo, o AMD global utilizado foi o mesmo levantado e adotado no modelo AWARE, que é o valor de 0.0136.

Para facilitar visualização dos resultados, adotou-se uma classificação de faixas de FC para avaliação qualitativa dos dados: 0.1 – 20 (Muito Baixo), 20.1 – 30 (Baixo), 30.1 – 50 (Médio), 50.1 – 80 (Alto) e 80.1 – 100 (Muito Alto).

Após geração de fatores para as UHEs da RHSF, esses fatores foram agregados, gerando fatores mensais para a RH. Com a agregação foi possível fazer a comparação entre fatores regionalizados e originais do modelo. Para a região em estudo, a bacia do WaterGAP é bastante semelhante à RHSF definida pela ANA (FIGURA 1), portanto, comparou-se os fatores agregados para a RHSF com os originais do modelo.

Figura 1 - Limites da bacia do WaterGAP e da RHSF



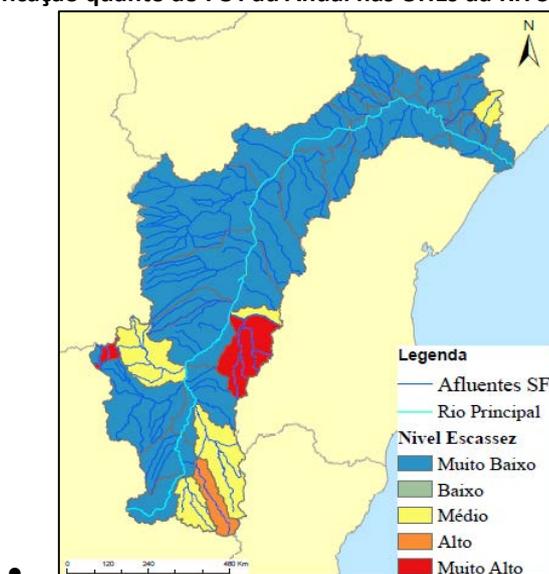
Fonte: Elaboração própria

A aplicação do Modelo AWARE em bacias menores gerou uma grande quantidade de valores, o que pode dificultar visualizar o real significado dos mesmos. Com o uso da estatística descritiva pretendeu-se descrever um conjunto de dados com gráficos e tabelas, para melhor visualização da distribuição dos resultados em função da avaliação quantitativa adotada no trabalho.

Resultados e discussão

O resultado da aplicação das equações do modelo foram a geração de fatores regionalizados padrão (FC Pad) em nível de unidade hidrográfica e escala temporal anual para as UHEs da Região Hidrográfica do São Francisco. Em geral, as UHEs que estão no curso do rio principal apresentam menores FCs, já as que estão nos seus afluentes apresentam maior escassez (Figura 2). De acordo com estudos da Agência Nacional de Águas, as UHEs mostradas com maiores FCs são as UHEs com maior problema.

Apesar da principal demanda nessa RH ser a de irrigação (ANA, 2012), a demanda que tem mais peso no FC Padrão é a não-agrícola, pois as demandas de irrigação, apesar de altas se concentram durante a época que não chuvosa na RH. Já a demanda não-agrícola, relativamente alta (121.6 m³/s) na RHSF, é considerada constante durante todo o ano.

Figura 2 - Classificação quanto ao FC Pad Anual nas UHEs da RH São Francisco


Fonte: Elaboração própria

Os fatores foram agregados mensalmente para a RHSF nas categorias de FCs agrícola, não-agrícola e padrão, definidos anteriormente nesse documento. Além disso, os fatores foram agregados anualmente para comparação com os valores originais gerados por Boulay *et al.* (2017) (Tabela 2). Em termos qualitativos a escassez na RHSF é considerada “Muito Baixa” quando se avalia o FC Padrão. Isso é devido a alta disponibilidade hídrica no rio São Francisco durante todo o ano. Comparando os resultados obtidos com os originais do modelo, apenas nos meses de janeiro e dezembro os FCs Padrão, têm-se os valores originais mais escassos que os obtidos nesse trabalho, apesar de a diferença ser pouca. Nos outros meses há grande diferença entre os FC Padrão regionalizados e os originais do modelo, diferença essa que é resultado das bases de dados adotadas para os cálculos.

Tabela 2 - Fatores de caracterização gerados na RH São Francisco e comparação com os FC originais do modelo

	FC AGRÍ	FC NÃO-AGRÍ	FC	Original
Janeiro	0.6	1.8	1.3	1.5
Fevereiro	4.5	2.7	3.6	1.1
Março	6.8	3.1	4.6	1.2
Abril	8.0	5.4	7.1	1.4
Maió	11.8	34.5	17.9	4.3
Junho	13.8	55.6	25.2	7.2
Julho	16.0	58.0	27.0	5.3
Agosto	24.9	63.8	33.9	5.3
Setembro	20.6	69.7	31.7	5
Outubro	9.2	37.4	16.7	4.5
Novembro	3.0	5.9	4.2	3.7
Dezembro	0.3	2.2	1.3	2.6
Anual	13.2	28.3	18.2	3.1

Fonte: Elaboração própria

A base de dados do WaterGAP se baseia em dados de 1980 e 1998 que certamente estão defasados em relação à realidade, já a base de dados da ANA foi atualizada em 2013 em relação as demandas. Além disso, a base de dados

nacional usa dados de monitoramento para a disponibilidade e fatores brasileiros para estimação de demandas, enquanto o WaterGAP utiliza modelos hidrológicos para construir seu banco de informações.

Avaliando as duas bases de dados, ANA e WaterGAP, é possível constatar a superestimação da disponibilidade hídrica do WaterGAP em relação à ANA em alguns meses, o que reflete diretamente nos resultados dos FCs (Tabela 3). Quando se avalia a demanda agrícola, além da subestimação dos valores do WaterGAP em relação à ANA. Além, nos dados do WaterGAP há uma inversão do que acontece na realidade, mostrando a época chuvosa da região com alta demanda por água, enquanto o período seco não há demanda hídrica para irrigação. Tal situação não é coerente, pois a demanda hídrica para irrigação é acionada principalmente quando a chuva não é capaz de suprir a necessidade da área de cultivo.

Tabela 3 - Dados de disponibilidade e demanda agrícola do modelo WaterGAP e da ANA para a RH São Francisco

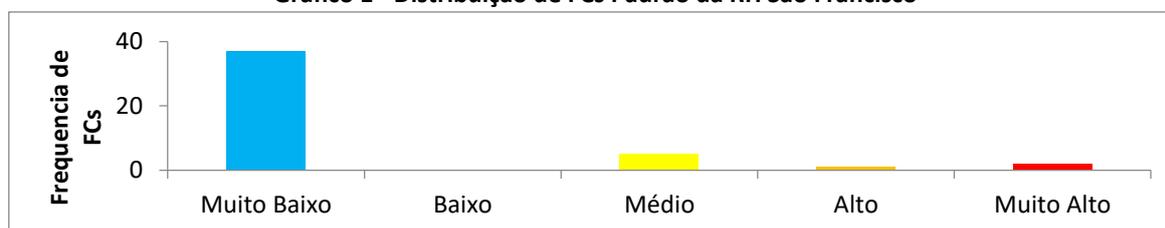
	<i>Disponibilidade</i>		<i>Demanda Agrícola</i>	
	WaterGAP	ANA	WaterGAP	ANA
<i>Janeiro</i>	2055.60	1033.56	58.36	88.49
<i>Fevereiro</i>	3710.86	1105.71	110.50	122.64
<i>Março</i>	4949.37	1117.09	105.47	86.60
<i>Abril</i>	5007.89	961.15	118.96	235.51
<i>Mai</i>	4424.65	701.87	106.47	332.53
<i>Junho</i>	3714.60	567.86	51.90	325.50
<i>Julho</i>	2950.53	526.48	38.86	340.11
<i>Agosto</i>	1846.79	511.45	33.81	402.17
<i>Setembro</i>	1015.98	506.65	40.04	411.49
<i>Outubro</i>	598.54	516.90	35.98	331.54
<i>Novembro</i>	478.97	598.09	26.38	161.87
<i>Dezembro</i>	669.08	802.02	30.38	113.34

Fonte: Elaboração própria

O estudo mostrou variabilidades espaciais e temporais no impacto de uso da água, demonstrando coerência com a realidade da bacia, de forma a constatar, por meio da aplicação do modelo AWARE, a distinção dos períodos de seca, e dos períodos de maior disponibilidade hídrica na RHSF. Em relação a variabilidade temporal, pôde-se observar que os meses de menor escassez condizem com os períodos de maior precipitação, ou seja, quando há um aumento considerado da vazão natural disponível no rio. Da mesma forma, os meses que apresentaram situação de maior escassez, condizem com os períodos secos, de pouca ou nenhuma precipitação na bacia hidrográfica.

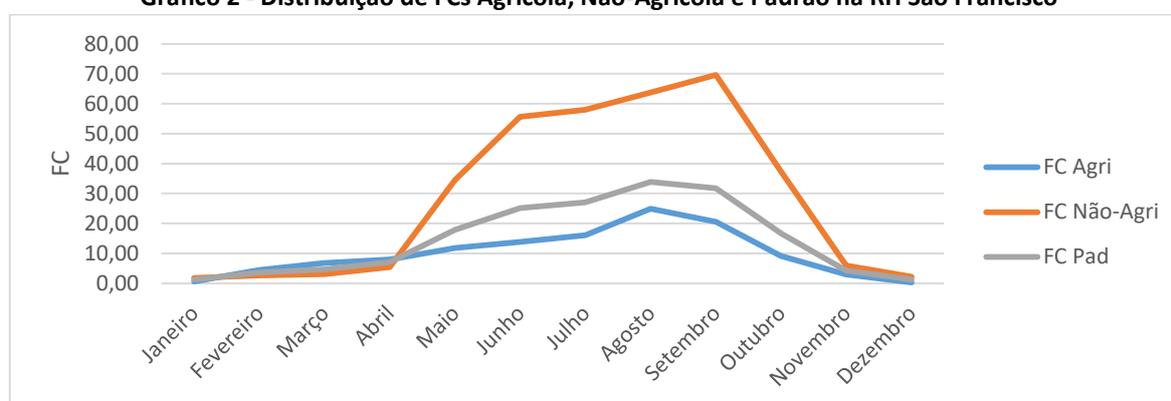
A análise estatística da RHSF mostra um predomínio de fatores de escassez hídrica das UHEs como “muito baixo”, isso se deve a alta disponibilidade hídrica do rio principal (Gráfico 1). Além disso, a variação dos FCs da RHSF durante o ano é de acordo com o regime de chuvas da RH, que vai de novembro a abril, apresentando nesse período os menores FCs (Gráfico 2).

Gráfico 1 - Distribuição de FCs Padrão da RH São Francisco



Fonte: Elaboração própria

Gráfico 2 - Distribuição de FCs Agrícola, Não-Agrícola e Padrão na RH São Francisco



Fonte: Elaboração própria

Conclusões

A aplicação de um modelo de caracterização consenso, a utilização de dados de demanda regionais e a escolha de um limite espacial de maior escala foram decisivos para se alcançar um resultado satisfatório dos fatores. Os FCs mostraram que há uma variação entre as UHEs em relação a escassez apresentada, ou seja, há UHEs que apresentam escassez elevada enquanto outras não.

Os fatores gerados pelo modelo original mostram menor escassez do que os regionalizados através da base de dados da ANA. Isso se deve à base de dados do WaterGAP que superestima os valores de disponibilidade e subestima os valores de demanda.

Por fim, a recomendação principal para o presente estudo é que ele seja replicado para o país inteiro para que se possa verificar possíveis inconsistências nos resultados originais comparando-os com a realidade da região em questão. Além disso, que, quando possível, para os estudos de ACV se utilize os fatores regionalizados e não os originais no modelo, para assim, obter melhores resultados.

Referências

ALCAMO, Joseph et al. (2003) Development and testing of the WaterGAP 2 global model of water use and availability. Hydrological Sciences Journal, v. 48, n. 3, p. 317-337.

ANA. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil (2013). Brasília, DF. Disponível em: http://www3.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conj2013_rel.pdf

The AWARE method: Available WAtER REmaning. WULCA. Disponível em: <<http://www.wulca-waterlca.org/aware.html>>. Acessos em: mar-jun. 2017

BAUMANN, Henrikke; TILLMAN, Anne-Marie (2004). The Hitch Hiker's Guide to LCA. An orientation in life cycle assessment methodology and application. External organization.

BOULAY, Anne-Marie et al. (2017) The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: Assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). The International Journal of Life Cycle Assessment, p. 1-11.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO14046 (2004): Environmental management – Water footprint – Principles, requirements and guidelines. Geneva.

KOUNINA, Anna et al. Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment (2013). The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 18, n. 3, p. 707-721.

PASTOR, A. V. et al. (2013) Accounting for environmental flow requirements in global water assessments. Hydrology and Earth System Sciences Discussions, v. 10, p. 14987-15032.

UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (2016). Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators: Volume 1. Paris, França, 159 p. ISBN: 978-92-807-3630-4.

SALINIZAÇÃO DO SOLO: UMA ANÁLISE DE PRODUÇÃO CIENTÍFICA E MODELOS EXISTENTES

Dalila Menezes¹, Suetônio Mota², Cléa Figueiredo³

¹Doutoranda em Saneamento DEHA/UFC, menezes.dalila@gmail.com

²Professor Titular do DEHA/UFC

³EMBRAPA Agroindústria Tropical

Resumo: Diante dos complexos e variados impactos decorrentes da salinização do solo se faz necessário investigar um modelo que atenda a dinamicidade do processo e possa ser utilizado na avaliação de impacto de ciclo de vida. Esse trabalho avaliou distintos modelos de caracterização para salinização do solo, considerando critérios relacionados ao escopo, robustez científica e disponibilidade de fatores de caracterização para o Brasil. Cada critério tem uma avaliação em que se atribui pontos dependendo da classificação que variam de 1 (baixo) a 5 (alto). A metodologia de avaliação dos modelos de caracterização de salinização do solo é baseada em critérios e subcritérios definidos a partir da opinião de especialistas que integram a Rede Brasileira de AICV. Este trabalho avaliou quatro modelos disponíveis: (1) Amores et al. 2013, (2) Leske and Buckley 2003;2004a; 2004b, (3) Zhou et al. 2013b e (4) Feitz and Lundie, (2002). Os modelos 1 e 2 apresentaram a mesma pontuação (2,0), o primeiro com melhor desempenho em robustez científica e o segundo se destacou em escopo e robustez científica. Todos os modelos obtiveram pontuação mínima (1,0) no critério de FCs para o Brasil. Os modelos 3 e 4 obtiveram menor pontuação (1,75 e 1,5 respectivamente), o segundo apresentou desempenho mínimo para o critério escopo. A baixa pontuação dos modelos se deve, principalmente, à limitação geográfica de aplicação dos FCs e causas distintas de salinização. A metodologia desenvolvida por Feitz e Lundie (2002), se apresenta a mais adequada para ser aplicado no Brasil, a julgar pela aplicabilidade em outras regiões e tipo de salinização avaliada: propensão da água de irrigação para danificar a estrutura do solo e o acúmulo de sódio no solo (expresso em Na⁺ equivalente). Os resultados e recomendações dos modelos deste trabalho serão utilizados para subsidiar tomadas de decisão e subsidia desenvolvimento de um método global aplicável, com indicadores de impactos diferenciados espacialmente.

Palavras-chave: Salinização do solo, impactos ambientais, arcabouço metodológico.

Introdução

A Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura aponta que a salinização, perda de carbono orgânico e erosão são as principais ameaças para o solo latino-americano, conforme relatório publicado em 17 de dezembro de 2015 pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO, 2015).

A salinização entende-se o processo pelo qual os solos salinos resultam da acumulação de sais solúveis de sódio, cálcio, magnésio e potássio nos horizontes superiores do perfil do solo (BEZERRA, 2006). O processo de salinização configura-se como ameaça ao meio ambiente quando ocasiona desequilíbrio ambiental e afeta a qualidade do solo e dos recursos hídricos. Uma vez prejudicada a dinâmica ambiental local, a presença excessiva de sais no solo, apresenta consequências relevantes no setor da agricultura, atingindo a economia local. Quando a existência excessiva de sais no solo prejudica de maneira economicamente significativa o rendimento das plantas cultivadas, utiliza-se o termo salinidade (BASTISTA et al, 2012).

Existem diversas causas de salinização dos solos e fatores que podem influenciar neste processo, sendo a susceptibilidade da região um fator imprescindível para tornar o solo salinizado. Segundo Pedrotti (2015, apud HOLANDA et al, 2007), a precipitação pluviométrica limitada nessas regiões, associada à baixa atividade bioclimática, menor grau de intemperização, drenagem deficiente e a utilização de água de má qualidade, conduzem à formação de solos com alta concentração de sais. Ademais, a seca e salinidade estão, particularmente, se tornando generalizadas em muitas regiões e podem causar a salinização severa de mais de 50% de todas as terras aráveis, até o ano 2050 (GONDIM et al, 2015 apud WANG et al, 2003).

Pode-se observar várias consequências da salinização, que devem ser classificadas nas seguintes categorias: ambientais, sociais e econômicas. Existe uma tênue delimitação entre as causas e consequências, estas devem estar categorizadas e organizadas no modelo para otimizar a avaliação dos impactos ambientais.

Processos de extensa escala podem ser citados na cadeia de causa e efeito da salinização dos solos, como: desertificação e aquecimento global. Os pesquisadores que investigam as consequências da salinização, estimam que o processo inicia com o descobrimento do solo que favorece o processo de erosão. O cultivo continuado, com a retirada dos produtos agrícolas e sem reposição dos nutrientes retirados, leva à perda da fertilidade. Nas áreas

irrigadas, o uso de águas com teores elevados de sais, o mau manejo dos ciclos de molhamento e a ausência de drenagem podem levar à salinização (SAMPALHO, 2008).

Como consequência, o processo de salinização provoca a perda da capacidade produtiva dos solos e enormes prejuízos socioeconômicos, causa principal dos transtornos nos Perímetros irrigados (GONDIN et al, 2010). Segundo Accioly (2011), a desertificação associada à salinização dos solos ocorre em maior ou menor proporção em quase todas as áreas irrigadas do Nordeste. Diante disto, a salinização se configura como a principal causa da degradação dos solos e consequente desertificação nas áreas de agricultura irrigada (ACCIOLY, 2011).

O impacto da degradação do solo pela inundação, recarga subterrânea, intrusão marinha e salinização do solo, estes fatores têm sido apontados como responsáveis pela desertificação das terras de determinadas regiões (MEIRELES, 2007).

Além da desertificação, o Aquecimento global também pode ser um processo citado na cadeia de causa e efeito da salinização. O potencial efeito do Aquecimento global sobre a salinidade de reservatórios pode variar. Em anos secos, a estimativa de aumento da salinidade será na ordem de 1-3 *psu* (do inglês, *practical salinity unit*) entre os anos atuais e 2090, podendo esta simulação ser mais agravante com períodos de estiagens mais frequentes que os das séries históricas e atingir 5-9 *psu* (GONDIM et al, 2010 apud KNOWLES e CAYAN, 2002).

O presente trabalho propõe avaliar modelos de avaliação dos impactos de salinização do solo disponíveis no âmbito da ACV (Avaliação do Ciclo de Vida). Utilizou-se como critério para seleção os artigos que possuíam mais informações sobre: tipos de salinização, escopo, fatores de caracterização, inventário e categorias de impacto.

Metodologia

Esse trabalho avaliou distintos modelos de caracterização para salinização do solo, considerando critérios relacionados ao escopo, robustez científica e disponibilidade de fatores de caracterização para o Brasil. Cada critério tem uma avaliação em que se atribui pontos dependendo da classificação que variam de 1 (baixo) a 5 (alto).

A metodologia de avaliação dos modelos de caracterização de salinização do solo é baseada em critérios e subcritérios definidos a partir da opinião de especialistas que integram a Rede Brasileira de AICV. Este trabalho avaliou quatro modelos disponíveis: (1) Amores et al. 2013, (2) Leske and Buckley 2003;2004a; 2004b, (3) Zhou et al. 2013b e (4) Feitz and Lundie, (2002).

Resultados e discussão

O modelo 1 (Amores et al, 2013) avalia os danos causados à biodiversidade local devido um aumento da salinidade proveniente da infiltração da água do mar na zona úmida. Esta infiltração ocorre devido ao uso inadequado de águas subterrâneas para irrigação, o modelo foi aplicado no litoral úmido da Espanha, onde ocorre o fenômeno. Nesta mesma área, o pesquisador Antón et al. (2014), realizou um estudo de caso, onde aplicou o mesmo modelo calculando danos à biodiversidade no consumo de água para o cultivo de tomate.

O dano causado a biodiversidade é estimado através do cálculo: o volume de água subterrânea consumida pela cultura é multiplicado pelo Fator de Caracterização (FC). O FC é composto por um *Fator de Destino* (representa a mudança na concentração de sais do ambiente úmido devido a uma mudança no consumo da água subterrânea) e um *Fator de efeito* (mudança na fração potencialmente afetada de espécies nativas). Desta forma, o fator de destino é o saldo de sais da água e o Fator de efeito é estimado através de espécies nativas da região de estudo, e adota como unidade de *ponto final* a Fração de espécies potencialmente afetada (FPA), no entanto, o autor defende que o modelo pode ser aplicado em áreas úmidas com espécies semelhantes.

Apesar de considerar a salinidade provocada pela intrusão marinha na região úmida, o modelo não aborda a intrusão da água do mar nos aquíferos da região. Esta intrusão nos aquíferos pode comprometer a qualidade das águas subterrâneas, limitando seu uso. Embora, com algumas adaptações o modelo possa ser utilizado em outros contextos, a aplicação geográfica é uma limitação do método.

O modelo 2 (Leske e Buckley, 2003; 2004a; 2004b) consistiu no desenvolvimento de um indicador para avaliação da salinidade no âmbito da ACV, adotando o Sul da África como área de aplicação. A pesquisa fornece Fatores de Caracterização (FCs) sobre o potencial de salinidade para: emissão de sais na atmosfera, águas superficiais, superfícies

naturais e áreas agrícolas. Estes fatores são representados por possíveis efeitos nas espécies endêmicas e nativas, efeitos estéticos, vegetação natural e culturas. O fator de efeito é estimado através da concentração em cada alvo ambiental. Segundo Payen (2016), este método abrange vários contextos e caminhos de salinização, representando a salinização da água no solo. O trabalho não aborda efeitos da salinização quando ocorre a mudança de uso do solo ou intrusão marinha. Considerando que o modelo utiliza os dados de qualidade da água do Sul da África, fica caracterizado uma limitação geográfica para aplicação do método.

O trabalho apresenta valores que retratam o Potencial Total (PT) de salinidade para emissões oriundas dos seguintes elementos: atmosfera (0.013 Kg SDT eq/kg), águas superficiais (0.165 Kg SDT eq/kg), superfícies naturais (0.031 Kg SDT eq/kg) e áreas agrícolas (1.000 Kg SDT eq/kg) (Leske and Buckley, 2004b). Este estudo ratifica a importância de investigar detalhadamente os impactos da salinização em áreas agrícolas.

O terceiro modelo estudado (Zhou et al. 2013b) tem como proposta central um método de avaliação da toxicidade da água salina, em plantas, ocasionado pelo efluente salino proveniente da dessalinização do mar. Este possível dano nas plantas, ocasionado pela água salobra, é uma soma dos impactos gerados por metais pesados, produtos químicos orgânicos e inorgânicos presente no efluente. O método avalia o potencial ecotoxicológico baseado nos fatores de caracterização ecotóxicos de água a partir do banco de dados USEtox.

O USEtox é um método com nível de avaliação de ponto médio projetado para descrever destino, exposição e efeitos de produtos químicos, fornecendo fatores de caracterização recomendados para a toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce na avaliação de impacto do ciclo de vida, em escala continental, contemplando solos natural e agrícola (Mendes et al 2016, apud Joint Research Centre, 2010; Huijbregts et al., 2010).

Os dados utilizados para compor o inventário são baseados na massa do grupo químicos dos sais, nomeado de “grupo salinidade” em 1m^3 de salmoura multiplicada pelo *Fator de Caracterização* (composto por um *Fator de Destino* e um *Fator de Efeito*), para calcular o resultado do indicador. O Fator de destino é estimado através do tempo de residência da maioria dos produtos químicos persistentes. No entanto, como o tempo de persistência dos íons Na^+ excede o intervalo do teste agudo (100 anos), o tempo de residência do segundo produto químico mais persistente na mistura de salmoura, Cu^{2+} , é adotado como referência. Esta adoção do produto químico de referência confere um aumento da incerteza para o modelo.

A abordagem dos grupos de forma individual pode ser elencada como uma vantagem do método, considerando a contribuição de produtos químicos inorgânicos (sais) para Fatores de Caracterização (FCs) para os modelos disponíveis em ACV. Em relação ao Fator de Efeito, o CE50 corresponde a concentração limite de sais para indicar toxicidade aguda em espécies fitoplactônicas (Payen 2016, apud Yoon e Park, 2012). Os valores CE50 (referentes a taxa de crescimento) relatados nesta experiência variam de 40,2 a 78,7 g/L (Payen, 2016).

O quarto e último modelo avaliado (Feitz e Lundie, 2002) propõe o desenvolvimento de um indicador que estima a propensão de água de irrigação que possivelmente danifica a estrutura do solo, bem como o acúmulo de sais no solo, expresso em Na^+ equivalente. Os dados de inventário consistem no volume de água de irrigação e a concentração de sódio da água, estes parâmetros são multiplicados por um Fator de Caracterização (CF) de risco de sodificação do solo. O risco de sodificação do solo é avaliado através da relação entre o limite de Condutividade Elétrica que representa o limite de integridade da estrutura do solo para uma determinada RAS (Razão de Adsorção de Sódio) e a CE da água de irrigação (Payen 2016, apud Feitz e Lundie 2002).

Este método apresenta a vantagem de avaliar a acumulação de sal na estrutura do solo e a degradação do solo. Além do teste de aplicabilidade feito pelos autores, dois estudos de caso aplicaram esse método: (i) Tangsubkul et al. (2005) que calcula o potencial relativo de salinização do solo quando utilizada água de irrigação proveniente de tecnologias de reuso de águas e (ii) Muñoz et al. (2010), calcula, além do déficit de carbono orgânico do solo, o potencial de salinização do solo como um indicador para os impactos da qualidade do solo, para comparar diferentes fontes de água e qualidades da água para fins de irrigação.

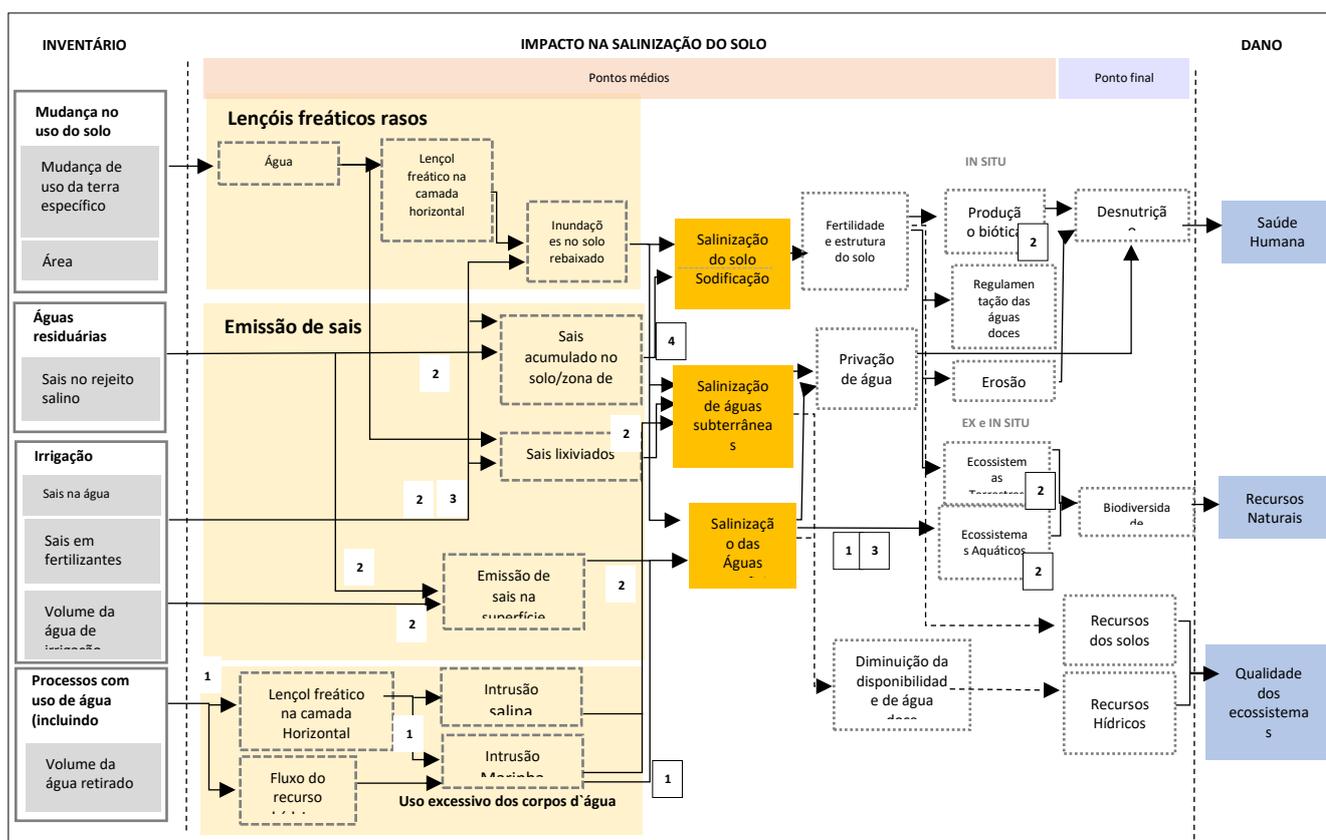
As principais limitações deste método são as seguintes: (i) escopo restrito (a estimativa de RAS da água é válida apenas para solos australianos marrom avermelhados); (ii) metodologia limitada aos sistemas de cultivo irrigados (não aplicado para cultivos inundados); (iii) domínio de validade limitado para os FCs, estes devem ser calculados pelo pesquisador que irá aplicar o método, pois depende da qualidade de água de irrigação e sua composição. Esta última limitação confere necessidade de mais tempo para o desenvolvimento da pesquisa e aplicação do método.

O indicador é baseado em uma abordagem relativamente antiga, mas muito comum e geralmente bem aceita. No entanto, o tipo de solo não é levado em consideração no cálculo, embora a textura do solo seja um parâmetro-chave na sensibilidade à sodicidade (Payen, 2016).

Monteiro et al (2006) investigou a estrutura de correlação das classes texturais dominantes com a salinidade e com a condutividade hidráulica saturada, e concluiu que os solos dominantes, de textura franca e franco-arenosa, têm influência na distribuição espacial da condutividade hidráulica e de salinidade, apresentando elevadas escalas de dependência espacial, sendo mais propensos à salinização.

A Figura 1 apresenta os impactos dos modelos estudados de forma resumida, os quais foram explorados detalhadamente acima.

Figura 1 – Impactos de salinização do solo baseado nos modelos avaliados



1-Amores et al. 2013, 2-Leske and Buckley 2003;2004a; 2004b, 3-Zhou et al. 2013b e 4-Feitz and Lundie, (2002).

Fonte: Adaptado Payen, 2016.

A salinização do solo pode causar danos à saúde humana e na qualidade dos ecossistemas, além de contribuir para depleção dos recursos naturais. No entanto, os modelos disponíveis abordam os impactos à nível de ponto médio. Apesar de estimar impactos para três tipos de fontes de salinização (águas residuárias, irrigação e uso consultivo da água), os modelos não citam de forma satisfatória os impactos para intrusão marinha, fenômeno que ocorre vastamente nas zonas costeiras. Nenhum modelo aborda a mudança de uso do solo que é potencial causador de impacto dos lençóis freáticos rasos.

Na Tabela 1 estão as pontuações para cada modelo avaliado. Os modelos 1 e 2 apresentaram a mesma pontuação final (2,0), o primeiro com melhor desempenho em robustez científica e o segundo se destacou em escopo e robustez científica. Todos os modelos obtiveram pontuação mínima (1,0) no critério de FCs para o Brasil.

Tabela 1 - Pontuação por critério de avaliação dos modelos estudados

Modelos de caracterização	Pontuação final	Critérios							
		Critério 1 - Escopo		Critério 2 - Robustez Científica		Critério 3 - FCs para o Brasil		Critério 4 - Potencial de regionalização	
1) Amores et al. (2013) - ponto final	2,0	2	Médio-baixo	4	Médio-alto	1	Baixo	1	Baixo
2) Leske and Buckley 2003;2004a; 2004b	2,0	3	Médio	3	Médio	1	Baixo	1	Baixo
3) Zhou et al. (2013b) - ponto final	1,75	2	Médio-baixo	3	Médio	1	Baixo	1	Baixo
4) Feitz and Lundie (2002)	1,5	1	Baixo	3	Médio	1	Baixo	1	Baixo

Fonte: Elaboração própria.

Os modelos 3 e 4 obtiveram menor pontuação final (1,75 e 1,5), o segundo apresentou desempenho mínimo para o critério escopo. A baixa pontuação dos modelos se deve, principalmente, à limitação geográfica de aplicação dos FCs e causas distintas de salinização.

Diante da avaliação dos modelos elenca-se alguns componentes prioritários a serem abordados pelo modelo global a ser proposto: (i) aumento da cobertura geográfica de aplicação do método, sendo classificado em ecoregiões, (ii) considerar os tipos de solo estudados, bem como os horizontes do solo para cada ecoregião especificamente, (iii) foco em um tipo específico de salinização (provocada pela irrigação em solos agrícolas).

O caminho para desenvolver o modelo é explorar os conceitos de vulnerabilidade e sensibilidade, além de focar no tipo de salinização específica. O tipo de salinização provocada por irrigação em áreas agricultáveis se configurou o mais representativo diante do levantamento bibliográfico, o fenômeno ocorre em escala mundial e, geralmente, é de causa antrópica. Os demais tipos de salinização do solo, como intrusão marinha e rejeito salino, são mais pontuais e variam entre ações antrópicas diretas e indiretas.

As lacunas acerca de informações sobre os impactos da salinização no âmbito da ACV se sedimentam a partir dos estudos que levantam informações peculiares de cada área e não focam na necessidade de um modelo genérico para estimar impactos em escala global.

Conclusões

A metodologia desenvolvida por Feitz e Lundie (2002), se apresenta a mais adequada para ser aplicado no Brasil, a julgar pela aplicabilidade em outras regiões e tipo de salinização avaliada: propensão da água de irrigação para danificar a estrutura do solo e o acúmulo de sódio no solo (expresso em Na⁺ equivalente).

Os resultados e recomendações dos modelos deste trabalho serão utilizados para subsidiar tomadas de decisão e desenvolvimento de um método global aplicável, com indicadores de impactos diferenciados espacialmente.

Baseado no estudo realizado, sugerimos, como continuação do trabalho de pesquisa, o desenvolvimento de um modelo a ser aplicado em qualquer área geográfica a partir dos conceitos de vulnerabilidade da área. Considerando que os indicadores de vulnerabilidade estão baseados nas peculiaridades de cada ecoregião ou região geográfica. O geoprocessamento será a ferramenta utilizada para balizar o levantamento das ecoregiões e as áreas afetadas pela salinização.

Em terceiro momento os impactos de *ponto final* podem ser compatibilizados e avaliados utilizando como base o modelo global desenvolvido.

Referências

- ACCIOLY, L. J. O. (2011) Degradação do solo e desertificação no nordeste do Brasil. Disponível em: <http://www.diadecampo.com.br/zpublisher/materias>.
- AMORES, M. J.; VERONES, F.; RAPTIS, C. (2013). Biodiversity impacts from salinity increase in a coastal wetland. *Environ Sci Technol*, V. 47, pp. 6384–92.
- ANTÓN, A.; TORRELLAS, M.; NUNEZ, M.; SEVIGNÉ, E.; AMORES, M. J.; MUNOZ, P.; MONTERO, J. I. (2014) Improvement of agricultural life cycle assessment studies through spatial differentiation and new impact categories: case study on greenhouse tomato production. *Environ Sci Technol* 48, pp. 9454–9462.
- BATISTA, M. J.; NOVAES, F.; SANTOS, D. G.; SUGUINO, H. H. (2012) Drenagem como instrumento de dessalinização e prevenção da salinização de solos. Brasília: CODEVASF, pp. 216.
- BEZERRA, E. A salinização de solos aluviais em perímetros irrigados no Estado do Ceará. (2006) Fortaleza: DNOCS, pp. 136.
- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS) and ITPS (INTERGOVERNMENTAL TECHNICAL PANEL ON SOILS). (2015) Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy.
- FEITZ, A. J.; LUNDIE, S. (2002) Soil Salinisation: A Local Life Cycle Assessment Impact Category. *Int J Life Cycle Assessment*, V. 7, pp. 244–249.
- GONDIM, T. M. S.; CAVALCANTE, L. F. C.; BELTRAO, N. E. M. (2010) Aquecimento global: salinidade e consequências no comportamento vegetal. *Rev. bras. ol. fibros. Campina Grande*, V.14, N.1, pp.37-54.
- LESK, T; BUCKLEY, C. (2003) Towards the development of a salinity impact category for South African environmental life-cycle assessments: Part 1 – A new impact category. V. 29, pp. 289–296.
- LESK, T; BUCKLEY, C. (2004a) Towards the development of a salinity impact category for South African life cycle assessments: Part 2 – A conceptual multimedia environmental fate and effect model. V. 30, pp. 241–252.
- LESK, T; BUCKLEY, C. (2004b) Towards the development of a salinity impact category for South African life cycle assessments: Part 3 – Salinity potentials. V. 30.
- MEIRELES, A. C. M. (2007) Dinâmica qualitativa das águas superficiais da Bacia do Acaraú e uma proposta de classificação para fins de irrigação. Tese do Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil, área de concentração em Recursos Hídricos, Universidade Federal do Ceará.
- MENDES, C. N.; BUENO, C.; OMETTO, A. R. (2016) Avaliação de impactos do ciclo de vida: revisão dos principais métodos. *Rede de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe*. V.26, N.1, pp. 160-175.
- MONTEIRO, A. A.; MONTEIRO, S. M. (2006) Variabilidade espacial de classes de textura, salinidade e condutividade hidráulica de solos em planície aluvial Abelardo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande: PB, DEAg/UFCG V.10, N.1, pp.30–37.
- MUNOZ, I.; RAMOS, M. M. G.; FERNANDÉZ-ALBA, A. R. (2010) Life Cycle Assessment of biomass production in a Mediterranean greenhouse using different water sources: Groundwater, treated wastewater and desalinated seawater. *Agricultural Systems* V.103(1), pp 1-9.
- PAYEN, S.; BASSET-MENS, C.; NUNEZ, M.; FOLLAIN, S.; GRUNBERGER, O.; MARLET, S.; PERRET, S.; ROUX, P. (2016) Salinisation impacts in life cycle assessment: a review of challenges and options towards their consistent integration. *Int J Life Cycle Assess* 21:577–594.
- PEDROTTI, A.; CHAGAS R. M.; RAMOS, V. C.; PRATA, A. P. do N.; LUCAS, A. A. T.; SANTOS, P. B. (2015) Causas e Consequências do processo de salinização do solo. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental Santa Maria*, V.19, N.2, pp. 1308-1324.
- SAMPAIO, E. V. S. B.; ARAÚJO, M. S.; SAMPAIO, Y. S. B. (2008) Impactos ambientais da agricultura no processo de desertificação no nordeste do Brasil. Disponível em: <http://www.revista.ufpe.br/revistageografia/index.php/revista/article/viewFile/38/8>.



TANGSUBKUL, N.; BEAVIS, P.; MOORE, S. J.; LUNDIE, S.; WAITE, T. D. (2005) Life Cycle Assessment of Water Recycling Technology. *Water Resources Management* V.19, pp 521-537.

ZHOU, D.; LIN, Z.; LIU, L.; ZIMMERMANN, D. (2013a) Assessing secondary soil salinization risk based on the PSR sustainability framework. *J Environ Manage* 128, pp. 642–654.

ZHOU, J.; CHANG, V. W. C.; FANE, A. G. (2013b) An improved life cycle impact assessment (LCIA) approach for assessing aquatic eco-toxic impact of brine disposal from seawater desalination plants. *Desalination* 308, pp. 233–241.

ZHOU, J.; CHANG, V. W. C.; FANE, A. G. (2014) Life cycle assessment for desalination: a review on methodology feasibility and reliability. *Water Res* 61, pp. 210–223.

PRINCIPAIS FONTES DE INCERTEZA NA AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO

Régis Pereira Waskow¹, Ana Carolina Passuello², Rejane Maria Candiota Tubino²

¹doutorando do PPGE3M da UFRGS, Bolsista do CNPq – Brasil
 regisengambial@gmail.com

²Docente UFRGS

Resumo: Os resíduos da Construção e Demolição (RCD) são um dos mais significativos resíduos em termos de volume e massa da sociedade. A reutilização deste resíduo ainda possui algumas limitações principalmente relacionadas à sua qualidade e forma de gestão. Estudos relacionados ao ciclo de vida do RCD consideram minimizar a disposição, melhorar a qualidade ou ainda identificar limitações e falhas de gestão do resíduo. A possibilidade de existência de Incertezas pode dificultar a interpretação dos resultados da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A análise das Incertezas auxilia no julgamento de diferenças significativas dos resultados e a necessidade de aprimoramento dos dados de entrada. Desta forma, este trabalho objetiva identificar as principais fontes de Incertezas da ACV de RCD. Será feita uma revisão sistemática de trabalhos da base de periódicos utilizando como palavras de busca: "constructionanddemolitionwaste", "constructionwaste", "demolitionwaste" juntamente com "LCA", "lifecycle assessment". Adicionalmente foram consultadas as revistas "International Journal of Life Cycle Assessment", "Waste Management" e "Waste Management and Research". Os resultados obtidos demonstram que apenas 14% dos trabalhos identificados apresentaram análise de incerteza, 10% citam a importância da avaliação apesar de não ter realizado e 7% realizaram diretamente a análise de sensibilidade. Os dados de inventário, métodos de avaliação de impacto e o transporte são as principais fontes de incerteza identificadas.

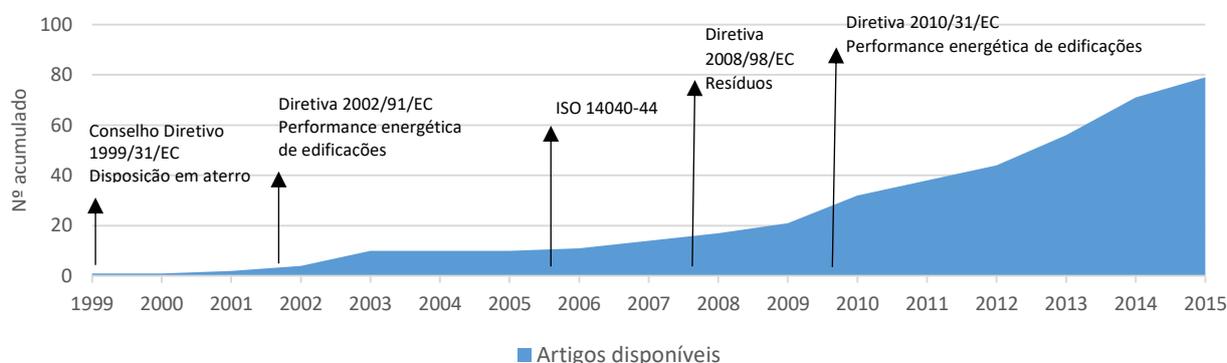
Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida, Gestão de resíduos, Resíduos da Construção e Demolição, Incerteza, Sensibilidade.

Introdução

A Construção Civil despertou o interesse inicial na ACV devido ao seu potencial alto impacto, resultado da produção de cimento. Todavia, a extração de agregado natural e o seu transporte, principalmente onde este recurso natural é escasso, passou a ganhar maior atenção juntamente com o interesse pela utilização do agregado reciclado.

Desta forma, assim como na Construção Civil outros setores também passaram a observar as saídas de seus processos utilizando da ACV e a gestão de resíduos, conforme Zanghelini et al. (2016), foi o foco de 9% dos estudos de ACV desenvolvidos no Brasil entre 2003 e 2015. Bovea e Powell (2016) evidenciaram um crescimento nos trabalhos de ACV referentes aos Resíduos da Construção e Demolição (RCD) entre os anos de 1999 e 2015, relacionando os mesmos a definição de diretivas europeias e das normas da série ISO 14040 (Figura 1).

Figura 1 – Evolução temporal da disponibilidade de artigos sobre ACV de RCD



Fonte: adaptado de Bovea e Powell (2016)

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem seus resultados sujeitos a incerteza devido a efeitos como: variabilidade de dados, medições errôneas, estimativas incorretas, dados não representativos ou ausentes e suposições de modelagem.

Huijbregts (1998) propôs uma tipologia para descrever as incertezas, posteriormente dividida em três grupos (Lloyd e Ries, 2007): (1) as incertezas dos parâmetros referem-se à incerteza nos valores devidos a, por exemplo, variabilidade inerente, imprecisão de medição ou escassez de dados; (2) as incertezas do cenário são devidas às escolhas necessárias feitas para construir cenários; e (3) as incertezas do modelo são devidas aos modelos matemáticos subjacentes aos cálculos de ACV. Outras estruturas foram propostas por Reap et al. (2008) e Williams et al. (2009).

Clavreul et al. (2012) apresentaram fontes de incerteza de trabalhos de ACV sobre resíduos. Na classificação destas potenciais fontes de incerteza foi realizada a divisão conforme Huijbregts (1998), considerando: (1) processo, (2) modelo, (3) cenário e (4) parâmetro de incertezas, como pode ser visto na Tabela 1 (excluído tratamento biológico).

Tabela 1 – Incertezas na ACV de gestão de resíduos

Processo	Incerteza do Modelo	Incerteza do Cenário	Incerteza do Parâmetro
Geral	Linearidade das emissões	Fronteira do sistema	
	Modelagem de resíduos e emissões específicas de processos	Banco de dados para energia e material	
		Horizonte de tempo dos inventários	
		Alocação	
Avaliação de Impacto	Modelo para o destino das substâncias e efeitos para calcular os fatores de caracterização	Horizonte de tempo da caracterização de impacto	Fator de caracterização
	Linearidade da resposta	Método de normalização e referência	
		Método de ponderação e referência	
Composição do resíduo		Escolha de uma composição específica do resíduo	Distribuição das frações do resíduo;
Coleta	Modelo de coleta	Escolha do sistema de coleta (ex.: coleta comum ou separada)	Consumo de combustível; emissões da combustão do combustível; eficiência de separação na fonte
Transporte			Distância; consumo de combustível; emissões da combustão do combustível
Estrutura da recuperação de materiais		Escolha de tecnologia específica	Eficiência de separação; consumo de materiais e energia
Tratamento térmico		Escolha de tecnologia específica	Recuperação de energia e calor; consumo de materiais e energia; emissões de substâncias para o meio ambiente; consumo de materiais e energia no tratamento das emissões; outros
		Escolha de tecnologia específica para tratamento dos <i>outputs</i>	
Uso da terra	Modelo para absorção de plantas e substituição de fertilizantes	Escolha de tecnologia específica	Taxa de substituição de composto/fertilizante; distribuição de nitrogênio; escoamento; lixiviação
	Modelo de lixiviação		
Aterro	Modelo de geração de gás	Escolha de tecnologia específica	Combustão do gás; coleta, utilização e taxa de oxidação; composição do lixiviado; taxa de coleta; eficiência do processo de tratamento do lixiviado; consumo de materiais e energia; emissões e energia recuperada do gás do maquinário
	Modelo da geração de lixiviado e lixiviação para águas subterrâneas	Escolha da utilização do gás	
	Escolha de tecnologia para tratamento do lixiviado		
Reciclagem		Escolha de tecnologia específica para a planta de reciclagem e a produção de materiais evitado	Taxas de substituição; consumo de materiais e energia da planta de reciclagem e processo de substituição

Fontes: adaptado de Clavreul et al.(2012)

A revisão exposta permite afirmar que para a ACV de gestão de resíduos a quantidade de dados disponíveis ainda é limitada para estabelecer os inventários dos sistemas de gerenciamento de resíduos em estudo (incluindo dados sobre composição dos resíduos, sistemas de coleta e separação na fonte, tecnologias de recuperação e reciclagem ou ainda para disposição final).

Assim, o objetivo deste trabalho é avaliar as principais fontes de incerteza identificadas em trabalhos científicos que tratam da ACV sobre RCD.

Metodologia

Para identificar os trabalhos publicados na área de ACV sobre RCD foi adotado o procedimento de pesquisa semelhante ao disponibilizado por Bovea e Powell (2016), complementando a busca com trabalhos disponibilizados nos anos de 2016 e 2017.

A identificação em periódicos científicos foi realizada, inicialmente, por uma busca sistemática no *Scopus*. As palavras chave utilizadas foram: "constructionanddemolitionwaste", "constructionwaste", "demolitionwaste" juntamente com "LCA", "lifecycle assessment". Adicionalmente foram consultadas as revistas "International Journal of Life Cycle Assessment", "Waste Management" e "Waste Management and Research", para minimizar a inobservância de trabalhos com o perfil procurado.

Uma triagem da literatura identificada foi realizada, mantendo somente artigos referentes a ACV contemplando a produção, reutilização, gestão e/ou disposição final de RCD.

Artigos contemplando qualquer etapa de gestão, entretanto sem utilizar da ACV foram considerados fora dos limites desta revisão.

Apenas a literatura relatada em inglês foi incluída no escopo da revisão.

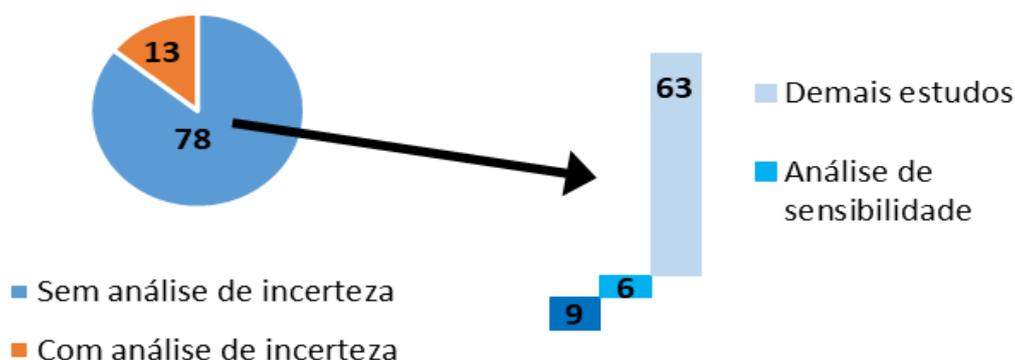
Os resultados obtidos são comparados a classificação das principais fontes de incerteza dos Processos sugeridos por Clavreul et al. (2012), baseada em Huijbregts (1998).

Resultados e discussão

Apesar da afirmação de Clavreul et al. (2012) de que a análise da incerteza nos estudos de ACV tem ganho maior atenção nos últimos anos, os resultados obtidos evidenciam uma carência quando o assunto é RCD.

A Figura 2 apresenta os resultados obtidos. Foram identificadas 91 publicações, sendo que destas apenas 13 (14%) realizaram a análise de incerteza, 9 (10%) citaram que uma análise de incerteza poderia refletir sobre os resultados obtidos, 6 (7%) realizaram diretamente a análise de sensibilidade e os demais 63 (69%) não realizaram nenhuma das duas análises.

Figura 2 – Quantificação da avaliação de incerteza nos estudos identificados.



Fonte: Elaboração própria

O Quadro 1 apresenta os autores e a fonte de incerteza identificada. Considerando a classificação das principais fontes de incerteza definidas por Clavreul et al.(2012), as análises de incerteza identificadas são classificadas conforme o Processo de reciclagem em: Geral (Blengini, 2009; Blengini e Di Carlo, 2010; Peuportier, 2001; Quale et al., 2012; Junnila e Horvath, 2003; Sandin et al., 2014), método de avaliação de impacto (Asdrubali et al., 2013; Ferrandez-García et al., 2016), transporte (Vossberg et al., 2014), a reciclagem (Biswas, 2014; Knoeri et al., 2013) e a estrutura de recuperação de materiais (Coelho e Brito, 2013). A avaliação de Sveinsson (2012) não se enquadrou em nenhuma das classificações uma vez que seus resultados sugerem que não foi identificada incerteza significativa, segundo o autor.

Alguns autores, supondo a fonte de incerteza mais relevante, realizaram a análise da sensibilidade da sua ACV. O Quadro 2 apresenta os alvos de análise de sensibilidade realizada por trabalhos dentro do escopo desta pesquisa.

Ding et al. (2016), Uzzal Hossain et al (2016) e Yazdanbakhsh et al. (2017) realizaram a análise considerando as distâncias de transporte, ao passo que os demais autores consideraram o fator de caracterização (UzzalHossain et al., 2017), a escolha da unidade funcional (Panesar et al., 2017) e a expansão do sistema (Nuss et al., 2013).

Quadro 1 –Relação dos autores e fontes de incerteza classificadas conforme Clavreul et al.(2012)

Autor	Fonte da incerteza	Classificação
Asdrubali et al. (2013)	Método de avaliação de Impacto.	Avaliação de Impacto
Biswas (2014)	Percentual de substituição do agregado por asfaltado "recuperado".	Reciclagem
Blengini (2009)	Dados do inventário.	Geral
Blengini e Di Carlo (2010)	Dados do inventário.	Geral
Coelho e Brito (2013)	Capacidade de produção da usina de beneficiamento.	Estrutura rec. materiais
Ferrandez-García et al. (2016)	Método de avaliação de Impacto.	Método de impacto
Junnila e Horvath (2003)	Dados do inventário.	Geral
Knoeriet al. (2013)	A quantidade de cimento, resultado da substituição por agregado de RCD, apresentou a maior sensibilidade nos resultados	Reciclagem
Peuportier (2001)	Dados do inventário e os indicadores são apontados como as principais fontes de incerteza	Geral
Quale et al. (2012)	Dados do inventário	Geral
Sandin et al. (2014)	Associadas ao tempo de estudo da ACV.	Geral
Sveinssønn (2012)	Avaliou o método de construção e demolição, transporte, fonte de dados, tempo de vida, manutenção, consumo de energia na operação e resíduos. Ao final concluiu que nenhum destes apresentou incertezas significativas.	N.A.
Vossberget al. (2014)	Transporte é o maior causador das incertezas	Transporte

N.A. Não se aplica

Fonte: Elaboração própria

Aproximadamente 10% dos trabalhos identificados não realizaram a análise de incerteza, entretanto afirmavam que a realização de uma análise de incerteza poderia resultar em alteração dos resultados obtidos. O Quadro 3 apresenta a relação destes trabalhos e a possível fonte de incerteza sugerida pelos autores.

Quadro 2 –Autores e a análise de sensibilidade realizada sem a avaliação da incerteza

Autor	Alvo da análise de sensibilidade
Ding et al. (2016)	Avaliaram a sensibilidade da distância da origem dos agregados naturais como modo de identificar o limiar de viabilidade dos agregados reciclados.
Uzzal Hossain et al (2016)	Realizaram a avaliação de sensibilidade do transporte do produto elaborado com agregados reciclados.
Uzzal Hossain et al (2017)	Analísaram a sensibilidade dos fatores de caracterização do método de avaliação de impacto adotado.
Yazdanbakhsh et al. (2017)	Realizaram a avaliação de sensibilidade do transporte do produto elaborado com agregados reciclados.
Panesar et al. (2017)	Analísaram a sensibilidade da unidade funcional a ser adotada
Nusset al. (2013)	Foi avaliada a sensibilidade do sistema quanto a expansão considerando ou não a disposição em aterro do lixiviado do aterro

Fonte: Elaboração própria

A coleta ou a escassez de dados a serem inventariados são citadas como possíveis fontes de incerteza por Bassi et al. (2017), Cossu et al. (2017) e Hossain et al. (2016), sendo que este último autor também considera o transporte. O método de avaliação de impacto, mudanças tecnológicas e o horizonte de tempo são citadas como possíveis fontes de incerteza.

Quadro 3 – Possíveis fontes de incertezas sugeridas, mas não avaliadas, em alguns dos trabalhos identificados

Autor	Possível fonte de incerteza
Cossuet al. (2017)	Escassez de dados e a simplificação das informações em uma das etapas da ACV.
Bassi et al. (2017)	Coleta de dados.
Butera et al. (2015)	Não apresenta potencial fonte, mas afirma que se fosse realizada a análise da incerteza os resultados poderiam ter apresentado diferenças.
Chowdhury et al. (2010)	
Craighill e Powell (1999)	Método de avaliação de impacto.
Guinot et al. (2015)	Não cita ou realiza, mas descreveu que a geração de vários cenários dentro do trabalho foi realizada para eliminar as possíveis presenças de incerteza.
Hossain et al. (2016)	Dados inventariados e o transporte.
Onat et al. (2014)	Horizonte de tempo, considerando que realizou uma análise do tipo Input/output.
Vieira e Horvath (2008)	Mudanças tecnológicas.

Fonte: Elaboração própria

Conclusões

Apesar de poucos estudos de ACV de RCD apresentarem análise de incerteza, é possível afirmar que há um conhecimento e consentimento com relação à importância da utilização da análise de incerteza, mesmo por parte daqueles que não a aplicam e fazem menção à análise de incerteza.

Tanto os autores que realizaram a análise de incerteza quanto os que apenas citam que seria importante realizá-la apresentam o inventário de dados e o método de avaliação de impacto como principais fontes de incerteza, em estudos de ACV sobre RCD.

Conclui-se que o transporte é a principal fonte de incerteza proposta pelos autores que avaliaram diretamente a análise de sensibilidade.

Deve haver uma maior cobrança no processo de avaliação de trabalhos para publicação quanto a realização da análise de incerteza, uma vez que a adoção desta prática poderá levar em resultados mais fidedignos e tornar a ferramenta de ACV mais aceita.

Referências

- ASDRUBALI, F., BALDASSARRI, C., FTHENAKIS, V., 2013. Life cycle analysis in the construction sector: guiding the optimization of conventional Italian buildings. *Energy Build.* 64, 73–89.
- BASSI, S.A.; CHRISTENSEN, T.H.; DAMGAARD, A., 2017. Environmental performance of household wastemanagement in Europe - An example of 7 countries. *Waste Management.* 69, 545-557.
- BISWAS, W.K., 2014. Carbon footprint and embodied energy assessment of a civil works program in a residential estate of Western Australia. *Int. J. Life Cycle Assessment.* 19 (4), 732–744.
- BLENGINI, G.A., 2009. Life cycle of buildings, demolition and recycling potential: a case study in Turin, Italy. *Build. Environment.* 44 (2), 319–330.
- BLENGINI, G.A., DI CARLO, T., 2010. The changing role of life cycle phases, subsystems and materials in the LCA of low energy buildings. *Energy Build.* 42 (6), 869–880.

- BOVEA, M.D.; POWELL, J.C., 2016. Developments in life cycle assessment applied to evaluate the environmental performance of construction and demolition wastes. *Waste Management*. 50, 151-172.
- BUTERA, S., CHRISTENSEN, T.H., ASTRUP, T., 2015. Life cycle assessment of construction and demolition waste management. *Waste Management*. 44, 196-205.
- CHOWDHURY, R., APUL, D., FRY, T., 2010. A life cycle based environmental impacts assessment of construction materials used in road construction. *Resour. Conserv. Recy.* 54 (4), 250-255.
- CLAVREUL, J.; GUYONNET, D.; CHRISTENSEN, T.H., 2012. Quantifying uncertainty in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Management*. 32, 2482-2495.
- COELHO, A., de BRITO, J., 2013. Environmental analysis of a construction and demolition waste recycling plant in Portugal – Part II: environmental sensitivity analysis. *Waste Manage.* 33, 147-161.
- CRAIGHILL, A., POWELL, J.C., 1999. A LIFECYCLE ASSESSMENT AND EVALUATION OF CONSTRUCTION AND DEMOLITION WASTE. Working Paper, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (WM 99-03): 1-52, University of East Anglia, Norwich, UK.
- DING, A.T.; XIAO, J.; TAM, V.W.Y. 2016. A closed-loop life cycle assessment of recycled aggregate concrete utilization in China. *Waste Management*. 56, 367-375.
- FERRÁNDEZ-GARCÍA, A., IBÁÑEZ-FORÉS, V., BOVEA, M.D., 2016. Eco-efficiency analysis of the life cycle of interior partition walls: a comparison of alternative solutions. *J. Clean. Prod.* 112 (1), 649-665.
- HOSSAIN, M.U., POON, C.S., LO, I.M.C., CHENG, J.C.P., 2016. Evaluation of environmental friendliness of concrete paving eco-blocks using LCA approach. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21 (1), 70-84.
- HUIJBREGTS, M.A.J., 1998. Application of uncertainty and variability in LCA, a general framework for the analysis of uncertainty and variability in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 3, 273-280.
- JUNNILA, S., HORVATH, A., 2003. Life-cycle environmental effects of an office building. *J. Infrastruct. Syst.* 9, 157-166.
- KNOERI, C., SANYÉ-MENGUAL, E., ALTHAUS, H.J., 2013. Comparative LCA of recycled and conventional concrete for structural applications. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18 (5), 909-918.
- NUSS, P., GARDNER, K.H., JAMBECK, J.R., 2013. Comparative life cycle assessment (LCA) of construction and demolition (C&D) derived biomass and U.S. northeast forest residuals gasification for electricity production. *Environ. Sci. Technol.* 47 (7), 3463-3471.
- ONAT, N.C., KUCUKVAR, M., TATARI, O., 2014. Integrating triple bottom line input/output analysis into life cycle sustainability assessment framework: the case for US buildings. *Int. J. Life Cycle Assess.* 19 (8), 1488-1505.
- PANESAR, D.K.; SETO, K.E.; CHURCHILL, C.J., 2017. Impact of the selection of functional unit on the life cycle assessment of green concrete. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 22 (12), 1969-1986
- PEUPOORTIER, B.L.P., 2001. Life cycle assessment applied to the comparative evaluation of single family houses in the French context. *Energy Build.* 33, 443-450.
- QUALE, J., ECKELMAN, M.J., WILLIAMS, K.W., SLODITSKIE, G., ZIMMERMAN, J.B., 2012. Construction matters: comparing environmental impacts of building modular and conventional homes in the United States. *J. Ind. Ecol.* 16 (2), 243-253.
- REAP, J., ROMAN, F., DUNCAN, S., BRAS, B., 2008. A survey of unresolved problems in life cycle assessment, Part 1: goal and scope and inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 290-300.
- SANDIN, G., PETERS, G.M., SVANSTRÖM, M., 2014. Life cycle assessment of construction materials: the influence of assumptions in end-of-life modelling. *Int. J. Life Cycle Assess.* 19 (4), 723-731.
- SVEINSSØNN, M., 2012. Life-Cycle Assessment of a Multi-Family Residence Built to Passive House Standard. Master Thesis. Norwegian University of Science and Technology. Norway
- UZZAL HOSSAIN, MD.; POON, C.S.; LO, I.M. C.; CHENG, J.C. P., 2016. Evaluation of environmental friendliness of concrete paving eco-blocks using LCA approach. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 21 (1), 70-84.

UZZAL HOSSAIN, Md.; POON, C.S.; DONG, Y.H.; LO, I.M. C.; CHENG, J.C. P., 2017. Development of social sustainability assessment method and a comparative case study on assessing recycled construction materials. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 – 21.

VIEIRA, P.S., HORVATH, A., 2008. Assessing the end-of-life impacts of buildings. *Environ. Sci. Technol.* 42 (13), 4663–4669.

VOSSBERG, C., MASON-JONES, K., COHEN, B., 2014. An energetic life cycle assessment of C&D waste and container glass recycling in Cape Town, South Africa. *Resour. Conserv. Recy.* 88, 39–49.

WILLIAMS, E., WEBER, C., HAWKINS, T., 2009. Hybrid approach to managing uncertainty in life cycle inventories. *Journal of Industrial Ecology* 15, 928–944.

YAZDANBAKHS, A.; BANK, L.C.; BAEZ, T.; WERNICK, I., 2017. Comparative LCA of concrete with natural and recycled coarse aggregate in the New York City area. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1–11.

ZANGHELINI, G.M.; de SOUZA JUNIOR, H.R. A.; KULAY, L.; CHERUBINI, E.; RIBEIRO, P.T. ;SOARES, S.R., 2016. A bibliometric overview of Brazilian LCA research. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 21, (12). 1759–1775.

A INFLUÊNCIA DA QUALIDADE DO MATERIAL SECUNDÁRIO PARA RECICLAGEM E SEUS IMPACTOS AMBIENTAIS: O CASO DA LIGA DE ALUMÍNIO

Juliana Gerhardt¹, Armando Caldeira-Pires²

¹ Universidade de Brasília, juliana.gdt@gmail.com

² Universidade de Brasília

Resumo: O mercado da reciclagem de materiais pode ser um grande aliado na busca da sustentabilidade dos recursos naturais. Neste sentido, diversos trabalhos têm investigado a importância da qualidade dos materiais secundários na valoração do mercado de resíduos. Percebeu-se então a necessidade de discutir de que maneira o conhecimento das relações de qualidade entre material primário e secundário contribui para a depleção de recursos naturais e para o funcionamento do mercado da reciclagem. Para isso, o trabalho utiliza a metodologia da fórmula integrada (FI), uma das abordagens utilizadas em modelagens de final de vida, testada no programa de Pegada Ambiental do Produto (PEF - Product Environmental Footprint), criado pela Comissão Europeia. A fórmula possui fatores de correção capazes de expressar as diferenças de qualidade relativas entre material secundário e primário. O estudo apresentado propõe um ajuste na fórmula integrada original, com o intuito de averiguar possíveis diferenças dos impactos ambientais advindos do uso de material reciclado, quando são ajustadas as quantidades de material secundário em função da sua qualidade. A investigação foi realizada a partir da combinação entre as ligas primária e secundária de AlSi₇Mg no processo para reciclagem da mesma. A FI foi implementada pelo software GaBi 6.0 (versão estudantil), com utilização da sua própria base de dados. Os resultados demonstraram que a utilização de alumínio secundário de alta qualidade possui impactos ambientais menores que os de qualidade inferior, e que a fórmula integrada adaptada foi eficiente nessa demonstração.

Palavras-chave: alumínio secundário, reciclagem, qualidade, fórmula integrada.

Introdução

O aumento do uso de materiais secundários (sucata ou reciclados) é citado por diversos trabalhos como uma estratégia chave na prevenção do esgotamento de recursos não renováveis, no uso sustentável de materiais, na redução do consumo energético e das emissões, e muitas vezes na redução dos custos de produção (GAUSTAD; OLIVETTI; KIRCHAIN, 2011; OLIVETTI et al., 2011).

Por conseguinte, questões envolvendo a qualidade de materiais secundários é essencial em termos de valoração do mercado de resíduos. Para o couro, por exemplo, o valor do material reciclado está diretamente relacionado à qualidade ou pureza do reciclado produzido (PRINGLE; BARWOOD; RAHIMIFARD, 2016). Isso exige o desenvolvimento ou a adaptação de tecnologias de reciclagem que acompanhem essas variações de qualidade, dependendo da complexidade do produto ou material.

No caso dos metais, embora mantenham sua qualidade e propriedades no processo de reciclagem, pode acontecer uma degradação devido à inclusão de impurezas, embora as propriedades do próprio metal não mudem durante o processo de reciclagem (VAN DER HARST; POTTING; KROEZE, 2016). Essa inclusão de impurezas pode se dar pela mistura de diferentes materiais no momento da coleta dos resíduos ou no pré-processamento deles, o que atrai o foco para a importância desses eventos na cadeia da reciclagem.

Na produção de aço de alta qualidade, os níveis de contaminantes na sucata pós-consumo são reduzidos por seleção manual ou por seleção de sensores. Porém, uma avaliação das tecnologias de purificação existentes deixa claro que ainda há possibilidades de ganho tanto em termos de custos do processo quanto de recuperação de valor (REM; BROECK; BAKKER, 2012). A prática de classificar a sucata de aço com base no conteúdo de elementos residuais foi introduzida para uso na produção de aço ferroviário (SHABANOV et al., 2014). Ao usar sucata "limpa" e "semi-limpa", o consumo de ferro gusa diminuiu em 80,4 kg/tonelada na produção de ferro, além de baixar o custo da produção por tonelada e melhorar a qualidade do ferro aço em termos de conteúdo de fósforo e elementos residuais.

Portanto, a qualidade da sucata ou do material a ser reciclado tem impacto direto na redução do uso de insumos, matéria prima de origem primária, e também na redução dos custos de produção. Tendo isso em vista, torna-se essencial o conhecimento de características de qualidade do material secundário, a fim de facilitar o fluxo de resíduos e proporcionar maior fluidez ao mercado da reciclagem.

A reciclagem, além de fazer parte do gerenciamento de resíduos, também pode ser vista como um processo de produção de material, compartilhado entre dois sistemas de produtos, um que produz o material reciclado, e outro que utiliza-o (VAN DER HARST; POTTING; KROEZE, 2016), sendo conhecido como um processo multifuncional.



A modelagem do tratamento de produtos em fim de vida (End of Life – EOL) e como explicar o reciclado obtido e a energia recuperada foram discutidas desde o início da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) e funcionam bem há mais de duas décadas, assim como foram propostas diferentes abordagens (WOLF et al., 2014). Entretanto, a elaboração de uma modelagem também envolve pensar no uso de materiais secundários e na energia utilizada na elaboração de um produto, uma vez que isso pode alterar substancialmente os resultados de ACV. Além de pensar em como dividir os encargos do processo de reciclagem e os créditos para o material reciclado entre o sistema do produto que fornece o material reciclado e aquele que usa o material reciclado (VAN DER HARST; POTTING; KROEZE, 2016).

As dificuldades em considerar tantos fatores acabou levando ao aumento da complexidade em medir os impactos ambientais relacionados a qualquer produto. Une-se a isso também, a influência nas decisões sobre materiais de engenharia alternativos; sobre o uso de materiais e energia secundários; nos esforços realizados pelo ecodesign em busca de uma melhor reciclabilidade; nos modos de retorno dos materiais e outras medidas semelhantes (WOLF et al., 2014), sobretudo na elaboração de produtos.

A discussão sobre multifuncionalidade em situações de reciclagem (fórmulas de alocação EOL) prevê algumas abordagens possíveis em termos dessas formulas de alocação, como: abordagem 100:0, que contabiliza apenas o conteúdo reciclado; a abordagem 0:100, que contabiliza apenas a reciclagem na EOL e por fim, a abordagem 50:50, que não diferencia entre os processos relacionados ao conteúdo reciclado (Erecycled) e a reciclagem no EoL (ErecyclingEoL). Em consequência, estas abordagens não garantem a modelagem fisicamente correta à nível de produto, como por exemplo, para produtos com conteúdo reciclado sendo reciclados em seu final de vida. Por outro lado, todas as equações consideradas evitam a contagem dupla no nível geral do sistema (ALLACKER et al., 2014).

Neste contexto, Wolf et al. (2014) propuseram a abordagem integrada, que leva em consideração a qualidade do material secundário que entra substituindo o material primário, assim como a qualidade do processo de reciclagem pelo qual passa o produto em final de vida. A fórmula possui fatores de correção (Q_{Sin} / Q_{Pin} e $Q_{S/QP}$) capazes de expressar as diferenças de qualidade relativas entre material secundário e primário.

Entretanto, ao aplicar a fórmula em um estudo de caso utilizando ligas de alumínio primário e secundário, percebeu-se a necessidade em considerar a quantidade do material secundário na entrada, calculado em função da sua própria qualidade, para posteriormente calcular o impacto real causado pelo uso do reciclado. A fórmula original inclui apenas o cálculo do impacto causado pelas diferenças de qualidade entre material primário e secundário e, não leva em consideração uma possível alteração na funcionalidade do produto quando se utiliza um material de qualidade inferior (material reciclado) na sua fabricação. Esse é um fator a ser considerado, pois ao utilizar material reciclado em seu produto, o fabricante tem interesse em manter a mesma funcionalidade do produto original, ou seja, aquele produzido sem material reciclado. Além do mais, é importante medir os impactos advindos do uso de material secundário em maior quantidade, em busca de eventuais desvantagens ambientais em sua utilização. O pressuposto é que ao utilizar um material secundário que possui metade da qualidade do primário, é necessário ser utilizado o dobro de sua massa para manter a mesma funcionalidade daquele material.

Esse trabalho tem por objetivo avaliar a inclusão de um fator de ajuste das quantidades de material secundário em função da sua qualidade na fórmula integrada original, com o intuito de averiguar possíveis diferenças dos impactos ambientais advindos do uso de material reciclado. A investigação será realizada a partir de um estudo de caso na reciclagem da liga de alumínio $AlSi_7Mg$. A metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) permitirá analisar comparativamente os resultados obtidos com a fórmula integrada original e com a fórmula adaptada.

A inclusão da questão da capacidade funcional de um material secundário relativa ao do material primário permitirá identificar o impacto direto associado à eficiência do uso dos recursos naturais. Além do mais, espera-se a partir desse estudo, contribuir para uma nova visão a respeito das políticas públicas ou programas direcionados ao incentivo da reciclagem no Brasil. Por exemplo, ao considerar que o fator de qualidade da coleta e processamento da sucata tenha um significado muito mais importante para o mercado e o meio ambiente do que simplesmente a quantidade coletada e processada.

Metodologia

Objetivo e escopo

O objetivo desse estudo consistiu em aplicar a fórmula integrada original e uma adaptação da mesma, a fim de detectar os impactos ambientais causados pelo uso de diferentes relações de qualidade e quantidade da liga de alumínio (AlSi₇Mg) primária e secundária, na reciclagem dessa mesma liga. O sistema de reciclagem da liga de alumínio tem como função fabricar alumínio secundário que servirá de base de entrada em outros sistemas de fabricação de produtos que utilizam alumínio reciclado em sua composição.

O estudo buscou demonstrar o significado de considerar a qualidade e quantidade do material reciclado utilizado na reciclagem, para posteriormente sugerir políticas públicas ou programas direcionados ao incentivo da reciclagem, que levem em consideração a coleta e processamento da sucata. Como públicos alvo do estudo estão a indústria de manufatura, a indústria da reciclagem (recicladores, coletores), a esfera governamental e os consumidores em geral.

A unidade funcional de análise teve como base 1kg da liga de alumínio (AlSi₇Mg) reciclada. Como o objetivo do estudo trata da aplicação da fórmula integrada, o escopo do estudo é limitado apenas à etapa de fabricação da liga secundária a partir dos dois tipos de alumínio, onde as fórmulas foram aplicadas. A parte de transportes, assim como a parte do processo de reciclagem ficaram fora do escopo.

Análise do inventário do ciclo de vida

Como o Brasil não possui banco de dados para essa liga de alumínio, todos os dados utilizados foram aqueles para a média europeia disponíveis no banco de dados do GaBi 6.0 (versão educacional) (GaBi, 2018), dados europeus.

Avaliação do impacto do ciclo de vida

As categorias de impacto consideradas foram: a) CML2001 - Jan. 2016, depleção abiótica (kg Sb-Equiv.); b) CML2001 - Jan. 2016, potencial de aquecimento global (GWP 100 anos) (kg CO₂-Equiv.); c) demanda de energia primária a partir de fontes renováveis e não renováveis (MJ). Não foram realizadas operações de normalização e ponderação dos impactos.

Fórmula Integrada

Este trabalho especificamente testou as duas primeiras partes da fórmula: a entrada de material primário (em verde) e o impacto da qualidade da entrada de material secundário (em laranja), conforme destacado em vermelho na Equação 1, a qual representa a Fórmula Integrada original. Na tabela 1 são descritos os parâmetros dessas duas primeiras partes da fórmula.

$$(1) E = (1-R_1) \times E_V + R_1 \times \frac{Q_{Sin}}{Q_{Pin}} \times E_V^{S_V} + R_2 \times (E_{recyclingEoL} - E^*_{V} \times \frac{Q_S}{Q_P}) + R_3 \times (E_{ER} - LHV \times X_{ER, elec} \times E_{SE, elec} - LHV \times X_{ER, heat} \times E_{SE, heat}) + (1 - R_2 - R_3) \times E_D$$

Fonte: Wolf et al., (2014)

Tabela 1 - Parâmetros utilizados nas duas primeiras partes da fórmula da fórmula integrada

E	Recursos consumidos e emissões para a aquisição do material primário e de material secundário utilizado como conteúdo reciclado.
R ₁	Conteúdo reciclado (que foi reciclado em um sistema anterior).
(1-R ₁)	Conteúdo do material primário no produto analisado.
E _v	Recursos consumidos e emissões para aquisição de material primário.
Q _{Sin} /Q _{Pin}	Relação para qualquer diferença entre o material secundário e material primário.
E ^{S_V}	Recursos consumidos e emissões para aquisição de material primário substituído pelo material secundário (conteúdo reciclado).

Fonte: adaptado de Wolf et al., (2014)

Foram consideradas variações dos dois parâmetros associados à fase de produção utilizando material reciclado, respectivamente o conteúdo de material reciclado, R₁, e a qualidade desse material em relação ao primário, Q_{Sin}. As análises de cenários foram realizadas no GaBi, onde foram definidos 9 cenários, descritos na tabela 2. O valor de Q_{Pin} é

sempre 1 e, para Q_{Sin} , são testadas variações de 0,1; 0,5 e 1. Também são testadas variações na quantidade de conteúdo reciclado (R_1), com cenários de zero; 0,5 e 1. Para efeito de comparação foi construído um cenário base considerado longe do ideal, onde não há entrada de conteúdo reciclado e onde a qualidade do material secundário é muito baixa (0,01).

Tabela 2 - Cenários e valores para os parâmetros avaliados

Cenários	Base	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Qualidade do material secundário (Q_{sin})	0,01	0,1	0,5	1	0,1	0,5	1	0,1	0,5	1
Conteúdo reciclado (R_1)	0	0	0	0	0,5	0,5	0,5	1	1	1

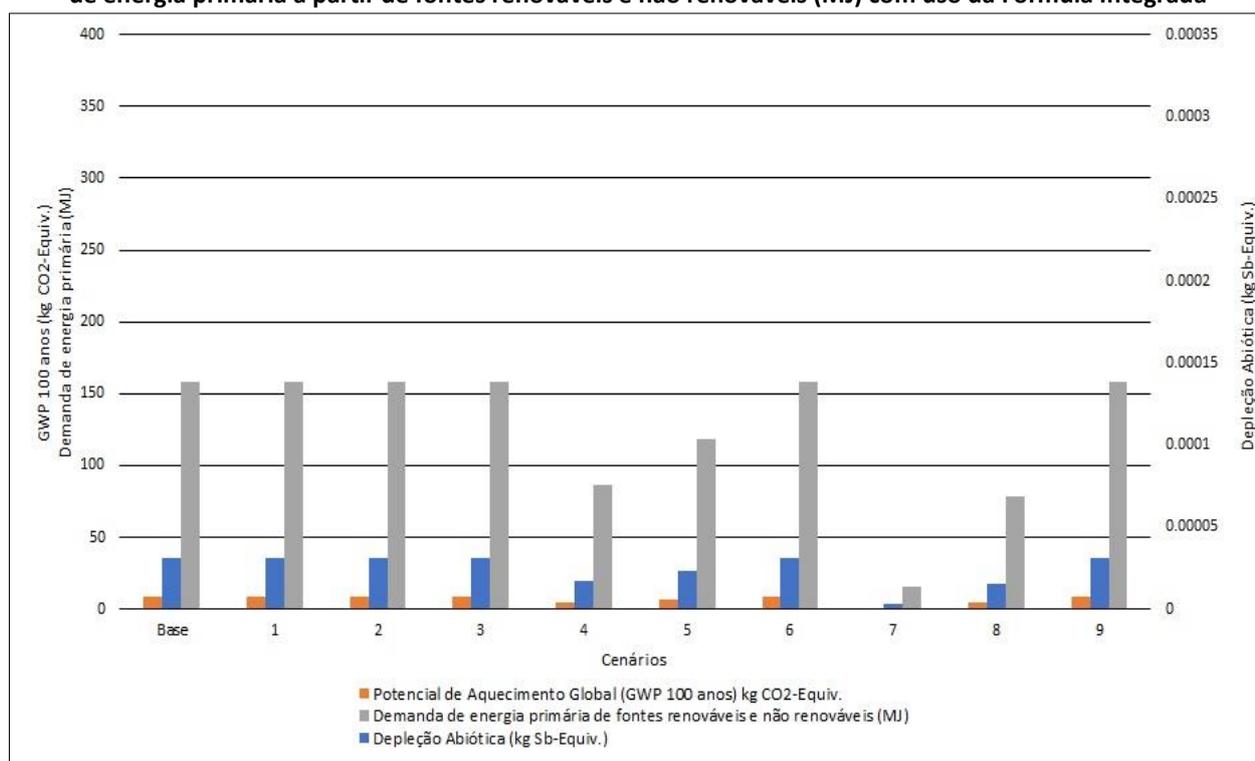
Fonte: Elaboração própria

Na FI, o fator de correção em destaque para essa análise é o Q_{Sin}/Q_{Pin} , razão para qualquer diferença de qualidade entre o material secundário e o material primário do conteúdo reciclado, onde Q_{Sin} é a qualidade do material secundário e Q_{Pin} a qualidade do material primário.

Para este trabalho foi realizada a alteração da fórmula no que diz respeito à variável R_1 . Ao invés de considerar somente a quantidade de conteúdo reciclado, ela passa a considerar a qualidade deste também, então R_1 passa a ser dividido por Q_{Sin} . Sendo assim, a quantidade de conteúdo reciclado passa a ser calculado como: $(1 - [R_1/Q_{Sin}])$, o que possibilita corrigir a quantidade de entrada de conteúdo reciclado pela qualidade do mesmo. Por fim, foram calculados dois balanços, um com a FI original e outro com a adaptação proposta. A seguir, são apresentados os resultados.

Resultados e discussão

As figuras 1 e 2 apresentam os resultados do balanço realizado para os 10 cenários descritos na tabela 1, nas três categorias de impacto escolhidas para essa análise. Cada figura será discutida comparando os cenários entre si e entre eles, a fim de destacar as diferenças advindas da alteração na fórmula.

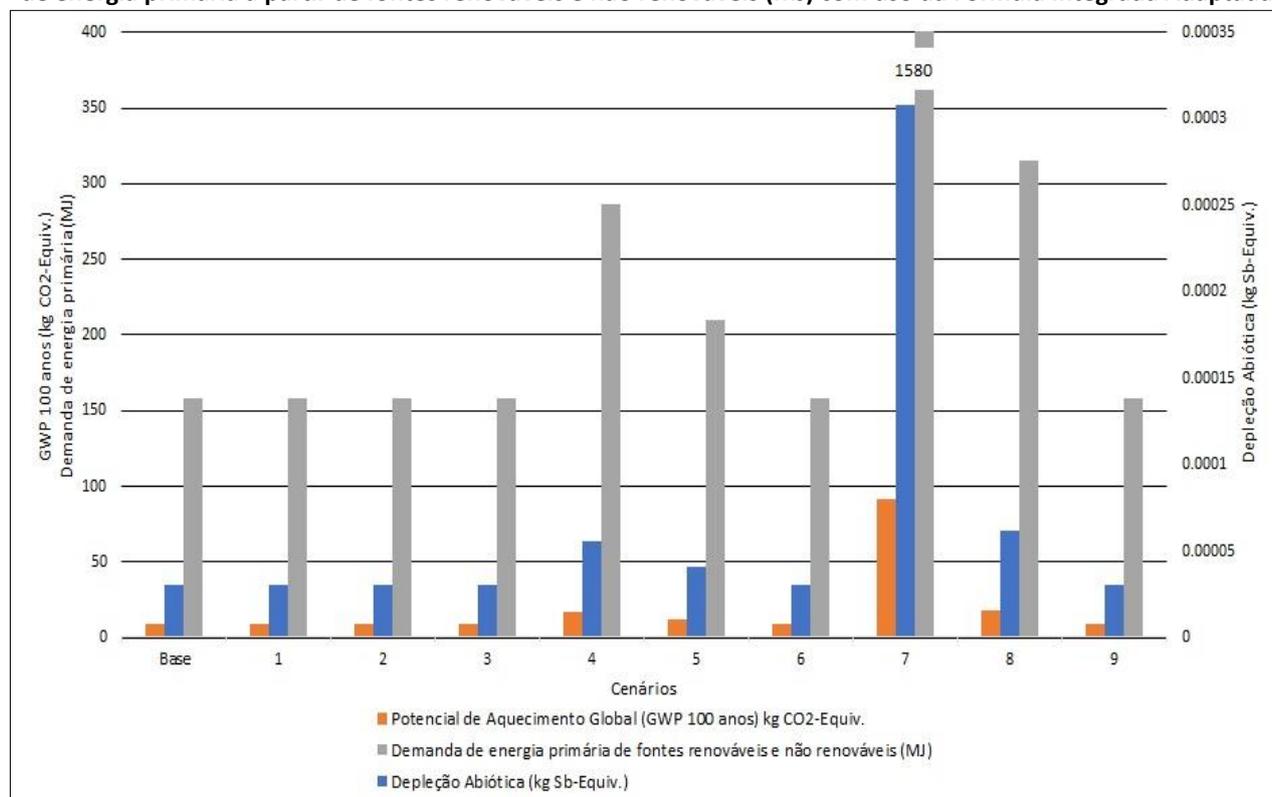
Figura 1 - Valores para depleção abiótica (kg Sb-Equiv.), potencial de aquecimento global (kg CO₂-Equiv.) e demanda de energia primária a partir de fontes renováveis e não renováveis (MJ) com uso da Fórmula Integrada


Fonte: Elaboração própria

Na figura 1, ao comparar os cenários entre si, percebe-se que as três categorias possuem basicamente o mesmo comportamento. Do cenário base até o cenário 3, os valores foram os mesmos, pois nestes 4 cenários não há entrada de alumínio reciclado, apenas o uso de alumínio primário. Tanto nos cenários 4, 5 e 6, onde há entrada de 50% de reciclado na mistura, quanto nos cenários 7, 8 e 9, onde 100% é de alumínio reciclado, o comportamento na diferença dos valores pode ser atribuído à variação de qualidade. Observou-se que quanto maior a qualidade do alumínio reciclado (Q_{Sin}), maior foram os valores para as três categorias de impacto. Isto porque a FI assume que está sendo utilizado o mesmo material primário ponderado pela qualidade relativa. Ou seja, quanto melhor for a qualidade do material secundário, maior será o impacto na utilização de recursos minerais, de consumo de energia primária, e conseqüentemente, das emissões de gases de efeito estufa, associados à cadeia produtiva do material primário. Ainda assim, observa-se que a entrada de conteúdo reciclado com valores de qualidade menor que 1 têm impacto menor para o meio ambiente nas três categorias analisadas. Resta saber se a funcionalidade dessa liga de alumínio reciclada é mantida usando esses valores de qualidade, a depender do produto para o qual será utilizada.

Já a figura 2, que trata dos resultados do balanço realizado com a fórmula integrada adaptada, apresentou um comportamento ao contrário da figura 1 no que diz respeito aos valores. Do cenário base até o cenário 3, os valores novamente foram os mesmos entre os cenários porque não há entrada de alumínio reciclado. Tanto nos cenários 4, 5 e 6, onde há entrada de 50% de reciclado na mistura, quanto nos cenários 7, 8 e 9, onde 100% é de alumínio reciclado, o comportamento na diferença dos valores é também atribuída à variação de qualidade, só que neste caso, de modo inverso. Observou-se que quanto maior é a qualidade do alumínio reciclado (Q_{Sin}), menores foram os valores para as três categorias de impacto. Isto porque, ao ajustar a fórmula no cálculo da variável R_1 , passando a considerar o valor de Q_{Sin} no seu cálculo, conseguiu-se corrigir a quantidade de entrada do alumínio secundário com base na suposta permanência da funcionalidade do material.

Figura 2 - Valores para depleção abiótica (kg Sb-Equiv.), potencial de aquecimento global (kg CO₂-Equiv.) e demanda de energia primária a partir de fontes renováveis e não renováveis (MJ) com uso da Fórmula Integrada Adaptada



Fonte: Elaboração própria

Com isso, para compensar a falta de qualidade do alumínio secundário e, portanto, sua incapacidade de conferir a funcionalidade ao material, a fórmula ajustada demonstrou a necessidade de utilizá-lo em maior quantidade. E, por isso, maior foi a utilização de recursos minerais, de consumo de energia primária e conseqüentemente, das emissões de gases de efeito estufa, associados à produção de alumínio primário que se tornou alumínio secundário de baixa

qualidade. Esta ineficiência na cadeia de reciclagem refletiu-se nos impactos, nesse caso dos cenários 4, 5, 7 e 8, que foram ainda maiores do que utilizar apenas alumínio primário (cenários 1 a 3) ou alumínio secundário de qualidade igual ao primário (cenários 6 e 9).

Entretanto, quando comparamos os gráficos, podemos perceber valores bem maiores nos cenários que utilizaram a fórmula integrada adaptada, nas três categorias de impacto. Isso pode ser atribuído a um débito maior relativo ao uso de quantidades bem maiores de alumínio primário e secundário para produção de um alumínio secundário de qualidade funcional. Portanto, a eficiência de reciclagem, no quesito qualidade final do reciclado resultante, é um item a ser avaliado na produção de alumínio secundário, pois isso poderá ser decisivo no que diz respeito aos impactos ambientais e na tomada de decisão quanto a reciclar ou não esse alumínio.

Conclusões

De acordo com os resultados apresentados, podemos concluir que os impactos ambientais atribuídos à produção da liga de alumínio secundário dependem diretamente da qualidade do conteúdo reciclado (R_1) utilizado na entrada do processo produtivo. Entretanto, a depender de como esses impactos são calculados, a influência da qualidade poderá ser inversamente proporcional.

A fórmula integrada original demonstrou que os maiores impactos são atribuídos ao alumínio secundário de melhor qualidade, pois mais recursos primários são utilizados na sua fabricação. No entanto, ao modificar a fórmula para considerar o valor de Q_{sin} junto ao R_1 , percebeu-se uma lógica contrária, havendo um aumento dos impactos à medida que a qualidade do alumínio secundário diminuía. Isso se explica pela necessidade de aumentar a quantidade de alumínio secundário, produzido a partir do alumínio primário, para compensar a perda de funcionalidade do material.

Nossos resultados indicam a necessidade de que as indústrias busquem investir cada vez mais na busca por um mercado de resíduos de melhor qualidade, e, portanto, de impactos ambientais menores e mais eficiente no uso de recursos minerais e energéticos. Tendo isso em vista, esse estudo sugere a necessidade de pensar em estratégias que visam o aprimoramento da qualidade dos resíduos. Parte disto talvez possa ser conquistado com investimentos em coletas especializadas e na melhoria de processos de seleção de resíduos, conforme alguns dos exemplos citados na introdução desse trabalho.

O trabalho demonstrou que utilizar alumínio secundário de alta qualidade possui impactos ambientais menores que os de qualidade inferior, e que a fórmula integrada adaptada foi eficiente nessa demonstração. Isso sugere que agregar qualidade aos materiais reciclados pode contribuir com o mercado da reciclagem e a economia circular, aliado à busca por menores impactos ambientais e, conseqüentemente, uma maior eficiência do uso dos recursos naturais.

Por fim, estudos com a utilização da fórmula integrada adaptada, aliada à metodologia de avaliação do ciclo de vida podem contribuir para a formulação de políticas públicas e/ou programas específicos ao incentivo da reciclagem de materiais e produtos, buscando direcionar esforços à reciclagem daquilo que realmente é capaz de oferecer benefícios ambientais. Além de contribuir para pensar o design de novos produtos a partir de características que favoreçam a busca por uma maior reciclabilidade e sustentabilidade.

Referências

ALLACKER, K. et al. Allocation solutions for secondary material production and end of life recovery: Proposals for product policy initiatives. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 88, p. 1–12, jul. 2014.

GaBi: Software and database contents for Life Cycle Engineering. thinkstep AG, Stuttgart, February 2018.

GAUSTAD, G.; OLIVETTI, E.; KIRCHAIN, R. Toward Sustainable Material Usage: Evaluating the Importance of Market Motivated Agency in Modeling Material Flows. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 9, p. 4110–4117, 1 maio 2011.

OLIVETTI, E. A. et al. Increasing secondary and renewable material use: a chance constrained modeling approach to manage feedstock quality variation. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 9, p. 4118–26, 2011.



PRINGLE, T.; BARWOOD, M.; RAHIMIFARD, S. The Challenges in Achieving a Circular Economy within Leather Recycling. **Procedia CIRP**, v. 48, p. 544–549, 2016.

REM, P. C.; BROECK, F. VAN DEN; BAKKER, M. C. M. Purification of post-consumer steel scrap. **Ironmaking & Steelmaking**, v. 39, n. 7, p. 504–507, out. 2012.

SHABANOV, P. A. et al. Changing the Technical-Economic Indices of Rail-Steel Production by Sorting Scrap Based on its Content of Residual Elements. **Metallurgist**, v. 58, n. 5–6, p. 500–503, set. 2014.

VAN DER HARST, E.; POTTING, J.; KROEZE, C. Comparison of different methods to include recycling in LCAs of aluminium cans and disposable polystyrene cups. **Waste Management**, v. 48, p. 565–583, 2016.

WOLF, K. et al. **Selection Criteria for Suitable Indicators for Value Creation Starting with a Look at the Environmental Dimension - 1-s2.0-S2212827114008828-main.pdf**. Disponível em: <http://ac.els-cdn.com/S2212827114008828/1-s2.0-S2212827114008828-main.pdf?_tid=bffb2116-25fe-11e7-a78d-00000aacb35d&acdnat=1492716353_54b902dbce34412dee639f12cc2e6662>. Acesso em: 20 abr. 2017.

PEGADA HÍDRICA E DE CARBONO DA CULTURA DO COQUEIRO ANÃO NO CEARÁ

Anne Karolyne Pereira da Silva¹, Ana Paula Coelho Sampaio², Viviane da Silva Barros³, Maria Cléa Brito de Figueirêdo⁴,
Francisco Suetônio Bastos Mota⁵, Fábio Rodrigues de Miranda⁶

^{1,2,5} Universidade Federal do Ceará, anne.lyne.8@gmail.com

³ Universidade Estadual do Ceará – Recursos Naturais

^{4,6} Embrapa – Agroindústria Tropical

Resumo: O cultivo do coco é uma importante atividade econômica para o Ceará, a qual tem potencial para ampliar sua situação de escassez hídrica e mudanças climáticas. Com isso, este trabalho objetivou quantificar as pegadas hídrica e de carbono dessa cultura, de forma comparativa, considerando os sistemas de cultivo característicos de algumas das principais regiões produtoras cearenses: Paraipaba, Trairi, Acaraú e Camocim. As pegadas avaliadas referem-se à 1 litro de água de coco e foram calculadas com base nas normas ISO 14046 para pegada hídrica e ISO 14067 para pegada de carbono. As categorias de impactos consideradas e seus respectivos métodos de avaliação foram: mudança climática (IPCC, 2013 100a); escassez hídrica (método Aware); toxicidade (método USEtox); e eutrofização (método ReCiPe). Os dados foram coletados nas principais regiões produtoras, assim como na literatura sobre o sistema de produção indicado para uma fazenda genérica, sendo referência para esse estudo. Observou-se que Trairi obteve maior pegada hídrica, em relação à referência. Quanto a pegada de carbono, as fazendas estudadas obtiveram desempenho melhor que a referência. Os principais processos impactantes para pegada hídrica foram irrigação (escassez), uso de pesticidas tóxicos (toxicidade) e produção e emissão de fertilizantes (eutrofização). Na pegada de carbono, o impacto relaciona-se principalmente com a produção em campo, com a liberação de óxido nitroso. Conclui-se que o coco verde cearense necessita de trabalhos voltados para melhoria da eficiência no uso de fertilizantes, na irrigação e adoção de pesticidas menos tóxicos para redução das suas pegadas, principalmente, na região de Trairi.

Palavras-chave: ACV, Água de coco, Pegada hídrica, Pegada de carbono.

Introdução

A produção brasileira de coco esteve entre as dez maiores do mundo nos últimos 30 anos (FAO, 2017). Apesar do coco não estar entre as principais exportações brasileiras, esse comércio movimentou \$145 milhões ao Brasil, em 2016, representando 0,080% dos produtos exportados (OEC, 2017). Ainda nesse ano, a produção brasileira de coco foi de 1,75 bilhão de frutos, distribuídos em quase 250 mil hectares. Sendo o Nordeste brasileiro responsável por 76,30% dessa produção, portanto, a maior região produtora. O Ceará contribuiu com 19,80% da produção nordestina, sendo o segundo maior produtor dessa região (IBGE, 2017). Situação que ressalta a importância do Ceará no cenário brasileiro como um dos principais estados produtores de coco.

O coqueiro é uma cultura tipicamente tropical, ou seja, suas condições climáticas favoráveis situam-se entre 20°N e 20°S. Em que, as temperaturas são, em média, 27°C e sem grandes variações. O regime pluvial é imprescindível para o desenvolvimento dessa cultura, sendo ideal uma precipitação anual de 1.500mm. O coqueiro também é extremamente exigente em luz, sendo necessária uma insolação de 2.000 horas (PASSOS, 1998).

O Ceará oferece as condições climáticas exigidas para o cultivo do coqueiro, porém é marcado por déficits hídricos sazonais. Desde 2012, o Ceará enfrenta um período de estiagem com uma redução média de 31,50% na precipitação. Essa circunstância afeta o volume dos reservatórios cearenses, visto que, a baixa precipitação associada à elevada taxa de evaporação não permite o enchimento dos reservatórios. No final de 2017, o nível médio dos reservatórios cearenses chegou a 7,30% (FUNCEME, 2017).

A irrigação é a principal atividade responsável pelo consumo hídrico, representando aproximadamente 70,00% do consumo de água doce mundial (GHEEWALA *et al.*, 2014). No Brasil, esse consumo equivaleu a 67,20% do total da água consumida em 2016. A previsão é que esse consumo aumente em 30,00% até 2030 (ANA, 2017).

Além disso, a agricultura é marcada por elevada utilização de insumos externos à área de produção, intensa movimentação do solo e uso de agrotóxicos. Podendo resultar na redução da água em quantidade e qualidade, na deterioração da estrutura do solo, assim como agravar as questões de mudança climática devido à emissão de gases do efeito estufa (GEE) (DE DEUS; BAKONYI, 2012).

Portanto, é importante realizar uma avaliação ambiental ampla dos sistemas de produção de coco no Ceará, identificando os mais impactantes em termos ambientais e de produtividade. Para esse fim, utilizaram-se as pegadas de carbono e hídrica.

Nesse contexto, este trabalho tem por objetivo quantificar a pegada hídrica e de carbono do coco verde cultivado no Ceará, de forma comparativa, considerando os sistemas de cultivo característicos dos principais municípios cearenses produtores de coco com o sistema de referência.

Materiais e métodos

O presente estudo segue as recomendações das ISO 14040 e 14044 (2006), as quais padronizam os estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

Esse estudo foi dividido em duas etapas. A primeira consistiu em levantar dados na literatura sobre o sistema de produção indicado para uma fazenda genérica localizada na região Nordeste, considerado o sistema de referência no estudo. Enquanto a segunda compreendeu a coleta de dados em quatro fazendas localizadas em Acaraú, Camocim, Paraipaba e Trairi. Nesses municípios a produção de coco visa à extração de água.

Unidade funcional e escopo

A unidade funcional determinada para medir o desempenho ambiental do cultivo do coqueiro foi de 1 litro de água de coco.

A fronteira do sistema abrange as etapas de produção de insumos e produção de coco no campo, que contempla as atividades de preparo do solo, plantio, tratamentos culturais, irrigação, adubação e controle fitossanitário. Já as etapas de transporte de coco, distribuição, consumo e disposição final não foram inventariados nesse estudo.

O processo de produção em campo foi dividido em três fases: fase de implantação (1 a 2 anos), em que não há produção; fase de crescimento (3 a 5 anos), na qual a produção é crescente; e fase de estabilização (5 a 17 anos), quando a produção estabiliza.

Os dados referentes à produção em campo foram obtidos por meio de aplicação de questionário aos produtores em visitas técnicas ou via correio eletrônico. Quanto à produção de insumos necessários ao cultivo foi utilizada a base de dados *Ecoinvent* (FRISCHKNECHT; JUNGBLUTH, 2007).

Avaliação dos impactos ambientais

As categorias de impactos consideradas foram: i) para a pegada de carbono: mudanças climáticas (CO₂ eq); ii) para a Pegada hídrica: escassez hídrica (m³ eq), eutrofização marinha (kg N) e de água doce (kg P), toxicidade humana cancerígena e não-cancerígena (CTUh) e ecotoxicidade aquática (CTUe).

As emissões dos GEE foram quantificadas segundo a norma ISO 14067 (2012), utilizando o método IPCC (2007). Calcularam-se as emissões de amônia (NH₃) e de monóxidos de nitrogênio (NO_x) para o ar, segundo Nemecek e Schnetzer (2011), com fatores de emissão propostos pelo EEA-EMPA (2013). Para as emissões de fósforo e fosfato adotou-se a metodologia de Nemecek e Schnetzer (2011). A qual também foi utilizada para estimar as emissões de metais pesados e dos pesticidas utilizados no sistema de cultivo, a partir do princípio ativo de cada produto. Para a estimativa da emissão de nitrato, seguiu-se a metodologia proposta por Emmenegger *et al.* (2009).

Este trabalho segue as recomendações do guia da União Europeia acerca dos métodos mais indicados para cada categoria de impacto. Ou seja, o método IPCC (2013) avaliou a categoria mudança climática. O método USEtox foi utilizado como indicador, em nível *midpoint*, para a avaliação da toxicidade e ecotoxicidade, utilizando fatores para impactos cancerígenos, não cancerígenos e impactos no ambiente aquático. O ReCiPe, versão hierarquizada, também utilizado em nível *midpoint*, avaliou as substâncias que contribuem para a eutrofização, como os compostos nitrogenados e fosfatados. Por fim, o método AWARE avaliou os impactos relacionados com a escassez hídrica (ILCD, 2011).

Resultados e discussão

A tabela 1 contém as informações sobre densidade de plantas, volume de água utilizada na irrigação e produtividade, considerando um ano médio de produção, em um hectare, levando em conta a vida útil que é aproximadamente de 17 anos. Escolheu-se essas informações por serem mais relevante na discussão dos resultados.

Nas quatro fazendas estudadas, a forma de produção é bastante semelhante, salvo algumas peculiaridades. A irrigação, por exemplo, é realizada por microaspersores e acontece basicamente no período de estiagem, que corresponde aos meses de junho a janeiro (8 meses ao ano), variando em quantidade em cada fazenda. No entanto, em Trairi a irrigação foi 88,15% menor que o recomendado na referência e, conseqüentemente, apresentou a menor média de produção, cerca de 56,25% abaixo da produção da fazenda referência.

Tabela 48 – Consumo hídrico e produtividade média considerando a vida útil da produção de 17 anos.

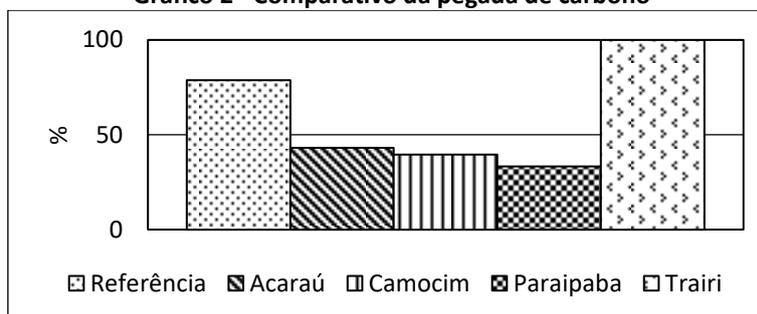
	Referência	Acaraú	Camocim	Paraipaba	Trairi
Densidade (pl/ha)	205	157	115	148	133
Água (m ³ /ha)	11003	8283	6287	4200	1304
Produtividade (l água de coco/ha)	6910	9794	8233	8850	3023

Fonte: Elaboração própria

Pegada de carbono

Na categoria mudança climática, a fazenda em Trairi apresentou uma pegada de carbono de 4,35 kg de CO₂ eq, constituindo o pior desempenho entre as demais fazendas analisadas, como pode ser visto no gráfico 1.

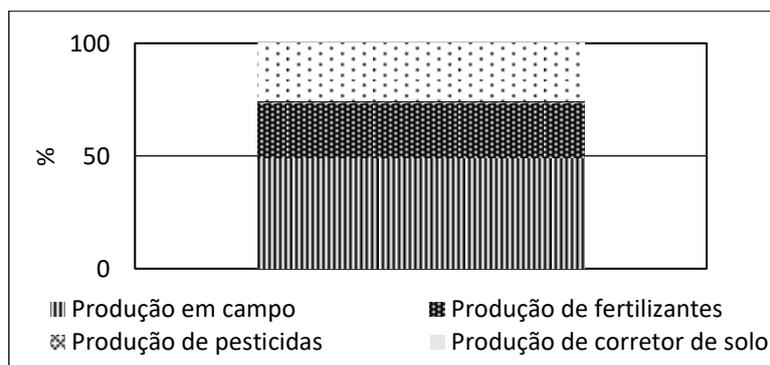
Gráfico 2 - Comparativo da pegada de carbono



Fonte: Elaboração própria

Os principais processos contribuintes em Trairi foram: i) produção em campo com 49%, principalmente devido às emissões de óxido nitroso decorrentes da aplicação de fertilizantes nitrogenados; ii) mudança de uso da terra com 25% devido a perda da biomassa vegetal e conseqüente redução do estoque de carbono do solo; e, iii) produção de fertilizantes com 25% (gráfico 2).

Gráfico 3 - Análise dos processos



Fonte: Elaboração própria

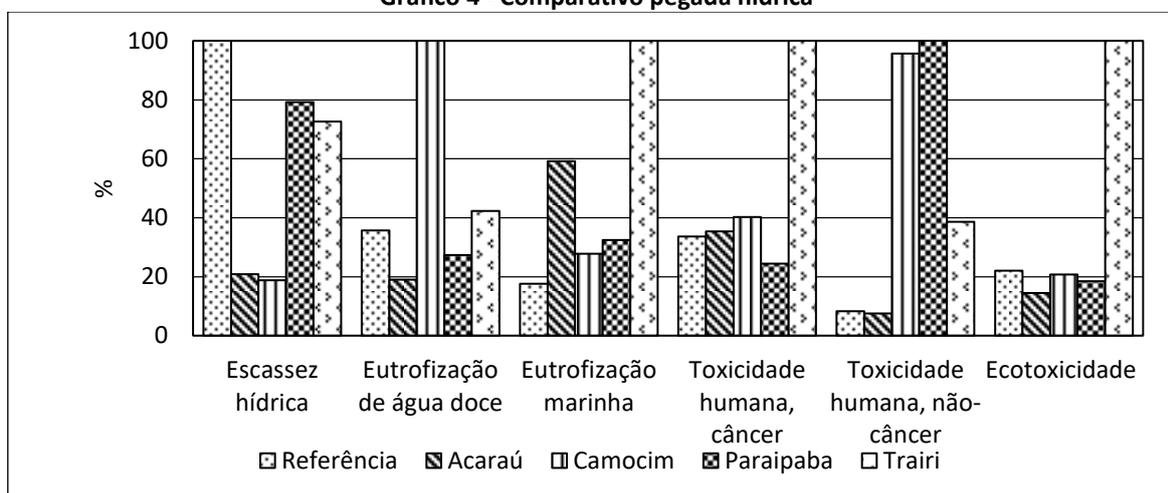
Para a redução da pegada de carbono, Vega (2011) investigou oportunidades para a redução da emissão de carbono na produção de coco no contexto filipino. Dentre as oportunidades abordadas consta a análise de opções para mudança de uso do solo, em que a conversão de terras para o cultivo de coqueiros pode agravar ou melhorar as emissões de carbono, dependendo da categoria original do uso do solo. Pastagens e terras degradadas, quando convertidas em coqueirais, contribuem com uma redução estimada de carbono de 3,4 a 3,6 tC/h. Por outro lado, a conversão de florestas pode resultar em um aumento da emissão de carbono de cerca de 3,6 tC/ha.ano.

Pegada hídrica

Pode-se perceber, analisando o gráfico 3, que o litro de água de coco que obteve maior impacto foi o produzido em Trairi, visto que, essa fazenda apresentou desempenho pior que a fazenda de referência em todas as categorias avaliadas, exceto na escassez hídrica.

Ao comparar o impacto na escassez hídrica, nota-se que as fazendas analisadas apresentam impacto menor em relação à fazenda referência. Entende-se que essa situação é reflexo da crise hídrica que o Ceará enfrenta desde 2012.

Gráfico 4 - Comparativo pegada hídrica



Fonte: Elaboração própria

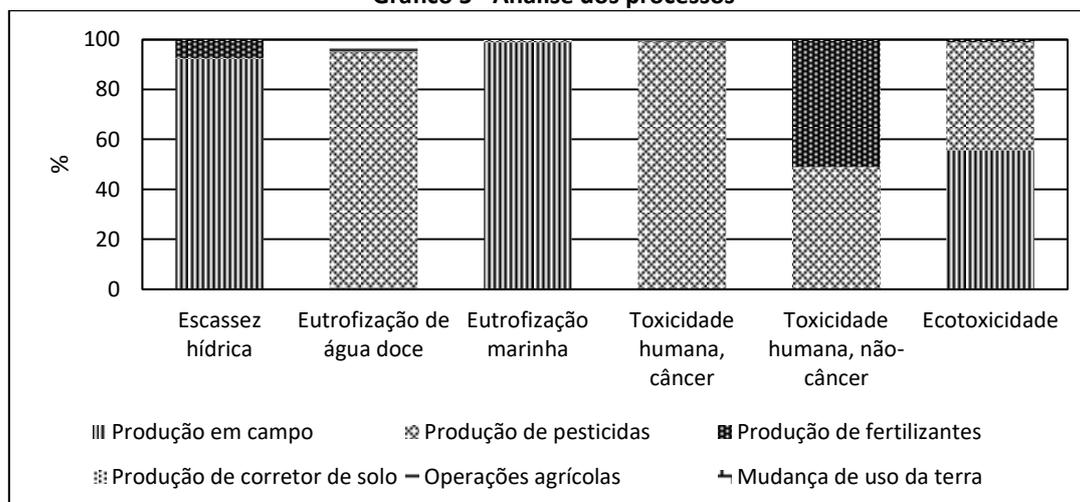
Escolheu-se a fazenda em Trairi para investigar os processos que mais contribuiram para os indicadores de cada categoria de impacto por ser a fazenda que apresentou os piores desempenhos em relação a fazenda referência.

Na categoria escassez hídrica, apesar das quatro fazendas avaliadas apresentarem impacto menor que a referência se optou também por analisar os processos mais impactantes nessa categoria. Como o coco é uma cultura perene e que necessita de um sistema eficiente de irrigação o principal processo que mais contribuiu para a escassez hídrica foi a produção em campo com pelo menos 89%, visto que é nessa etapa que há o uso de água para a irrigação, como mostra o gráfico 4.

Na eutrofização, percebeu-se que para eutrofização marinha o processo mais significativo é a produção em campo de coco com quase 100% do impacto. Ou seja, é na etapa de produção agrícola que ocorre a emissão de compostos nitrogenados e, então, o transporte de nitrogênio para o ambiente marinho, onde esse é um nutriente limitante. Já com relação à categoria eutrofização de águas doces a produção de fertilizantes foi o processo que mais contribuiu para o impacto com pelo menos 94% (gráfico 4).

Pode-se verificar que para as categorias toxicidade humana cancerígena e não cancerígena o processo mais importante foi a produção de fertilizantes. Enquanto isso, na categoria ecotoxicidade, o processo mais significativo foi a etapa de produção em campo, devido, principalmente, ao uso de pesticidas classificados como extremamente tóxicos (gráfico 4).

Gráfico 5 - Análise dos processos



Fonte: Elaboração própria

Foi possível ainda realizar a análise comparativa desse trabalho com outros dois estudos: Freire *et al.*, 2017, que considerou a produção do coco no Nordeste brasileiro; e Geehwala *et al.*, 2014, que avaliou o impacto na escassez hídrica de diferentes culturas, inclusive a do coqueiro, na Tailândia.

Freire *et al.*, 2017, indicaram um uso total de 760 m³ de água para irrigar uma planta durante os seus 17 anos de vida produtiva, ao longo do qual a planta produz uma média de 4950 kg de cocos. Enquanto no Ceará utiliza-se 542,80 m³ de água por planta que apresenta uma produtividade de 3761,90 kg de coco, em média. As emissões provenientes dessa cultura ocorrem, em sua maioria, por causa da transformação da terra, que resulta em gases de efeito estufa, e uso de fertilizantes, que resulta na emissão de compostos nitrogenados e metais pesados, assim como no Ceará.

No estudo de Geehwala *et al.*, 2014, foi contabilizada a pegada hídrica azul da produção de coco que é referente ao volume total de água superficial ou subterrânea consumida durante a produção. Dessa forma, comparou-se a pegada hídrica azul média do coco do Ceará, 5179,20 m³/ha, com a da Tailândia, 5402 m³/há. Como as pegadas hídricas são próximas, pode-se concluir que as duas formas de produção utilizam quantidades de água semelhantes e que a escassez hídrica atual no Ceará é a responsável por reduzir a sua pegada, visto que a quantidade de água disponível não atende à quantidade de água requerida pelos coqueirais.

Conclusão

A fazenda em Trairi obteve as maiores pegadas hídrica e de carbono. A baixa produtividade média dessa fazenda, decorrente do fornecimento de água muito abaixo da necessidade hídrica do coqueiro, pode explicar o seu pior desempenho ambiental.

Os processos que mais impactaram a pegada hídrica foram a produção em campo e produção de fertilizantes. Para a pegada de carbono, além desses dois processos, a mudança de uso da terra também contribuiu para elevar os indicadores dessa avaliação.

Esse estudo mostrou a importância de melhorar o desempenho ambiental na produção de coco no Ceará, começando pela melhoria da eficiência no uso de fertilizantes, na irrigação, assim como optar por pesticidas menos tóxicos.

Referências

Agência Nacional de Águas (ANA). (2017) Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: relatório pleno/Agência Nacional de Águas. – Brasília.

DE DEUS, R. M.; BAKONYI, S. M. C. (2012) O impacto da agricultura sobre o meio ambiente. Rev. Elet. Em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental. v. 7, n. 7, p. 1306-1315, mar-ago.

- EMMENEGER, M. F. (2009) Sustainability quick check for biofuels. Intermediate background report. Agroscope Reckenholz-Tänikon, Dübendorf.
- EUROPEAN COMMISSION, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. (2011) Characterization factors of the ILCD recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information. First edition. Luxembourg. Publications Office of the European Union.
- FAOSTAT, Food and Agriculture Organization Of The United Nations. (2017) Quantidade da produção de coco por país. Disponível em: <<http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC/visualize>>.
- FREIRE, A. L. F.; ARAÚJO JÚNIOR, C. P.; ROSA, M. F.; ALMEIDA NETO, J. A.; FIGEIRÊDO, M. C. B. (2017) Environmental assessment of bioproducts in development stage: the case of fiberboards made from coconut residues. Journal of cleaner production.
- FRISCHKNECHT, R.; JUNGBLUTH, N. (2007) Ecoinvent: overview and methodology. Dubendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- FUNCEME, Fundação cearense de meteorologia e recursos hídricos. (2017) Portal hidrológico do Ceará. Disponível em: <<http://www.hidro.ce.gov.br/>>.
- GHEEWALA, S. H.; SILALERTRUKSA, T.; NILSALAB, P.; MUNGKUNG, R.; PERRET, S. R.; CHAIYAWANNAKARN, N. (2014) Water footprint and impact of water consumption for food, feed, fuel crops production in thailand. Water.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). (2017) Levantamento sistemático da produção agrícola. Rio de Janeiro v.30 n.1-81.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Climate Change 2007: The Physical Science Basis. (2007) Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14044:2006- Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14046:2014- Environmental management – Water footprint – Principles, requirements and guidelines.
- NEMECEK, T.; SCHINETZER, J. (2011) Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems. Zurich.
- OEC, The Observatory of Economic Complexity. **Destinos da exportação de coco**. Disponível em: https://atlas.media.mit.edu/pt/visualize/tree_map/hs92/export/bra/show/0801/2016/. Acesso em: 18 out. 2017.
- PASSOS, E. E. M. Exigências climáticas do coqueiro. In: FERREIRA, J. M. S.; WARWICK, D. R. N.; SIQUEIRA, L. A. (1998) A cultura do coqueiro no Brasil. – 2. Ed. ver. e apm. – Brasília: Embrapa-SP1; Aracaju: Embrpa-CPATC.
- VEGA, E. V. (2011) Cleaner Production Opportunities for Improvement of Carbon Saving in the Production of Coconut Biodiesel. International Journal of Chemical and Environmental Engineering. V. 2, No.5.



AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DA EXTRAÇÃO DE NANOCRISTAIS DE CELULOSE BACTERIANA PRODUZIDA EM SUCO DE CAJU

José Aurélio Pinheiro¹, Ana Lídia de Almeida Castro², Maria Clea Brito de Figueiredo³, Morsyleide de Freitas Rosa⁴

¹Universidade Federal do Rio Grande do Norte, joseaureliopinheiro@gmail.com

²Universidade Federal do Ceará

^{3,4}Embrapa Agroindústria Tropical

Resumo: Os nanocristais de celulose (NCCs) são domínios cristalinos obtidos de fontes celulósicas que, quando isolados, têm sido avaliados como material de reforço em matrizes poliméricas. Os NCCs foram obtidos a partir de celulose bacteriana (CB) produzida em um meio alternativo que foi o suco de caju. A ferramenta utilizada para a avaliação ambiental foi a Análise de Ciclo de Vida (ACV), com escopo do berço ao portão, sendo contemplados os seguintes blocos de processos: i) produção de CB, abrangendo os processos unitários de pré-ativação da bactéria, ativação da bactéria e cultivo estático; ii) pré-tratamento, que abrange os processos de purificação e neutralização das películas de CB; e iii) extração de NCCB, que contempla os processos de trituração das películas de CB, hidrólise ácida, centrifugação e diálise. As películas de CB foram obtidas a partir da inoculação de *Gluconoacetobacter hansenii* em suco de caju suplementado. A avaliação ambiental mostrou que o bloco que mais contribuiu com os impactos ambientais dos NCCB foi o de pré-tratamento. Para reduzir esse impacto, cenários de pré-tratamento estão sendo propostos, principalmente na etapa de purificação.

Palavras-chave: nanocelulose, bactéria, purificação, hidrólise.

Introdução

A celulose é o polímero mais abundante da terra e consiste da união entre monômeros de D-glicopiranosose (cadeia cíclica da glicose). Ela pode ser sintetizada por bactérias do gênero espécie *Gluconacetobacter*, sendo conhecida como celulose bacteriana (CB) (LIMA, 2015). A fim de diminuir os custos de produção de celulose bacteriana e agregar valor aos resíduos agroindustriais, tem havido o surgimento de meios de cultura alternativos com base em outras fontes de açúcares. Dentre esses meios, surge o suco de caju (CASTRO, 2011).

A celulose bacteriana mostra-se como excelente fonte de celulose para a extração de nanocristais. Nanocristais de celulose são domínios cristalinos de celulose isolados por meio de hidrólise ácida ou enzimática. Nos últimos anos tem havido um grande interesse no estudo desses materiais devido ao seu crescente potencial de aplicação em vários setores, principalmente como agente de reforço mecânico em compósitos (LIMA, 2015).

Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo identificar pontos críticos no processo de extração de NCC a partir da CB (NCCB), em escala laboratorial. Para identificar os pontos críticos, foi utilizada a ferramenta de avaliação de ciclo de vida (ACV).

Metodologia

Suco de caju, meios de cultura e condições de cultivo

O suco de caju foi obtido a partir da prensagem do pedúnculo. Para o preparo do meio suplementado, é requerida concentração de 20 g/L de concentração de açúcares e pH igual a 5. Os meios foram sequencialmente suplementados com extrato de levedura e peptona na concentração de 5 g/L, a fim de se aproximarem do meio padrão HS com composição descrita por Hestrin & Schramm (1954). Esse meio é composto por 20 g/L de glicose, 5 g/L de peptona, 5 g/L de extrato de levedura, 1,15 g/L ácido cítrico e 2,7 g/L de Na₂HPO₄.

O microrganismo da linhagem *Gluconoacetobacter hansenii* ATCC 53582 foi ativado em meio HS esterilizado e incubado a 30°C por 48 horas em B.O.D. Para o preparo do inóculo, adicionou-se 3% (v/v) da cultura em um meio HS também esterilizado e incubou-se a 30°C por 72 horas. Utilizou-se ainda 3% (v/v) de inóculo, e a linhagem foi incubada a 30°C (B.O.D) por 10 dias sob cultivo estático em frascos Schott (250 mL) e 70 mL de meio.

Purificação das películas de CB por processo convencional

Depois da fermentação, as películas foram removidas da superfície do meio e purificadas com tratamento alcalino baseado em GEA et al. (2011) e GEORGE et al. (2008). Após serem lavadas com água corrente, as películas foram imersas duas vezes com água destilada por uma hora, a 80°C. Em seguida, elas foram imersas, novamente, por uma hora em solução de NaOH 2% por uma hora, a 80°C. Esse processo foi repetido seguidas vezes até as películas ficarem com cor branca. O volume de NaOH utilizado foi na proporção de 80 mL de solução para cada película. Por fim, as películas foram lavadas com água até alcançarem a neutralidade.

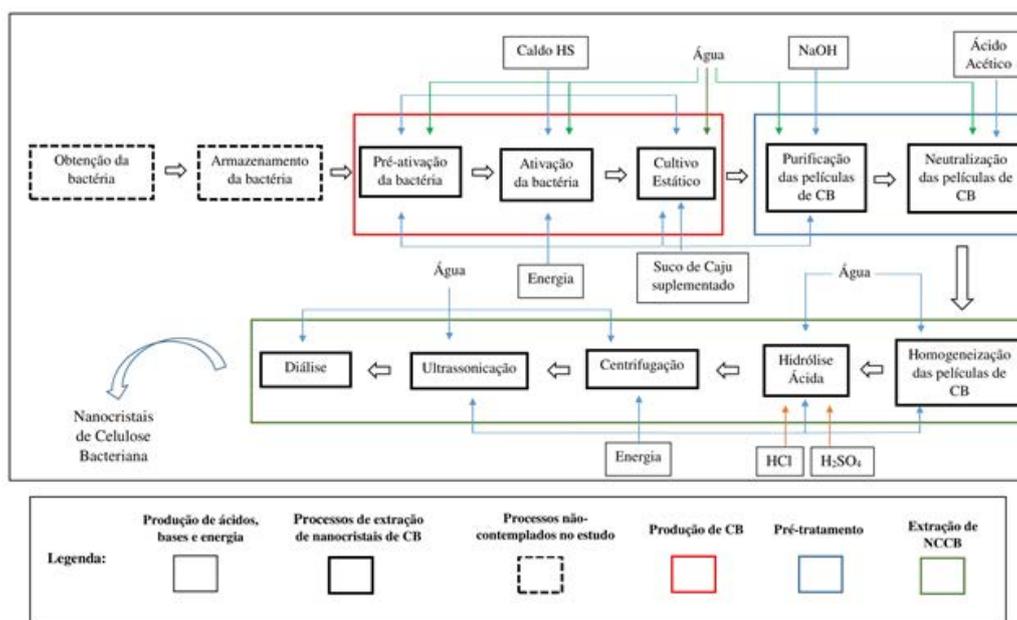
Hidrólise Ácida

Obtiveram-se nanocristais por hidrólise ácida combinada com HCl 37% e H₂SO₄ 60% de 1 g de celulose bacteriana de cada metodologia. Em seguida, os nanocristais foram centrifugados, ultrassonificados e dialisados.

Objetivo, função, unidade funcional e escopo

O trabalho está fundamentado na ACV de acordo com as normas ISO 14040 e 14044 (NBR, 2009a, 2009b) e teve como objetivo avaliar pontos críticos nos processos de produção de CB e extração de NCCB a partir do suco de caju, em escala laboratorial, além de comparar os impactos desses materiais com materiais similares. A função do NCC avaliada nesse estudo foi a de produção. Assim, foi adotada a unidade funcional de 1g de NCC. O escopo do estudo foi do berço ao portão. Os seguintes processos foram contemplados: i) produção de CB, que abrange os processos unitários de pré-ativação da bactéria, ativação da bactéria, e cultivo estático; ii) Purificação das películas de CB, que foi realizado de forma convencional; iii) Extração de NCCB, que inclui os processos unitários de hidrólise ácida, centrifugação e ultrassonicação. No sistema de produto avaliado são considerados também os processos de produção de suco de caju, dos insumos químicos e de energia (Figura 1).

Figura 1 – Fronteiras do sistema



Fonte: elaborada pelo autor

Avaliação de impactos

Os métodos ReCiPe hierárquico de ponto médio (midpoint) versão 1.11 (GOEDKOOP, 2009) e Usetox (ROSENBAUM, 2008) foram utilizados para a avaliação dos impactos ambientais gerados pela extração de nanocristais extraídos de CB produzida a partir do suco de caju. Foram avaliadas as seguintes categorias de impacto: mudança climática, eutrofização de águas doces, eutrofização marinha, acidificação do solo, depleção hídrica, toxicidade humana câncer, toxicidade humana não-câncer e ecotoxicidade de águas doces.

Resultados e discussão

Entradas e saídas do sistema de produção de celulose bacteriana

A extração de nanocristais de celulose bacteriana produzida em suco de caju pode ser dividida desde a produção das películas de celulose em três blocos principais: produção de CB, pré-tratamento e extração de NCCB. A análise de inventário mostra que a etapa que tem maior consumo de energia no processo convencional é a purificação das películas de CB, pois são realizadas em torno de 5 lavagens cada uma por 1 hora sob aquecimento em chapa (Tabela 1). O maior consumo de água é verificado na etapa de diálise para todos os cenários, pertencente ao bloco de extração de NCCB, visto que é necessária, em média, 3 trocas de água de 2000 ml cada para que a suspensão fique com pH próximo a 7.

Percebemos que a etapa que tem o segundo maior consumo de água é a neutralização das películas, etapa pertencente ao bloco de purificação. Isso se deve ao fato de ser necessária uma grande quantidade de água para neutralizar as películas que saem da purificação básica.

A etapa que tem o segundo maior consumo de energia é o cultivo estático, que pertence ao bloco de produção de CB. Durante a etapa do cultivo estático, é gerado um efluente proveniente do meio fermentado que é composto por suco de caju, inóculo e nutrientes. Pode-se observar na Tabela 1 que o valor mais expressivo vem da análise de DQO. Isso se deve ao fato do efluente ser resultante de um processo que envolve uma grande quantidade de componentes oxidáveis, como carbono ou hidrogênio de hidrocarbonetos, nitrogênio (da peptona e extrato de levedura) e fósforo.

Tabela 1 - Inventário referente à produção de 1 g de NCCB produzida em suco de caju

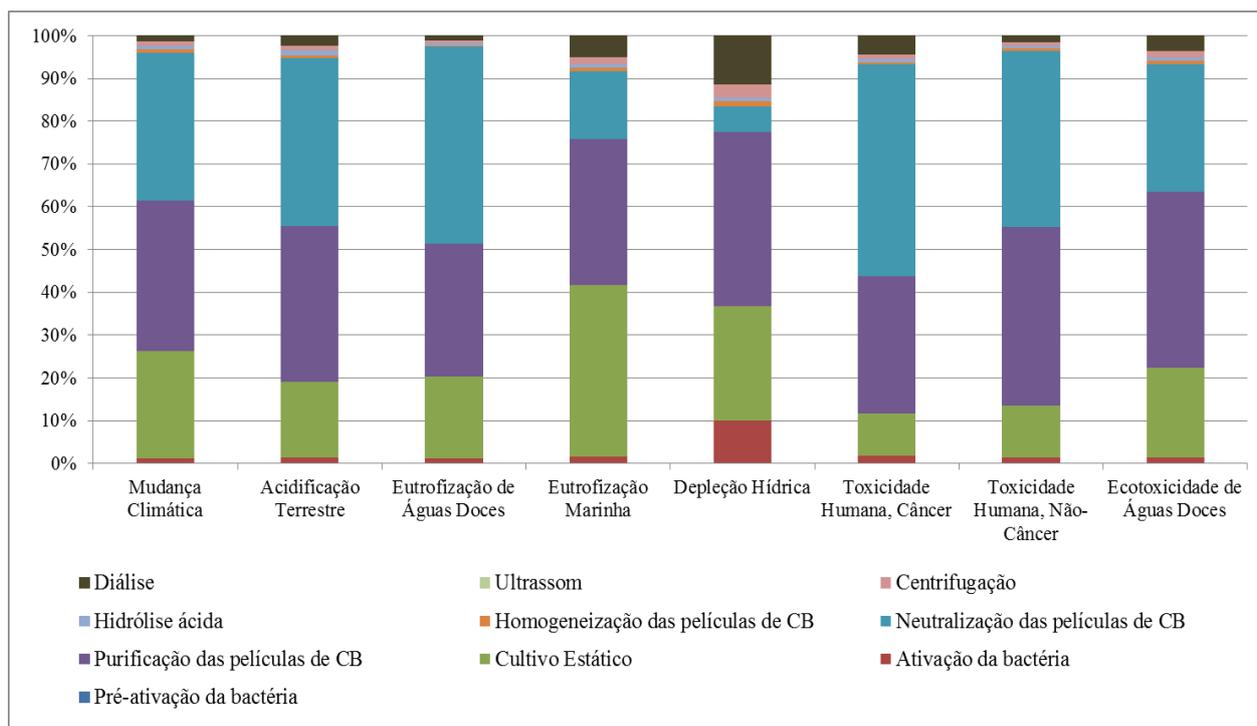
Entradas	Unidade	Produção de CB	Pré-Tratamento	Extração de NCCB
Água	ml	142,14	4660,35	17013,55
Caldo HS	ml	40,80		
Energia	kWh	1,247	1,78	0,12
Suco de Caju Suplementado	ml	427,97		
Peso total de CB	g		1,20	1,20
NaOH	g		131,92	
Peso total de CB purificada básica	g		2,40	
Ácido Acético	g		710,85	
HCl	g			27,70
H ₂ SO ₄	g			90,53
Solução Nanocristais	mL			955,61
Saídas	Unidade	Produção de CB	Pré-Tratamento	Extração de NCCB
Pré-Inóculo	ml	2,31		
Inóculo	ml	69,48		
Suco de Caju Fermentado	ml	404,19		
Peso total de CB	g	1,20		
Peso total de CB purificada básica	g		1,20	
Peso total de CB purificada neutra	g		1,20	
Água	mL		3347,70	15918,65
Peso total de CB trituradas	g			1,20
Solução de Nanocristais	mL			955,61
Massa de Nanocristais	g			1,00
Saídas	Unidade	Produção de CB	Pré-Tratamento	Extração de NCCB
Efluente				
DQO	g	11,48		-
Fosfato	g	0,08		-
Nitrato	g	0,02		-
Amônia	g	0,01		-
Cloreto	g			22,3381

Fonte: elaboração própria

Avaliação de impactos

A Figura 1 mostra a avaliação de impactos da extração de nanocristais de celulose bacteriana a partir do suco de caju em seu processo convencional. Os processos de purificação, neutralização e cultivo estático possuem as maiores porcentagens de impacto ambiental na maioria das categorias.

Figura 91 - Análise de impactos da extração de nanocristais de celulose bacteriana produzida em suco de caju



Fonte: Elaboração própria

O alto impacto verificado na purificação se deve principalmente ao consumo de eletricidade e a utilização de hidróxido de sódio (NaOH) para a extração de restos meio de cultura que ficam agregados às películas de CB. Os impactos da neutralização com porcentagens verificadas acima de 30% podem ser explicados pelo uso do ácido acético para neutralizar os resíduos básicos da etapa de purificação. Já os impactos do cultivo estático se deveram principalmente ao consumo de eletricidade e de água destilada. O consumo alto de eletricidade pode ser explicado pelo uso excessivo da bomba durante a filtração do suco de caju e a utilização do fluxo microbiológico durante a inoculação dos meios de cultura. Já o consumo de água destilada é explicado pela quantidade de água usada para diluir o suco de caju.

Na categoria depleção hídrica, outras duas etapas também obtiveram impactos significativos. Na etapa de diálise (11,4%), a utilização de água destilada foi o processo que mais influenciou. Já na etapa de ativação da bactéria (9,9%), o consumo de energia elétrica foi o processo que mais contribuiu para esse resultado.

Percebeu-se que a produção de energia é um dos principais fatores responsáveis pelas emissões. A energia elétrica no nosso país resulta do mix de diferentes fontes, como queima de carvão mineral, hidroelétricas e gás natural. A matriz energética brasileira oriunda das usinas hidrelétricas representa 65,2%. Essa geração de energia, apesar de mostrar-se como uma fonte renovável, causa inúmeros impactos ambientais como a inundação de grandes áreas florestais e conseqüentemente, a deposição de matéria orgânica, ocasionando a liberação de gases de efeito estufa (CO₂ e CH₄). (EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA, 2015).

Para mitigar os impactos causados pela etapa de purificação, está se realizando um cenário onde a inserção de peróxido de hidrogênio deverá diminuir as sucessivas lavagens de NaOH. Diminuindo-se as lavagens, reduz-se o

consumo de eletricidade e uso de NaOH. Quanto a etapa de neutralização, a substituição de um reagente ácido menos impactante para neutralizar os resíduos básicos é uma boa opção. Já para a etapa de cultivo estático, testes estão sendo realizados para se utilizar menos água destilada durante a diluição do suco de caju.

Conclusões

Foi possível, utilizando a avaliação de ciclo de vida (ACV), identificar processos unitários críticos em termos ambientais. As etapas que se apresentaram mais impactantes foram cultivo estático e a purificação e a neutralização das películas. Esses processos são influenciados principalmente pelo consumo de eletricidade, de água destilada, de hidróxido de sódio e de ácido acético. Com o intuito de produzir NCCB com o menor impacto possível, serão propostos cenários de purificação.

Referências

- CASTRO, C.; ZULUAGA, R.; PUTAUX, J.; CARO, G.; MONDRAGON, I.; GAÑÁN, P. Structural characterization of bacterial cellulose produced by *Gluconacetobacter swingsii* sp. from Colombian agroindustrial wastes. (2011) *Carbohydrate Polymers*, V. 84, N. 1, pp. 96-102.
- EMPRESA, DE PESQUISA ENERGÉTICA (2015) Balanço Energético Nacional 2015: Ano base 2014. Rio de Janeiro: EPE.
- GEA, S., REYNOLDS, C. T., ROOHPUR, N., WIRJOSENTONO, B., SOYKEABKAEW, N., BILOTTI, E., PEIJS, T. (2011) Investigation into the structural, morphological, mechanical and thermal behaviour of bacterial cellulose after a two-step purification process. *Bioresource Technology*, V. 102, pp. 9105–9110.
- GEORGE, J.; SAJEEVKUMAR, V. A., KUMAR, R., RAMANA, K. V., SABAPATHY, S. N., BAWA, A. S. (2008) Enhancement of thermal stability associated with the chemical treatment of bacterial (*Gluconacetobacter xylinus*) cellulose. *Journal of Applied Polymer Science*, V. 108, pp. 1845-1851.
- GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; SCHRYVER, A. J.; ZELM, R. (2009) ReCiPe 2008. Holanda: PRé Consultants, University of Leiden, Radboud University (CML) e National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).
- HESTRIN, S., SCHRAMM, M. Synthesis of cellulose by *Acetobacter xylinum*. Preparation of freeze-dried cells capable of polymerizing glucose to cellulose. (1954) *Biochemical Journal*, V. 58, pp. 345-352.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14040: environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. Genebra: ISO: 2009a.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14044: environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. Genebra: ISO: 2009b.
- LIMA, L. R.; SANTOS, D. B.; SANTOS, M. V.; BARUD, H. S.; HENRIQUE, M. A.; PASQUIN, D.; PECORARO, E.; RIBEIRO, S. J. L. Nanocristais de celulose a partir de celulose bacteriana. (2015) *Química Nova*, V. 38, N. 9, pp. 1-8.
- QUEIROZ, A.G., FRANÇA, L., PONTE, M.X. (2012) The life cycle assessment of biodiesel from palm oil (“dendê”). *Amazon Biomass and Bioenergy*, V.36, pp.50-59.
- ROSENBAUM, R.K.; BACHMANN, T.M.; GOLD, L.S. et al. (2008) USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*. V.13, N.7, pp. 532-546.

COMPARAÇÃO ENTRE MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO PARA A CATEGORIA DE IMPACTO *SMOG* FOTOQUÍMICO: UMA AVALIAÇÃO DO TRANSPORTE DE SOJA NO BRASIL

Sandy B. F. T. GIROTTO¹, Yara S. TADANO², Roni M. SEVERIS¹, João Pedro P. B. RECH¹, Valdeci J. COSTA¹, Flavio J. SIMIONI¹, Cássia M. L. UGAYA³, Rodrigo A. F. ALVARENGA⁴

¹Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), campus Lages/SC, sandy_girotto@hotmail.com

²Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) – campus Ponta Grossa/PR

³Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) – campus Curitiba/PR, Bolsista Produtividade CNPq

⁴Ghent University – Bélgica

Resumo: Praticantes de ACV podem escolher diferentes modelos de caracterização para Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) em diversas categorias de impacto. Com base nisso, este estudo teve dois objetivos: comparar e avaliar três modelos de caracterização (ponto médio) da categoria de impacto *smog* fotoquímico (Derwent et al., 1998; Jenkin; Hayman, 1999; Van Zelm et al., 2008; Van Zelm et al., 2016) em um estudo de caso, destacando as principais diferenças entre os modelos, além de analisar o potencial de formação de *smog* fotoquímico do transporte de uma tonelada de soja de Sorriso/MT até o Porto de Santos, por meio de três cenários de transporte, considerando as diferenças que cada modelo apresenta. Por meio da análise realizada no programa SimaPro, todos os modelos demonstraram a mesma tendência nos resultados, onde a Rota 1 (trajeto com 28% do transporte rodoviário e 72% ferroviário) apresentou maior potencial de formação de *smog* fotoquímico, seguida pela Rota 2 (37% de transporte rodoviário e 63% ferroviário) e Rota 3 (100% rodoviário), fundamentalmente devido às diferentes distâncias de cada rota. No entanto, os modelos apresentaram diferenças nos resultados do estudo de caso. As principais diferenças foram relacionadas à quantidade, variedade dos fluxos elementares e o valor dos fatores de caracterização (FC) dos mesmos. Com isso, conclui-se que há a necessidade de um modelo de caracterização de AICV para a categoria de impacto *smog* fotoquímico, para uso comum entre os praticantes de ACV no Brasil.

Palavras-chave: Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida; Ozônio fotoquímico; Avaliação do Ciclo de Vida; SimaPro; Métodos de AICV.

Introdução

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta de gestão ambiental holística e sistêmica que é utilizada na quantificação dos impactos do ciclo de vida de produtos e processos relativos em todos os estágios do ciclo de vida. Para o cálculo de impactos ambientais existem métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), em que substâncias são compiladas em unidades de referência para cada categoria de impacto (ABNT, 2009). Em geral, esses métodos são compostos por modelos matemáticos de cadeias de causa e efeito nos sistemas naturais (BAUMANN; TILLMAN, 2004), considerando Fatores de Caracterização (FC) específicos, para diferentes níveis de avaliação de impacto.

Praticantes de ACV podem escolher entre diferentes métodos e modelos de caracterização de AICV, para diversas categorias de impacto, contudo, existem diferenças entre os métodos encontrados na literatura, podendo resultar em diferentes resultados para um mesmo estudo de caso (RENOU et al., 2008). No Brasil, o desenvolvimento de uma estrutura metodológica e científica para AICV voltada à realidade brasileira encontra-se em desenvolvimento, e em diferentes estágios, conforme as categorias de impacto. Assim, os estudos de ACV no Brasil são realizados utilizando métodos de AICV de outras regiões, gerando subjetividade nesta etapa, tal como na escolha de um método, na modelagem e na avaliação das categorias de impacto (ABNT, 2009).

O ozônio fotoquímico (*smog* fotoquímico) é uma categoria de impacto considerada em estudos de ACV, que apresenta uma lacuna com relação aos estudos de regionalização no Brasil. Este fenômeno ocorre principalmente em grandes centros urbanos, quando a cidade se encontra sob condições específicas, de radiação solar e presença de substâncias precursoras (PREISS, 2015). Quando o ozônio é transportado pelo vento o fenômeno pode se estender de um problema local, para um problema regional, ou até mesmo continental (BAUMANN; TILLMAN, 2004). Sendo assim, estes poluentes podem entrar em contato com um grande número de indivíduos e diversos ecossistemas, provocando impactos indesejáveis.

A soja é um dos principais produtos da produção agrícola no Brasil, e sua exportação e comercialização vem se expandindo nos últimos anos (CONAB, 2017). Segundo IBGE (2014), Sorriso, no Mato Grosso (MT), é o município com maior produção de soja em grãos no país. O transporte desta soja é feito por rodovias, ferrovias e hidrovias, sendo que o modal rodoviário representa 67% deste total (IBGE, 2014). Esta atividade pode emitir substâncias precursoras com potencial de formação de oxidantes fotoquímicos, como Óxidos de Nitrogênio (NO_x), Monóxido de Carbono e Compostos Orgânicos Voláteis Não Metano (COVNM) (PREISS, 2015).

Com isso, este trabalho teve como objetivos comparar 3 modelos de caracterização de AICV (ponto médio) para a categoria de impacto ambiental *smog* fotoquímico, destacando as principais diferenças entre os modelos, além de analisar o impacto ambiental (para a categoria *smog* fotoquímico) do transporte de uma tonelada de soja, por meio de três cenários de transporte, observando as diferenças que cada modelo apresentou.

Metodologia

Neste estudo, três modelos de caracterização foram selecionados e aplicados a três cenários de transporte, no trajeto Sorriso/MT até o Porto de Santos no estado de São Paulo (Tabela 1).

- Rota 1: inicia em um trajeto rodoviário até o Terminal Ferroviário de Rondonópolis/MT, seguindo pela ferrovia até o destino final;
- Rota 2: composto por um trajeto rodoviário até o Terminal Ferroviário de Alto Araguaia/MT que segue até o destino final;
- Rota 3: todo trajeto é realizado por meio rodoviário.

As distâncias dos trajetos rodoviários e ferroviários foram obtidas através do programa Google Earth. Todas as rotas atravessam a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), região que apresenta grande potencial de formação de *smog* fotoquímico, principalmente devido às emissões veiculares (CETESB, 2015).

Tabela 1 - Cenários com distâncias percorridas de Sorriso/MT até o Porto de Santos

Cenário	Rodovia (km)	Ferrovia (km)	Total (km)
Rota 1	637	1.660	2.297
Rota 2	805	1.400	2.205
Rota 3	2.034	-	2.034

Fonte: Elaboração própria.

Para a análise dos modelos de AICV e dos diferentes cenários foi utilizado o programa SimaPro versão 8.3.0.0. As informações para modelar os tipos de transporte foram extraídas da base de dados *ecoinvent 3 - Alloc Rec, U* presente no programa, cuja sintaxe está presente na Tabela 2.

Tabela 2 - Base de dados dos transportes utilizados

Transporte	Processos da base de dados do <i>ecoinvent</i>	Modelagem
Rodovia	<i>Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3 {RoW}</i> <i>transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3</i>	<i>Alloc Rec, U</i>
Ferrovia	<i>Transport, freight train {RoW}</i> <i>diesel, with particle filter</i>	

Fonte: Elaboração própria.

Assim, o estudo de caso foi aplicado em modelos de caracterização de dois métodos de AICV presentes no SimaPro (ReCiPe 2008 e CML-IA *baseline*) e, o modelo de caracterização descrito em Van Zelm et al. (2016) encontrado na literatura. Neste trabalho, somente os modelos de caracterização para a categoria de impacto *smog* fotoquímico em nível de ponto médio foram considerados.

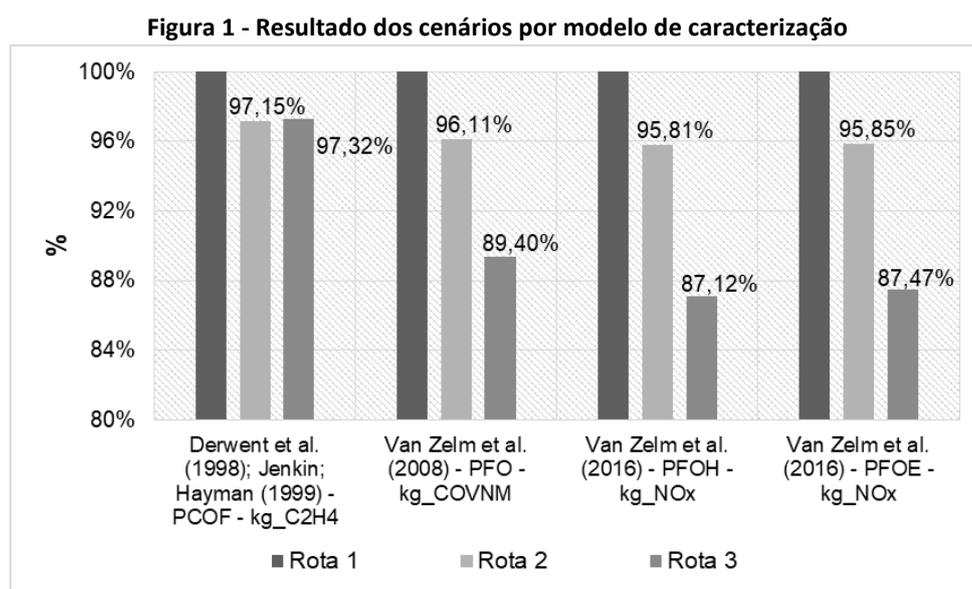
O método CML-IA *baseline*, adaptado para o contexto Europeu, faz uso do modelo de caracterização descrito em Derwent et al. (1998); Jenkin; Hayman (1999). Este modelo apresenta FC em nível de ponto médio para 131 fluxos elementares, relacionados ao Potencial de Criação de Ozônio Fotoquímico (PCOF) (expressos em C_2H_4 eq.kg⁻¹. C_2H_4 - etileno).

O método de AICV ReCiPe 2008, adaptado para o contexto Europeu, utiliza o modelo de caracterização descrito em Van Zelm et al. (2008). Este modelo fornece FC em nível ponto médio, para 137 fluxos elementares, para o Potencial de Formação de Oxidantes – PFO (expresso em kg COVNM) que podem resultar em danos aos ecossistemas e à saúde humana, dentro da cadeia de causa e efeito. Além disso, o modelo Van Zelm et al. (2008) também fornece FC de ponto final, para os mesmos 137 fluxos elementares, para danos à saúde humana (expresso em DALY).

Van Zelm et al. (2016) desenvolveram FC (ponto médio e ponto final) para 56 regiões do mundo e uma média ponderada para o contexto global. Este modelo fornece FC em nível de ponto médio, para 167 fluxos elementares, para o Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos: humanos (PFOH) e Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos: ecossistemas (PFOE) (expressos em kg NO_x) e, também FC de ponto final para danos à saúde humana (expresso em DALY). Este modelo faz parte do método de AICV ReCiPe 2016, o qual não integra a versão do programa SimaPro utilizada neste trabalho. Em função disso, a etapa de caracterização deste modelo foi incluída na base de dados do programa, conforme informações obtidas nas respectivas bibliografias (HUIJBREGTS et al., 2017; VAN ZELM et al., 2016). Neste estudo somente os FC de ponto médio em escala global, foram considerados, sendo que eles apresentam resultados mais específicos na cadeia de causa e efeito, quando comparados aos outros modelos, ou seja, este modelo apresenta FC direcionados para danos à saúde humana e danos aos ecossistemas.

Resultados e discussão

Os modelos de caracterização apresentam unidades de referência final diferentes, o que faz com que não sejam comparáveis diretamente. Assim, através de uma porcentagem relativa dos cenários estudados, os modelos podem ser comparados, bem como os cenários de transporte (procedimento também conhecido por normalização interna dos resultados). A Figura 1 apresenta o impacto relativo de cada cenário, para cada modelo de caracterização estudado.



Fonte: Elaboração própria.

Conforme a Figura 1, todos os modelos de caracterização demonstraram que a Rota 1, de trajeto mais longo, possui maior potencial de impacto referente à categoria de impacto *smog* fotoquímico, sendo que 28% desta rota é realizado por rodovia e 72% por ferrovia. A Rota 2 apresentou o segundo maior potencial de formação de *smog* fotoquímico, sendo o segundo maior trajeto, com 37% do seu percurso por rodovia e 63% por ferrovia. Já a Rota 3, que apresenta

todo seu trajeto por rodovia, apresentou o menor potencial de impacto para a categoria de impacto em estudo. Contudo, vale ressaltar que a Rota 3 é 263 km menor que a Rota 1, e 171 km menor que a Rota 2. Em análises considerando a mesma quilometragem, e utilizando os modelos de Van Zelm et al. (2008; 2016), ambos os modais – ferrovia e rodovia – apresentaram potencial de impacto semelhantes. Assim, a distância percorrida foi um fator que influenciou no potencial de formação de *smog* fotoquímico, das rotas neste estudo.

Os processos unitários que mais contribuíram para a formação de *smog* fotoquímico, dos modais de transporte utilizados, foram semelhantes entre os modelos de caracterização utilizados. Para o transporte ferroviário, os quatro processos unitários que mais contribuíram, pelos modelos de Van Zelm et al. (2008), Van Zelm et al. (2016) e Derwent et al. (1998); Jenkin; Hayman (1999), foram: o transporte pelo trem; o diesel utilizado pelo trem no transporte; a construção da via férrea; e a produção dos vagões de mercadoria. Para o transporte rodoviário, os quatro processos unitários que mais contribuíram, pelos modelos de Van Zelm et al. (2008) e Van Zelm et al. (2016), foram: o transporte pelo caminhão; a construção da estrada; o diesel utilizado pelo caminhão no trajeto; e a produção do caminhão. Pelo modelo de Derwent et al. (1998); Jenkin; Hayman (1999), os quatro processos unitários que mais contribuíram foram: o transporte pelo trem; o diesel utilizado no transporte; a construção da via férrea; e a produção do caminhão.

A Tabela 3 apresenta os cinco fluxos elementares que mais contribuíram para a formação do *smog* fotoquímico e os respectivos percentuais de impacto, para cada modelo. Para obter estes resultados foi realizada uma média dos três cenários para cada fluxo elementar.

Tabela 3 - Fluxos elementares com contribuição para formação de *smog* fotoquímico

Derwent et al. (1998); Jenkin; Hayman (1999)	Van Zelm et al. (2008)	Van Zelm et al. (2016) – PFOH	Van Zelm et al. (2016) – PFOE
Dióxido de Enxofre (37,89%)	NO _x (84,84%)	NO _x (97,4%)	NO _x (95,9%)
Monóxido de Carbono fóssil (35,93%)	COVNM (11,67%)	COVNM (2,4%)	COVNM (3,8%)
Pentano (4,22%)	Dióxido de Enxofre (1,32%)	Pentano (0,04%)	Pentano (0,06%)
Butano (3,0%)	Monóxido de Carbono fóssil (1,26%)	Butano (0,02%)	Butano (0,04%)
Formaldeído (2,93%)	Pentano (0,15%)	Formaldeído (0,02%)	Formaldeído (0,03%)
Demais fluxos elementares (16,03%)	Demais fluxos elementares (0,76%)	Demais fluxos elementares (0,12%)	Demais fluxos elementares (0,17%)

Fonte: Elaboração própria.

O modelo de Derwent et al. (1998); Jenkin; Hayman (1999) diferentemente dos demais, não apresenta FC (PCOF) para NO_x e COVNM, os quais são fluxos elementares que apresentam grande contribuição para a formação do fenômeno *smog* fotoquímico de acordo com os resultados dos modelos de Van Zelm et al. (2008; 2016).

Observando-se os resultados obtidos, os fluxos elementares que mais contribuíram para a formação de *smog* fotoquímico foram NO_x, COVNM, Dióxido de Enxofre, Monóxido de Carbono fóssil, Pentano e Butano. Modelos de caracterização que não apresentam FC para estes fluxos elementares tiveram resultados diferentes dos modelos que os apresentam. Isso justifica os resultados diferentes obtidos ao se aplicar o modelo de Derwent et al. (1998); Jenkin; Hayman (1999). Este modelo demonstrou que a Rota 1 apresenta um potencial de impacto 2,6% maior que a Rota 3 e, a Rota 3 um potencial de impacto 0,2% maior que a Rota 2. Já o modelo de Van Zelm et al. (2016), para PFOH e PFOE, demonstrou que a Rota 1 apresenta um potencial de impacto 4,2% maior que a Rota 2 e, a Rota 2 um potencial de impacto 6,0% maior que a Rota 3. O modelo de Van Zelm et al. (2008) demonstrou que a Rota 1 possui um potencial de impacto 3,9% maior que a Rota 2 e, a Rota 2 um potencial de impacto 8,0% maior que a Rota 3.

Conclusões

De acordo com a base de dados utilizada (*ecoinvent*) e os fatores de caracterização dos três modelos, a Rota 3 (100% rodoviária) apresentou menor potencial de formação de *smog* fotoquímico, contudo é a menor rota, assim a distância percorrida foi um fator que influenciou na magnitude dos impactos.

Neste estudo, todos os modelos indicaram a Rota 1 como mais impactante, contudo os modelos apresentam diferenças na sua formulação o que pode proporcionar, em uma ACV, resultados finais diferentes para um mesmo estudo de caso. As principais diferenças observadas neste estudo foram quanto à quantidade e variedade de fluxos elementares considerados pelo modelo na formação do impacto, o valor dos fatores de caracterização (FC) dos modelos para cada fluxo elementar, o nível dos FC dentro da cadeia de causa e efeito do *smog* fotoquímico que o modelo apresenta, e a escala (região) para qual o modelo foi desenvolvido. Recomenda-se, portanto, que ao selecionar o modelo de caracterização, o usuário deve atentar a estes pontos, para que os fluxos elementares do ciclo de vida do produto estejam associados ao impacto conforme a definição do objetivo e escopo do estudo.

Além dos modelos utilizados neste estudo, existem outros métodos/modelos de AICV que não foram incluídos nessa pesquisa, que podem ser considerados numa avaliação mais ampla. Com isso, verifica-se que há a necessidade de mais estudos, para então ser possível recomendar um modelo de caracterização de AICV para a categoria de impacto *smog* fotoquímico, de uso comum entre os usuários de ACV no Brasil, assim como realizado em EC-JRC (2011).

Agradecimentos

À Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC/CAV) e à Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina (FAPESC/SC-Brasil).

Referências

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (2009) NBR ISO 14040: Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura, Rio de Janeiro, Brasil.

BAUMANN, H.; TILLMANN, A.M. (2004) The hitch hiker's guide to LCA: an orientation in Life Cycle Assessment methodology and application. Lund. Edit.: Studentlitteratur, pp. 543.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2015) Qualidade do ar no estado de São Paulo: série relatórios - 2015. Secretaria do Meio Ambiente. São Paulo-SP, pp. 165.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento (2017) Acompanhamento da safra brasileira de grãos. v. 4, Safra 2016/17, n. 12, Décimo Segundo levantamento, Brasília-DF, set. 2017.

DERWENT, R.G.; JENKIN, M. E.; SAUNDERS, S. M.; PILLING, M. J. (1998) Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in northwest Europe calculated with a master chemical mechanism. Atmospheric Environment, v.32, n.14/15, pp.2429-2441. DOI: 10.1016/S1352-2310(98)00053-3.

EC-JRC - European Commission Joint Research Centre (2011) Recommendations for life cycle impact assessment in the European context: based on existing environmental impact assessment models and factors. ILCD handbook - International Reference Life Cycle Data System, European Union EUR24571EN.

HUIJBREGTS, M. A. J.; STEINMANN, Z. J. N.; ELSHOUT, P. M. F.; STAM, G.; VERONES, F.; VIEIRA, M.; ZIJP, M.; HOLLANDER, A.; VAN ZELM, R. (2017) ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Int. J. Life Cycle Assess. 22, pp.138-147. DOI: 10.1007/s11367-016-1246-y.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2014) Produção Agrícola Municipal 2013. Rio de Janeiro: IBGE. Disponível em: <www.cidades.ibge.gov.br/xtras/temas.php?lang=&codmun=510792&idtema=18&search=mato-grosso|sorriso|producao-agricola-municipal-cereais-leguminosas-e-oleaginosas-2007>.



JENKIN, M.E.; HAYMAN, G.D. (1999) Photochemical ozone creation potentials for oxygenated volatile organic compounds: sensitivity to variations in kinetic and mechanistic parameters. *J. Atmospheric Environment*, v.33, pp.1275-1293. DOI:10.1016/S1352-2310(98)00261-1

PREISS, P. (2015) Photochemical ozone formation. Chapter 7. In: HAUSCHILD, M.Z.; HUIJBREGTS, M.A.J. *Life Cycle Impact Assessment*. New York: Springer, 339 p.

RENOU, S.; THOMAS, J. S.; Aoustin, E.; PONS, M. N. (2008) Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. *J. of Cleaner Production*, v.16, pp.1098-1105. DOI: 10.1016/j.jclepro.2007.06.003.

VAN ZELM, R.; HUIJBREGTS M. A. J.; DEN HOLLANDER, H. A.; VAN JAARSVELD, H. A; SAUTER, F. J; STRUIJS, J.; VAN WIJNEN, H. J.; VAN DE MEENT, D. (2008) European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. *J. Atmospheric Environment*, v. 42, pp. 441-453, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.072>.

VAN ZELM, R.; PREISS, P.; VAN GOETHEM, T. M. W. J.; VAN DINGENEN, R.; HUIJBREGTS, M. (2016) Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: damage to human health and vegetation. *J. Atmospheric Environment*, v. 134, pp. 129-137. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.044>.



DESENVOLVIMENTO CONCEITUAL DE UM APLICATIVO PARA QUANTIFICAÇÃO DE PEGADA DE CARBONO PARA EDIFÍCIOS PÚBLICOS

Jordan Nunes de Figueiredo¹, Monica Carvalho², Gustavo C. D. Cavalcanti³, Rommel Santana Freire⁴

¹Universidade Federal da Paraíba, jordan.figueiredo@cear.ufpb.br

²Universidade Federal da Paraíba, monica@cear.ufpb.br

³Universidade Federal da Paraíba, gustavo.colaco@hotmail.com

⁴Universidade Federal da Paraíba, professorrommel@uol.com.br

Resumo: À medida que os níveis de qualidade de vida aumentam ao redor do mundo, aumentam as demandas por conforto (e.g., utilização de ar-condicionado, ou no número de *smart tvs*). Em paralelo vem emergindo um processo de conscientização ambiental. Em geral, satisfazer a essas demandas de conforto resulta num maior consumo de energia, que bate de frente com as preocupações ambientais relacionadas ao consumo de combustíveis fósseis e uso racional da energia. Há um crescente reconhecimento acerca da importância de mudar o comportamento de consumo energético das pessoas. Para que as mudanças comportamentais relacionadas ao consumo energético sejam duradoras e significativas é crucial que essas informações sejam passadas de forma clara e contínua. Reconhecendo que prédios públicos e residências são os maiores responsáveis pelo consumo de energia elétrica no Brasil, este artigo mostra o desenvolvimento conceitual de um aplicativo (*app*) para smartphone e computadores. O objetivo é que o *app* promova conscientização sobre o consumo de energia elétrica de maneira racional, eficiente e sustentável. Partindo da pegada de carbono associada ao consumo de 1 kWh de eletricidade do mix brasileiro, o *app* fornece a pegada de carbono (kg CO₂-eq) associada ao consumo de energia elétrica (kWh), estimada por meio dos hábitos do usuário. O aplicativo também conta com informações sobre estratégias para melhoria da eficiência energética e redução de impactos ambientais.

Palavras-chave: Pegada de carbono, comportamento, avaliação de ciclo de vida, eficiência energética, conscientização.

Introdução

Uma das maiores preocupações socioambientais vigente é com o consumo de energia elétrica. Desde a Revolução Industrial, ficou claro para o mundo que a energia estava correlacionada com o desenvolvimento econômico e com a qualidade de vida. Essa influência se torna cada vez mais decisiva em frente a globalização e as preocupações ambientais globais (TOLMASQUIM; GUERREIRO; GORINI, 2007).

Com o crescimento populacional e o desenvolvimento econômico a demanda de energia elétrica cresce disparadamente durante os anos. Segundo o Ministério de Minas e Energia (BRASIL, 2015), a expansão do consumo residencial de eletricidade no Brasil será de 4.3% ao ano no período de 2014-2024. Este aumento de consumo de energia elétrica atrelado a uma geração desta por meio da queima de combustíveis fósseis reflete em um aumento da poluição e agravamento do efeito estufa, efeitos antes ignorados por gerações anteriores e que muito preocupa as novas gerações.

Há um crescente reconhecimento acerca da importância de mudar o comportamento de consumo energético das pessoas. Vários esforços de pesquisa têm sido direcionados para o tema da mudança de comportamento pró-ambiental (das quais o comportamento relacionado ao uso da energia é um componente) (ENERGY SAVINGTRUST, 2007). Se mais consumidores concordarem com uma mudança em direção a um comportamento mais consciente em termos energéticos, serão alcançadas importantes reduções nos impactos ambientais.

Reconhecendo que prédios públicos e residências são os maiores responsáveis pelo consumo de energia elétrica no Brasil, este artigo visa contribuir com uma ferramenta que promova a conscientização do consumo de energia elétrica de maneira racional, eficiente e sustentável. Por meio da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) estabelecer-se-á uma relação entre pegada de carbono (kg CO₂-eq) e consumo de energia elétrica (kWh) levando em consideração a matriz energética brasileira.

Apresenta-se aqui o desenvolvimento conceitual de um aplicativo (*app*) para computador e smartphones que, a partir dos hábitos do usuário, estabelece seu consumo de eletricidade (kWh) e fornece a quantidade de gases de efeito estufa emitida para a atmosfera. O *app* também possibilita o acesso a várias sugestões para melhoria de eficiência

energética e informações sobre efeito estufa e aquecimento global. O objetivo final é conscientizar o usuário, diminuindo assim os impactos ambientais e a fatura de energia elétrica.

Metodologia

Avaliação de Ciclo de Vida

De acordo com Chehebe (1998), a crescente preocupação social com o meio ambiente, fez com que ferramentas de proteção fossem criadas, e umas delas é a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), segundo *International Organization for Standardization (ISO) 14040 (2006)* a ACV é uma ferramenta de gestão que contabiliza entradas e saídas (materiais e energia) associadas com um produto, serviço ou atividade, com o objetivo de avaliar o desempenho ambiental durante as diversas etapas do seu ciclo de vida. A ACV é utilizada para identificar quais etapas do ciclo de vida são mais impactantes e o correspondente impacto de possíveis alterações. A ACV é uma metodologia reconhecida internacionalmente, e segue os padrões estabelecidos pelas normas da ISO 14040 e 14044.

No Brasil, a estrutura e princípios da ACV são regulamentados por um conjunto de normas publicadas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (ABNT, 2014a; ABNT 2014b). A ACV é composta por quatro fases (ABNT, 2014a): i) Objetivo e escopo (Estabelecimento das fronteiras, extensões e propósitos dos estudos. O objetivo deve ser claro ao definir os propósitos e conter todos os aspectos relevantes para direcionar as ações que deverão ser realizadas.); ii) Análise do inventário (Fase de coleta e quantificação de todas as variáveis como emissão, matérias primas, consumo de energia, processos e transportes. Nesta fase também irá ocorrer o refinamento do objetivo e escopo e todas as partes de cálculos - balanços de massa e de energia - pertinentes); iii) Avaliação do impacto (Analisar e quantificar os aspectos ambientais da etapa anterior e apresentar intervenções necessárias aos indicadores), e iv) Interpretação dos resultados (Avaliação do estudo de acordo com os objetivos estabelecidos, apresentação gerando conclusões e recomendações para diminuição de impactos).

Por meio da ACV, será realizada a quantificação do impacto ambiental proveniente do consumo de energia elétrica em edificações (prédios públicos e residências). O *software* utilizado foi o SimaPro 8.3.0.0 (PRE CONSULTANTS, 2015), que permite a modelagem e avaliação dos mais complexos ciclos de vida de forma sistemática e compreensível, seguindo ISO 14040 (2006) e ISO 14044 (2006).

Devido a preocupações com aquecimento global, o método para avaliação de impacto ambiental selecionado foi o IPCC 2013 GWP 100a (IPCC, 2013). Este método utiliza as tabelas de conversão atualizadas do *Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*, órgão internacional de avaliação e estudo de assuntos relacionados a mudanças climáticas (IPCC, 2013). Com este método, pode-se quantificar e caracterizar os impactos ambientais associados as emissões gasosas atmosféricas de acordo com o seu "Potencial de Aquecimento Global" (*Global Warming Potential, GWP*) (IPCC, 2013). O impacto ambiental será expresso como pegada de carbono (kg CO₂-eq).

Mix elétrico brasileiro

A matriz de geração elétrica do Brasil foi obtida dos dados mais recentes do Ministério das Minas e Energia (BRASIL, 2017), seguindo a metodologia descrita por Delgado e Carvalho (2017). Os valores já incluem as importações da Argentina, Paraguai, Uruguai e Venezuela: 68,049% hidráulica, 16,0255% termelétrica, 7,939% biomassa, 5,406% eólica, 2,566% nuclear e 0,0145% solar. A partir da base de dados EcoInvent v.3.3 (2015), processos foram adaptados para representar o mix de geração elétrica brasileiro.

As etapas de transmissão, distribuição e transformação da energia elétrica também foram incluídas de modo a representar de 1 kWh de eletricidade consumida em baixa tensão (consumo em edifícios) (DELGADO;CARVALHO, 2015).

Desenvolvimento do *app*

O *GoGreen app* funciona em celulares e tablets Android e iOS. A versão atual do aplicativo para Android foi totalmente desenvolvida na *Application Programming Interface (API)* 15 e superior. Assim, o *app* consegue rodar em aproximadamente 97,4% dos dispositivos ativos na *Google Play Store*. Já que o aplicativo também tem suporte para *tablets*, ele foi desenvolvido em *Fragments*, assim o aplicativo pode rodar em qualquer tamanho de tela, mantendo uma excelente experiência de usuário. A *Integrated Development Environment (IDE)* ou ambiente de desenvolvimento integrado utilizada para desenvolver o *app* foi o *Android Studio* e a linguagem utilizada foi Java. Para a versão iOS a IDE utilizada foi o *Xcode*, o aplicativo foi desenvolvido na versão 10.0 do iOS, utilizado pela maior parte dos iPhones e iPads ativos. Além disso, ele foi totalmente desenvolvido na linguagem Swift 4.

O uso de bibliotecas, foi fundamental para a disponibilização de gráficos funcionais no *app*. Para isso, utilizou-se a biblioteca *MP Android Chart*, com ela conseguimos colocar gráficos no aplicativo para dispositivos Android. Para os dispositivos iOS foi utilizado a biblioteca *Cocoapods Charts*. A versão atual do aplicativo inclui um serviço de cadastro de usuários, e o *Firebase* foi utilizado como banco de dados para realização desses cadastros, que além de permitir armazenar dados em um banco em tempo real, tem uma fácil manutenção e implementação.

Resultados e discussão

Avaliação de Ciclo de Vida

Após inserção de todas as etapas do Sistema Elétrico de Potência (SEP) (geração, transmissão, distribuição e transformação) no software *SimaPro*, selecionou-se o método de avaliação de impacto ambiental IPCC 2013 GWP 100a, e obteve-se um valor de 0,265 kg CO₂-eq/kWh consumido (pegada de carbono associada ao consumo de 1 kWh de eletricidade no Brasil, em baixa tensão).

GO GREEN *app*

O aplicativo foi desenvolvido com o intuito de ser atraente no seu *design*, simples na sua utilização, eficaz na sua aplicação e acessível para os usuários. O aplicativo é claro no que diz respeito aos passos a serem seguidos para se obter a pegada de carbono de forma simples.

A primeira tela, na Figura 1 é a tela de boas vindas e surge assim que o aplicativo é iniciado, nesta surgem opções de *login* para usuários já cadastrados, opção de criar um novo perfil a partir do fornecimento do nome da edificação e de um *email* para eventual contato e uma senha para segurança, conta também com explicações sobre o aplicativo pressionando em “O que é isso?”, opção de acessar diretamente dicas de como economizar energia e informações sobre o desenvolvimento do aplicativo.

Após o *login* ou realização do cadastro, o usuário é redirecionado para a tela na Figura 2, onde devem ser cadastrados todos os ambientes presentes na edificação, caso este procedimento já tenha sido realizado, os ambientes ficam salvos no banco de dados e podem ser acessados e atualizados a qualquer momento. A próxima etapa é descrita nesta tela e consiste em selecionar um ambiente e implementar os equipamentos eletrônicos existentes no ambiente ao aplicativo.

Ao selecionar um ambiente, o usuário será direcionado a tela na Figura 3, onde deve pesquisar e selecionar os equipamentos eletrônicos presente no ambiente. O aplicativo dispõe de uma lista de 102 aparelhos e de suas potências bem demarcadas, caso um equipamento não conste na lista, o usuário tem a opção de adicionar um aparelho apenas fornecendo seu nome e a potência.

O usuário é redirecionado para a tela na figura 4 após a seleção do aparelho eletrônico, nesta tela deverá ser fornecido ao *app* a quantidade do aparelho selecionado existente no ambiente, o número de horas médio de utilização diário e o total de dias utilizados no mês.

Ao finalizar a implementação dos aparelhos de todos os ambientes, o *app* irá calcular o consumo de energia elétrica do edifício ($\sum \text{Consumo}$), em kWh, a partir da potência de cada equipamento (P) em W, o número de horas de utilização diário (t) em h e o número de dias utilizados no mês (D), a partir da Equação 1:

$$(1) \quad \sum \text{Consumo} = \frac{P.t.D}{1000}$$

A partir do consumo total, a pegada de carbono total (PC), em kg CO₂-eq, pode ser calculada multiplicando-se a pegada de carbono da eletricidade (0,265 kg CO₂-eq/kWh) pelo consumo de eletricidade do edifício:

$$(2) \quad PC = \sum \text{Consumo} \times 0,265$$

Após a realização dos cálculos, o usuário é direcionado a tela na Figura 5, onde é mostrada a pegada de carbono do edifício do mês vigente, junto a este são fornecidas opções para que o usuário possa acompanhar a pegada de carbono de cada ambiente separadamente em forma de gráfico *pizza* na Figura 6. Também é fornecida a opção de acompanhar a evolução da pegada de carbono da edificação, Figura 7, a partir do histórico de meses anteriores calculados através da atualização mensal do perfil de utilização dos aparelhos eletrônicos, e por fim, a opção de ver as dicas de economia de energia na Figura 8, que consta com matérias, estudos, reportagens e imagens de conscientização de consumo de energia, que podem ser impressas para serem colocadas nos ambientes. Espera-se que através destas dicas que o usuário volte a utilizar o aplicativo no mês seguinte para atualizar o perfil de consumo de energia elétrica e acompanhar a redução da pegada de carbono da edificação.

O que se espera com este *app* é uma conscientização da sociedade e uma mudança comportamental consequente, que gera uma redução da carga de poluentes emitidas para a atmosfera provindas da utilização da energia elétrica.

Este trabalho é uma continuação do trabalho desenvolvido por Silva et al. (2016), e por Figueiredo et al. (2017) e nesta segunda fase, concentram-se esforços em despertar a atenção dos usuários para as emissões relacionadas ao consumo da energia elétrica. A progressiva conscientização leva a um processo de mudança comportamental, que é o esperado na fase introdutória de uso do *app*.

O próximo passo está sendo de otimização da interatividade do aplicativo e a implementação do aplicativo a sistemas *Android* e *IOS*. Acrescentando mais funções, como novos gráficos, novas dicas, estudos mais recentes, mais aparelhos eletrônicos e promovendo a interação do usuário através de objetivos para cumprir a fim de conquistar recompensas que podem ser acumuladas e guardadas.

Figura 1 – Tela de Boas Vindas



Fonte: Elaboração própria

Figura 2 – Lista de Ambientes



Fonte: Elaboração própria

Figura 3 – Lista de Equipamentos



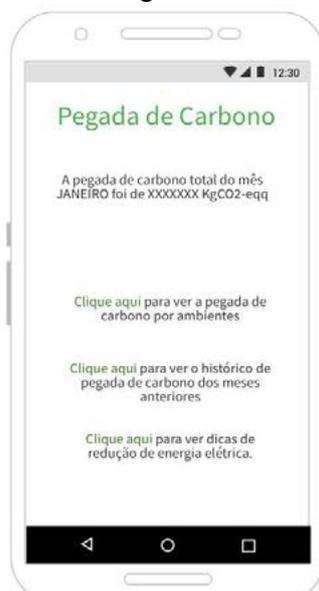
Fonte: Elaboração própria

Figura 4 – Cadastro dos Equipamentos



Fonte: Elaboração própria

Figura 5 – Pegada de Carbono mês vigente



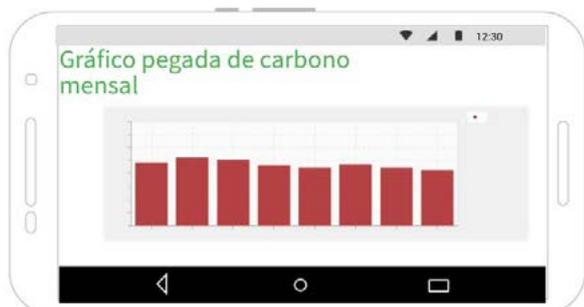
Fonte: Elaboração própria

Figura 6 – Pegada de Carbono por Ambientes



Fonte: Elaboração própria

Figura 7 – Histórico de Pegada de Carbono



Fonte: Elaboração própria

Figura 8 – Dicas de Economia de Energia



Fonte: Elaboração própria

Conclusões

Este artigo apresentou o desenvolvimento conceitual de um aplicativo para ser utilizados em prédios públicos e futuramente em residências e a partir deste almejar a eficiência energética, reduzindo emissões de gases prejudiciais ao meio ambiente e reduzindo gastos com energia pública.

O que se espera é uma conscientização da sociedade e uma mudança comportamental consequente, que gera uma redução da carga de poluentes emitidas para a atmosfera provenientes da utilização da energia elétrica.

Como pode ser observado, o *app* promove não somente a conscientização, como a educação ambiental, levando o usuário a conhecer um estilo de vida ambientalmente correto e limpo. Espera-se não somente a redução do consumo de energia como também um despertar do usuário para a preservação ecológica.

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio do Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica (PIBIC) da Universidade Federal da Paraíba, e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Bolsa de Produtividade 303199/2015-6, Projeto Universal 428377/2016-5).

Referências

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2001) Gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro: ABNT, nov.

BRASIL. (2015) Ministério de Minas e Energia. Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Energético. Projeção da demanda de energia elétrica. Rio de Janeiro MME: EPE 2015.

BRASIL. (2017) Ministério de Minas e Energia e Empresa de Pesquisa Energética – EPE. Balanço Energético Nacional.

CHEHEB, J. R. (1998) Análise de ciclo de vida de produtos – ferramenta gerencial da ISO 14000. Rio de Janeiro: Qualitymark Ed.



DELGADO, D., CARVALHO, M. (2017) Potential of Photovoltaic Solar Energy to Reduce the Carbon Footprint of the Brazilian Electricity Matrix. Publicado na revista Latin American Life Cycle Assessment.

ENERGY Saving Trust. (2007) Available at: <<http://www.teachshare.org.uk/ExtFiles/EnergyTrust-TheRoleOfEducationAndSchools.pdf>>. Acesso em: 27 jul 2017.

FIGUEIREDO, J. N.; CAVALCANTI, G. C. D.; FREIRE, R. S.; CARVALHO, M. (2017). Desenvolvimento Conceitual de um Aplicativo para Quantificação de Pegada de Carbono em Edifícios Públicos. In: V CONGRESSO NACIONAL DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL, 2017, João Pessoa. Anais do V CONGRESSO NACIONAL DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. (2013) Revised supplementary methods and good practice guidance arising from the Kyoto protocol. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/kpsg/>> Acesso em: 27 jul 2017

ISO. International Organization for Standardization (2006). ISO 14040. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework. Geneva. 20p.

PRÉ CONSULTANTS. (2015) SimaPro software. Disponível em: <<http://www.simapro.nl>>. Acesso em: 27 jul 2017

TOLMASQUIM, M. T.; GUERREIRO, A.; GORINI, R. (2007) Matriz Energética Brasileira: uma perspectiva. Novos estud. - CEBRAP no.79 São Paulo Nov.

ÁGUA DE CHUVA VERSUS ÁGUA SUBTERRÂNEA: UMA AVALIAÇÃO ENERGÉTICA

Thiago Barbosa de Jesus¹, Eduardo Borges Cohim², Hamilton de Araújo Silva², Renato Campos², Samuel Sipert²

¹Universidade Estadual de Feira de Santana (BA), thg.brbs@gmail.com

²Universidade Estadual de Feira de Santana (BA)

Resumo: O crescimento da demanda de água nas áreas urbanas tem ocasionado maior consumo energético nos sistemas centralizados de abastecimento, em que grandes obras de infraestrutura são implementadas à medida em que a oferta não supri a demanda e/ou a qualidade requerida. Uma das alternativas para minimização do gasto energético no fornecimento de água é a adoção de sistemas descentralizados, a exemplo da água subterrânea e de chuva. Entretanto, estes sistemas também são consumidores de energia e, conseqüentemente, os impactos resultantes dessa ações devem ser avaliados. Este trabalho teve como objetivo avaliar a intensidade energética em dois tipos de sistemas descentralizados de abastecimento, a água subterrânea e de chuva para lote residencial no município de Feira de Santana/BA. Foram propostas 5 situações diferentes para cada sistema, no qual para água subterrânea foram avaliados diferentes níveis estáticos de 4m, 8 m, 15m, 20m e 50m de profundidade, já para a água de chuva, volumes de reservatórios de 500L, 1000L, 1500L, 2000L e 2500L. A metodologia adotada foi de ACV, nos quais são contabilizados os fluxos de energia e materiais em um determinado período de análise. Os resultados demonstraram que a menor intensidade energética obtida no sistema de água subterrânea foi de 4m e para água de chuva o reservatório de 100 L, com 0,47kWh/m³ e 0,82kWh/m³, respectivamente. Ambos apresentaram demanda energética inferior ao sistema público de abastecimento, que é de 3,51kWh/m³. O sistema de água de chuva só será energeticamente mais sustentável que a subterrânea, quando a profundidade for superior a 15,5m.

Palavras-chave: Intensidade energética, sistemas descentralizados de abastecimento, Avaliação do Ciclo de Vida.

Introdução

A segurança energética do mundo é altamente dependente da disponibilidade de água, já que quase todas as tecnologias de geração de energia exigem grandes quantidades de água para sua produção (Nair, 2014). O nexo entre água e energia é bastante intrínseco a medida em que a demanda por água aumenta também é requerido mais energia, tanto para fornecer como para tratar as águas, e por sua vez é consumido mais água na produção energética. Quanto maior a interação entre água e energia, maiores serão as pressões no meio ambiente, social e econômico, no qual favorecem a ocorrência de seca, modificações climáticas, necessidade de mudanças de hábitos de consumo, processos industriais, dentre outros (KENWAY, 2011; HAMICH, 2016).

Existe uma alta oferta e demanda de água no Brasil, contudo, este recurso é distribuído de forma heterogênea em seu território, no qual algumas áreas possuem situação satisfatória e outras apresentam estresse hídrico devido ao alto consumo e baixa disponibilidade (ANA, 2016). Com o crescimento da população, desenvolvimento econômico e o aumento da urbanização, a demanda de água tende a aumentar, favorecendo a deterioração deste recurso vital à sobrevivência, através do lançamento de efluentes sanitários e exaustão dos corpos hídricos.

Objetivando melhores condições na saúde da população, os sistemas de abastecimento de água das cidades se desenvolveram tradicionalmente de forma centralizada, no qual trata a água a níveis de potabilidade para posteriormente ser distribuída à população (IWA, 2015). No entanto, devido à alta demanda e degradação da água próxima aos centros consumidores, são necessários grandes investimentos em infraestrutura e energia para transportar água à longas distâncias, além de tratar e distribuir.

Esse tipo de concepção além de favorecer maior perda de água, potencializa a degradação ambiental devido ao uso de energia, tanto em sua fase de operação, como a própria energia embutida nos materiais utilizados na construção. De acordo com Voinov e Cardwell (2009), a utilização de energia é um dos principais indicadores de poluição ambiental, devido a esta ser responsável por grande parte das emissões de gases efeito estufa, no qual durante a sua produção são emitidos poluentes na atmosfera, a exemplo de gás carbônico e metano, principais Gases do Efeito Estufa (GEE). É importante para a preservação ambiental a adoção de medidas que priorizem a conservação do recurso e que possibilite a menor demanda energética na sua disponibilização para consumo.

Uma das opções de minimização da intensidade energética no abastecimento é a utilização de sistemas descentralizados, a exemplo da água subterrânea e de chuva, no qual possibilita a captação, tratamento e distribuição

próximo aos consumidores. No entanto, estas fontes também são consumidoras de energia, portanto, os impactos resultantes dessas ações devem ser considerados.

O município de Feira de Santana/BA fica localizado na região semiárida do nordeste brasileiro, no qual é um importante polo industrial e concentra a segunda maior população do estado da Bahia. Devido ao alto consumo e baixa qualidade da água nos rios que margeiam a cidade, a captação de água é feita a 30 Km do município, apresentando grande consumo de energia na adução e elevada perda de água no transporte.

Diante das dificuldades apresentadas acima, o objetivo deste trabalho é de avaliar e comparar a intensidade energética em dois tipos de sistemas de abastecimento descentralizado em um lote residencial, localizado no município de Feira de Santana/BA.

Metodologia

Definição e escopo

Nesta pesquisa foram analisadas duas opções de abastecimento descentralizado de água em um lote residencial, a subterrânea e de chuva, no qual para avaliação da intensidade energética e dos impactos ambientais foi utilizada a ferramenta de Análise do Ciclo de Vida (ACV), que permite a contabilização dos fluxos de energia e materiais em um determinado período.

A tipologia da edificação residencial escolhida é classificada como baixa renda, estruturada nos normativos do programa Minha Casa Minha Vida III do Ministério das Cidades (2016), com localização no município de Feira de Santana/BA. A área total do lote escolhido é de 152 m², no qual 68,97 m² é de área impermeável e 83,03 m² permeável, a cobertura da residência é de fibrocimento com área de 50,00 m².

Foram levantados 15 anos de informações sobre o clima, período de 01/01/1998 a 31/12/2012, por meio da estação climatológica do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), situada no município com código 83221, Latitude -12,18, Longitude -38,96 e situação operante. A demanda de água no domicílio, foi obtida do estudo de Cunha (2013), que avaliou o consumo micromedido por aparelho hidráulico em residências de baixo padrão no Município de Vila Velha/ES, cuja demanda per-capita diária foi de 97,4 L/(pessoa·dia).

Para esta pesquisa, adotou-se a taxa de ocupação de 4 pessoas na residência, totalizando a demanda prevista de água de 389,6 L/dia na edificação. Foram verificadas as intensidades energéticas de dois tipos de sistemas descentralizados de abastecimento, a água de chuva e a subterrânea.

Para os sistemas de aproveitamento de água pluvial foram avaliados diferentes volumes de cisternas, com capacidades de 500 L, 1000 L, 1500 L, 2000 L e 2500 L. Foi utilizado a Equação (1) para a estimativa da produção de água de chuva, no qual foi considerado a captação através da cobertura, com coeficiente de escoamento (C) de 0,80, seguindo recomendações da NBR 15527 (ABNT, 2007).

$$Q_{(t)} = P_{(t)} \cdot C \cdot A \quad \text{Equação (1)}$$

Em que $Q_{(t)}$ é a produção de água (m³) em um determinado tempo (t), $P_{(t)}$ é a precipitação (mm) em um tempo (t), C o coeficiente de escoamento superficial, A a área de captação em (m²).

A contabilização dos fluxos de massas do sistema de aproveitamento de água de chuva será realizada por meio do modelo comportamental proposto por Fewkes (2000), no qual descreve a operação dos reservatórios com o uso de algoritmos, apresentados nas Equações (2) e (3).

$$Y_{(t)} = \min \left\{ \begin{array}{l} D_{(t)} \\ v_{(t-1)} + \theta Q_{(t)} \end{array} \right\} \quad \text{Equação (2)}$$



$$V_{(t)} = \min \left\{ \begin{array}{l} (V_{(t-1)} + Q_{(t)} - \theta Y_{(t)}) - (1 - \theta)Y_{(t)} \\ R - (1 - \theta)Y_{(t)} \end{array} \right\} \quad \text{Equação (3)}$$

Em que $Y_{(t)}$ corresponde ao rendimento da armazenagem (m^3) durante período (t), $D_{(t)}$ a demanda de água durante intervalo de tempo (t), $V_{(t)}$ o volume de água armazenado em um período (t), θ é um parâmetro que varia entre 0 e 1, R o volume da cisterna.

Considerando um valor próximo das condições reais de operação do sistema, com o uso de um reservatório superior, o coeficiente de θ adotado foi de 0,9. O dimensionamento da calha e dos condutores verticais foi realizado segundo recomendações da NBR 10844 (ABNT, 1989), já para as instalações hidráulicas, referentes às tubulações, foram baseadas na NBR 5626 (ABNT, 1998).

As situações de abastecimento com o uso da água subterrânea foram compostas pela variação do seu nível estático, que variou entre 4 m, 8 m, 15 m, 20 m e 50 m, e para o seu nível dinâmico, foi considerado profundidade de 2 m abaixo do nível estático. Os materiais utilizados nos sistemas foram tubulações de Cloreto de Polivinil (PVC), bomba para recalque da água, reservatório de polietileno e estruturas de concreto empregados na barreira de proteção sanitária e cimentação do poço. Objetivando a conservação da reserva de água no aquífero, limitou-se a exploração das águas subterrâneas à taxa de recarga decorrente da precipitação da chuva, conforme Equação (4).

$$Q_{(t)} = \frac{\sum_{n=1}^i P_{(t)} \cdot A}{D_{(t)}} \quad \text{Equação (4)}$$

No qual $Q_{(t)}$ é a vazão (m^3) da captação diária de água subterrânea; $P_{(t)}$ é o valor da precipitação (mm); A é a área do lote (m^2); e $D_{(t)}$ são os dias analisados.

Nos sistemas, foram contabilizados a energia e a infraestrutura necessária para suas respectivas implantações e operação. Para estimativa da energia de operação, utilizada no recalque da água, foi utilizada a expressão abaixo.

$$E = 0,00273 \frac{HV}{\eta} \quad \text{Equação (5)}$$

Em que E é a energia consumida (kWh), H é a altura manométrica (m), V é o volume de água bombeada (m^3) e η é o rendimento médio do sistema elevatório.

Para a fronteira, em ambos sistemas foram consideradas as etapas de fabricação e montagem dos materiais utilizados, instalação do sistema, operação e disposição de resíduos. Na fase de descarte, foi considerado a energia de *feedstock*, no qual parte da energia embutida nos materiais pode ser utilizada na fabricação de outros insumos. A unidade operacional considerada foi de $1 m^3$ de água produzida pelo sistema.

Comparou-se os sistemas de abastecimento com a mesma unidade funcional, sendo esta igual a energia utilizada no sistema elevatório durante o período de 25 anos, tempo este correspondente à vida útil da maioria dos componentes adotados nos sistemas. Para modelagem dos sistemas propostos, foi utilizado o software *Simapro 8*, com banco de dados do *Ecoinvent*, em que foram avaliados suas respectivas intensidades energéticas.

Resultados e discussão

Análise de Inventários

Após dimensionamento dos sistemas e contabilização de seus insumos de materiais e energéticos, foram elaboradas as Tabelas 1 e 2 referentes ao inventário dos sistemas.

Tabela 1 – Inventário dos sistemas de captação de água subterrânea

Nome do item	Profundidade (m)									
	4		8		15		20		50	
	Qtd.	Massa (Kg)	Qtd.	Massa (Kg)	Qtd.	Massa (Kg)	Qtd.	Massa (Kg)	Qtd.	Massa (Kg)
Tubo de PVC d=100mm (m)	6,0	10,8	10,0	18,0	17,0	30,6	22,0	39,6	52,0	93,6
Tubo de PVC d=20mm (m)	16,8	2,3	20,8	2,81	27,8	3,8	32,8	4,4	62,8	8,5
Bomba submersa (unid.)	1,0	2,7	1,0	2,7	1,0	2,7	1,0	2,7	1,0	2,7
Concreto (m³)	0,35	885,8	0,35	885,8	0,35	885,8	0,35	885,8	0,35	885,8
Energia em 25 anos (kWh)	0,07	-	0,10	-	0,16	-	0,19	-	0,42	-

Observação: Qtd. (Quantidade); unid. (unidade). Fonte: Elaboração própria

Tabela 2 – Inventário dos sistemas de aproveitamento de água pluvial

Nome do item	Volumes de reservatório (L)									
	500		1000		1500		2000		2500	
	Qtd.	Massa (Kg)	Qtd.	Massa (Kg)	Qtd.	Massa (Kg)	Qtd.	Massa (Kg)	Qtd.	Massa (Kg)
Tubo de PVC d=100mm (m)	6,7	5,9	6,7	5,9	6,7	5,9	6,7	5,9	6,7	5,9
Tubo de PVC d=20mm (m)	9,0	1,2	9,0	1,2	9,0	1,2	9,0	1,2	9,0	1,2
Bomba submersa (unid)	1,0	2,7	1,0	2,7	1,0	2,7	1,0	2,7	1,0	2,7
Caixa d'água 500 L (unid)	1,0	13,6	-	-	-	-	-	-	-	-
Caixa d'água 1000 L (unid)	-	-	1,0	19,3	-	-	-	-	-	-
Caixa d'água 1500 L (unid)	-	-	-	-	1,0	25,6	-	-	-	-
Caixa d'água 2000 L (unid)	-	-	-	-	-	-	1,0	34,9	-	-
Caixa d'água 2500 L (unid)	-	-	-	-	-	-	-	-	1,0	41,6
Filtro folha PVC (unid)	-	1,2	1,0	1,2	1,0	1,2	1,0	1,2	1,0	1,2
Energia em 25 anos (kWh)	0,04	-	0,04	-	0,04	-	0,04	-	0,04	-

Observação: Qtd. (Quantidade). Fonte: Elaboração própria

Avaliação dos Impactos

Os Inventários do Ciclo de Vida (ICV) dos sistemas, correspondente aos materiais e suas respectivas massas, foram introduzidos no software *Simapro 8*. Os resultados da demanda energética dos sistemas de aproveitamento de água de chuva com reservatório de 500 L, 1000 L, 1500 L, 2000 L e 2500 L foram de 0,83 kWh/m³, 0,82 kWh/m³, 0,84 kWh/m³, 0,90 kWh/m³ e 0,94 kWh/m³, respectivamente.

O sistema com reservatório de 1000 L foi o que obteve a menor intensidade energética, os principais insumos que interferiram na demanda de energia foram: a bomba, com participação de 50,8%, o reservatório, com 23,7 % e tubulações, com 17,6 %, além disso, a energia utilizada na operação do sistema foi de 0,08 kWh/m³ ou 10,9 %, não sendo insignificativa se comparada aos materiais utilizados na construção.

Em estudo realizado por Vieira e Ghisi (2016) sobre intensidade energética em sistema de aproveitamento de água de chuva e cinza em residências brasileiras, foi variado a demanda de água na residência entre 100 L/dia a 600 L/dia, no qual para o consumo de 400 L/dia, o sistema de água pluvial apresentou intensidade de 0,15 kWh/m³. Este valor é inferior ao encontrado neste estudo, porém, isto pode ser devido aos autores não contabilizarem a energia embutida nos materiais e só adotarem a energia de operação.

Em pesquisa feita por Marinoski et al (2012), sobre utilização da ferramenta da Avaliação de Ciclo de Vida na viabilização de sistemas alternativos de abastecimento de água, foi considerado a demanda de água de 384,9 L/dia e período de análise de 20 anos. Para o sistema de aproveitamento de água de chuva, foi adotado o reservatório de 3000 L e o resultado de intensidade energética deste sistema foi de 4,0 kWh/m³. Este valor é superior ao encontrado

neste estudo, no entanto, os autores não contabilizam a disposição final dos resíduos, o que nesta pesquisa foi utilizada a energia de *feedstock*, contribuindo na redução da intensidade energética do sistema.

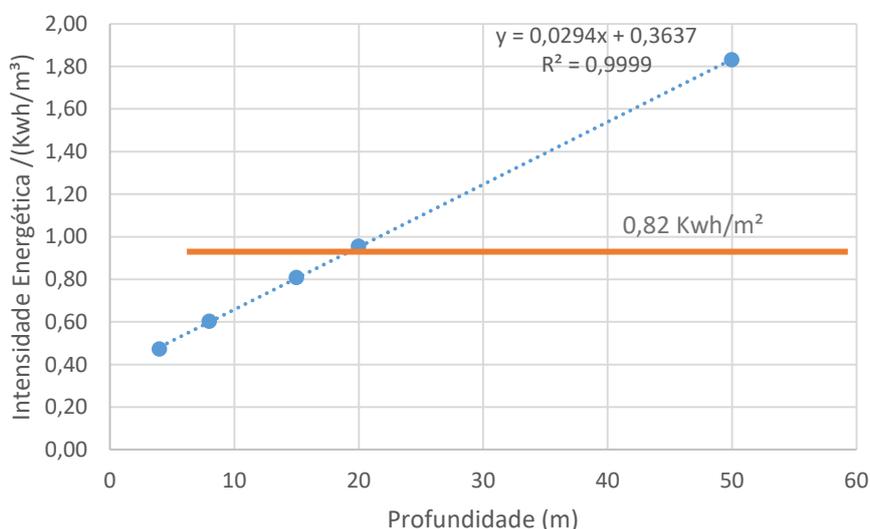
Os resultados da intensidade energética para água subterrânea com os níveis estáticos de 4 m, 8 m, 15 m, 20 m e 50 m foram de 0,47 kWh/m³, 0,60 kWh/m³, 0,81 kWh/m³, 0,96 kWh/m³ e 1,83 kWh/m³, respectivamente. A captação com o nível estático a 4 m foi a que obteve a menor intensidade energética, o que seria esperado, pois quanto mais profundo for o poço maior será a energia necessária para adução desta água. Os principais insumos que influenciaram nesta demanda energética foram: a bomba, com 23,2 %, o concreto, com 17,4 % e tubulações com 15,6 %. A energia de operação apresentou maior participação com 30,9 %, mas ainda inferior a energia total dos materiais utilizados na construção do sistema.

Machi et al. (2014) avaliou os custos econômicos, energia e emissões de GEE no sistema de abastecimento da região metropolitana de Adelaide na Austrália. O abastecimento por água subterrânea representou consumo de energia na operação de 0,44 kWh/m³, resultado inferior ao encontrado neste estudo, no entanto, não foi contabilizado a energia embutida nos materiais de construção e por se tratar de um sistema de abastecimento público, normalmente, são utilizados equipamentos de bombeamento com eficiência superior aos encontrados em residências.

Interpretação

De acordo com o Gráfico 1, o uso da água subterrânea comparado aos sistemas de água de chuva é o mais sustentável do ponto de vista energético até a profundidade do nível estático de 15,5 m, considerando as condições adotadas de área de captação, precipitação, demanda de água e materiais. Apesar deste ser o sistema com menor intensidade energética, este possui grande variação quanto a sua disponibilidade, já que sua oferta é dependente de variáveis hidrogeológicas e cada local possui diferentes qualidades da água, além de que em situações de intensa exploração, podem ocorrer rebaixamento do lençol freático e intrusão salina nos aquíferos.

Gráfico 1 – Intensidade energética dos sistemas de água subterrânea



Fonte: Elaboração própria

Durante o dimensionamento dos sistemas de aproveitamento de água pluvial foi observado baixa porcentagem de atendimento à demanda em todos os volumes de reservatório, que pode ser explicado pela reduzida produção dos sistemas, relacionado aos baixos índices pluviométricos e pequena área de catação. Estes foram os principais fatores que interferiram nas intensidades energéticas, pois quanto maior é a produção de água pelo sistema, mais diluída fica a energia incorporada no mesmo.

Em estudo realizado por Guanais, Cohim e Medeiros (2016), sobre aplicação da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) no sistema integrado de abastecimento de água do município de Feira de Santana/BA, foi encontrada

intensidade energética de 3,51 kWh/m³, valor superior ao encontrado nos sistemas descentralizados avaliados nesta pesquisa. A possível economia de energia no sistema de abastecimento público com a implementação dos sistemas de água subterrânea e de chuva é de 86,6 % e 76,6 %, respectivamente.

Conclusões

A adoção de sistemas descentralizados potencializa a redução do encargo energético associado ao abastecimento de água, no entanto, estas alternativas devem ser analisadas quanto a sua intensidade energética. Este artigo teve como objetivo avaliar e comparar a intensidade energética em dois tipos de sistemas descentralizados de abastecimento de água em um lote residencial, com localização no município de Feira de Santana/BA.

Após avaliar os sistemas propostos, o de água subterrânea com nível estático de 4 m apresentou menor intensidade energética, consumindo 0,47 kWh/m³. No entanto, o nível estático e dinâmico desta fonte estão sujeitos à variáveis hidrogeológicas e podem dispor de diferentes qualidades de água, além de que a intensa exploração deste sistema pode ocasionar problemas, como o rebaixamento do aquífero, salinização, dentre outros.

Nos sistemas de aproveitamento de água pluvial, o reservatório de 1000 L apresentou menor intensidade energética, consumindo 0,82 kWh/m³. Os materiais utilizados na construção do sistema obtiveram maior participação na demanda energética do que a energia de operação, representando 90 % do total de energia. No entanto, esta fonte apresentou baixa oferta para a região de estudo, o que resultou em alto encargo energético em comparação a água subterrânea.

O sistema de captação e aproveitamento de água de chuva só seria energeticamente mais sustentável quando a profundidade do nível estático da captação da água subterrânea fosse superior a 15,5 m, mediante as características do local e da edificação, avaliando quanto à sua área de captação, demanda de água e materiais. As duas fontes apresentaram consumo energético menor que o da água de abastecimento do município, sendo portanto, mais sustentáveis. Deverão ser realizados futuros estudos com outras fontes de abastecimento em diferentes localidades, a fim de verificar sua intensidade energética e identificar qual a fonte é a mais sustentável.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio sob forma de bolsa concedido ao mestrando.

Referências

- ANA, Agência Nacional de Águas. Mudanças Climáticas e Recursos Hídricos: avaliações e diretrizes para adaptação / Agência Nacional de Águas. – Brasília: ANA, GGES, 2016.
- ABNT. NBR 15527. Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2007.
- ABNT. NBR 10844. Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1989.
- ABNT. NBR 5626. Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1998.
- CUNHA, K. F. Caracterização E Monitoramento Do Consumo De Água Em Habitações De Interesse Social. 2013. 95 f. TCC Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2013.
- FEWKES, A. Modelling the performance of rainwater collection systems: towards a generalised approach. *Urban Water* 1, Nottingham, v. 8, n. 2, p.323-333, maio 2000.
- GUANAIS, A. L. R.; COHIM, E. B.; MEDEIROS, D. L. Avaliação energética de um sistema integrado de abastecimento de água. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*. V. 146180, 2016, p. 1-10.

HAMICHE, A. M.; STAMBOULI, A. B.; FLAZI, S. A review of the water energy nexus. *Renewable And Sustainable Energy Reviews* 65, Algeria, v. 8, n. 2, p.319-331, 2016.

IWA, The International Water Association. *Alternative Water Resources Cluster: A Review of Concepts, Solutions and Experiences*. IWA, 2015.

KENWAY, S. J. et al. The connection between water and energy in cities: a review. *Water Science & Technology*, Australia, v. 63, n. 9, p.1983-1990, 2011.

MARCHI, A.; DANDY, G.; MAIER, H. Financial costs, energy consumption and greenhouse gas emissions for major supply water sources and demand management options for metropolitan Adelaide. *Goyder Institute For Water Research Technical Report Series*, Australia, v. 14, n. 12, p.1-134, 2014.

MARINOSKI, A. K.; GHISI, E.; VIEIRA, A. S.; MENDES, T.; BITTENCOURT, D. L. Viabilidade Ambiental De Sistemas Alternativos De Água Utilizando ACV. *ENC. NAC. de Tec. Do Ambiente Construído*, 2012, Juiz de Fora, p. 1 - 9.

Ministério das Cidades. *Especificações Mínimas de Unidades Habitacionais*, 2016. Disponível em: < <https://www.cidades.gov.br/habitacao-cidades> >. Acesso em: 01 nov. 2017.

NAIR, Sudeep et al. Water–energy–greenhouse gas nexus of urban water systems. *Resources, Conservation and Recycling*, Australia, v. 89, p.1-89, abr. 2014.

VIEIRA, Abel Silva.; GHISI, Eneidir. Water-energy nexus in houses in Brazil: comparing Rainwater and gray water use with a centralized system. *Water Science & Technology: Water Supply*, v 16.2, 2016, p. 1 - 10.

Voinov, A.; Cardwell, H. The Energy-Water Nexus: Why Should We Care?. *Journal of Contemporary Water Reserch & Education*, v 143,2016, p. 17-29.

AValiação DE MODELOS PARA A CATEGORIA DE IMPACTO FORMAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO EM AValiação DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV) PARA O BRASIL

Pollyane N. A. Santos¹, Sandy B. F. T. Giroto², Thiago A. Alves¹, Cassia M. L. Ugaya³, Yara S. Tadano¹

¹*Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) – Câmpus Ponta Grossa, pollyane.alino@gmail.com*

²*Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC) – Câmpus Lages*

³*Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) – Câmpus Curitiba*

Resumo: Um dos desafios atuais da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é gerar fatores de caracterização (FC) com um mínimo de incertezas nos resultados, independente da região de estudo. Assim, em 2014 foi criada a Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV), engajada no desenvolvimento e aprimoramento dos modelos de AICV no contexto brasileiro. Uma das categorias de impacto estudadas pela RAICV é a de formação de material particulado (MP), em que o FC é calculado a partir de três fatores (inalação, efeito e dano). O Global Guidance for LCIA indicators da Lyfe Cycle Initiative UNEP/SETAC apresenta um guia para cálculo de FC, baseado em diversos métodos, não indicando o mais apropriado para o Brasil. Desta forma, o presente estudo comparou três métodos de cálculo de fator de caracterização para MP (Van Zelm et al., 2008; Van Zelm et al. 2016 – ReciPe e Humbert et al., 2011 – IMPACTWorld+), priorizando o cálculo da fração de inalação. Futuramente, a RAICV pretende estender a comparação para os demais métodos existentes na literatura, listados no LCA Compendium–Life Cycle Impact Assessment e, assim indicar qual método é mais apropriado para o Brasil. Os métodos foram comparados utilizando os seguintes critérios: Escopo, Robustez científica e Fatores de caracterização nacionais, propostos pela RAICV com referência aos critérios de avaliação do ILCD. Para cada critério foram estabelecidos subcritérios que permitiram uma avaliação quantitativa. Dentre os métodos estudados, Van Zelm et al. (2016) se mostrou mais adequado à realidade brasileira.

Palavras-chave: Material particulado; Fator de caracterização; Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida; Fração de inalação.

Introdução

A Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é uma área muito complexa e subjetiva da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), por permitir a aplicação de vários modelos nas diferentes categorias de impacto, escolhidos a partir do objetivo do estudo (ABNT, 2009). Portanto, para algumas categorias de impacto, diferentes resultados podem surgir em um mesmo estudo de ACV, aumentando a incerteza dos resultados (UGAYA et al., 2016).

Neste contexto, Hauschild e Huijbregts (2015) realizaram esforços para recomendar modelos de caracterização no *LCA Compendium - The Complete World of Life Cycle Assessment: Life Cycle Impact Assessment*. Entretanto, muitos modelos não estão adequados à realidade brasileira, o que pode levar à fatores de caracterização (FC) subestimados.

Modelos que incluem o território brasileiro na avaliação do impacto do material particulado (MP) à saúde são raros e, quando o fazem, os resultados são subestimados, devido à falta de dados secundários no Brasil.

A falta de modelos adequados à realidade brasileira foi um dos motivos que levou à criação da Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV), uma rede de pesquisadores com o objetivo de aprimorar e desenvolver modelos de caracterização para o território brasileiro, minimizando o erro, independente da região de estudo. Avaliando, ainda, quais modelos são melhor aplicáveis ao Brasil e quais são mais adequados para possível regionalização (UGAYA et al., 2016).

Para a categoria de impacto material particulado (MP), existem muitos estudos focados no desenvolvimento e aprimoramento de modelos direcionados ao dano causado pelo MP à saúde humana. O MP pode ser primário ou secundário. O primário é emitido diretamente no ar, como os provenientes de chaminés; e o secundário se forma na atmosfera, a partir de reações químicas com dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de nitrogênio (NO_x) e amônia (NH₃). Além dessas classificações, o material particulado também se difere em seu tamanho: MP₁₀ é o material particulado composto de partículas com diâmetro aerodinâmico menor ou igual a 10 µm, e MP_{2,5} as partículas finas, com diâmetro aerodinâmico menor ou igual a 2,5 µm (U.S.EPA, 2016).

Para avaliar de forma significativa o impacto causado pelo MP na saúde humana, são utilizados os fatores de caracterização (FC). Fator de caracterização, ao nível de dano, é definido pela UNEP/SETAC (2016) como uma “mudança nos Anos de Vida Ajustados por Incapacidade por kg de emissões de MP_{2,5} ou precursores (DALY/kg emitido)”.

O cálculo do FC leva em consideração três fatores: fator de efeito, de dano (exposição) e de inalação (destino), que representam respectivamente, os casos de efeito de saúde e por kg de poluente inalado k ; os anos de vida perdidos por caso de efeito de saúde e ; alteração na exposição ao poluente k na região receptora j devido a uma alteração na emissão do precursor x na região emissora i (Van Zelm et al., 2016).

O objetivo desse estudo foi comparar modelos de caracterização para a categoria de impacto material particulado, a fim de encontrar o mais apropriado para o Brasil. O foco foi no fator de inalação, que a princípio, seria o fator com maior possibilidade de regionalização. As pesquisas a terem seus métodos comparados são Van Zelm et al. (2008); Van Zelm et al. (2016) e Humbert et al. (2011). Esses trabalhos foram escolhidos por estarem entre os modelos recomendados pelo *LCA Compendium - The Complete World of Life Cycle Assessment: Life Cycle Impact Assessment* (HAUSCHILD E HUIJBREGTS, 2015). Os demais modelos recomendados por Hauschild e Huijbregts (2015) também serão avaliados em um trabalho futuro.

Método

Para comparar os trabalhos, serão utilizados os critérios propostos pela RAICV: Escopo, Robustez científica e Fatores de caracterização nacionais, nos níveis de classificação especificados na Tabela 1. Os dois primeiros critérios (escopo e robustez científica) foram escolhidos por serem utilizados pelo *ILCD Handbook* (JRC, 2010), e o último (fatores de caracterização nacionais) foi incluído pelos membros da RAICV, para melhorar a avaliação dos modelos no contexto brasileiro (UGAYA et al., 2016).

Tabela 1 – Níveis de classificação para comparação de modelos de AICV

Critérios		Níveis de classificação			
Critério 1 - Escopo (Avaliação Final)		Alta	Moderada	Baixa	NA
1.1	Abrangência do escopo de aplicação	Alta	Moderada	Baixa	
1.1.1	Em nível de diferenciação espacial (grid-cell)	km x km considerado no modelo de transporte			
1.1.1.1	Resolução espacial representa formação e dispersão do MP	Sim		Não	
1.1.2	Em nível de fluxos elementares considerados	Quais as substâncias consideradas na formação do MP			
Critério 2 - Robustez Científica (Avaliação Final)		Alta	Moderada	Baixa	NA
2.1	Faz parte de algum método de AICV ou é reconhecido pela comunidade científica	Sim		Não	
2.2	Transparência e acessibilidade	Alta	Moderada	Baixa	NA
2.2.1	Clareza das equações do modelo de caracterização	Sim		Não	
2.2.2	As variáveis são claras	Sim		Não	
Critério 3 - FC nacional (Avaliação Final)		Alta	Moderada	Baixa	NA
3.1	Possui FC para o Brasil	Sim		Não	
3.1.1	Diferenciação espacial (km x km)	km x km considerado no modelo de transporte			
3.1.2	Arquétipos considerados	Ambientes considerados na formação de MP		NA	
3.1.3	FC apropriado para o contexto nacional	NA			

Fonte: Adaptada de UGAYA et al., 2016.

Na área de escopo, será verificada a abrangência do escopo de aplicação em dois aspectos. No nível de diferenciação espacial, a medida de *grid-cell* utilizada no modelo de transporte será analisada. Também será levado em consideração se a resolução espacial representa a formação e a dispersão de MP, e o nível de fluxos elementares considerados.

Para avaliar a robustez científica do modelo, será verificado se o modelo faz parte de algum método de AICV ou é reconhecido pela comunidade científica, e se é um método transparente e acessível, com equações e variáveis definidas com clareza.

Para os fatores de caracterização recomendados pelos estudos comparados nesse trabalho, é desejável que sejam calculados de acordo com o *LCA Compendium - The Complete World of Life Cycle Assessment: Life Cycle Impact Assessment* (HAUSCHILD; HUIJBREGTS, 2015), pela Equação (1):

$$(1) CF = FF \times XF \times EF$$

onde CF é o fator de caracterização, FF é o fator de destino, XF é o fator de exposição e EF é o fator de efeito.

Se o modelo estudado tiver um fator de caracterização específico para o Brasil, será analisada qual a diferenciação espacial utilizada pelo modelo, quais são os arquétipos considerados para o local de emissão do MP e, por fim, se o FC proposto pelo modelo é realmente apropriado para o contexto brasileiro.

Resultados e discussão

O cálculo do FC no trabalho de Van Zelm et al. (2008) é desenvolvido pelo modelo de destino atmosférico EUTREND, pertencente ao método ReCiPe (2008) (NATIONAL INSTITUTE FOR PUBLIC HEALTH AND THE ENVIRONMENT, 2017). É um modelo que considera apenas o continente Europeu, dividindo-o em *grid-cell* (25 × 25 km²) e aplicando modelos de transporte de curto e longo alcance. Este modelo considera somente MP₁₀.

Já o cálculo do FC realizado por Van Zelm et al. (2016) é proveniente do modelo de transporte químico global TM5-FASST (*FAst Scenario Screening Tool for Global Air Quality and Instantaneous Radiative Forcing*), que também faz parte do método ReCiPe (2016) (NATIONAL INSTITUTE FOR PUBLIC HEALTH AND THE ENVIRONMENT, 2017). Esse modelo considera todos os continentes para o cálculo do fator de caracterização, utilizando *grid-cell* de 100 × 100 km² para classificar uma região receptora, e *grid-cell* de 10 × 10 km² para calcular o possível erro na exposição ao MP_{2,5}.

O trabalho de Humbert et al. (2011) compara os valores apenas da fração de inalação, de vários modelos com um valor recomendado. Esse valor recomendado foi determinado a partir da combinação de vários modelos: USEtox (ROSENBAUM et al., 2008) é utilizado para o cálculo do fator de inalação para MP primário, o modelo de Greco et al. (2007) é utilizado para MP secundário de dióxido de enxofre (SO₂) e óxidos de nitrogênio (NO_x), o de Van Zelm et al. (2008) para MP secundário de amônia (NH₃) e o modelo RiskPoll (SPADARO; RABL, 2004) é utilizado para diferenciar as emissões de chaminés altas, baixas e ao nível do solo de MP primário, para condições urbanas e rurais. Todas as equações utilizadas para esses cálculos estão disponíveis no apêndice do trabalho de Humbert et al. (2011) e são reconhecidas pelo método *IMPACTWorld+* (2018). A Tabela 2 expressa a comparação entre os modelos e os parâmetros analisados.

Van Zelm et al. (2008) apresentam um bom modelo, com alto grau de abrangência e de fácil acesso. Porém, é aplicável apenas ao continente europeu, e leva em consideração apenas o MP₁₀. Já Van Zelm et al. (2016), além de utilizarem um modelo com alto grau de diferenciação espacial, clareza e acessibilidade às variáveis e equações, e considerar MP₁₀ e MP_{2,5}, apresentam um fator de caracterização para o Brasil. Contudo, o modelo considera um FC para o país inteiro, não considerando as diferenciações espaciais que existem.

Para avaliar o modelo de Humbert et al. (2011), foram analisados os modelos utilizados para o cálculo do valor recomendado. Se algum deles não tinha algum dos critérios citados na Tabela 1, essa ausência foi priorizada para a avaliação do modelo final. Por utilizar a combinação de vários modelos, esse modelo peca na diferenciação espacial, já que cada modelo tem sua diferenciação espacial.

Tabela 2 – Comparação dos modelos de Van Zelm et al. (2008), Van Zelm et al. (2016) e Humbert et al. (2011)

Critérios		Van Zelm et al. (2008)	Van Zelm et al. (2016)	Humbert et al. (2011)
Critério 1 - Escopo (Avaliação Final)		Alta	Alta	Moderada
1.1	Abrangência do escopo de aplicação	Alta	Alta	Moderada
1.1.1	Em nível de diferenciação espacial (<i>grid-cell</i>)	25 × 25 km ²	100 × 100 km ² e 10 × 10 km ² (1 × 1 grau)	NA
1.1.1.1	Resolução espacial representa formação e dispersão do MP	Sim	Sim / Moderada	NA
1.1.2	Em nível de fluxos elementares considerados	MP ₁₀ primário e secundário (NO _x , NH ₃ , SO ₂ e NMVOC)*	MP _{2,5} primário e secundário (NO _x , NH ₃ , SO ₂ e NMVOC)*	MP _{10-2,5} e MP _{2,5} primário e secundário (NO _x , NH ₃ e SO ₂)*
Critério 2 - Robustez Científica (Avaliação Final)		Alta	Alta	Alta
2.1	Faz parte de algum método de AICV ou é reconhecido pela comunidade científica	Sim	Sim	Sim
2.2	Transparência e acessibilidade	Alta	Alta	Alta
2.2.1	Clareza das equações do modelo de caracterização	Sim	Sim	Sim
2.2.2	Clareza das variáveis	Sim	Sim	Sim
Critério 3 - FC nacional (Avaliação Final)		NA	Moderada	NA
3.1	Possui FC para o Brasil	Não	Sim	Não
3.1.1	Diferenciação espacial (km x km)	NA	100 × 100km ²	NA
3.1.2	Arquétipos considerados	NA	Não	NA
3.1.3	FC apropriado para o contexto nacional	NA	Não	NA

* NO_x – óxidos de nitrogênio; NH₃ – amônia; SO₂ – dióxido de enxofre; NMVOC – compostos orgânicos voláteis não metano.

Fonte: Elaboração própria.

Conclusões

Ao comparar os três modelos (VAN ZELM ET AL., 2008; VAN ZELM ET AL., 2016 e HUMBERT ET AL., 2011), foi possível constatar que o modelo mais adequado para aplicação no território brasileiro é o de Van Zelm et al. (2016), por considerar a fração fina de MP (MP_{2,5}) e ser o único modelo que possui FC para o Brasil (97 anos/kton emitida para MP_{2,5} primário, 11 anos/kton emitida, 0,49 anos/kton emitida e 64 anos/kton emitida para MP_{2,5} secundário a partir das emissões de NH₃, NO_x e SO₂, respectivamente). Porém, por considerar o Brasil como um único território, sem subdivisões, esse modelo se torna subestimado, pois as emissões de material particulado se diferem em todo o território brasileiro, com áreas de maior índice de emissão atmosférica, e áreas de baixa emissão principalmente devido à falta de desenvolvimento industrial. Portanto, para estudos futuros, seria interessante a divisão do Brasil em mais regiões, levando em consideração a diferença de emissão entre elas. Ressalta-se que é necessário um estudo detalhado sobre a disponibilidade de dados de MP_{2,5} no Brasil, para então, indicar o modelo mais adequado para regionalização. Por fim, destaca-se que os demais modelos recomendados no *LCA Compendium - The Complete World of Life Cycle Assessment: Life Cycle Impact Assessment* serão analisados pela RAICV em um trabalho futuro.

Referências

- ABNT (2009) NBR ISO 14040:2009. Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. ABNT.
- GRECO, S. L.; WILSON, A. M.; SPENGLER, J. D.; LEVY, J. I. (2007) Spatial patterns of low-stack source particulate matter emissions-to-exposure relationships across the United States. *Atmospheric Environment*. V. 41, N. 5, pp. 1011-1025.
- HAUSCHILD, M. Z.; HUIJBREGTS, M. A. J. (2015) Life Cycle Impact Assessment. *LCA Compendium – The Complete World Of Life Cycle Assessment*. Springer Netherlands. pp.1-339.
- HUMBERT, S.; MARSHALL, J. D.; SHAKED, S.; SPADARO, J. V.; NISHIOKA, Y.; PREISS, P.; MCKONE, T. E.; HORVATH, A.; JOLLIET, O. (2011) Intake Fraction for Particulate Matter: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment. *Environmental Science & Technology*. V. 45, N. 11, pp. 4808-4816.
- IMPACTWorld+ (2018). Publications. Disponível em: <http://www.impactworldplus.org/en/publications.php>.
- JRC (2010) Scope definition - what to analyse and how. *ILCD Handbook: General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance*. European Union, pp. 51-152.
- NATIONAL INSTITUTE FOR PUBLIC HEALTH AND THE ENVIRONMENT. (2017) Fine particulate matter formation. *ReCiPe 2016 v1.1: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level – Report I: Characterization*. RIVM, pp. 51-54. Disponível em: http://www.rivm.nl/Onderwerpen/L/Life_Cycle_Assessment_LCA/Downloads/Documenten_ReCiPe_2016/Recipe2016_RIVM_rapport_2016_0104a.pdf.
- ROSENBAUM, R. K; BACHMANN, T. M.; GOLD, L. S.; HUIJBREGTS, M. A. J.; JOLLIET, O.; JURASKE, R.; KOEHLER, A.; LARSEN, H F.; MACLEOD, M.; MARGNI, M.; MCKONE, T. E.; PAYET, J.; SCHUHMACHER, M.; VAN DE MEENT, D.; HAUSCHILD, M. Z. (2008) USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal Of Life Cycle Assessment*. V. 13, N. 7, pp. 532-546.
- SPADARO, J. V.; RABL, A. (2004) The RiskPoll Software. Disponível em: <http://www.aribrabl.org/software/>.
- UGAYA, C. M. L.; ALVARENGA, R.; PAVAN, A. L. R.; OMETTO, A. R.; LIMA, E. G.; OLIVEIRA, J. M.; DE ALMEIDA NETO, J. A.; PEGORARO, L. A.; BARRANTES, L. S.; MENDES, N. C.; TADANO, Y.; FIGUEIREDO, M. C. (2016) Critérios para recomendar modelos de caracterização de AICV no Brasil. *Anais. Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida*, pp. 714 - 718.
- U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency (2016) What is PM, and how does it get into the air? Disponível em: <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics#pm>.
- UNEP; SETAC Life Cycle Initiative (2016) Health impacts of fine particulate matter. *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators*. V. 1, pp. 76-99.
- VAN ZELM, R.; HUIJBREGTS, M. A. J.; DEN HOLLANDER, H. A.; VAN JAARVELD, H. A.; SAUTER, F. J.; STRUIJS, J.; VAN WIJNEN, H. J.; VAN DE MEENT, D. (2008) European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. *Atmospheric Environment*. V. 42, N. 3, pp. 441-453.
- VAN ZELM, R.; PREISS, P.; VAN GOETHEM, T.; VAN DINGENEN, R.; HUIJBREGTS, M. (2016) Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: Damage to human health and vegetation. *Atmospheric Environment*. V. 134, pp.129-137.

A INFLUÊNCIA DA ESCOLHA DOS FATORES DE CARACTERIZAÇÃO PARA IMPACTOS DE AQUECIMENTO GLOBAL E A DIVISÃO ENTRE METANO BIOGÊNICO E FÓSSIL

Ricardo Dinato^{1,2}, Matheus Fernandes¹, André Gímenes², Luiz Kulay³

¹Centro de Estudos em Sustentabilidade / Fundação Getúlio Vargas, ricardo.dinato@fgv.br

²Departamento de Engenharia de Energia e Automação Elétricas / Escola Politécnica da USP

³Departamento de Engenharia Química / Escola Politécnica da USP

Resumo: Os fatores de caracterização (FC) usados para estimar impactos de Aquecimento Global vêm sendo aprimorados desde a publicação do primeiro relatório do IPCC, em 1990. Os quatro relatórios iniciais desta série apresentam valores de Global Warming Potential (GWP) para horizontes temporais de 20, 100 e 500 anos. Já a edição mais recente, de 2013, traz FCs apenas para 20 e 100 anos, e introduz valores para Global Temperature change Potential (GTP) para 20, 50 e 100 anos. Além disso, pela primeira vez, o documento apresenta FCs específicos para metano biogênico e fóssil. Tendo em conta esse contexto, a presente iniciativa se propôs a avaliar como variações de FC sugeridas pelo IPCC influenciam resultados de estudos voltados para a gestão ambiental. Para tanto, a Pegada de Carbono (CFP) de determinado produto foi estimada a partir dos 17 conjuntos de FCs disponíveis nos relatórios do IPCC. O inventário de emissões do objeto de análise, queijo mussarela de leite de vaca, foi coletado junto ao Banco de Dados Ecoinvent v3.3. Os resultados obtidos indicaram uma variação de CFP entre 10,8 e 24,0 kg CO_{2eq}/kg queijo. As diferenças entre os valores obtidos podem ser consideradas aceitáveis dado que a composição de cada conjunto possui premissas próprias, e discordantes das estabelecidas para os demais. Destaca-se, por outro lado, a divergência nas contribuições de cada estágio de processo devido ao conjunto de FCs utilizado, que modifica a hierarquia de focos de impacto em cada situação e, conseqüentemente, o processo de tomada de decisão precipitado pelo diagnóstico.

Palavras-chave: potencial de aquecimento global; metano biogênico; fatores de caracterização; avaliação de impactos.

Introdução

Os fatores de caracterização (FC) usados para estimar impactos de Aquecimento Global vêm sendo aprimorados desde a publicação do primeiro relatório do IPCC, em 1990. A partir do quinto relatório foram estabelecidas duas métricas para quantificar e comunicar contribuições relativas e absolutas de substâncias precursoras daquele efeito; são elas: Potencial de Aquecimento Global (GWP) e Potencial de mudança de Temperatura Global (GTP).

Em linhas gerais, o GWP é uma métrica que integra, ao longo de um horizonte temporal, o potencial de forçamento radiativo proporcionado por certa substância, expressando o resultado em termos daquele descrito por gás carbônico (CO₂), substância padrão para tais análises. Essa forma de cálculo é aplicada pela Convenção do Clima, em estudos de cunho acadêmico, ou mesmo, por levantamentos realizados por organizações e setores produtivos.

Já o GTP refere-se à relação entre a alteração da temperatura superficial global média em um determinado momento gerada pela substância de interesse, e aquela provocada pelo CO₂. Muito embora haja incertezas relacionadas a ambos os métodos, aquelas associadas à estimação do GTP mostram ser mais significantes (IPCC, 2013) e, por isso, essa abordagem passou, naturalmente, a ser adotada com menor frequência que sua correlata em iniciativas que se desenvolvam no âmbito da quantificação do Aquecimento Global.

Os quatro relatórios iniciais do IPCC descreveram valores de GWP para horizontes temporais de 20, 100 e 500 anos. Já a edição mais recente, de 2013, reduz este espectro para 20 e 100 anos, e introduz valores de GTP para períodos de 20, 50 e 100 anos. Além disso, pela primeira vez um documento desta série traz FCs específicos para metano biogênico (CH_{4,b}), e fóssil (CH_{4,f}). De qualquer forma, CO₂, CH₄ e óxido nitroso (N₂O) permanecem sendo os principais precursores de Aquecimento Global, assim como já ocorrera nos relatórios anteriores. Os valores de FCs desses gases, medidos para os horizontes temporais supracitados, estão indicados na Tabela 1 para todos os relatórios emitidos pelo IPCC.

Tabela 49 - Valores de FC para os principais precursores de Aquecimento Global, medidos em relação ao GWP, e apresentados nos cinco relatórios do IPCC

Horizonte temporal (anos)	Precursor	FAR ¹	SAR ²	TAR ³	AR4 ⁴	AR5 ⁵
20	CO ₂	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
	CH _{4,b}	-	-	-	-	84
	CH _{4,rf}	63	56	62	72	85
	N ₂ O	270	280	275	289	264
100	CO ₂	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
	CH _{4,b}	-	-	-	-	28
	CH _{4,rf}	21	21	23	25	30
	N ₂ O	290	310	296	298	265
500	CO ₂	1,0	1,0	1,0	1,0	-
	CH _{4,b}	9,0	6,5	7,0	7,6	-
	N ₂ O	190	170	156	153	-

Legenda: ¹FAR: First Assessment Report; ²SAR: Second Assessment Report; ³TAR: Third Assessment Report; ⁴AR4: Fourth Assessment Report; ⁵AR5: Fifth Assessment Report

Fonte: Adaptado de IPCC (1990, 1995, 2001, 2007, 2013)

A Tabela 2 apresenta, de sua parte, FCs para os mesmos Gases de Efeitos Estufa (GEE), que foram estimados pela métrica de GTP e aparecem mencionados apenas no quinto relatório – AR5 (IPCC, 2013).

Tabela 50 - Valores de FC para CO₂, CH_{4,b}, CH_{4,rf} e N₂O determinados a partir do enfoque GTP e que constam do AR5

Horizonte temporal (anos)	Precursor	AR5
20	CO ₂	1,0
	CH _{4,b}	67
	CH _{4,rf}	68
	N ₂ O	277
50	CO ₂	1,0
	CH _{4,b}	14
	CH _{4,rf}	15
	N ₂ O	282
100	CO ₂	1,0
	CH _{4,b}	4,0
	CH _{4,rf}	6,0
	N ₂ O	234

Fonte: Adaptado de IPCC (2013)

Uma avaliação detalhada do conteúdo da Tabela 1 destaca o significativo grau de variabilidade dos FCs para um mesmo precursor ao longo das sucessivas edições de relatórios, particularmente no que se refere a CH_{4,rf} e a N₂O. Isso ainda que estes tenham sido determinados sempre pela métrica de GWP para a mesma cobertura temporal. Dentro

da mesma tônica, são também notórias as disparidades entre os FCs de certos GEE descritos em AR5, quando esses foram determinados para o mesmo período, mas a partir de abordagens metodológicas distintas.

O fato de serem avalizados por uma fonte de respeitabilidade internacional como o IPCC faz com que tais índices sejam aplicados sem hesitação em ações de gestão ambiental como as antes descritas. Por outro lado, oscilações como as constatadas a partir da confrontação dos dados da Tabela 1 entre si, ou destes com os da Tabela 2, poderão resultar em imprecisões irreparáveis para processos decisórios que se fundamentem nos mesmos diagnósticos.

A presente iniciativa se propôs a contribuir para o tema, investigando os efeitos de alterações dos FCs relatados nas sucessivas edições de relatórios emitidos pelo IPCC sobre o desempenho ambiental de produtos, processos, ou mesmo serviços. Para tanto, realizou estimativas da Pegada de Carbono associada a manufatura de um produto tendo em conta aqueles indicadores. A partir dessa reflexão o estudo espera fornecer elementos que elevem os graus de precisão, robustez e consistência de análises em que o Aquecimento Global seja quantificado segundo o referido enfoque.

Método

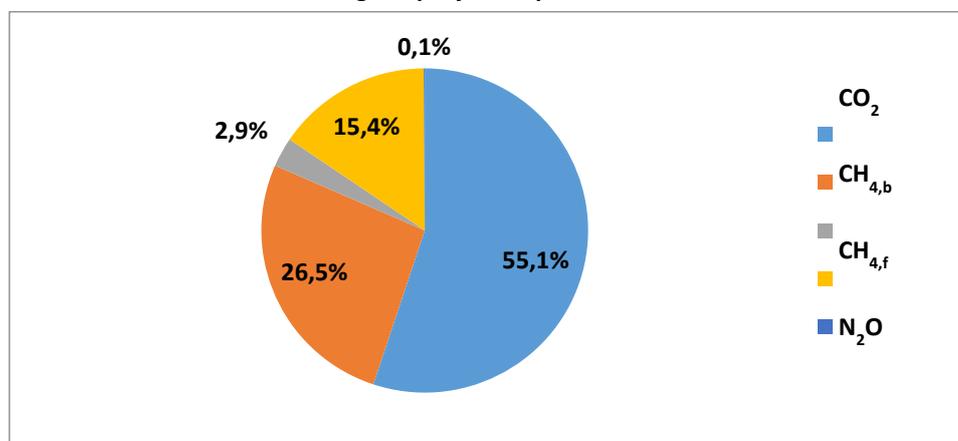
Em termos conceituais, esta análise foi realizada pelo método de estudo de caso. Decidiu-se por tal enfoque em virtude de sua aderência com as características da pesquisa, já que, segundo Yin (2014), o estudo de caso permite compreender em detalhes o comportamento do fenômeno avaliado em seu contexto real. Já em termos aplicados, o método utilizado pela investigação incluiu as seguintes etapas: (i) definição do objeto de estudo de caso; (ii) elaboração do inventário de cargas ambientais a ele associadas; (iii) estimativas de Pegada de Carbono (CFP); e (iv) análise dos resultados obtidos.

O produto escolhido como objeto de estudo foi o queijo do tipo mussarela produzido a partir de leite de vaca. Tal opção deveu-se ao fato de as emissões de GEE resultantes desse processamento incluírem, notadamente, parcelas expressivas de $\text{CH}_{4,f}$, $\text{CH}_{4,b}$ e N_2O . O inventário de emissões de GEE relativo a produção do queijo mussarela foi coletado junto a Base de Dados Ecoinvent – v3.3. Este conjunto de dados não foi submetido a tratamentos para adaptá-lo a quaisquer coberturas temporais, geográficas e tecnológicas, correspondendo a uma versão rigorosa do banco de dados *Cheese, from cow milk, fresh, unripened {GLO} | cheese production, soft, from cow milk | Alloc Rec, U*.

As estimativas de CPF foram realizadas de acordo com as orientações da norma ABNT NRB ISO 14040 (ABNT, 2009) para o procedimento de Caracterização que compõe a etapa de Avaliação de Impactos Ambientais de um estudo de Avaliação de Ciclo de Vida. Assim, os aspectos ambientais que contribuem para Aquecimento Global foram multiplicados pelos respectivos conjuntos de FCs disponíveis nos cinco relatórios do IPCC, gerando valores que estariam expressos em uma base comum ($\text{kg CO}_{2\text{eq}}/\text{kg}$ queijo mussarela). Na sequência, esses foram somados, indicando um resultado acumulado para cada condição de análise. Muito embora para muitos os quatro relatórios iniciais editados pelo IPCC sejam vistos como produções desatualizadas, seus valores FC estimados pela métrica de GWP são ainda bastante utilizados – principalmente os de SAR e AR4 – por conta das negociações que ocorrem na Convenção do Clima.

Uma avaliação preliminar para definir os gases a serem considerados por esta análise aplicou o método IPCC 2013 GWP 100a – V1.03. Os resultados dessa ação indicaram que a avaliação poderia se restringir a CO_2 , $\text{CH}_{4,f}$, $\text{CH}_{4,b}$ e N_2O uma vez que, ao serem somadas, suas contribuições representam mais de 99% dos impactos, quanto a Aquecimento Global, associados a emissões de GEEs da produção do queijo mussarela. A Figura 1 descreve, em termos relativos, tais contribuições. Por fim, a análise dos resultados obtidos foi realizada com confrontação direta entre os valores gerados pela aplicação de cada métrica de acordo com as condições estabelecidas para definição dos FCs de cada relatório do IPCC.

Figura 92 - Participações relativas de impactos provenientes de GEE no processamento de 1,0 kg de queijo do tipo mussarela



Resultados e discussão

Os resultados obtidos para cada situação em análise são apresentados na Tabela 3. Em termos gerais, os valores de CFP variaram entre 10,8 e 24,0 kg CO_{2eq}/kg queijo. As diferenças entre esses resultados podem ser consideradas aceitáveis dado que a composição de cada conjunto de FCs possui premissas próprias, e discordantes das estabelecidas para seus homólogos. No entanto, não se pode negligenciar o fato de que essas mesmas disparidades podem fatalmente conduzir a decisões diferentes tanto em relação a desenvolvimentos acadêmico-científicos, como de gestão.

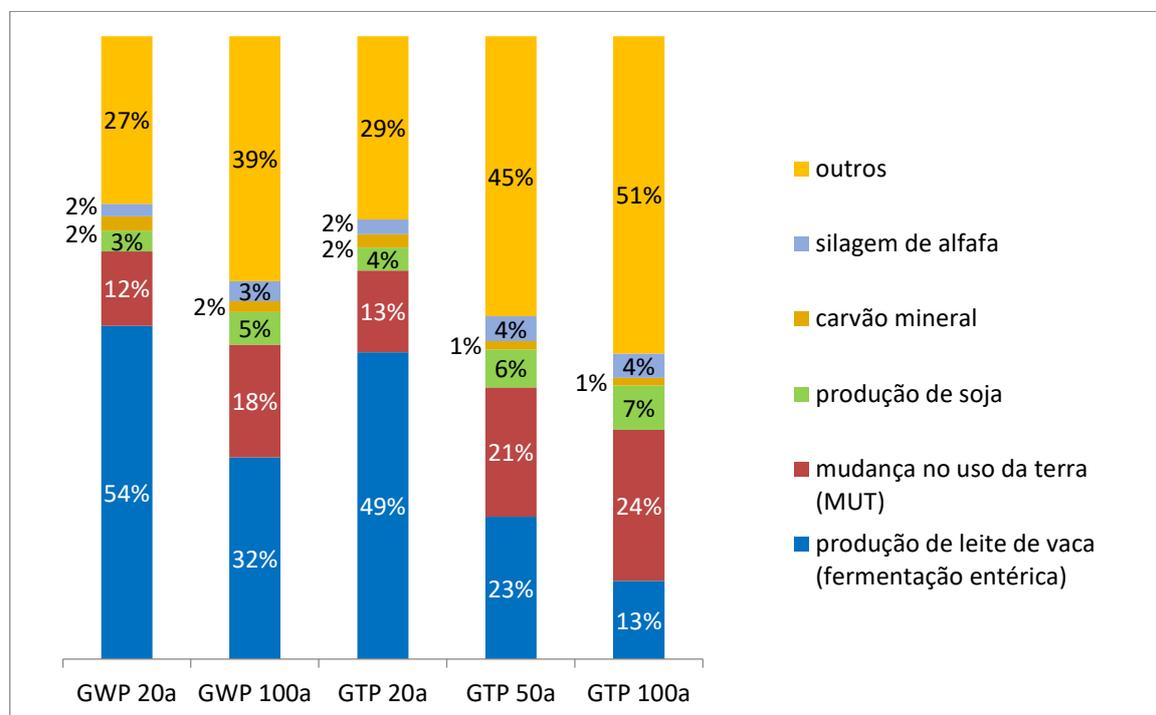
Tabela 51 – Valores de CFP para a produção de queijo mussarela obtidos para diferentes FCs relacionados a Aquecimento Global

Métrica	Horizonte temporal (anos)	FAR	SAR	TAR	AR4	AR5
GWP	20	20,7	19,7	20,6	22,3	24,0
	100	14,2	14,4	14,6	14,9	15,2
	500	11,4	10,9	10,8	10,9	-
GTP	20	-	-	-	-	21,4
	50	-	-	-	-	13,1
	100	-	-	-	-	11,1

Um desses casos ocorre justamente quando as CFPs de diferentes alimentos são comparadas à busca de definir aquele que proporciona menores contribuições em relação ao Aquecimento Global. Nesse contexto, alimentos derivados de gado bovino (leiteiro ou de corte) apresentarão, forçosamente, uma participação expressiva de CH_{4,b} na composição de sua CFP. Se tal alimento tiver sua CFP comparada a de outro em que predominem emissões de CO₂, a seleção do conjunto de FCs será de tal forma influente sobre os resultados da análise que, inclusive, poderia inverter a ordem de opção pelos alimentos caso o critério de escolha fosse, tão somente, de desempenho destes bens de consumo quanto aos impactos para Aquecimento Global.

Outra situação remete à variação de contribuições por etapa do ciclo de vida do objeto de análise. Assim como aparece destacado na Figura 2 para o caso da manufatura do queijo mussarela, a aplicação de diferentes conjuntos de FCs pode resultar em alteração de hierarquia de focos de impacto. Essa condição traria consequências imediatas e indesejáveis para processos de tomada de decisão que se dispusessem a propor, implementar e testar ações para melhoria potencial de desempenho daquelas atividades.

Figura 2 - Contribuições relativas, por estágio do ciclo de vida, para a CFP do processamento de 1,0 kg de queijo do tipo mussarela, determinadas por métricas e horizontes temporais distintos de FCs



Por fim, um terceiro caso no qual a escolha dos FCs pode levar a resultados distintos ocorre nas negociações climáticas entre os países, no âmbito da Convenção do Clima. Atualmente, o conjunto de FCs adotado para essas circunstâncias é aquele descrito no SAR para o horizonte temporal de 100 anos. Trata-se, portanto, de estimativas exclusivamente de GWP. No entanto, o Inventário Nacional de emissões de GEEs de alguns países possui uma parcela representativa de contribuição proveniente de CH₄. O Brasil pode ser alocado naquele conjunto, já que a Terceira Comunicação Nacional do país à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima mostra que o CH₄ foi responsável por 27,6% das emissões nacionais em 2010 (MCTI, 2016). Diante desse cenário, o país passou a defender o GTP como métrica a ser utilizada em negociações climáticas. De acordo com essa abordagem, que consta apenas do AR5, o FC do CH_{4,f} passa a ser um quinto do que aquele estimado a partir do GWP (Tabela 2) preservado interregno de 100 anos.

Conclusões

O IPCC, órgão internacional que consolida estudos científicos relacionados às mudanças climáticas, divulga por meio de seus relatórios valores de fatores de impacto (FCs) que, dados o rigor, arcabouço conceitual e robustez com que são determinados, acabam naturalmente sendo aplicados em diversos estudos, em especial daqueles para determinação de Pegadas de Carbono (CFP). Por outro lado, a variabilidade também natural, desses índices imposta por atualizações sucessivas nas métricas utilizadas para suas determinações, acaba por condicionar de maneira decisiva os resultados dos referidos diagnósticos.

Para que a escolha do conjunto de FCs não gere distorções sobre tais verificações é recomendável que procedimentos para cotejamento do grau de propagação dessas imprecisões, como Análise de Sensibilidade e de Análise de Incerteza, passem a ser incorporados como prática regular nas estimativas de CFP de produtos, sobretudo daqueles que denotem participação expressiva de outros GEE que não apenas o CO₂. A adoção de tal conduta metodológica permitirá uma interpretação mais ampla e completa da magnitude dos resultados do estudo.

Referências

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **ABNT NBR ISO 14040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura**. São Paulo: ABNT, 2009. 21 p.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change: The IPCC Scientific Assessment. Report Prepared for IPCC by Working Group 1**. Cambridge, Cambridge University Press, 1990. 336 p.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 1995: The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, Cambridge University Press, 1995. 588 p.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge and New York, Cambridge University Press, 2001. 881 p.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge and New York, Cambridge University Press, 2007. 996 p.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge and New York, Cambridge University Press, 2013. 1535 p.

MCTI – Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. **Terceira Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Sumário Executivo**. Brasília, MCTI, 2016.

Yin, R. K. **Case Study Research: Design and Methods**. 5th ed. Thousand Oaks: Sage, 2014. 282 p.

INTEGRAÇÃO DA MODELAGEM DA INFORMAÇÃO DA CONSTRUÇÃO (BIM) E A AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV).

WITICOVSKI, Lilian¹; TAVARES, Sergio²

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Construção Civil,
Universidade Federal do Paraná (UFPR),
liliwiticovski@gmail.com
sergioft22@yahoo.com.br

Resumo: Em um projeto integrado as principais decisões são avaliadas pela equipe do projeto na fase conceitual. Com o grande volume de informação necessária para a realização de um empreendimento da indústria da construção civil, é crescente a demanda por processos mais racionais e de melhor desempenho. Como papel estratégico, o modelo BIM aliado à Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) auxiliam na seleção de materiais e técnicas construtivas por projetos mais sustentáveis. As análises geradas possibilitam que as empresas e escritórios de projetos de arquitetura, decidam quais estratégias adotar para a redução dos impactos ambientais. Existe uma grande variedade de *softwares* disponíveis no mercado para auxiliar nesses estudos. Este artigo apresenta um panorama de produções científicas brasileiras, dentro do intervalo de 2010 a 2017, que utilizam a análise ambiental ligados ao BIM. Analisa-se o perfil evolutivo da produção científica de simulações e o intercâmbio entre a troca de informações para se chegar às análises ambientais. Foi possível concluir que, as simulações BIM+ACV e informações de intercâmbio entre aplicativos e usuários requerem planejamento detalhado e modificações fundamentais no processo de projeto. Outro ponto observado é que, no Brasil, não existem informações geradas por banco de dados nacionais para uma ACV completa, que são fundamentais na tomada de decisões durante o ciclo de vida da edificação.

Palavras-chave: BIM, Análise do Ciclo de Vida (ACV), Análise do Ciclo de Vida Energético (ACVEs), Processo de projeto.

Introdução

A eficiência energética nas edificações é um assunto de relevância mundial, uma vez que, com o aumento da população, mais espaços urbanos foram surgindo e o meio ambiente foi cada vez mais sendo impactado para atender à demanda por edificações. O cálculo da energia incorporada é uma forma de mensurar o impacto ambiental das construções. É um fator importante para a tomada de decisões de projeto e escolha de materiais. Uma vez mensurada a energia incorporada, é possível obter a emissão de CO₂ equivalente (GRAF et al., 2012).

Na metodologia de ACV, o ciclo de vida das edificações é dividido em três etapas: pré-operacional, operacional e pós-operacional. Considera-se como pré-operacional toda a energia requisitada para a construção da edificação, a chamada EE – Energia Embutida. A etapa operacional contabiliza todos os gastos energéticos para o funcionamento da edificação e valores de EE de manutenção e, a fase pós-operacional considera a energia para demolição e disposição dos resíduos. O impacto ambiental associado aos materiais está diretamente relacionado à origem da energia empregada na sua produção (OLIVEIRA; SCHEER; TAVARES, 2015).

Metodologia

Este artigo buscou publicações brasileiras com a interface BIM e ACV nos últimos 10 anos. A primeira busca por periódicos na base de dados CAPES, apresentou 17 resultados e apenas 1 resultado com publicação brasileira, dos autores Bueno e Fabricio (2016). Buscou-se, também, no Google Acadêmico com palavra-chave BIM; ACV, a busca encontrou 101 resultados. As publicações de Portugal, TCCs, artigos de especialização e artigos que possuíam citações, mas que não descreviam a interface ACV e BIM, não foram considerados para análise neste artigo. Dessa forma, 20 arquivos entre artigos, dissertações e teses foram selecionados, porém, 13 destes serão analisados. A primeira análise consiste no agrupamento de 7 artigos que se caracterizaram como revisão sistemática da literatura e a segunda análise consistem em 6 artigos que fizeram a abordagem de pesquisa – ação.

Primeira análise - Revisão Sistemática da Literatura

Araujo et al. (2017) realizaram uma revisão sistemática da literatura para identificar estudos que relacionam ACV e ferramentas BIM. Os autores sugeriram a criação de métodos mais fáceis e voltados principalmente para o mercado de AEC, assim como, o desenvolvimento de APIs (Application Programming Interface, ou em português, Interface de

Programação de Aplicativos) no ambiente BIM que auxiliem a interoperabilidade com a ACV. Além disso, sugere-se estudos que analisem a viabilidade de implementação em escritórios, e que apresentem pesquisas de satisfação dos usuários.

Mass; Scheer; Tavares (2016) analisaram a relação entre sustentabilidade e BIM pesquisada em literatura técnica e nos casos conduzidos por pesquisadores, percebe-se que ele pode ser uma ferramenta útil, permitindo redução de erros, geração de dados automática, resultados mais rápidos, tomada de decisões e escolha de alternativas antecipada, e acompanhamento do ciclo de vida. Para isto, o projetista deve ter seus objetivos alinhados no início do projeto, considerando quais as análises pretendem desenvolver e quais programas irá utilizar. Os estudos de caso apontam que ainda há limitações e incertezas devido a problemas de representação geométrica inadequada, limitação de interoperabilidade, nível de detalhes do modelo, entre outros.

Barros; Silva (2016), na sua pesquisa bibliográfica, no total de artigos encontrados, o método de extração automática de dados a partir do modelo BIM foi o mais abordado pelos artigos (25%), seguido pelas pesquisas em interoperabilidade entre as ferramentas computacionais (21%). Outros artigos trataram de desenvolver novos artefatos computacionais para integrar BIM e performance ambiental, através da otimização (8%) e da programação (8%). Barros (2016) explica estes dados detalhadamente na sua dissertação de mestrado: Kulahcioglu, Dang e Toklu (2012) e Zhang e Chen (2015) utilizaram a programação para desenvolver protótipos de ferramentas para integrar BIM e ACV. Os primeiros criaram um modelo computacional denominado *3D-Environmental Assessment Trade-off Tool* (3DEATT), a partir da linguagem de programação *Python*, e os segundos desenvolveram uma ferramenta compatível com o programa Revit, chamado *SimulEIcon* (*Simulation of Environmental Impact of Construction*).

Caldas et al. (2015). Com base nos trabalhos pesquisados, conclui-se que: o formato (extensão) gbXML foi a mais utilizada, com 77,8%; o software Autodesk Revit Architecture foi o mais empregado, com 77,8%; o SimaPro foi o software ambiental de primeiro nível mais utilizado, com 42,9%, enquanto que o Autodesk Ecotect foi o software de segundo nível mais utilizado, com 26,7% e a certificação LEED a de terceiro nível, com 66,7%.

Machado; Simões; Moreira (2015) contemplaram um quadro-síntese de dificuldades dos procedimentos convencionais da ACV e os pontos efetivos do BIM como agente facilitador, demonstrando potencialidades da integração na gestão sustentável do ambiente construído. Nos estudos, a Análise do ICV - Inventário do Ciclo de Vida - foi otimizada diante da preparação do banco de dados para estruturação de planilhas vinculadas, da inserção de parâmetros para correlação de cada componente construtivo com seu fator de consumo e emissão e da quantificação automatizada dos insumos do protótipo. Na AICV, vantagens foram identificadas na extração automatizada dos dados, nas simulações de variáveis com visualização integrada e nas análises efetuadas no próprio modelo.

Machado; Moreira (2015) identificaram as vantagens e desvantagens das ferramentas BIM integradas aos procedimentos da ACV. Conclui-se que a medição dos impactos ambientais em uma ACV simplificada pode ser alcançada nas próprias ferramentas BIM, mediante pré-configuração do modelo da construção para inserção dos dados. As operações mais complexas requerem o uso de outras ferramentas, exigindo o aprimoramento da interoperabilidade.

Oliveira; Scheer; Tavares (2015) levantaram estudos que relatam diferentes limitações de análises energéticas por simulação e exemplos que consideram a Análise Energética Preliminar através da avaliação de EE e CO₂ incorporado como base de dados de uma ferramenta BIM. Ainda que as ferramentas BIM permitam realizar uma avaliação de sustentabilidade, entre outras informações multidisciplinares, notou-se a sua pouca utilização devido às divergências entre resultados de simulação e dados reais. Com base na bibliografia revisada observou-se que os esforços para avaliar aspectos de sustentabilidade em BIM estão direcionados à uma abordagem com pontos de incerteza e limitações.

Diante do quadro 1 resumo e das metodologias adotadas para as buscas, nota-se que o objetivo comum é a pesquisa por referências que apresentem a interface BIM e ACV, todos os autores fizeram buscas nacionais e estrangeiras, e diante do panorama encontrado, os resultados ainda são incertos.

Quadro 1 – Metodologia das Revisões Sistemáticas

ANO	ARTIGO	Base de dados da busca	Palavras-chave	Método de Exclusão
2017	Araujo et al.	Web of Science, Science Direct e Portal de Periódicos CAPES. Artigos até 2015.	"Building Information Modeling", "BIM", "LCA" e "Building".	Leitura dos resumos ou abstracts.
Quais são os meios utilizados para realizar ACV de edificações durante a etapa de projeto e planejamento com softwares BIM?				
2016	Mass; Scheer; Tavares	Não descreveu	Sustentabilidade na construção e BIM.	Não descreveu.
Integração e colaboração entre BIM e sustentabilidade.				
2016	Barros; Silva	Engineering Village, Web of Science, Avery, ASCE Library e Scopus. Artigos até 2015.	BIM e LCA (<i>Life Cycle Assessment</i>).	Leitura do artigo completo.
Pesquisa comparativa entre fluxos de trabalho de ACV com e sem auxílio de BIM para avaliação do consumo de energia incorporada e emissão de GHGs do berço ao fim-de-vida de uma edificação.				
2015	Caldas et al.	1 - programas de pós-graduação dos cursos de engenharia civil, arquitetura e urbanismo universidades federais do país. 2 - Artigos publicados no Brasil (ANTAC). 3 - Periódicos internacionais (CAPES). Dissertações e teses defendidas no Brasil (2005 e 2015).	1 e 2 - BIM; 3 - Green BIM, BIM e LCA (<i>Life Cycle Assessment</i>).	Selecionados somente aqueles que relacionavam a aplicação do BIM a ACV.
Para o primeiro, abordagem por diferentes pesquisadores; para o segundo, quantificação de acordo com: formato de dados, software de modelagem em 3D utilizado, software ambiental de primeiro e segundo nível utilizados e certificação ambiental utilizada no terceiro nível.				
2015	Machado; Simões; Moreira	Portal de Periódicos da Capes, Infohab e de acervos digitais de universidades brasileiras e estrangeiras (2009 a 2014).	BIM, ACV e LCA.	Integração na etapa pré-operacional do ciclo de vida da edificação.
Procedimentos metodológicos da ACV; contribuição do BIM para otimização dos procedimentos da ACV; e os benefícios da integração para qualificar o processo de projeto, planejamento e gestão de construções sustentáveis.				
2015	Machado; Moreira	Portal de Periódicos da Capes, Infohab e de acervos digitais de universidades brasileiras e estrangeiras (2009 a 2014).	BIM, ACV e LCA.	Aplicações práticas do processo de integração.
Identificar as vantagens e desvantagens das ferramentas BIM integradas aos procedimentos da ACV.				
2015	Oliveira; Scheer; Tavares	Publicações recentes	Impactos ambientais pré-operacionais.	Metodologia de ACV.
Explorar as formas de integração entre o processo de modelagem BIM e as análises energéticas de edificações.				

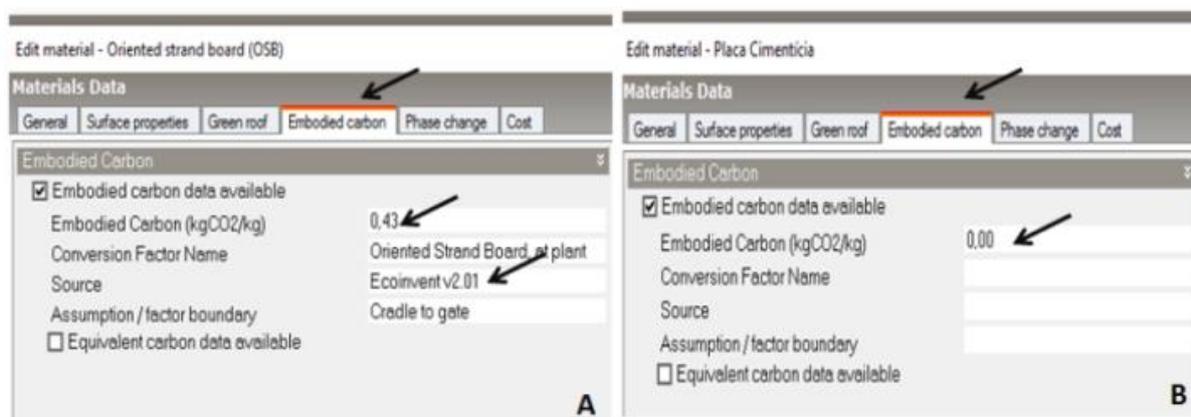
Fonte: Elaboração própria

Segunda análise – Pesquisa ação da interface BIM e ACV

Borges et al. (2018) estudou a aplicação do BIM na ACV de edificações a partir de um estudo de caso utilizando softwares que trabalham na plataforma BIM, o Autodesk Revit e o *DesignBuilder* (Figura 1). Foi possível estimar as emissões de CO₂ na fase de pré-uso de uma edificação escolar. No entanto, notou-se problemas na questão da interoperabilidade quando o modelo é exportado do primeiro para o segundo software. A quantificação das emissões foi realizada ainda manualmente, para comparação com os resultados fornecidos pelo software.

Em relação a interoperabilidade entre os softwares Autodesk Revit e DesignBuilder, observou-se a perda de algumas informações, como por exemplo portas e janelas. Em relação a quantificação de CO₂, os resultados obtidos pelos cálculos manuais e pelo software estão apresentados na Tabela 2 (BORGES et al., 2018).

Figura 1 – Exemplo para a entrada carbono incorporado de materiais e componentes no software *DesignBuilder*. (A) Banco de dados já existente no software; (B) Inserção manual pelo projetista.



FONTE: BORGES et al. (2018)

Tabela 2 – Resultados por cálculo manual e software de CO₂ incorporado

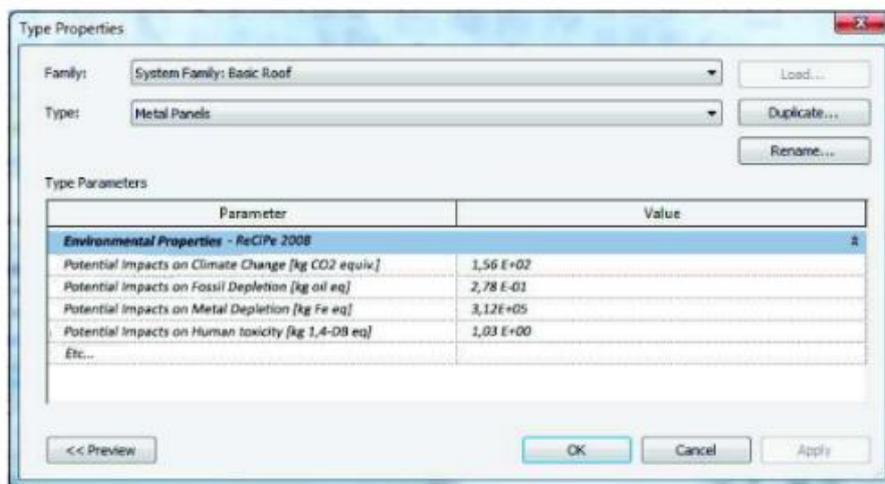
Vedações	Constituintes	Espessura total (cm)	Área total de vedação calculada (m ²)	Área total de vedação software (m ²)	Carbono incorporado – total calculado (kgCO ₂ /m ²)	Carbono incorporado – total software (kgCO ₂ /m ²)
Vedação 1	Tijolo cerâmico (10 cm)	10,0	478,5	631,4	25,3	29,4
Vedação 2	Tijolo cerâmico (20 cm)	20,0	478,5	625,8	47,5	52,1
Vedação 3	Bloco cerâmico (9 cm) + Reboco interno (3,0 cm) + Reboco externo (2,5 cm)	14,0	478,5	632,4	26,0	33,4
Vedação 4	Painel de concreto (10 cm)	10,0	635,6	627,3	25,6	25,2
Vedação 5	Painel de concreto (20 cm)	20,0	635,6	630,8	51,3	50,0

FONTE: BORGES et al., (2018)

Bueno; Fabrício (2016) fizeram o levantamento do estado da arte da integração de estudos de avaliação ambiental na plataforma BIM, e apresentaram o uso do Revit® para ilustrar como as propriedades ambientais de um componente construtivo devem ser apresentadas na interface do software (Figura 2). É importante notar, neste ponto, que as propriedades ambientais devem ser apresentadas como potenciais de impacto, isto é, depois do processo de caracterização das emissões, realizado na fase de AICV em um estudo de ACV. Isso porque os dados brutos de inventário podem levar o usuário – o qual, na maior parte das vezes, não é familiarizado com os conceitos e metodologia de ACV.

Foi organizado um workshop pela pesquisadora juntamente à equipe do escritório. Os usuários utilizaram o software em um projeto simplificado e responderam a um questionário. A conclusão final da análise do plug-in Tally™, foi de que, apesar das simplificações e amigabilidade inerentes ao aplicativo estudado, os usuários ainda apresentam grandes dificuldades não apenas na utilização do software, mas principalmente, na interpretação dos resultados de um estudo de ACV. O software Tally™ foi escolhido para avaliação porque funciona como um plug-in diretamente na interface de um software BIM (no caso o Revit), sem a necessidade de exportar um arquivo IFC, e por esse software ser fruto da integração Autodesk® e PE International, em relação a softwares e bancos de dados de ACV (BUENO; FABRÍCIO, 2018).

Figura 2 – Investigação propositiva da inserção de dados ambientais na interface do software Revit.

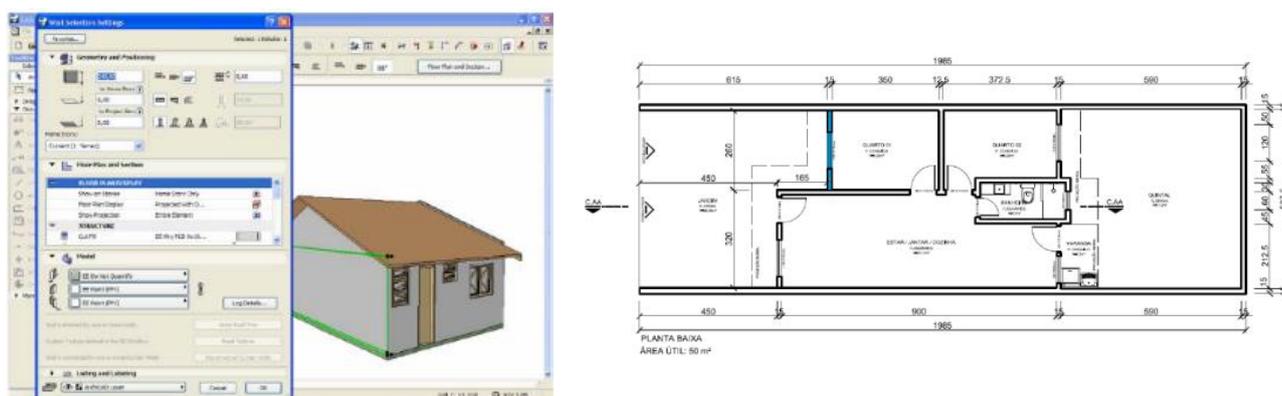


FONTE: BUENO; FABRÍCIO (2018).

Barros; Ruschel; Silva (2015) compararam o fluxo de trabalho em ACV e fluxo de trabalho em ACV com a adoção de BIM. No fluxo de trabalho em ACV com adoção de BIM, ao se considerar a ACV desde a concepção do projeto, os modelos de informações já são gerados de acordo com as metas e os objetivos da ACV, que são estabelecidas previamente. Desse modo, a coleta de dados para a ACV é mais precisa e consistente, uma vez que o time de projeto pode trabalhar de forma integrada, reduzindo-se assim as perdas e incompatibilidades entre projetos. Na abordagem tradicional, o processo de projeto e a ACV são totalmente desvinculados.

Marcos; Yoshioka (2015) utilizaram uma ferramenta projetual com tecnologia BIM como forma de obtenção de dados de impactos ambientais, durante o processo de desenvolvimento do projeto (Figura3). A partir da revisão da literatura foram extraídos os dados de energia e CO₂ incorporado dos principais materiais de construção utilizados nos dois sistemas construtivos. Em seguida, esses dados foram inseridos em uma ferramenta BIM, software ArchiCad, sendo agregados aos materiais de construção relativos aos dois sistemas construtivos. As análises energéticas, podem ser realizadas para todo o empreendimento ou apenas para um único elemento como mostra esse estudo.

Figura 3 - Modelo de projeto com modelagem das informações.

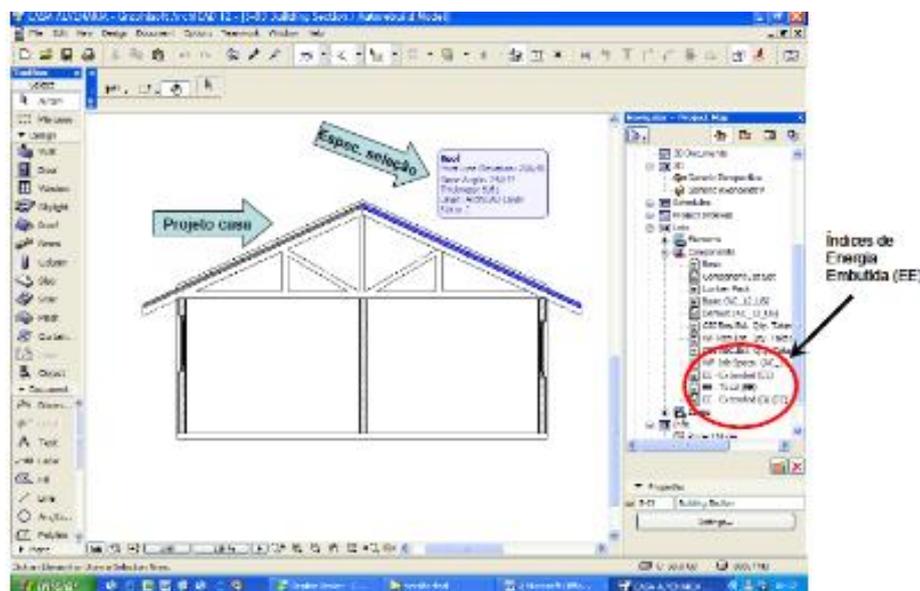


FONTE: MARCOS; YOSHIOKA (2015)

A utilização dessa metodologia para desenvolvimento de projeto auxilia o profissional na escolha dos materiais de construção e conseqüentemente dos sistemas construtivos mais eficientes ambientalmente, no momento da realização do projeto Marcos; Yoshioka (2015).

Marcos; Tavares (2013) analisaram a emissão de CO₂ no processo construtivo de habitações de interesse social, utilizando a ferramenta ArchiCad contendo informações atribuídas aos elementos construtivos (Figura 4). Dados de CO₂ incorporado são utilizados na ferramenta e transformados em informações relacionadas aos impactos ambientais da edificação. O estudo de caso foi realizado em dois modelos de habitação: alvenaria e madeira.

Figura 4 - Casa modelo convencional inserida no ArchiCad.

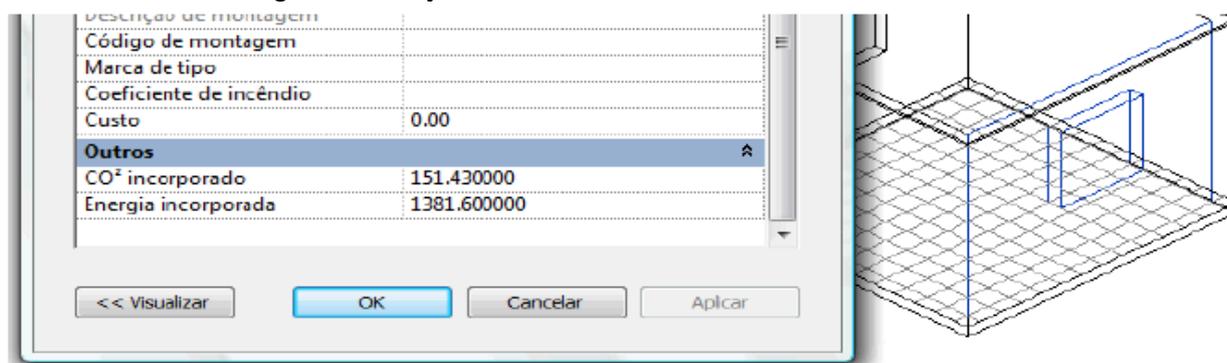


FONTE: MARCOS (2009).

Para permitir a comparação dos resultados e verificar a viabilidade do uso do BIM para mensurar impactos ambientais de edificações, cálculos analíticos são realizados, com o auxílio de uma planilha eletrônica, para o mesmo objeto de estudo. As duas casas analisadas foram projetadas no ArchiCad e com isso, obtiveram-se as tabelas de resultados referentes aos dados de emissão de CO₂ por m³ de material, na fase pré – operacional da construção (MARCOS; TAVARES, 2013).

Graf et al. (2012) utilizaram um modelo geométrico criado na ferramenta Revit Architecture 2012 contendo informações atribuídas aos elementos construtivos que o formam, ou seja, utilizando o conceito BIM (Figura 5). Dados de energia incorporada e de CO₂ incorporado são utilizados na ferramenta e transformados em informações relacionadas aos impactos ambientais da edificação. Esses dados são oriundos, em sua maioria, de bases de dados e pesquisas nacionais e são inseridos nas propriedades dos elementos arquitetônicos, permitindo que os resultados possam ser observados por elemento ou para a edificação como um todo.

Figura 5 – Inserção de dados na ferramenta Revit Architecture 2012.



FONTE: GRAF et al. (2012)

Para permitir a comparação dos resultados e verificar a viabilidade do uso do BIM para mensurar impactos ambientais de edificações, cálculos analíticos são realizados, com o auxílio de uma planilha eletrônica, para o mesmo objeto de estudo. Os resultados dos dois estudos (com apoio de uma planilha e com o apoio do Revit Architecture 2012) são comparados para validação do estudo. Os resultados obtidos pela ferramenta Revit Architecture 2012 comprovam que é possível utilizar o conceito BIM para mensurar impactos ambientais a contribuir para a concepção de projetos ambientalmente conscientes.

Conclusões

Apesar do BIM mostrar-se uma ferramenta inovadora e que pode facilitar o processo de avaliação do ciclo de vida de edificações, todos os estudos realizados verificaram que a integração entre BIM e ACV, ou é inexistente, ou ainda apresenta muitos desafios. Isto revela que o tema é tão promissor quanto embrionário. No estado de desenvolvimento atual, os inputs de parâmetros ambientais ainda precisam ser inseridos manualmente (BARROS; SILVA, 2016). Os processos que visam automatizar e viabilizar a interoperabilidade das ferramentas BIM e ACV ainda são bastante voltados para pesquisadores e consultores (ARAUJO et al., 2017). Conclui-se que a medição dos impactos ambientais em uma ACV simplificada pode ser alcançada nas próprias ferramentas BIM, mediante pré-configuração do modelo da construção para inserção dos dados. As operações mais complexas requerem o uso de outras ferramentas, exigindo o aprimoramento da interoperabilidade (MACHADO; MOREIRA, 2015).

Referências

- ARAUJO, Aline; CRIPPA, Juliana; UEHARA, Leticia; LOPES, Thais, SCHEER, Sergio. Interoperabilidade de ferramentas BIM e avaliação do ciclo de vida de edificações. 1º Simpósio Brasileiro de Tecnologia da Informação e Comunicação na Construção 10º Simpósio Brasileiro de Gestão e Economia da Construção. 2017.
- BARROS, Natalia Nakamura. Impactos da adoção de BIM na avaliação de energia e emissões de GHG incorporadas no ciclo de vida de edificações. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, 2016.
- BARROS, Natalia Nakamura; SILVA, Vanessa Gomes da. BIM na avaliação do ciclo de vida de edificações: revisão da literatura e estudo comparativo. PARC Pesquisa em Arquitetura e Construção, v. 7, n. 2, p. 89-101.
- BARROS, Natalia Nakamura; SILVA, Vanessa Gomes; RUSCHEL, Regina. Impactos da adoção de BIM na avaliação de energia e emissões de GHG incorporadas no ciclo de vida de edificações. XVI ENCONTRO NACIONAL DE TECNOLOGIA DO AMBIENTE CONSTRUÍDO 2016.
- BUENO, Cristiane; FABRICIO, Márcio Minto. Aplicação da modelagem de informação da construção (BIM) para a realização de estudos de avaliação de ciclo de vida de edifícios. Pós. Revista do Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo da FAUUSP, v. 23, n. 40, p. 96-121, 2016.
- CALDAS, Lucas Rosse et al. Diagnóstico da Produção Científica Relacionada à Aplicação do BIM à Metodologia de Avaliação do Ciclo De Vida (ACV). In: IBERO-LATIN AMERICAN CONGRESS ON COMPUTATIONAL METHODS IN ENGINEERING. 2015.
- MACHADO, Fernanda Almeida; SIMÕES, Carla Carvalho; MOREIRA, Lorena Claudia de Souza. POTENCIALIDADES DA INTEGRAÇÃO DO BIM AO MÉTODO DE AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DAS EDIFICAÇÕES.
- MACHADO, Fernanda Almeida; DE SOUZA MOREIRA, Lorena Claudia. O USO DE FERRAMENTAS BIM NA OTIMIZAÇÃO DO MÉTODO DE AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA EDIFICAÇÃO. Blucher Engineering Proceedings, v. 2, n. 2, p. 275-287, 2015.
- MARCOS Micheline Helen Cot; TAVARES, Sergio Fernando. ANÁLISE DE IMPACTOS AMBIENTAIS, NA FASE PRÉ-OPERACIONAL DA EDIFICAÇÃO, EM HABITAÇÕES DE INTERESSE SOCIAL, UTILIZANDO FERRAMENTA CAD BIM. Encontro latino americano de edificações e comunidades sustentáveis. ELECS CURITIBA – PR. 2013



MARCOS Micheline Helen Cot; YOSHIOKA, Erica Yukiko. USO DE FERRAMENTA BIM PARA AUXILIAR NA ESCOLHA DO SISTEMA CONSTRUTIVO QUE GERA MENOR IMPACTO AMBIENTAL. 1º Simpósio Brasileiro de Tecnologia da Informação e Comunicação na Construção 10º Simpósio Brasileiro de Gestão e Economia da Construção. 2017.

OLIVEIRA, Eloise de; SCHEER, Sergio; TAVARES, Sergio Fernando. AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS PRÉ-OPERACIONAIS EM PROJETOS DE EDIFICAÇÕES E A MODELAGEM DA INFORMAÇÃO DA CONSTRUÇÃO. VII Encontro de Tecnologia e Comunicação na Construção. Blucher Engineering Proceedings, v. 2, n. 2, p. 179-191, TIC 2015.

IMPACTO DA UTILIZAÇÃO DE RECURSO FLORESTAL MADEIREIRO EM UM CONTEXTO DE CICLO DE VIDA

Gabrielle Frankiewicz Odppes¹, Cássia Maria Lie Ugaya², Cécile Bulle³

¹Universidade Tecnológica Federal do Paraná, gabrielleodppes@alunos.utfpr.edu.br

²Universidade Tecnológica Federal do Paraná, cassiaugaya@utfpr.edu.br

³Université du Québec à Montréal, bulle.cecile@uqam.ca

Resumo: A utilização de recursos florestais madeireiros pelo homem acontece desde a pré-história e para que possamos a continuar a utilizar esse recurso indispensável para a sociedade devemos nos preocupar como estamos consumindo ele atualmente e no futuro. A ferramenta de ACV é robusta, cientificamente aprovada e adequada para a realização dessa investigação. Porém observa-se que a evolução do método para a categoria de impacto de depleção de recursos bióticos teve pouca evolução nesses últimos anos quando comparados a outras categorias de impacto e estudos mostram que o impacto da depleção de recursos renováveis são excluídos na maioria dos métodos de AICV e nenhum método pode ser recomendado sem restrições, assim, o desenvolvimento da pesquisa de forma mais aprofundada e a construção de um consenso é necessário nessa área. Assim, o objetivo desse artigo é diagnosticar o método de AICV disponível mais adequado para a realidade do recurso florestal madeireiro. Para que tal objetivo seja atingido, foram criados critérios relevantes para avaliação de métodos de AICV para recurso florestal madeireiro, verificado como a sua disponibilidade é quantificado fora do contexto de ACV e quais métodos de AICV foram desenvolvidos para a área de recursos naturais bióticos classificados como fundos. Foram comparados 6 modelos, onde todos abrangeram a questão ambiental, porém nenhum deles pode ser adaptado diretamente para a realidade do recurso florestal madeireiro. Assim foi escolhido o modelo de operacionalização proposto por Heijungs et al. (1992) por ter se mostrado o mais adequado para o desenvolvimento de um modelo de AICV.

Palavras-chave: Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida. Depleção de Recursos Naturais. Recurso Florestal Madeireiro.

Introdução

As florestas são importantes meios de subsistência para milhões de pessoas e contribuem para o desenvolvimento econômico nacional de muitos países. Os ecossistemas florestais cobrem aproximadamente um terço da área terrestre global e estão entre os ecossistemas biologicamente mais ricos e geneticamente mais diversificados da Terra (KOHL et al., 2015). Estudos mostram que a demanda por recursos naturais é maior que a capacidade do planeta em renová-las e utiliza-se cerca de 25% a mais que a disponibilidade desses recursos (WWF BRASIL, 2007). Neste cenário, técnicas que subsidiam conhecimentos mais aprofundados sobre a temática ambiental, como a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), passaram a ser mais valorizadas e incorporadas na sociedade moderna.

Conforme destacado pela diretora do Programa Ambiental das Nações Unidas, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é reconhecida como a técnica mais robusta para fornecer a perspectiva de sistemas necessários para acelerar a mudança para padrões de consumo e produções mais sustentáveis (UNEP, 2016).

De acordo com a NBR ISO 14044:2009 (ABNT, 2009), a ACV apresenta quatro fases principais. Na fase de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), os dados de emissões e recursos são traduzidos em indicadores que refletem as pressões ambientais e na saúde, bem como a escassez de recursos. Esse cálculo é baseado em fatores de caracterização (FC) que representam a contribuição potencial para um impacto por unidade de emissão ou consumo de recursos. Estes fatores são geralmente calculados usando modelos (EC- JRC, 2011).

Existem métodos de AICV disponíveis para as mais variadas categorias de impacto ambiental. Dentre estas categorias de impacto, existe a que trata de impactos devido ao consumo de recursos naturais (RN). Os RN são vistos de duas maneiras em ACV: i) representam entradas necessárias nos processos industriais, na produção de um determinado produto e assim são analisados na etapa de inventário de ciclo de vida (ICV) e, ii) são analisados como uma área de proteção (AoP), na AICV, ou seja, um dos impactos é o dano aos recursos naturais (ALVARENGA et al., 2015). Os RN são classificados em estoque (não renováveis e finitos), fundos (renováveis, porém o uso intensivo pode levar ao esgotamento) e fluxos (altamente renováveis e não exauríveis, porém sua disponibilidade depende do local e do tempo) (SONDEREGGER et al., 2017; UNEP, 2016; KLINGLMAIR et al., 2014; LINDEIJER et al., 2002).

A norma NBR ISO 14044:2009 (ABNT, 2009) trouxe a padronização de princípios básicos, porém não especificou quais métodos de AICV aplicar na prática, mas deu ao praticante a recomendação para aplicar métodos de aceitação científica geral e internacional. Conforme destacado pela ILCD (*International Reference Life Cycle Data System Handbook*) (EC-JRC, 2011), Hauschild et al. (2013) e Sonderegger et al. (2017), o impacto da depleção de recursos

renováveis são excluídos na maioria dos métodos de AICV e nenhum método, nem de ponto médio ou de ponto final, pode ser recomendado sem restrições, o que torna o desenvolvimento da pesquisa de forma mais aprofundada e a construção de um consenso é necessário nessa área. Particularmente, o ILCD classificou como sendo de alta prioridade o desenvolvimento de modelos de AICV para depleção de recursos bióticos com caracterização de ponto médio e ponto final (EC-JRC, 2011).

Assim, o objetivo desse artigo é diagnosticar o método de AICV disponível mais adequado para a realidade do recurso florestal madeireiro.

Metodologia

Para que o objetivo seja atingido, foram criados critérios relevantes para avaliação de métodos de AICV para recurso florestal madeireiro, verificado como a sua disponibilidade é quantificado fora do contexto de ACV e quais métodos de AICV foram desenvolvidos para a área de recursos naturais bióticos classificados como fundos.

Foi realizada uma bibliometria de forma sistemática e expandida para compreender e avaliar os atuais métodos de AICV existentes para recursos naturais bióticos. O levantamento bibliométrico sistemático foi realizado na base de pesquisa Scopus e Portal da Capes. As palavras chaves “Life Cycle Impact Assessment”, “Biotic Resources” e “Forestry Resources” foram utilizadas, sendo combinadas de diversas maneiras. Já a bibliometria expandida foi realizada a partir das fontes dos artigos previamente selecionados e assim foram acrescidos princípios para operacionalização de métodos de AICV considerados relevantes que não surgiram durante a bibliometria sistemática.

Para que haja uma avaliação coerente dentre os métodos a seguir destacados, foram criados 6 critérios considerados relevantes para o contexto de AICV, sendo eles: ACV – Ambiental, CCV – Econômico, ACV-S – Social, criticidade, aplicabilidade e complexidade.

Os três primeiros critérios baseiam-se nos três pilares da avaliação sustentável do ciclo de vida (ambiental, social e econômico). Sonnemann et al. (2015) também destacaram que para a AoP de Recursos Naturais ser adequadamente representada é necessário um foco além da parte ambiental. Questões socioeconômicas e geopolíticas também são relevantes para a sustentabilidade e precisam ser integradas na metodologia de ACV de forma a continuar a representar os desafios atuais e futuros.

O critério de criticidade do recurso é sugerido por Sonnemann et al. (2015), que depende do contexto e é normalmente aferido através da disponibilidade (risco de suprimento), importância de uso (também conhecido como vulnerabilidade de restrição de suprimento) e considera aspectos ambientais, econômicos, sociais e geopolíticos (VAN OERS & GUINÉE, 2016). Assim, a criticidade mostra-se ser um conceito relevante a ser incorporado nos modelos de AICV para recursos naturais.

Quanto ao critério de aplicabilidade, observou-se se a disponibilidade de dados nas bases de dados atuais e a complexidade de obtenção/adaptação dos dados necessários para aplicação do modelo, que deve ser considerado no desenvolvimento do modelo os desafios para a obtenção de dados, conforme destacado pela UNEP (2016).

Resultados e discussão

A partir da bibliometria foram levantado 1418 artigos e dentre os métodos de AICV já desenvolvidos para recursos naturais bióticos, foram selecionados os trabalhos de Langlois et al. (2014), Emanuelsson et al. (2014) e Alvarenga et al. (2015), os dois primeiros sobre peixes e o último sobre NPP – biomassa. Tais trabalhos também foram os únicos encontrados para recursos naturais bióticos no levantamento feito por Sonderegger et al. (2017). Posteriormente será analisado a operacionalização proposta por Heijungs et al. (1992) devido o mesmo ter se mostrado relevante. Para avaliar como a disponibilidade do recurso florestal madeireiro é abordado fora do contexto de ACV, foram considerados os métodos do modelo bioeconômico para a rotação única e rotações múltiplas e também a produção sustentável.

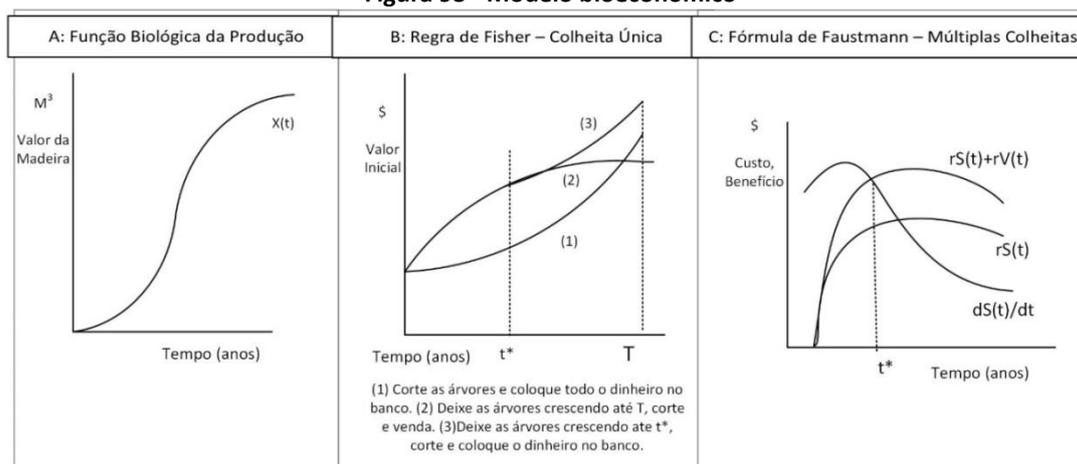
Disponibilidade do Recurso Florestal Madeireiro

O modelo bioeconômico é utilizado para determinar um plano de manejo eficiente para a floresta. O modelo consiste de uma combinação da função biológica da produção combinado com o modelo econômico de produção e custo

(CAMPBELL, 1999). A função biológica de produção é descrita pela Figura 1 – A onde mostra a relação entre o tempo e o volume de madeira crescendo em um hectare de floresta. A função biológica de produção pode ser combinada com o preço de venda e o custo de produção para obtermos a função do valor de corte ($S(t)$). A função do valor de corte é expressa pela equação (1). Onde $S(t)$ é o valor de corte (\$), $p(t)$ é o preço de venda (\$/m³), $x(t)$ é a quantidade (m³) e $c(x(t))$ é o custo de manutenção e transporte (\$).

$$(1) \quad S(t) = p(t) * x(t) - c(x(t))$$

Figura 93 - Modelo bioeconômico



Fonte: Traduzido e Adaptado de CAMPBELL, 1999.

Conforme o tempo passa, o volume de madeira aumenta, o que implica em um maior valor agregado da madeira, o que diminui os custos iniciais de investimento da floresta, porém tende a aumentar os custos de transporte (CAMPBELL, 1999). Assim, a questão que surge é quando deve ser realizada a colheita das árvores, ou seja, qual a rotação ótima para a floresta. Entende-se como rotação ótima como a idade em que as árvores devem ser cortadas a fim de maximizar o valor da terra em valor comercial para a produção de toras (de madeira) (CAMPBELL, 1999). Para a determinação de qual a rotação ótima, pode ser escolhida a abordagem de uma colheita ou de múltiplas colheitas.

Para a rotação com uma colheita, aplica-se a regra de Fisher, em que se deve cortar as árvores quando o valor da taxa de crescimento for equivalente à taxa de interesse (r). A regra de Fisher é representada graficamente pela Figura 1 - B. A rotação ótima para uma única colheita normalmente é aplicada para florestas plantadas e Rezende e Oliveira (1994) chamam a atenção para o fato de que, para determinação da rotação florestal, cada projeto deva ser analisado individualmente, ou seja, os componentes dos custos e receitas envolvidos na produção de madeira são particulares a um projeto em questão, não existindo, assim, uma idade ótima comum para todos os povoamentos de dada espécie.

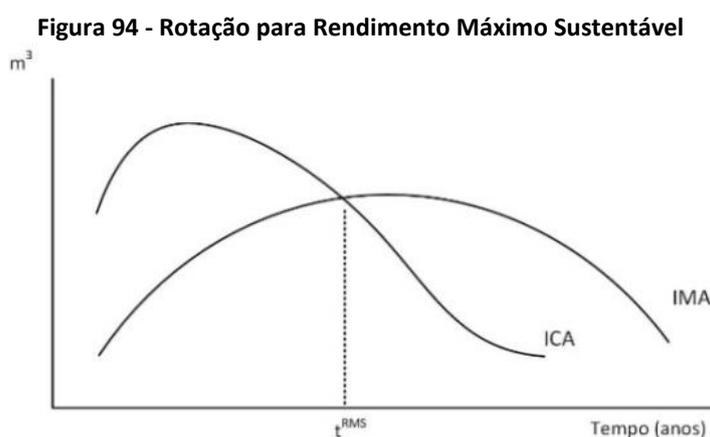
Dessa forma, devemos também considerar o uso da rotação ótima com múltiplas colheitas ou de perpétuo ciclo de corte e recrescimento, pois está de acordo com o manejo sustentável da floresta. Com o viés bioeconômico para múltiplas colheitas, a rotação ótima foi proposta por um alemão em 1849 e é conhecida pela fórmula de Faustmann que afirma que o tempo para a rotação ótima é atingida quando o benefício marginal de deixar as árvores crescendo um mais um período de tempo extra for igual ao custo marginal de oportunidade (interesse - r) de venda da madeira ($s(t)$) acrescido do interesse no valor da área/site ($V(t)$) (CAMPBELL, 1999). A Figura 1- C representa graficamente essa relação. Baseado na teoria de Faustmann, Tahvonen (2016) desenvolveu um modelo para um perpétuo ciclo de corte que considera a rotação ótima, regeneração natural e desbaste e chegou à conclusão que o gerenciamento de cobertura contínua (ou manejo sustentável) mostra-se ótimo se as receitas anuais de desbaste em regime de manejo sustentável forem maiores que as receitas de juros obtidos para receitas de desbaste total e o valor da terra (descampado). Porém para a estimação desses valores, é necessária a função de crescimento da floresta e tal informação é de difícil obtenção, pois está diretamente relacionada com as condições do local/sítio e método para tal estimação.

Outro fator também relevante é que a análise bioeconômica leva em consideração a dinâmica do crescimento do recurso e esse obedece a "lei da logística" (Figura 1 – A), isto é, a taxa de crescimento da espécie é elevada para os valores baixos de estoque, este, por sua vez, cresce até um limite máximo que é dado pela capacidade de carga ambiental, e quando o estoque alcança esse ponto, o crescimento passa a ser nulo. A taxa de exploração é também uma função do tamanho do estoque, pois quando o estoque é alto, os custos de exploração são baixos e a relação

preço/custo é alta (SILVA, 2003). Assim as relações podem estar associadas ao equilíbrio bioeconômico e sobrevivência da espécie ou a extinção da espécie.

Avaliando o modelo bioeconômico sob a perspectiva da ACV, a questão econômica está sendo abordada pelo modelo, pois questões relacionadas a preço, custo, taxa de interesse são consideradas em sua modelagem. Relacionado a questões ambientais, o modelo também aborda, pois considera a taxa de crescimento da população, apesar da mesma não participar como um fator decisório e atuar apenas como um fator de comparação. A parte social não é mencionada ou considerada pelo modelo. A criticidade é avaliada de forma parcial quando o risco de suprimento é considerado para a extinção da espécie, porém a sua importância de uso não é abrangida. A sua complexidade é alta, pois são necessários dados que não podem ser generalizados ou são estimativas vindas de outros modelos, como, por exemplo, a curva de crescimento da população. E devido à alta complexidade, a disponibilidade dos dados é baixa e consequentemente a aplicabilidade do método fica comprometida.

O modelo para o manejo sustentável do recurso florestal parte do princípio que a dinâmica do crescimento do estoque do recurso é determinada pelo seu ritmo biológico, porém os recursos são submetidos a uma pressão humana que é representada pela exploração econômica. Assim, o principal desafio é encontrar o nível de rendimento máximo sustentável (RMS ou Maximum Sustainable Yield MSY), sabendo que o valor comercial da árvore é uma função de seu volume que, por sua vez, depende da sua idade (Figura 1 – A). Nesse modelo, o RMS é encontrado juntamente com a idade ideal de corte (SILVA, 2003). A Figura 2 expressa graficamente como pode ser obtida a rotação para o RMS.



Fonte: CAMPBELL, 1999.

O incremento corrente anual (ICA) pode ser definido como o incremento marginal do produto em um determinado tempo e incremento médio anual (IMA) como a média do incremento em um determinado período. Devido a essa relação entre média e valor marginal (quando o valor marginal excede o valor médio, a média aumenta), a interceptação das curvas ocorre quando o máximo valor de IMA é atingido, assim, define-se a rotação ótima como t_{RMS} (Figura 2). Quando a colheita é realizada no máximo valor de IMA, isso irá maximizar o volume de madeira obtido na floresta (CAMPBELL, 1999).

Quando uma floresta nativa e intocada é explorada pela primeira vez, a madeira explorada tende a ter uma qualidade e um volume que provavelmente não será novamente encontrada no futuro, pois a floresta passou por um longo processo para chegar naquele estágio. Assim, para que o manejo seja realmente sustentável, a condição mais importante é que nada deve ser feito a ponto em que se torne irreversível o potencial crescimento de produção de madeiras, seja por questões de fertilidade do solo ou potencial genético (HIGMAN et al., 2005).

Dessa forma para que uma floresta nativa e intocada (em que as taxas de crescimento e mortalidade são praticamente equivalentes) passe a ser manejada de forma sustentável (estoque com o máximo rendimento sustentável), pode-se optar por duas abordagens de controle: por meio de áreas ou volumes de corte (HIGMAN et al., 2005; CAMPBELL, 1999). Na primeira abordagem, uma área de A/t_{RMS} é manejada todo ano, sendo A a área da floresta e t_{RMS} a idade ótima para a rotação. O problema dessa abordagem, é que nem todas as seções são igualmente produtivas e a indústria madeireira busca taxas constantes de suprimento de madeira (CAMPBELL, 1999). A segunda abordagem prevê o manejo sustentável por meio de volumes de cortes constantes. A taxa anual de corte permitida (Annual Allowable cut - AAC) é calculada baseada no volume de madeira em uma área em que pode ser colhido, enquanto é deixado o suficiente para a próxima colheita. Tal taxa irá depender do estoque inicial, a taxa de regeneração e o

tamanho da floresta em manejo. É aconselhável manter um nível de colheita conservativo, pois os dados de taxa de crescimento e de produção são incertos (HIGMAN et al., 2005; CAMPBELL, 1999).

Avaliando o modelo de manejo sustentável sob a perspectiva de ACV ambiental, o mesmo mostra-se aceitável, pois considera a floresta já existente e sua taxa de crescimento. No ponto de vista econômico, o modelo fica a desejar, pois considera que ao chegar no nível de RMS será o suficiente para atender a demanda do mercado e tal situação pode não ser sempre verdadeira. No ponto de vista social, é previsto um momento a aplicação de questionários para avaliar o bem-estar social da comunidade afetada, porém tais informações não são utilizadas para no modelo, logo, ele é falho nesse ponto. A criticidade é abrangida parcialmente, pois a disponibilidade do recurso é mensurada levando em consideração as taxas de crescimento no recurso, porém a vulnerabilidade não é totalmente abrangida. A sua complexidade é alta, pois são necessários dados que quando obtidos, não podem ser generalizados ou são estimativas consideradas incertas, como taxa de crescimento e produção. E devido à alta complexidade, a disponibilidade dos dados é baixa e conseqüentemente a aplicabilidade do método fica comprometida.

Métodos de AICV Para Recursos Naturais Bióticos

Langlois et al. (2014) desenvolveram um método para obtenção de fatores de caracterização regionalizados da captura da biomassa devido a atividades de pesca com objetivo de avaliar os impactos da redução do estoque de peixes no nível de espécies e de ecossistema. Estes dois níveis foram estudados para incluir os efeitos da captura no colapso de um estoque específico de uma determinada espécie e na disponibilidade total de biomassa nos oceanos. A avaliação do impacto ambiental em nível de espécies (I BNR, sp1) é obtida através de uma relação entre a massa retirada de uma determinada espécie e o seu rendimento máximo sustentável (RMS). Assim o I BNR, sp1 é expresso em anos e significa o tempo de regeneração potencial máximo (LANGLOIS et al., 2014).

Emanuelsson et al. (2014) desenvolveram um método quantitativo para incluir a sobrepesca em estudo de ACV de frutos do mar. O método propõe 3 pontos médios (Principal - LPY: *lost potential yield*, Complementares - OF: *overfishing through fishing mortality* e OB: *overfishedness of biomass*) e todos se baseiam no conceito do rendimento máximo sustentável (RMS). O principal fator de caracterização representa a unidade de produção perdida pelo rendimento atual, do estoque x , durante o ano y , em média durante o período T .

No ponto de vista da ACV ambiental, os modelos de Langlois et al. (2014) e Emanuelsson et al. (2014) utilizam o mesmo conceito de rendimento máximo sustentável (RMS) para modelar as suas categorias de impacto, o que torna a abrangência dos dois modelos relevantes, visto que o conceito de RMS também é existente para o recurso florestal madeireiro. De ponto de vista econômico, os modelos ficam a desejar, pois novamente, é observado apenas as retiradas que ocorrem e não como elas são reguladas pelo mercado e/ou economia. A parte social não é abordada em nenhum momento. Com relação à criticidade, os métodos consideram apenas questões de disponibilidade dos peixes no meio ambiente e desconsidera outros fatores de riscos, como a vulnerabilidade de restrição de suprimento. Com relação sua aplicabilidade, ambos os métodos são limitados, pois os dados utilizados para calcular o RMS não estão disponíveis em base de dados e a complexidade é alta devido à grande quantidade de dados necessários para o seu cálculo, o que torna o cálculo dos fatores de caracterização inviável.

Alvarenga et al. (2015) desenvolveram um método sobre os impactos do uso do solo na produção primária líquida (NPP: *Net Primary Production*) baseado na abordagem da apropriação humana da produção primária líquida (HANPP: *Human appropriation of net primary production*). O Fator de Caracterização (HANPPLUC i,j) é obtido pela diferença do potencial natural da vegetação NPP (caso, hipoteticamente, não ocorresse nenhuma intervenção humana) pela NPP da vegetação atual (podendo ocorrer ou não a intervenção humana).

Conforme destacado por Alvarenga et al. (2015), devido à falta de dados das mudanças de NPP do gerenciamento mundial de florestas, não foi possível gerar um NPP atual consistente e assim, não foi possível calcular o fator de caracterização. Logo a sua aplicabilidade para o recurso florestal madeireiro é inviável e, conseqüentemente, sua complexidade é alta pois diversas adaptações seriam necessárias. No ponto de vista ambiental, tal método possui boa abrangência. Questões econômica, sociais e de criticidade não são abordadas.

Tendo em vista que a aplicabilidade dos métodos existentes de forma adaptada à realidade do recurso florestal madeireiro ser limitada, optou-se por incluir o princípio de operacionalização para métodos de AICV para recursos bióticos proposto por Heijungs et al. (2002) devido a sua relevância e utilização em outros modelos aceitos na comunidade científica.

Heijungs et al. (1992) propuseram o fator de caracterização (Q) expresso na equação 2. Onde U é o consumo (ou uso anual atual mundial ou regional da espécie), P é a reposição (ou reabastecimento anual atual mundial ou regional da espécie) e D é o estoque (ou estoque atual mundial ou regional da espécie).

$$(2) \quad Q = (U-P)/D^2$$

Como possíveis resultados de interpretação, Heijungs et al. (1992) destacam três possíveis situações. Se $U < P$, $Q = 0$ e assim não há expectativa de depleção, pois a reposição natural não está sendo utilizada totalmente pelo homem. Se $U > P$, Q médio. A população total irá decair a um total anual de $U - P$, o que pode levar a uma escassez futura ou até mesmo o desaparecimento do recurso. Se $U \gg P$, Q alto. Devido ao alto consumo do recurso natural comparado a sua reposição e estoques disponíveis, a relação da taxa de consumo ($U - P$), dividido pelo estoque (D), apresentará um fator de caracterização com alto impacto.

Tal método analisado no ponto de vista de ambiental de ACV possui uma boa aplicabilidade, pois considera questões relacionadas à reprodução das espécies e estoque atual. Do ponto de vista econômico, é possível interpretar que o consumo do recurso florestal madeireiro pode ser regulado por questões do mercado, o que torna o método interessante na questão econômica. A parte social não é abrangida pelo método. A criticidade é abrangida de forma parcial, pois a disponibilidade relacionada ao risco de suprimento é levemente considerada ao considerar o estoque quadrático na fórmula. Possui complexidade média, pois os conceitos de crescimento, uso e estoque já são bem consolidados para recurso florestal madeireiro e a sua aplicabilidade também é média, pois existe o banco de dados da FAO (*Food and Agriculture Organization*) que podem ser acessados para a obtenção dos valores, porém o seu uso não é elementar.

A Tabela 1 apresenta o resumo dos resultados da avaliação de todos os modelos abordados por esse artigo.

Tabela 52: Resumo das avaliações dos modelos

Modelo	Recurso Natural	Ambiental	Econômico	Social	Criticidade	Aplicabilidade	Complexidade
Bioeconômico	Madeira	+	+	-	+/-	Limitada	Alta
Produção Sustentável	Madeira	+	-	-	+/-	Limitada	Alta
Langlois et al. (2014)	Peixes	+	-	-	-	Limitada	Alta
Emanuelsson et al. (2014)	Peixes	+	-	-	-	Limitada	Alta
Alvarenga et al. (2015)	Solo	+	-	-	-	Inviável	Alta
Heijungs et al. (1992)	Bióticos	+	+/-	-	+/-	Média	Média

Fonte: Elaboração Própria

Conclusões

Todos os modelos abrangem questões ambientais, o que os tornam relevantes, porém de forma geral, nenhum modelo pode ser adaptado diretamente para a realidade do recurso florestal madeireiro. Conforme os critérios levantados, o modelo de operacionalização proposto por Heijungs et al. (1992) é o mais adequado para o desenvolvimento de um modelo que avalie os impactos potenciais gerados pela perda de disponibilidade de recurso florestal madeireiro.

Referências

ALVARENGA, R.; ERB, K; HABERL, H.; SOARES, S.; VAN ZELM, R.; DEWULF, J. (2015) Global land use impacts on biomass production— a spatial-differentiated resource-related life cycle impact assessment method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. v..20, p.440-450.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2009) Sistema de Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e orientações: ISO 14.044. Rio de Janeiro, 52p.

- EC-JRC – JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION. (2011) Recommendation based on existing environmental impact assessment models and factors for life cycle assessment in European context. ILCD Handbook – International Reference Life Cycle Data System. European Union.
- EMANUELSSON, A.; ZIEGLER, F.; PIHL, L.; SKÖLD, M.; SONESSON, U. (2014) Accounting for overfishing in life cycle assessment: new impact categories for biotic resource use. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v.19, p.1156-1168.
- CAMPBELL, H. (1999) *Forestry Economics: Principles and Practice*, Discussion Papers Series 265, School of Economics, University of Queensland: Australia.
- HAUSCHILD, M.; GOEDKOOP, M.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; JOLLIET, O.; MARGNI, M.; SCHRYVER, A.; HUMBERT, S.; LAURENT, A.; SALA, S.; PANT, R. (2013) Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. v.18, p-683-697.
- HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J.; HUPPES, G.; LANKREIJER, R.M.; UDO DE HAES, H.A.; WEGENER SLEESWIJK, A.; ANSEMS, A.; EGGELS, P.E.; VAN DUIN, R.; DE GOEDE, H.P. (1992) *Environmental life cycle assessment of products: Guide and Background*. CML:Leiden.
- HIGMAN, S.; MAYERS, J.; BASS, S.; JUDD, N.; NUSSBAU, R. (2005) *The Sustainable Forestry Handbook: A practical guide for tropical forest managers on implementing new standards*. Segunda Edição. Earthscan: Londres.
- KLINGLMAIR M.; SALA S.; BRANDÃO, M. (2014) Assessing resource depletion in LCA: a review of methods and methodological issues. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v.19, p.580–592.
- KOHL, M.; LASCO, R.; CIFUENTES, M.; JONSSON, O.; KORHONEN, K.; MUNDHENK, P.; NAVAR, J.; STINSON, G. (2015) Changes in forest production, biomass and carbon: Results from the 2015 UN FAO Global Forest Resource Assessment. *Forest Ecology and Management*, 352, p.21-34.
- LANGLOIS, J.; FRÉON, P. C. ; DELGENES, J. P. B. ; STEYER, J.P. B; HÉLIAS, A. (2014) New methods for impact assessment of biotic-resource depletion in life cycle assessment of fisheries: theory and application. *Journal of Cleaner Production*. 73, p.63 - 71.
- REZENDE, J.L.P; OLIVEIRA, A.D. (1994) Relação entre a idade de corte e o horizonte de planejamento, em povoamentos de eucalipto. *Revista Cerne*, v.1, p.95-107.
- TAHVONEN, O. (2016) Economics of rotation and thinning revisited: the optimality of clearcuts versus continuous cover forestry. *Forest Policy and Economics*. p.88-94.
- SILVA, M. (2003) Economia dos recursos naturais. In: *Economia do Meio Ambiente: Teoria e Prática*. (eds. May, P; Lustosa, M.; Vinha, V.) Rio de Janeiro: Elsevier .p. 33-60.
- SONDEREGGER, T; DEWULF, J.; FANTKE, P.; SOUZA, D.; PFISTER, S.; STOESSEL, F.; VERONES, F.; VIEIRA, M.; WEIDEMA, B; HELLWEG, S. (2017) Towards harmonizing natural resources as an area of protection in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22, p.1912-1927.
- VAN OERS, L.; GUINÉE, J. (2016) The abiotic depletion potential: background, updates, and future. *Resources*, v.5, p.16-28.
- UNEP. (2016) *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators: Volume 1*. UNEP.
- WWF-BRASIL. (2007) *Pegada ecológica: que marcas queremos deixar no planeta?* Brasília: WWF-Brasil.

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA E PRODUÇÃO MAIS LIMPA EM PROCESSOS DE MANUFATURA: UMA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA SISTEMÁTICA NO SETOR DE TELECOMUNICAÇÕES

Amanda Belchior Pereira¹, José Augusto de Oliveira¹

¹*Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), São João da Boa Vista, amandaabelchior@hotmail.com*

Resumo: Este projeto de pesquisa tem como objetivo evidenciar perspectivas e limitações de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) e Produção mais Limpa (P+L) no setor de telecomunicações. Para isso foi realizada uma Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS) em artigos científicos sobre a aplicação da ACV em processos de manufatura de equipamentos de telecomunicações para a geração de oportunidades de P+L visando a minimização de impactos ambientais. Estes resultados servirão de fundamentação para o projeto que será realizado num segundo momento, visando aplicar a técnica do ACV e a P+L num processo produtivo de um amplificador óptico para melhorias ambientais deste e demais processos produtivos similares, visando aumentar a sustentabilidade e a competitividade do setor de Telecomunicações no mercado brasileiro e internacional.

Palavras-chave: Indústria de telecomunicações, desempenho ambiental, avaliação do ciclo de vida, Produção mais Limpa.

Introdução

A produção mostra-se como um fator extremamente significativo na estratégia empresarial que almeja competitividade e a sustentabilidade de um setor produtivo (SLACK *et al.*, 2007). Processo produtivo é o grupo de processos que englobam desde a recepção da matéria prima, componentes e insumos, manufatura, até a transformação dessa matéria em um produto final.

Segundo Slack *et al.* (2007), a Gestão de Operações cumpre um papel fundamental para a competitividade de um setor industrial. Dessa forma, esta importância é ampliada para todo o setor produtivo eletroeletrônico (YANG; CAO, 2014; CUPEK *et al.*, 2015) e para o setor produtivo de telecomunicações (SAVÉN; OLHAGER, 2002).

Outro requisito essencial para a sustentabilidade de um setor produtivo é a melhoria ambiental de seus processos, produtos e serviços (PORTER, 1980). Outro fator essencial para a sustentabilidade do setor produtivo é o melhoramento ambiental de seus processos, produtos e serviços (PORTER, 1980). A avaliação do desempenho do processo ambiental de um processo produtivo é relativa aos aspectos e os impactos ambientais de cada processo realizado na manufatura de um produto.

Por sua vez, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma das principais técnicas para avaliação dos impactos ambientais durante o ciclo de vida de um produto, considerando todas as suas fases (UNEP, 2002). Com os resultados da aplicação da ACV torna-se viável a obtenção de informações necessárias que influenciam em um processo de tomada de decisão mais consciente e sustentável no âmbito ambiental. É possível, deste modo, propor melhorias ambientais no processo com ênfase na prevenção e/ou redução dos impactos ambientais por intermédio das técnicas de Produção mais Limpa (P+L).

Para este artigo, tem-se como objetivo, por meio de uma Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS), analisar trabalhos científicos disponíveis na literatura sobre a aplicação da ACV em processos de manufatura de equipamentos de telecomunicações para a geração de oportunidades de P+L visando a minimização de impactos ambientais. Com isso, esperou-se evidenciar as possíveis aplicações na área de telecomunicações, mostrando suas dificuldades e limitações para uma pesquisa empírica, uma vez que no setor estudado, tais pesquisas são raras e/ou inexistentes.

Revisão Bibliográfica

Em meados dos anos 70 surgiu a importância de se discutir sobre o futuro dos recursos naturais e o impacto ambiental que as atividades humanas tinham sobre o meio ambiente, uma vez que a produção industrial crescia de forma acelerada e a extração de matérias aumentava de maneira desenfreada. Então, em 1972, ocorreu a primeira reunião da ONU (Organização das Nações Unidas) com o tema Meio Ambiente Humano com participação de cientistas e políticos na convenção de Estocolmo para evitar o esgotamento de tais recursos ambientais (LIMA, 2007).



A partir da década de 70, o mundo começou a colocar em pauta as questões ambientais e de como poderiam se utilizar das matérias primas em relação à produção de forma que atendesse a demanda da população sem prejudicar o meio ambiente e, além disso, como as emissões industriais afetariam o ecossistema, visando diminuir os poluentes que prejudicavam água, ar, enfim, o meio ambiente. Para Andrade (1997), naquele momento não existiam mecanismos que planejassem e controlassem questões ambientais, fazendo com que indústrias incorporassem tal planejamento no estudo econômico de custos e benefícios nos investimentos de seus produtos.

A sociedade teve papel influente na pressão de governos e empresas para que as questões ambientais ganhassem cada vez mais importância dentro de empresas. Nos anos 90, Andrade (1997) chama de “globalização” da questão ambiental, uma vez que ONGs ambientalistas (Organizações Não-Governamentais) e agentes econômicos associaram desenvolvimento ao meio ambiente. Em 1992, temos a chamada ECO-92 realizada no Rio de Janeiro, que foi a Segunda Conferência Mundial de Desenvolvimento e Meio Ambiente, que culminou em conferências mundiais e metas que os países participantes deveriam atingir num determinado período. Segundo Andrade (1997), “um modelo de desenvolvimento politicamente injusto, ecológicamente predatório e socialmente perverso privilegiou o crescimento em detrimento do desenvolvimento”.

A fim de avaliar as interferências humanas no meio ambiente e a crescente preocupação da utilização de recursos para os meios de produção e a consequência das atividades do ser humano sobre o planeta, as indústrias utilizam-se de uma ferramenta de gestão ambiental chamada de ACV, ou seja, é uma técnica que avalia o impacto ambiental de um produto ou processo, desde a extração de matérias-primas até a disposição do produto. Na ACV, define-se todo o sistema que compõe o ciclo de vida de um produto, visando também o processo de produção (UNEP, 2007).

Para Junior (2016), no contexto industrial, o ACV proporciona informações relevantes quanto ao desenvolvimento de produtos com relação a remanufatura e metodologias que apresentam propostas de diversas maneiras de desmontagem de um produto. Segundo Santos (2011), na década de 1990 foram pautados pelo esforço internacional para normalizar os princípios e as técnicas do ACV e para desenvolver procedimentos de boa conduta. A normalização da ACV começou na *International Organization for Standardization* (ISO) e no *European Comitee for Standardization* (CEN). As normas do ISO 14000 visam avaliar a empresa e o produto de modo a promover a melhoria contínua na produção que regulamenta quesitos no contexto de gestão ambiental. O Brasil é membro da ISO representada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (SANTOS, 2011).

Segundo Lima (2007), as principais normas da ACV foram elaboradas pelo ISO e possui suas similares brasileiras publicadas pela ABNT. Lima (2007), afirma que a ACV pode ser usada para:

- Identificar melhorias dos aspectos ambientais de produtos em vários pontos de seu ACV;
- Avaliar a tomada de decisão na indústria, assim como nas organizações governamentais e não-governamentais (planejamento estratégico, projeto de produto ou processo);
- Selecionar indicadores relevantes do desempenho ambiental, incluindo técnicas de medição; e
- Promover marketing institucional e do produto.

Primeiramente define-se o escopo e os objetivos em que são delimitadas as condições de contorno e as limitações da análise, os processos envolvidos e o ciclo de vida do produto. Com isso, a ACV abrange a coleta de dados do sistema na qual envolve todo o processo de ciclo de vida de um determinado produto. Esta etapa é chamada de inventário, na qual é identificado a completa carga ambiental associada ao produto.

Na fase de avaliação de impactos, estuda-se a normalização e caracterização, as entradas e saídas identificadas no inventário classificam-se de acordo com o consumo de recursos que contribuem para problemas ambientais ou a problemas de saúde humana. Por último, comparam-se os perfis de produtos ou soluções que serão relevantes na decisão para a escolha final (SANTOS, 2011).

De acordo com a norma 14040 (2009) a natureza relativa da ACV deve-se a fase da metodologia que é aberta a novas descobertas científicas e não há existência de um só método, as empresas possuem flexibilidade para implementar de acordo a aplicação pretendida. A ACV modela o ciclo de vida de um produto de acordo com o sistema do produto.

Com a globalização e o aumento da produção e extração de recursos, houve a necessidade de tornar mais eficiente produtos e meios de produção a fim de minimizar os impactos ambientais na natureza e assim, surgiu em 1989 o conceito de P+L criada pela UNEP (*United Nations of Envrionment Programme*) como instrumento eficaz tornando os meios de produção mais sustentáveis (CNTL, 2003).

A P+L é uma estratégia produtiva que visa a melhoria do desempenho em processos ou produtos a fim de prevenir e reduzir os seus impactos ambientais. Neste sentido, a ACV tem o potencial de fornecer dados para a tomada de

decisão e a P+L, o potencial de propor e executar práticas para a melhoria do desempenho ambiental de um processo produtivo.

Segundo Oliveira (2016), esta estratégia visa promover melhorias no processo de produção, produto ou serviço diminuindo seus impactos sobre o meio ambiente. A P+L foi difundida por meio das redes de mercado e assim, foi evoluindo acerca do estudo e de trabalhos publicados, tornando possível alinhar tal ideia ao ACV.

Segundo a CNTL (2003), a P+L promove um equilíbrio entre a disponibilidade e o consumo de matérias primas e energia, não se restringe apenas a atividade industrial, é eficiente e eficaz em longo prazo. Esta estratégia tem como principal objetivo aumentar a eficiência, melhorar o desempenho ambiental e reduzir os custos. Na indústria, a aplicação da P+L aumenta a competitividade entre as empresas, ou seja, as que possuem tal estratégia saem na frente, pois podem reduzir custos, otimizar a produção e ainda diminuir os impactos no ambiente, podendo tornar-se referência no meio.

Metodologia

Para buscas sobre P+L e ACV em bases de dados, existem diversas publicações como as vistas na seção de Revisão bibliográfica. Mas, a fim de fazer um estudo comprovando a dificuldade existente em encontrar tais trabalhos no setor de telecomunicações, segundo Conforto et. al. (2011) é necessário realizar uma RBS. Através de inúmeras buscas em bases de dados como o portal periódicos CAPES e iEEE a fim de procurar mais informações sobre ACVs no setor de telecomunicações, constatou-se que tal método é pouco aplicado nas empresas deste setor uma vez que em várias tentativas, com inúmeras combinações de palavras-chave ligadas ao tema estudado, somente um artigo foi encontrado para a ACV e nenhum artigo relacionado a P+L neste setor.

Utilizando-se das palavras-chave para a busca de trabalhos em bases de dados, fez-se combinações das mesmas sempre com “setor de telecomunicações”, “indústria de telecomunicações” ou “amplificador óptico” a fim de sintetizar a busca para se obter uma revisão bibliográfica sistemática de qualidade. A RBS passa por três processos, sendo eles a fase de entrada, processamento e saída, apresentados na Figura 1 (CONFORTO et. al., 2011). Basicamente, definindo-se o objetivo que é a procura por periódicos e artigos na indústria de telecomunicações, encontraram-se diversos artigos que eram relacionados ao tema estudado e outros não. Utilizou-se dos *strings* de busca que se encaixavam com o objetivo da pesquisa. Para os critérios de avaliação, foram escolhidas as pesquisas que seriam úteis para a composição da revisão bibliográfica. Posteriormente, etapa de processamento, utilizou-se de operadores lógicos como “AND” e “OR” para uma disposição de resultados conciso e ampla quando inseridos as *strings* de busca.

Figura 95- Modelo para condução de revisão bibliográfica sistemática



Fonte: (CONFORTO et. al., 2011).

Com a apresentação dos resultados obtidos, leu-se todos os resumos e o pesquisador optou pelas publicações que seriam mais eficientes dentro da pesquisa. Por fim, para a saída, a síntese de resultados passa pela elaboração de um relatório que é descrito para inserir na publicação, tese, artigo estudado.

Resultados e discussão

Foi construída a Tabela 1 que apresenta o total de artigos pesquisados que se utilizam da técnica de ACV e da P+L, os que se relacionam com o tema, os que foram descartados, a fim de mostrar a dificuldade presente com a escassez de recursos e bases teóricas referentes ao tema.

Tabela 1- Relação entre buscas de artigos

Artigos	Nº de artigos
Total de artigos encontrados	47
Total de artigos utilizados	27
Artigos descartados para elaboração deste projeto	20
Artigos relacionados a diminuição de resíduos ou práticas ambientais no setor de telecomunicações	4
Artigos com aplicação de ACV e/ou P+L no setor de telecomunicações	2

Fonte: Elaboração própria.

Um dos artigos que relaciona a diminuição de resíduos no setor de telecomunicações é o Silva (2013), que apresenta uma proposta de logística reversa a fim de “proporcionar a revalorização dos produtos após o uso pelo consumidor, de modo que permita a reintrodução no fluxo de logística direta, possibilitando o retorno do produto atualizado, remanufaturado ou reciclado para o consumidor.” O artigo mostra a real situação do gerenciamento de Resíduos Elétrico e Eletrônicos (REE) na cidade de Natal-RN, diagnosticando e analisando as mudanças e adequações que as empresas tem feito para atender políticas de descarte final de um produto e o impacto no ambiente.

No âmbito das telecomunicações, o ACV também se faz presente, uma vez que há um processo de evolução neste meio na qual cada vez mais substitui-se os serviços físicos com o intuito de reduzir o impacto humano no meio ambiente. Porém, tais mudanças acarretam também o aumento do consumo de eletricidade, mais especificamente no processo de fabricação desses materiais (SCHINELLA, *et al.*, 2013). Porém, Schinella (2013) utilizou-se de uma metodologia chamada Chavanne & Frangi, com o intuito de avaliar rendimento de campos energéticos. Basicamente, ele afirma que “as telecomunicações aguardam o impacto energético da sociedade humana através da desmaterialização.” Ainda, seu estudo mostra o quanto os equipamentos de TICs (Tecnologia da Informação e Comunicação) consomem energia durante a fase de manufatura. Por exemplo, na fabricação de computadores nas quais Schinella (2013) dividiu em partes para o estudo do consumo de energia no processo produtivo, revelou-se que na fabricação de chips é onde alcançam maiores níveis de consumo, especificamente no subprocesso de litografia, que é “um tratamento de superfície onde CMOS são litografados em espumas de silício no interior de uma câmara” (SCHINELLA, *et al.*, 2013).

Segundo Schinella *et al.* (2013), apesar de já existirem ACVs nesta área, são muito difíceis de adaptar a serviços, pois é um método que “não permite comparação para avaliar o potencial de substituição”. Portanto, embora o artigo avalie e proponha possíveis melhorias para o processo produtivo do chip, ele não aplica o método da ACV.

Contudo, em outros países como o Brasil, por exemplo, ainda existem processos ou produtos no setor das telecomunicações que causam grande impacto no meio ambiente. Silva *et. al.* (2013) mostra que a disposição final dos REEs são descartados de modo incorreto pelos brasileiros, gerando toneladas de lixo sendo que com a coleta seletiva e colaboração da sociedade, seria possível a diminuição dos REE, bem como os poluentes além da possível reutilização de componentes. Segundo Silva *et. al.* (2013), o crescente consumo de produtos elétrico eletrônico no Brasil fez também com que o descarte tivesse um aumento significativo, uma vez que as pessoas não descartam estes produtos apenas por apresentarem defeito ou pelo fim de sua vida útil, mas também por procurarem tecnologias mais aprimoradas, com melhor eficiência e menor consumo de energia, por exemplo.

O processo produtivo de um produto compreende diversas fases que devem ser estudadas e direcionadas para que se tenham os dados desejados na ACV, com uma abordagem *cradle-to-cradle*. Contudo, num produto há diversos elementos que o compõe e seu processo produtivo envolve várias etapas, sendo então necessário que se especifique

o objetivo da análise desse processo, quais partes serão estudadas para obter os dados necessários que avaliam o impacto de tal atividade no ambiente, conforme o estudo de Schinella *et al...* (2013).

Silva (2013), ainda aponta pesquisas realizados por meio de empresas de pequeno e médio porte, e constatou-se que cerca de 40% das empresas estudadas afirmavam ter licença ambiental, 40% afirmaram que não possuem licença ambiental e 20% desconhecem a ISO 14001 e a P+L. Ainda neste artigo, apenas 35% das pessoas entrevistadas assumiram responsabilidade compartilhada com o governo e fabricantes sobre a disposição final dos REEs.

Há diversas limitações no setor de Telecomunicações, uma vez que analisando os dados apresentados por Silva (2013), cerca de 60% das empresas entrevistadas não possuem licença ambiental. Embora o cenário atual seja preocupante, as perspectivas são positivas, visto que futuramente, a crescente preocupação com o meio ambiente e o marketing institucional que a aplicação da P+L tem entre as empresas, as licenças e técnicas ambientais tornar-se-ão cada vez mais comuns.

Tan (2005) analisa o ciclo de vida de um *smartphone* pela abordagem *cradle-to-grave* a estudar os impactos do mesmo no meio ambiente. Ele mostra que há atualmente cerca de 1,5 bilhões de usuários de assinantes de telefonia móvel e faz uma análise, uma vez que frequentemente as pessoas trocam de aparelhos e com isso, o descarte também vem aumentando. Com aplicação da técnica do ACV, Tan (2005) observou diferentes resultados nas quais o permitiram fazer mudanças no inventário, por exemplo.

Doolan (2014), também afirma que a taxa de lixo eletrônico vem crescendo atualmente, bem como o descarte incorreto pode gerar diversos fatores de poluição, como resíduos tóxicos de materiais provindos de aparelhos do setor de telecomunicações. Sua pesquisa avaliou os sedimentos de produzidos pela reciclagem de aparelhos celulares, como por exemplo a comparação feita por ele de resíduos de placas de circuito impresso entre os países Malásia e Austrália. Sua abordagem foi *grave-to-grave*, aplicando o ACV. Ele afirma que tal estudo “identifica que a demanda por materiais reciclados, a aplicação da lei e o sistema de reciclagem de lixo eletrônico são impulsionadores significativos para reduzir o impacto ambiental da reciclagem de telefones celulares.”

Considerações finais

O objetivo deste artigo foi concluído com sucesso. Evidenciou-se que existe uma grande dificuldade para encontrar bases de dados referentes ao tema estudado como discutido nas seções anteriores. Vale ressaltar a importância da aplicação das técnicas estudadas na indústria de telecomunicações por se tratar de um setor que cresce cada dia mais em relação à produção e consumo da sociedade por tecnologias como os *smartphones*, a fibra óptica como meio de transmissão de dados utilizados para sinal de qualidade de internet, amplificador óptico entre outros.

A falta de estudos com a proposta de analisar a prática da ACV para a geração de oportunidades de P+L em processos de manufatura de equipamentos de telecomunicações foi a principal limitação deste estudo. Por outro lado, esta lacuna justifica e evidencia a necessidade de estudos empíricos que visem avançar nesta fronteira do conhecimento, identificando, analisando e propondo soluções possíveis que diminuam o impacto ambiental do processo produtivo de telecomunicações, incentivando outras empresas a aplicarem tais métodos.

Paralelamente, está sendo estudado o processo produtivo de um amplificador óptico a fim de identificar os *hotspots* e em seguida propor possíveis melhorias ambientassem que haja impactos negativos no desempenho operacional e econômico deste processo.

Ressalta-se que a empresa que está participando desta pesquisa recebeu a proposta com entusiasmo, visando não só a importância de manufatura mais limpa e regulamentada, mas também visando as possíveis melhorias do processo produtivo do produto, podendo até garantir um ganho econômico e de produção mais eficiente.

Agradecimentos

Agradeço ao Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica e Tecnológica UNESP (PIBIC) pela bolsa concedida, ao financiamento da FAPESP processo 2017/06535-4.

Referências

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR ISO14040 - Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de vida - Princípios e estruturas. Rio de Janeiro, 2009.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR ISO14044 - Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida - Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009.
- ANDRADE, J. C. S. Desenvolvimento sustentado e competitividade: tipos de estratégias ambientais empresariais. *Tecbahia Revista Baiana de Tecnologia*, v.12, n. 2, p. 71 – 86, 1997.
- BOGUE, R. Sustainable manufacturing: a critical discipline for the 21st century. *Assembly Automation*, v. 34, n. 2, 2014.
- CONFORTO, E.C.; AMARAL, D.C.; SILVA, S.L., 2011. Roteiro para revisão bibliográfica sistemática: aplicação no desenvolvimento de produtos e gerenciamento de projetos. 8º Congresso Brasileiro de Gestão de Desenvolvimento de Produto. Porto Alegre.
- CUPEK, R.; ERDOGAN, H.; HUCZALA, L.; WOZAR, U.; ZIEBINSKI. Agent Based Quality Management in Lean Manufacturing. *Computational Collective Intelligence*, p. 89-100, 2015.
- Centro Nacional de Tecnologias Limpas. Cinco fases da implantação de técnicas de produção mais limpa. SENAI, UNIDO, UNEP, 2003.
- JUNIOR, E. M. Avaliação de ciclo de vida em processo de fabricação de rolamento. Trabalho de Conclusão de Curso (Mestrado)- Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Bauru-SP, 2016.
- LIMA, A. M. F. Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil: inserção e perspectivas. Trabalho de Conclusão de Curso (Mestrado)- Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, Salvador, 2007.
- OLIVEIRA, J. A. P. Instrumentos econômicos para gestão ambiental: lições das experiências nacional e internacional. Centro de Recursos Ambientais (CRA): NEAMA, 2003.
- OLIVEIRA, J. A.; EWALD, M. Sistemas de gestão ambiental como auxílio para processos industriais limpos. In: Silveira, M. A. *Gestão da Sustentabilidade Organizacional: Inovação, Aprendizagem e Capital Humano*. Volume 2. 2011.
- OLIVEIRA, J. A.; Relação entre as práticas de Produção mais Limpa e as de Produção Enxuta: estudos de casos múltiplos e survey sobre os impactos no desempenho ambiental, econômico e operacional da empresa. Trabalho de Conclusão de Curso (Doutorado)- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos-SP, 2016.
- OLIVEIRA, J. A.; OLIVEIRA, O. J.; OMETTO, A. R.; FERRAUDO, A. S.; SALGADO, M. H. Environmental Management System ISO 14001 factors for promoting the adoption of Cleaner Production practices. *Journal of Cleaner Production*, v. 133, n.1, p. 1384-1394, 2016.
- PORTER, M.E. *Competitive Strategy*. Free Press, New York, NY, 1980.
- SANTOS, L. M. M. Avaliação ambiental de processos industriais. 4ª ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.
- SANTOS, M. F. N.; BATTISTELLE, R. A. G.; HORI, C. Y.; JULIOTI, P. S. Importância da avaliação do ciclo de vida na análise de produtos: possíveis aplicações na construção civil, GEPROS. *Gestão da Produção, Operações e Sistemas*, v. 6, n. 2, p. 57-73, 2011.
- SAVÉN, R., S.; OLHAGER, J. Integration of product, process and functional orientations: principles and a case study. *Collaborative Systems for Production Management*, v. 129, p. 375-389, 2003.
- SCHINELLA, S.; MARQUET, D.; TANAKA, T.; CHAVANNE, X.; FRANGI, J. P. Research on ict service energy impact assessment method: how much energy to manufacture a chip, ITU Kaleidoscope: Building Sustainable Communities (K-2013), 2013 Proceedings. IEEE. Kyoto, Japan.
- SILVA, L. A. A.; PIMENTA, H. C. D.; CAMPOS, L. M. S. Logística Reversa dos Resíduos eletrônicos do setor de informática: realidade, perspectivas e desafios na cidade de Natal-RN, *Revista Produção Online*, v.13, n. 2, p. 544-576, abr./jun. 2013.
- SLACK, N.; CHAMBERS, S.; HARLAND, C. *Administração da Produção*. 1ª. ed. São Paulo: Atlas, 2007.



SOO, V. K.; DOOLAN, M. Recycling Mobile Phone Impact on Life Cycle Assessment. *Procedia CIRP*, v. 15, p. 263-271, 2014.

TAN, K. C. N. Life Cycle Assessment of a Mobile Phone. Dissertação (Mestrado) em Engenharia. University of Southern Queensland. Faculty of Engineering and Surveying, 2005.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. Sustainable Consumption and Cleaner Production: Global Status 2002.

_____. Life Cycle Management: A Business Guide to Sustainability. 2007.

YANG, H. Z.; CAO, X. Y.; CAO, B. Y. Analysis of Production Management System of Electronic Manufacturing Industry, *Advanced Materials Research*, v. 834-836, pp. 2029-2032, 2014.

YIN, R. K. Estudo de caso: planejamento e métodos. 5. ed. São Paulo: Bookman, 2015.



RIQUEZA DE ESPÉCIES DE PLANTAS COMO INDICADOR DE DANOS AOS ECOSSISTEMAS TERRESTRES: ACIDIFICAÇÃO NO BRASIL

Natalia Crespo Mendes¹, Alexis Laurent¹, Aldo Ometto², Michael Hauschild¹

¹Technical University of Denmark – DTU-MAN-QSA, cm.natalia@gmail.com

²Universidade de São Paulo – USP-EESC

Resumo: Para avaliar os danos que as atividades antrópicas podem causar aos ecossistemas, as metodologias de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) usam a riqueza de espécies como indicador de impacto para a perda de biodiversidade. Este artigo apresenta elementos metodológicos para avaliação de danos aos ecossistemas na AICV a partir da investigação da modelagem de impactos em ecossistemas de regiões brasileiras. Acidificação terrestre é usada como exemplo de categoria de impacto, assim, é realizada uma avaliação detalhada dos impactos na flora brasileira devido a mudanças na concentração de íons de hidrogênio no solo. Os modelos de caracterização adotados pelas metodologias de AICV mais recentes, como LC-Impact e ReCiPe 2016, são utilizados como referências para os cálculos a fim de manter a compatibilidade entre os resultados. Os resultados destacam limitações dos modelos atualmente utilizados para caracterizar os efeitos da acidificação terrestre e indicam uma inadequação da riqueza de espécies como o único indicador de qualidade do ecossistema. As principais contribuições deste trabalho são os fatores de efeito baseados em dados mais abrangentes e disponíveis para o país, biomas e ecorregiões do Brasil, a avaliação de efeitos ao longo de toda a curva de distribuição de riqueza de espécies e a introdução da métrica fração de espécies potencialmente extintas (PXF), que prioriza a conservação de espécies restritas de cada região. Além disso, os dados empíricos substanciais apresentados neste trabalho são um recurso valioso para outras áreas de pesquisa no campo da ecologia e de políticas de conservação de recursos naturais.

Palavras-chave: Biodiversidade, endemismo, acidificação terrestre, diferenciação espacial.

Introdução

A preservação das funções dos ecossistemas é crucial para a regulação dos ciclos biogeoquímicos da Terra e para a manutenção de serviços ecossistêmicos, que também trazem benefícios para o bem-estar humano. Para quantificar os possíveis danos aos ecossistemas terrestres, as metodologias de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) caracterizam os impactos causados pelas atividades antrópicas através do uso de indicadores baseados na perda de biodiversidade. Como produtores primários, as plantas são a base da cadeia alimentar e a base da maioria dos ecossistemas, o que justifica seu uso como indicador de danos à biodiversidade para várias categorias de impacto, como mudanças climáticas (DE SCHRYVER et al., 2009), formação de ozônio fotoquímico (VAN GOETHEM et al., 2013), acidificação terrestre (ROY et al., 2014), uso da terra (CHAUDHARY et al., 2015) e consumo de água (VERONES et al., 2017). Neste contexto, o objetivo deste artigo é apresentar as principais contribuições do projeto desenvolvido pelos autores, na Universidade Técnica da Dinamarca (DTU), referente ao uso da riqueza de espécies de plantas para avaliar danos aos ecossistemas terrestres (CRESPO-MENDES, 2018; CRESPO-MENDES et al., 2018a, b).

O Brasil é a área de estudo escolhida para este trabalho devido a sua extensa área territorial e grandes variações em termos de densidade populacional, atividades antrópicas e características ambientais em todo o país. Além disso, entre as categorias de impacto identificadas como preocupações no contexto brasileiro (MENDES et al., 2014), a acidificação terrestre é usada como um exemplo para realizar uma avaliação detalhada de impactos na flora brasileira. Os efeitos que as mudanças na concentração de íons de hidrogênio no solo podem causar em espécies de plantas terrestres são avaliados com base nas distribuições de riqueza de espécies em função do pH do solo.

A ausência de estudos explorando as relações entre riqueza de espécies de plantas e pH do solo para os continentes do hemisfério sul, a necessidade do uso de conjuntos de dados mais representativos para tais estudos e a falta de modelos de AICV que diferenciem os efeitos da acidificação terrestre na riqueza de espécies total e de espécies restritas de uma região (CRESPO-MENDES et al., 2018a, b) são as lacunas de pesquisa que pretende-se preencher com os resultados deste trabalho. Espera-se ainda que as lições aprendidas com o contexto brasileiro possam apoiar o desenvolvimento de avaliação de danos aos ecossistemas, globalmente, em futuras pesquisas.

Metodologia

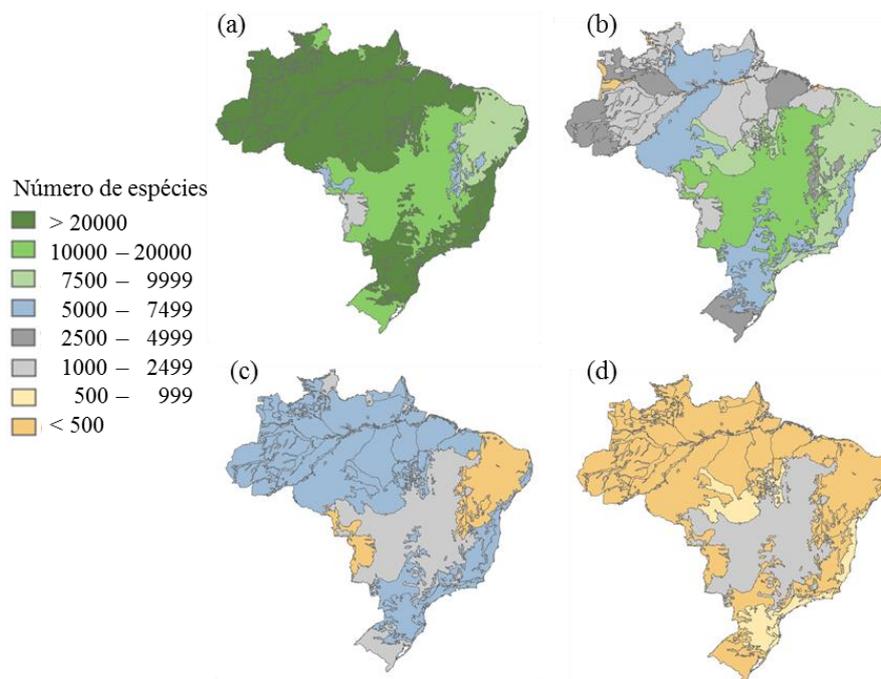
Os procedimentos metodológicos são divididos em três etapas principais:

- I. Construção de um inventário botânico abrangente e georreferenciado com base na ocorrência de plantas no Brasil, de acordo com Crespo-Mendes et al. (2018a). Este é o principal conjunto de dados usado para investigar como a riqueza de espécies se correlaciona com propriedades físico-químicas do meio ambiente (nesse caso, pH do solo) e, assim, é usada como indicador nos modelos de AICV para avaliar os danos aos ecossistemas terrestres. O inventário é espacialmente diferenciado em biomas e ecorregiões do Brasil, além de destacar as espécies restritas, ou seja, espécies que ocorrem somente em uma das ecorregiões brasileiras.
- II.
- III. Análise da correlação entre riqueza de espécies de plantas e pH do solo para três escalas espaciais: país, biomas e ecorregiões. Nesta etapa são contruídas curvas de distribuição de espécies de plantas em função do pH do solo e em seguida realizadas análises de regressão com distribuição lognormal. Maiores detalhes são apresentados em Crespo-Mendes et al. (2018a).
- IV.
- V. Desenvolvimento de elementos metodológicos para a avaliação de danos aos ecossistemas terrestres na AICV, para categoria de impacto acidificação terrestre. Fatores de efeito são calculados com base nos modelos de AICV existentes, usando as suas estruturas de modelagem matemática como referência para ajustes que correspondam às condições brasileiras. São usados os modelos de caracterização adotados pelos métodos de AICV mais recentes LC-Impact (2017), Impact World+ (2017) and ReCiPe 2016 (HUIJBREGTS et al., 2017), já que estes refletem o estado da arte nesse tema. Diferentes cenários são explorados para destacar a relevância do uso de um conjunto de dados mais abrangente para determinar as distribuições de riqueza de espécies e, conseqüentemente, os fatores de efeito; a influência das escolhas metodológicas para o cálculo dos fatores de efeito; e a necessidade de incluir uma métrica complementar para espécies críticas (restritas), uma vez que a perda dessas espécies representa potenciais danos permanentes aos ecossistemas. Os procedimentos de cálculos são descritos em detalhes em Crespo-Mendes et al. (2018b).

Resultados e discussão

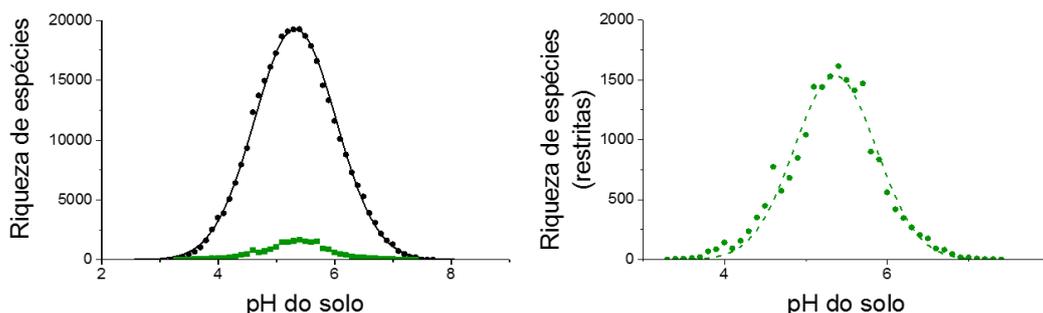
A Figura 1 apresenta a distribuição de espécies de plantas totais e restritas, por biomas e por ecorregiões no Brasil. O inventário de espécies de plantas terrestres no Brasil compreende 891313 ocorrências de plantas, representando 29712 espécies diferentes, das quais 8242 (28%) foram identificadas como espécies com restrição de alcance (CRESPO-MENDES et al., 2018a). Espécies com restrição de alcance são definidas em uma perspectiva brasileira e correspondem a espécies que ocorrem em apenas uma das ecorregiões do Brasil. Ao considerar que (i) muitas das espécies restritas são verdadeiramente endêmicas, ou seja, não ocorrem fora do Brasil, (ii) que o endemismo já vem sendo combinado com a riqueza de espécies para compor indicadores de biodiversidade e (iii) que há uma fraca correlação entre riqueza de espécies e riqueza de espécies restritas (CRESPO-MENDES et al., 2018a), esse trabalho propõe o uso da riqueza de espécies restritas como um potencial indicador complementar nos estudos sobre biodiversidade. Assim, a análise sobre a correlação entre riqueza de espécies e pH do solo é realizada para os dois grupos de espécies de plantas, total e restritas. A Figura 2 mostra a distribuição da riqueza de espécies de plantas terrestres em função do pH do solo em todo o país. Os resultados demonstram correlações estatisticamente significativas para ambas, as distribuições de riqueza de espécies total ($R^2 = 0,999$ no país, R^2 acima de 0,955 para os seis biomas e R^2 variando de 0,830-1,000 para 40 de 45 ecorregiões) e as distribuições de riqueza de espécies restritas ($R^2 = 0,982$ no país, R^2 variando de 0,855-0,995 para cinco de seis biomas e R^2 variando de 0,700-0,995 para 32 de 41 ecorregiões). Ecorregiões com correlações mais fracas (R^2 abaixo de 0,500) têm conjuntos de dados relativamente pequenos, demonstrando a potencial influência da falta de representatividade dos dados na análise de regressão e, conseqüentemente, nas distribuições de riqueza de espécies. Todos os dados estatísticos e a discussão detalhada sobre influência da disponibilidade de dados são apresentados em Crespo-Mendes et al. (2018a).

Figura 96 - Espécies de plantas terrestres no Brasil: (a) Espécies totais por bioma (seis biomas), (b) Espécies totais por ecorregião (47 ecorregiões), (c) Espécies restritas por bioma (seis biomas) e (d) espécies restritas por ecorregião (47 ecorregiões)



Fonte: Adaptada de Crespo-Mendes et al. (2018a)

Figura 2 - Distribuição da riqueza de espécies de plantas terrestres em função do pH do solo no Brasil, em nível nacional: lista de espécies total (linha, em preto, $R^2=0,9989$) e espécies restritas (traços, em verde, $R^2=0,9820$). Pontos representam os dados coletados.



Fonte: Adaptada de Crespo-Mendes et al. (2018a)

Os fatores de efeito (EF) que avaliam os impactos relacionados à acidificação terrestre devem representar o efeito causado no indicador (ocorrência de espécies de plantas) provocado por uma mudança no pH do solo, ou seja, pela alteração na concentração de íons de hidrogênio. Eles são baseados nas distribuições de riqueza de espécies em função da variação do pH do solo, que são convertidas em frações de espécies que potencialmente não ocorrem no ambiente (PNOF, Potentially Not Occurring Fraction), uma medida de zero a um que representa a presença ou ausência de espécies (AZEVEDO et al., 2013). Fatores de efeito foram calculados para seis biomas e 45 ecorregiões no Brasil.

No primeiro cenário os fatores de efeito calculados neste estudo são comparados com os fatores de efeito existentes. Verificou-se as seguintes razões entre os valores obtidos e os valores publicados em estudos anteriores: este estudo /

Roy et al. (2014): variação de 0,06 a 75,13; este estudo / Azevedo et al. (2013): variação de 0,07 a 9,27. As diferenças resultam do uso de um conjunto de dados mais abrangente para os cálculos deste estudo, onde o número de espécies aumenta em todos os biomas em fatores de 21-131 (CRESPO-MENDES et al., 2018b).

O segundo cenário apresenta fatores de efeito ponderados pela área (EF_{aw}), que consideram a distribuição completa da riqueza de espécies. Nesse cenário, onde a maioria dos fatores de efeito mostram valores negativos (veja Tabela 1), é possível verificar que diminuir o pH do solo pode não estar necessariamente associado a danos ao meio ambiente expressados através da perda de riqueza de espécies. Adicionar acidez ao solo será associado com o aumento de riqueza de espécies a medida que o pH se aproxima do pH ótimo (onde a riqueza de espécies é máxima), a partir do lado alcalino da curva. O ponto chave nesse caso se refere às escolhas metodológicas para os cálculos. Nos modelos atuais para acidificação terrestre, os íons de hidrogênio que causam a acidificação do solo são tratados da mesma maneira que os agentes tóxicos abordados pelos modelos de efeito ecotoxicológicos (PENNINGTON et al., 2004; LARSEN e HAUSCHILD, 2007). Nesses modelos, fatores de efeito marginais baseados na concentração de íons de hidrogênio onde o PNOF=0,5 são calculados exclusivamente para o lado ácido da curva de riqueza de espécies e não consideram nem o formato de sino da curva, nem as áreas com o pH do solo maior que o pH ótimo. Ao focar na curva inteira, os fatores de efeito ponderados pela área representam a probabilidade das deposições de acidez acontecerem tanto em solos com pH acima do pH ótimo como em solos com o pH abaixo do pH ótimo, assim a acidificação do solo pode ser associada com uma maior ou menor diversidade de espécies.

No terceiro cenário os fatores de efeito são calculados substituindo o PNOF pela nova métrica fração de espécies potencialmente extintas (PXF, Potentially Extinct Fraction), que prioriza espécies restritas para os ecossistemas, prevenindo danos permanentes. É observado que o PNOF não é um bom proxy para o PXF e considerando que a conservação do maior número de espécies em uma região não garante a conservação do maior número de espécies restritas, ou endêmicas, este trabalho recomenda o uso complementar das duas métricas para a avaliação dos efeitos da acidificação terrestre na biodiversidade.

Todos os fatores de efeito calculados estão disponíveis em Crespo Mendes et al. (2018b), para o país, biomas e ecorregiões do Brasil.

Tabela 1 – Fatores de efeito para acidificação terrestre por biomas e para o Brasil.

	EF		EF _{aw}			EF _{aw-rr}
	[PNOF.(mol H ⁺ . L ⁻¹) ⁻¹]		[PNOF.(mol H ⁺ . L ⁻¹) ⁻¹]			[PXF.(mol H ⁺ . L ⁻¹) ⁻¹]
	(PNOF=0,5)		(ponderado pela área)			(restritas)
	Lado ácido	Lado alcalino	Lado ácido	Lado alcalino	Curva inteira	Curva inteira
Brasil	1,14x10 ⁴	-5,04x10 ⁵	8,11x10 ³	-1,02x10 ⁵	-9,37x10 ⁴	-8,89x10 ⁴
Biomas:						
Floresta tropical e subtropical úmida	1,12x10 ⁴	-3,05x10 ⁵	9,06x10 ³	-3,04x10 ⁴	-2,13x10 ⁴	-2,61x10 ⁴
Floresta tropical e subtropical seca	1,32x10 ⁵	-1,48x10 ⁶	7,14x10 ⁴	-3,64x10 ⁵	-2,93x10 ⁵	-1,07x10 ⁵
Pradarias tropicais e subtropicais, savanas e matagal	5,29x10 ⁴	-6,84x10 ⁵	3,20x10 ⁴	-1,42x10 ⁵	-1,10x10 ⁵	-1,23x10 ⁵
Pradarias e savanas inundadas	2,18x10 ⁵	-2,41x10 ⁶	1,22x10 ⁵	-6,19x10 ⁵	-4,98x10 ⁵	-5,03x10 ⁵
Desertos e bosques de arbustos xéricos	1,11x10 ⁵	-2,17x10 ⁶	4,61x10 ⁴	-7,74x10 ⁵	-7,28x10 ⁵	-7,62x10 ⁵
Manguezais	2,71x10 ⁴	-3,25x10 ⁵	8,58x10 ³	-9,79x10 ⁴	-8,94x10 ⁴	1,88x10 ³

Fonte: Adaptado de Crespo Mendes et al. (2018b)

Conclusões

A disponibilidade de dados é um desafio metodológico que foi superado pelo desenvolvimento de um inventário botânico georreferenciado contendo 29712 espécies de plantas terrestres, espacialmente diferenciadas (ecorregião, bioma e país), com identificação de espécies restritas (espécies com ocorrências registradas em apenas uma das ecorregiões do Brasil). Com base neste conjunto de dados, distribuições estatisticamente significativas são encontradas, confirmando a forte correlação entre a riqueza de espécies de plantas brasileiras e o pH do solo. Do mesmo modo que a fração de espécies que potencialmente não ocorrem no ambiente (PNOF, Potentially Not Occurring Fraction of species) são usadas para os cálculos do fator de efeito (EF) em modelos de AICV atuais para acidificação terrestre, uma nova métrica – fração de espécies potencialmente extintas (PXF, Potentially Extinct Fraction) - é proposta e integrada aos cálculos dos fatores de efeito deste trabalho. Essa métrica permite a avaliação complementar de espécies únicas de uma região, contribuindo para uma modelagem de danos diferenciada, que indica tanto a potencial perda de espécies quanto o potencial de extinção de espécies. São fornecidos fatores de efeito espacialmente diferenciados mais consistentes, que mantêm a compatibilidade com os modelos existentes. A diferenciação espacial se mostra significativa quando é possível combinar escalas espaciais finas (por exemplo, ecorregiões) e dados altamente representativos. Além disso, fatores de efeito ponderados pela área (EF_{aw}) são propostos para avaliar os efeitos ao longo das curvas de riqueza de espécies e a contribuição de cada valor de pH em termos da área de terra que o representa, o que não foi feito em modelos anteriores. Os fatores de efeito resultantes sugerem que um aumento na acidez do solo pode não estar necessariamente associado a uma diminuição na riqueza de espécies se o pH se aproximar do pH ótimo (no qual a riqueza de espécies é máxima) a partir do lado alcalino da curva. No geral, este trabalho questiona a adequação da métrica usada atualmente para a caracterização de impacto e modelagem de danos na AICV e destaca as limitações de se usar a riqueza de espécies como o único indicador para avaliar os danos aos ecossistemas causados pela acidificação terrestre.

Agradecimentos

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Processo nº 9365-13-3.

Referências

- AZEVEDO, L. B.; VAN ZELM, R.; HENDRIKS, A. J.; BOBBINK, R.; HUIJBREGTS, M. A. J. (2013) Avaliação global dos efeitos da acidificação terrestre sobre a riqueza de espécies de plantas. *Environ Pollut* 174: 10–15.
- CHAUDHARY, A.; VERONES, F.; DE BAAN, L.; HELLWEG, S. (2015) Quantifying land use impacts on biodiversity: combining species-area models and vulnerability indicators. *Environ Sci Technol* 49(16):9987–9995.
- CRESPO MENDES, N. (2018) Plant species richness as indicator of terrestrial ecosystem damages: Lessons from the Brazilian case. PhD Thesis. Technical University of Denmark.
- CRESPO MENDES, N.; LAURENT, A.; BRUUN, H. H.; HAUSCHILD, M. Z. (2018a) Relationships between plant species richness and soil pH at the level of biome and ecoregion in Brazil. *Ecological Indicators* – Accepted with revisions.
- CRESPO MENDES, N., LAURENT, A., HAUSCHILD, M. Z. (2018b) Effect factors of terrestrial acidification in Brazil for use in Life Cycle Impact Assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* – Accepted with revisions.
- DE SCHRYVER AN M.; BRAKKEE, K. W.; GOEDKOOP, M. J.; HUIJBREGTS, M. A. J. (2009) Characterization Factors for Global Warming in Life Cycle Assessment Based on Damages to Humans and Ecosystems. *Environmental Science & Technology*, 43 (6), 1689-1695.
- HUIJBREGTS, M. A. J.; STEINMANN, Z. J. N.; ELSHOUT, P. M. F.; STAM, G.; VERONES, F.; VIEIRA, M.; ZIIP, M.; HOLLANDER, A.; VAN ZELM, R. (2017) ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *Int J Life Cycle Assess* 22:138-147.



IMPACT World+ (2017) Disponível em: <http://www.impactworldplus.org/en/index.php>

LARSEN, H. F.; HAUSCHILD, M. Z. (2007) Evaluation of Ecotoxicity Effect Indicators for Use in LCIA. *Int J Life Cycle Assess* 12: 24–33.

LC-Impact: A spatially differentiated Life Cycle Impact Assessment method (2017) Disponível em: <http://www.lc-impact.eu/>

MENDES, N. C.; LAURENT, A.; OMETTO, A. R.; HAUSCHILD, M. Z. (2014). Necessidade de uma metodologia de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida especialmente diferenciada para o Brasil. IV Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida, São Paulo, Brazil.

PENNINGTON, D. W.; PAYET, J.; HAUSCHILD, M. Z. (2004) Aquatic Ecotoxicological Indicators In Life-Cycle Assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 23: 1796–1807.

ROY, P. O.; AZEVEDO, L. B.; MARGNI, M.; VAN ZELM, R.; DESCHÊNES, L.; HUIJBREGTS, M. A. J. (2014) Characterization factors for terrestrial acidification at the global scale: a systematic analysis of spatial variability and uncertainty. *Sci Tot Environ* 500:270–276.

VAN GOETHEM, T. M. W. J.; PREISS, P.; AZEVEDO, L. B.; ROOS, J.; FRIEDRICH, R.; HUIJBREGTS, M. A. J.; VAN ZELM, R. (2013) European characterization factors for damage to natural vegetation by ozone in life cycle impact assessment. *Atmospheric Environment*, 77, 318–324.

VERONES, F.; PFISTER, S.; VAN ZELM, R.; HELLWEG, S. (2017) Biodiversity impacts from water consumption on a global scale for use in life cycle assessment, 1247–1256.



COMITÊ CIENTÍFICO
Tópicos especiais

VARIÁVEIS DO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA NA INDÚSTRIA 4.0

Flavio Numata Junior¹, Cassia Maria lie Ugaya²

^{1,2}Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, flavio.numata@gmail.com; cassiaugaya@utfpr.edu
¹FAE Centro Universitário, flavio.numata@fae.edu

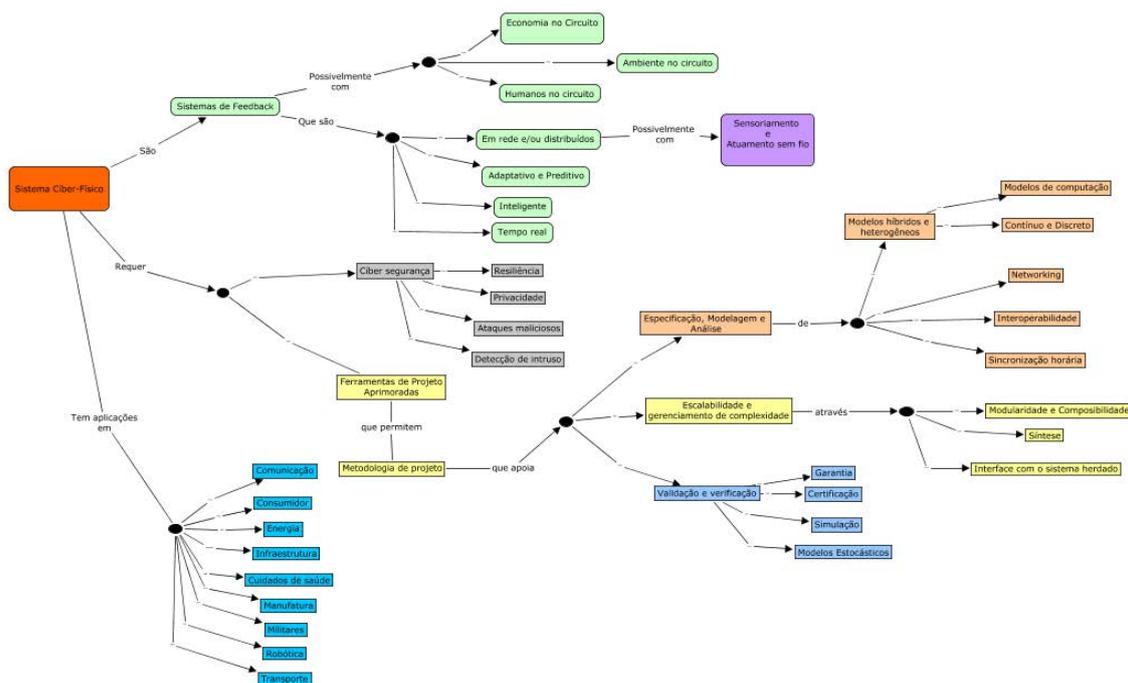
Resumo: A quarta revolução industrial, conhecida como indústria 4.0, prevê a introdução de tecnologias baseadas em sistemas ciberfísicos nas indústrias. Este cenário poderá oferecer resposta mais rápida às demandas com decisões emaranhadas em múltiplos dados de escala global. Em dimensões técnicas, os processos produtivos poderão ser otimizados, mas as interferências ambientais desta manufatura são desconhecidas. Neste enfoque, este artigo tem por objetivo apresentar as variáveis para análise do desempenho ambiental da indústria 4.0 na perspectiva da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Por se tratar de uma pesquisa prospectiva, a análise teve abordagem teórica relacionada com a pesquisa da Confederação Nacional das Indústrias (CNI) sobre o patamar tecnológico das indústrias do Brasil. As variáveis do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) demonstram balanço energético positivo, ainda que alguns processos serão suprimidos pela incorporação da manufatura digital. Deverá ser reduzido emissões provenientes das matérias-primas, bem como do produto fabricado, pela otimização das operações dos equipamentos e pela incorporação do ecodesign na concepção do projeto de fábrica. Estas características também poderão reduzir os efeitos ao longo da cadeia de suprimentos pela ubiquidade oferecida pela Internet das Coisas (IoT). Em resumo, a manufatura 4.0 poderá oferecer processos eficientes, autônomos e customizáveis aliados a proteção ambiental.

Palavras-chave: Indústria 4.0; Variáveis do ICV; ACV.

Introdução

A indústria 4.0 (I 4.0) envolve um conjunto de tecnologias e ativos de valores da cadeia produtiva (HERMANN; PENTEK; OTTO, 2015). Por isso, este novo conceito de manufatura envolve elementos que superam o conjunto de máquinas e de operações. A I 4.0 incorpora a digitalização no complexo industrial com a integração e controle da produção por meio de sistemas conectados em rede para aproximar o mundo real com o físico, criando sistemas ciberfísicos. Esta estrutura tem o propósito de tornar o meio fabril mais inteligente e integrado com o mercado, para tornar as indústrias mais flexíveis e ágeis. Os sistemas ciberfísicos integram meios computacionais colaborativos para comunicar e controlar dispositivos físicos fabris (PISCHING ET AL, 2015) com inúmeras aplicações, conforme ilustra a figura 1:

Figura 1: Interações dos sistemas ciberfísicos



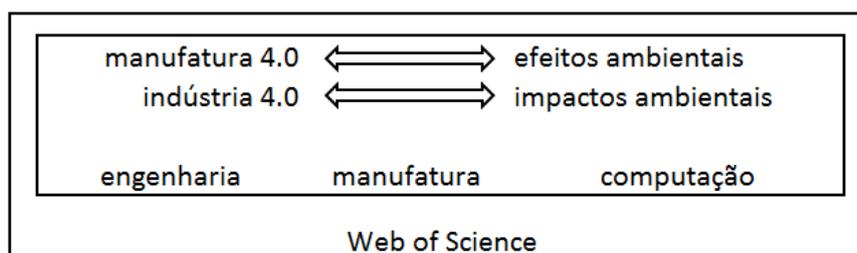
Fonte: adaptado de CyberPhysicalSystems (2018)

Este mosaico de aplicações também permite interfaces de informações em tempo instantâneo em qualquer localidade. A conexão também pode ocorrer na cadeia de suprimentos desde fornecedores, fabricantes e distribuidores. A integração externa com a rede interna dos dispositivos das fábricas é denominada IoT, *Internet of Things* ou Internet das Coisas. Esta tecnologia utiliza a infraestrutura da internet acoplando objetos (coisas) com softwares e meios de leitura para tornar os dispositivos inteligentes (GERLITZ, 2015). Por isso, os sistemas industriais poderão receber os dados de pedidos, desde uma loja ou centro de distribuição logístico para comunicar o planejamento de produção de uma indústria, que replicará ao plano produtivo para programação de equipamentos e demais dispositivos industriais de apoio. Esta notável estrutura do ambiente fabril favorecerá a produtividade industrial, por outro lado, ainda é desconhecido as interferências que poderão ocorrer contra o meio ambiente. A técnica da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) poderá contribuir para analisar os impactos ambientais. A ACV compreende fases para análise do objeto de estudo, tendo a etapa do inventário de ciclo de vida (ICV), o registro e a quantificação do fluxo de matéria e de energia que fluem através das fronteiras do sistema do produto (ABNT NBR ISO 14044:2009). Pela reconfiguração das fábricas nos conceitos da I 4.0 torna-se importante identificar as variáveis a serem coletadas, para atender à premissa da cobertura tecnológica recomendada para o ICV. A seleção adequada dos dados dos processos do ICV poderá oferecer resultados mais consistentes do desempenho ambiental do ambiente fabril da futura I 4.0. Certamente, os resultados desta pesquisa poderão contribuir para avaliar as tendências esperadas, conforme divulga o relatório do Instituto Euvaldo Lodi (IEL) vinculado a Confederação Nacional das Indústrias (CNI), ao citar que a incorporação destas tecnologias proporcionará “maior sustentabilidade (energética) e maior poder disruptivo” (IEL, 2017, p.66).

Metodologia

A metodologia da pesquisa está pautada na técnica da revisão da literatura por se tratar de um tema que ainda não tem casos aplicados no Brasil. O levantamento de informações explorou a na base da *Scopus*, com maior fator de impacto (JCR) da base *Web of Science* (ISI Thomson) para identificar os periódicos de maior relevância. As palavras-chaves da pesquisa foram “manufatura 4.0” ou “indústria 4.0” combinados com “efeitos ambientais” ou “impactos ambientais”, explorados na área de Engenharia, Manufatura ou Computação. Este delineamento também foi seguido com uso dos termos em língua inglesa. A figura 2 apresenta a estrutura da pesquisa:

Figura 2: Concepção metodológica da pesquisa



Fonte: autor

A partir da seleção dos trabalhos se realizou a identificação das variáveis dos processos fabris, baseados no fluxo de energia, portanto, no sistema do “portão ao portão”, para serem levantadas para no ICV. Estas informações foram cruzadas com as tecnologias digitais fabris mais factíveis de serem aplicadas no Brasil conforme o contexto tecnológico brasileiro observado no relatório da CNI. Com estes dados será possível analisar quais os potenciais efeitos que podem ser gerados. Os impactos são sinalizados de forma conceitual, com impactos positivos (+) ou sem efeitos gerados (-).

Resultados e discussão

Considerando a pesquisa realizada pela CNI (2016) com amostra de 2.225 empresas, divididas entre 910 de pequeno, 815 de médio e 500 de grande porte, distribuídas em 29 setores da indústria de transformação, se identificou as

tecnologias mais promissoras para as indústrias brasileiras se incorporarem ao modelo de I 4.0. O quadro 1 apresenta este cenário relacionado às variáveis de ICV para identificar o impacto ambiental:

Tabela 1: Variáveis de inventário da I 4.0 para ACV

Tecnologias I 4.0	Variáveis (em quantidade de unidades)	Impacto ambiental
Automação digital com sensores para controle de processo	Dispositivos substituídos pelos sensores	+
	Emissão de radiação da rede wireless	+
	Energia de processos	+
Monitoramento e controle da produção com sistemas MES (ou derivados SCADA)	Produtos em estoque de acabados reduzidos	+
	Produtos em estoque de processo reduzidos	+
	Produtos defeituosos eliminados	+
	Energia de processos	+
Sistemas integrados de engenharia para desenvolvimento de produtos e manufatura de produtos	Protótipos fabricados eliminados	+
	Material economizado	+
	Energia de processos	+
Manufatura aditiva, prototipagem rápida ou impressão 3D	Matéria-prima reduzida	+
	Filamento ou PLA utilizado (3D)	+
	Produtos fabricados eliminados	+
	Energia de processos	+
Simulações/análise de modelos virtuais (Elementos Finitos, Fluidodinâmica Computacional, etc.) para projeto e comissionamento	Amostras reduzidas	+
	Recursos para testes eliminados	+
	Peças defeituosas fabricadas	+
	Energia de processos	+
Gestão integrada da cadeia de suprimentos	Produtos em estoque de acabados reduzidos	+
	Transporte para distribuição de cargas	+
	Emissão de gases	+
Coleta, processamento e análise de grandes quantidades de dados (big data)	Processos digitalizados	-
	Equipamentos computacionais instalados	+
	Material de relatórios eliminados	+
	Energia de processos	+
Incorporação de serviços digitais nos produtos (IoT ou Product Service Systems)	Recursos eliminados pela digitalização dos serviços	-
	Energia de processos	+

Fonte: autor

Os resultados registram dados importantes para permitir a avaliação dos futuros impactos. De forma geral, processos produtivos poderão ser eliminados, enquanto produtos poderão ser manufaturados conforme pedidos (*on demand*). Nota-se que o consumo de energia está presente em todas as tecnologias digitais. Este resultado corrobora a tendência esperada sobre a economia energética citada na pesquisa do IEL/CNI (2017). Esta energia estaria ligada ao fluxo de recursos, pois a incorporação elevada da eletrônica e da automação dos sistemas cyberfísicos demandará maior eletricidade aos equipamentos operarem.

Conclusões

A I 4.0 apresenta um cenário com menor tendência de impacto ambiental. Dentro do complexo industrial, a eliminação ou redução da fabricação de protótipos, do tempo de preparação de equipamentos (*setup*), de contínuas alterações do plano de produção, poderá aumentar a produtividade. Na área de suprimentos (*inbound*) ou distribuição (*outbound*) a integração e oferta de serviços por IoT também reduzirá o fluxo de serviços e de recursos. Nas duas situações, esta redução do fluxo de materiais ou de energia pela concepção digitalizada, integrada e otimizada de toda a cadeia de suprimentos provocará menores efeitos ao meio ambiente. Apesar da incorporação

maciça da automação com rede wireless nas indústrias, não deverá causar danos pelo baixo nível de radiação das ondas de rádio frequência. No entanto, as incorporações das tecnologias nas indústrias brasileiras serão gradativas, porque alguns setores industriais, como de Máquinas, Derivados de petróleo e biocombustíveis são evoluídos. Enquanto outros, nas áreas de Transporte e Bens de consumo, apresentam menor status tecnológico, mesmo com a maior participação da área de serviços na economia nacional (CNI, 2016). Esta assimetria tecnológica industrial demandará um desenvolvimento a ser direcionado (por setores) e controlado, para atingir um equilíbrio entre produtividade e sustentabilidade ambiental nas inúmeras indústrias brasileiras.

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR ISO 14044: Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009.

CYBER-PHYSICAL SYSTEMS (2018) Conceptual Map – Cyber-Physical Systems. Center for Hybrid and Embedded Software Systems - UC Berkeley. <http://CyberPhysicalSystems.org/CPSCConceptMap.xml>

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DAS INDÚSTRIAS – CNI (2016) Desafio para Indústria 4.0 no Brasil. Brasília: CNI, 2016, 34 p.

GERLITZ, L. (2015) Design for product and service innovation in industry 4.0 and emerging smart society. Journal of Security and Sustainability Issues. V.5, N.2, pp. 1818-198.

HERMAN, M. PENTEK, T. OTTO, B.; (2015) Design Principles for Industrie 4.0 Scenarios: A Literature Review. Business Engineering Institute St. Gallen. Technische Universitat Dortmund. www.snom.mb.tu-dortmund.de

INSTITUTO EUVALDO LODI – IEL / CONFEDERAÇÃO NACIONAL DAS INDÚSTRIAS – CNI (2017) Mapa de clusters tecnológicos e tecnologias relevantes para competitividade de sistemas produtivos. Brasília: IEL/NC, 2017. 90p.

PISCHING, M. A. et al. (2015) Service Composition in the Cloud-Based Manufacturing Focused on the Industry 4.0. In: (Ed.). Technological Innovation for Cloud-Based Engineering Systems: Springer International Publishing, pp.65-72.



RELAÇÕES ENTRE A AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA E SISTEMAS DE LOGÍSTICA REVERSA: UMA BREVE REVISÃO DA LITERATURA

Henrique Rogerio Antunes de Souza Junior¹, Guilherme Marcelo Zanghelini², Edivan Cherubini², Sebastião Roberto Soares¹

¹Universidade Federal de Santa Catarina. Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG),
henrique.junior@posgrad.ufsc.br

²EnCiclo Soluções Sustentáveis

Resumo: Políticas públicas têm estabelecido a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos. Essa responsabilidade tende a pressionar aqueles que antes não precisavam se preocupar com o pós-consumo do seu produto a remodelarem seus canais de distribuição. Para auxiliar no controle dos fluxos de retorno, entra em cena a Logística Reversa, logo se pode presumir que o desenvolvimento destes sistemas tende a expandir nas próximas décadas e as indústrias deverão estar preparadas para estruturá-los. Alguns trabalhos já sugerem e embrionariamente aplicam conceitos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para quantificação dos impactos ambientais de Sistemas Logísticos Reversos (SLR), no entanto, os estudos apresentam diferentes abordagens, até então desconexas. O objetivo deste trabalho é entender, por meio de uma revisão da literatura, a relação entre ACV e SLR, e identificar quais lacunas precisam ser preenchidas para consolidar de fato esta relação. Os trabalhos analisados (70) levaram em consideração as palavras-chave “reverse logistics” e “life cycle assessment”, levantados nas bases “ScienceDirect”, “Scopus”, “SpringerLink” e “Web of Science”, e foram agrupados com auxílio do software bibliométrico CiteSpace. O crescimento no número de artigos relacionados aos temas é evidenciado e cinco temáticas foram identificadas: “life cycle assessment”, “management”, “model”, “product recovery” e “supply chain management”, que abrange dois temas menores: “sustainability” e “network design”. A necessidade de se implementar e monitorar Sistemas de Logística Reversa foi confirmada e apontou que a Avaliação do Ciclo de Vida, aplicada em paralelo com outros métodos, pode auxiliar no desenvolvimento desta tarefa.

Palavras-chave: Reciclagem, Logística Reversa, Avaliação do Ciclo de Vida, Revisão da Literatura.

Introdução

O consumo de recursos e a consequente geração de resíduos pelos quais a sociedade se sustenta acabaram por definir o tema da gestão de resíduos como um ponto focal ambiental do século XXI. Políticas públicas, como a Diretiva 2008/98/CE (CE, 2008) e a Lei 12305/2010 (BRASIL, 2010) apresentam uma hierarquia para resolver esse problema, isto é, não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final. Esses mecanismos servem de estímulo à reciclagem, que atualmente parece ser uma das maneiras mais viáveis de gerenciar esse problema.

No entanto, independentemente do destino (por exemplo, aterro ou reciclagem) que seja dado a qualquer material após seu uso, faz-se necessário estruturar um fluxo reverso, que pode ser estabelecido por redes logísticas reversas, uma ferramenta fundamental para o gerenciamento de resíduos. Nesse sentido, a legislação brasileira prossegue, citando e estimulando a criação de sistemas de logística reversa para gerenciar grupos de resíduos específicos (BRASIL, 2010). A evolução e a expansão do tema também são identificadas na academia (AGRAWAL; SINGH; MURTAZA, 2015; GOVINDAN; SOLEIMANI, 2017).

Tal como acontece com a maioria dos processos desenvolvidos pelo homem, os processos ligados as redes de logística reversa causam impactos econômicos (recuperação de resíduos), ambientais (consumo de combustível e consequente emissão de gases) e sociais (envolvimento de catadores), entre outros exemplos. Dada a pressão da sociedade e a busca de um ambiente mais equilibrado, se faz necessário quantificar e mitigar esses impactos.

A Avaliação do Ciclo de Vida (ISO, 2006) é uma metodologia consolidada nos últimos anos para avaliar o impacto ambiental de processos, produtos e/ou serviços. A metodologia já foi, embora de maneira simplificada (não desenvolvida em sua totalidade), aplicada em diversos estudos logísticos (HIRSCH; KUHLMANN; SCHUMACHER, 1998; GAMBERINI et al., 2010; PISHVAEE; RAZMI, 2012; FEITÓ CESPÓN et al., 2016; TASKHIRI; GARBS; GELDERMANN, 2016; FEITÓ-CESPÓN et al., 2017).

No intuito de se explorar esta relação, uma aplicação de técnicas de revisão bibliográfica e/ou bibliométrica podem ser boas alternativas (ZANGHELINI et al., 2016; GENG et al., 2017; ZHANG et al., 2017; LI; HAN; LU, 2018). Assim, o

principal objetivo deste trabalho foi compreender a relação atual (1997-2017) entre Logística Reversa e Avaliação do Ciclo de Vida, e então, identificar lacunas e possibilidades para pesquisas futuras. Para isso, foi realizada uma revisão da literatura.

Metodologia

A pesquisa consistiu em três etapas: seleção de estudos, análise da relação entre os estudos selecionados para agrupá-los e, por fim, levantamento das principais sugestões de pesquisas futuras.

Seleção de estudos: Para encontrar os trabalhos relacionados com o foco da pesquisa, utilizaram-se as palavras-chave “*reverse logistics*” e “*life cycle assessment*” em conjunto. Não foi estabelecido um período específico, desta forma, todo horizonte temporal foi abrangido. As bases de dados pesquisadas foram: ScienceDirect, Scopus, SpringerLink e Web of Science. Para o próximo passo (agrupamento), foi aplicado o software bibliométrico CiteSpace. A formatação necessária dos dados para executar este software está disponível apenas em revistas indexadas pelo *Institute for Scientific Information (ISI) Web of Science (WoS)*. Desta forma, os estudos encontrados nas outras fontes necessariamente tinham que estar indexados no ISI.

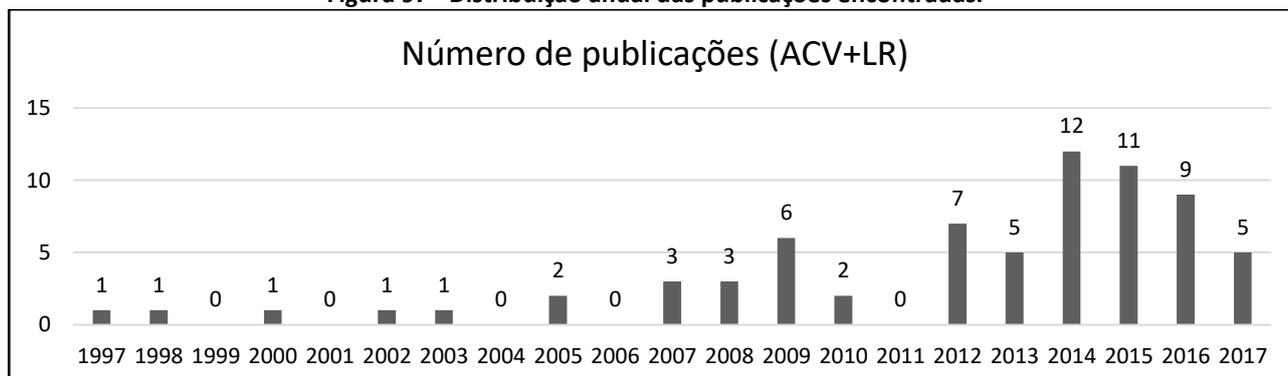
Agrupamento: Auxiliados pelo software foi possível gerar um mapa cognitivo sobre redes de palavras-chave. A utilização do software exige um formato de entrada padrão. Assim, os dados foram padronizados, incluindo autores e palavras-chave. Por exemplo, os termos semelhantes foram agregados em um único termo (LCA, avaliação do ciclo de vida, análise do ciclo de vida, etc., foram agrupados no termo único: avaliação do ciclo de vida).

Pesquisas futuras: Conhecendo os principais agrupamentos sobre a relação estudada, procedeu-se uma análise de conteúdo para discutir o status dos temas e as oportunidades de pesquisa.

Resultados e discussão

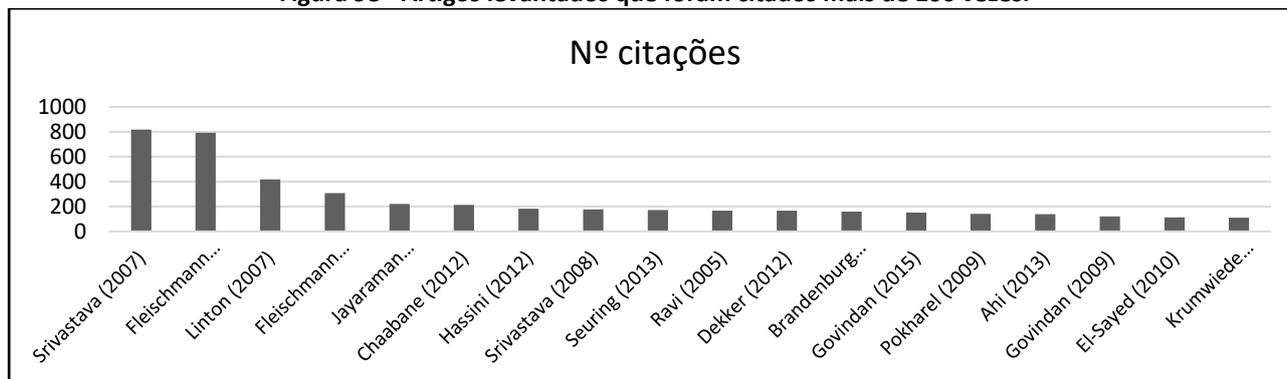
Na busca geral foram encontrados 98 artigos, no entanto, 28 destes não estavam indexados pelo ISI, logo foram descartados, restando 70 artigos a serem analisados. A distribuição anual dos artigos selecionados é apresentada na Figura 1. O crescimento no número de estudos pode ser reflexo do aumento na preocupação e exigência por melhores práticas na gestão de resíduos.

Figura 97 - Distribuição anual das publicações encontradas.



Fonte: Elaboração própria

Figura 98 - Artigos levantados que foram citados mais de 100 vezes.



Fonte: Elaboração própria

Os autores que mais tem relacionado o tema são Kannan Govindan (5 trabalhos), Cory Searcy (4), e Dekker R., Pishavee S., Pova A., Pokharel S. e Bloemhof J. (3). Por outro lado, os trabalhos seminais (ou seja, aqueles que mais são citados) são os que foram produzidos por Fleischmann et al. (1997; 2000), Linton, Klassen e Jayaraman (2007) e Srivastava (2007) com 791, 307, 417 e 818 citações, respectivamente (Figura 2).

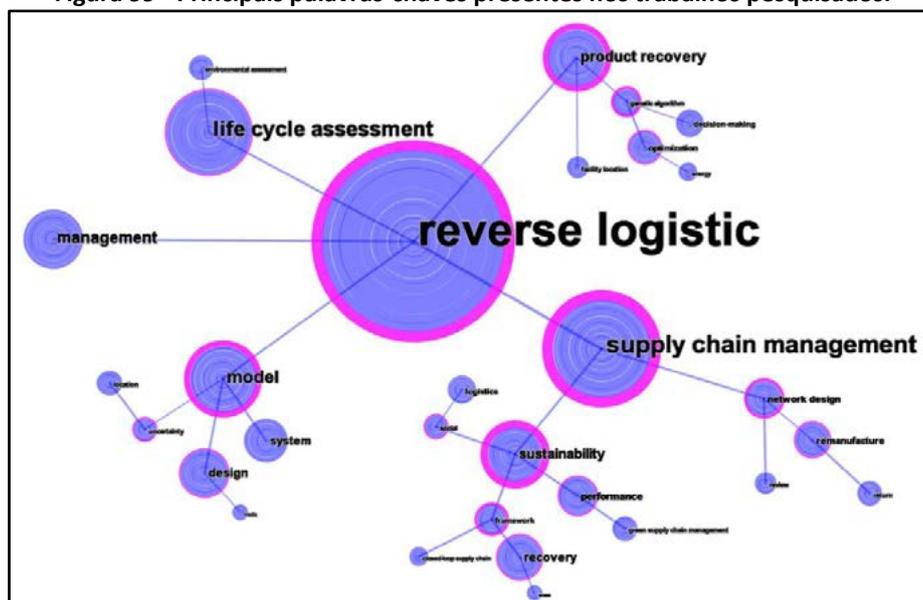
O trabalho de Srivastava (2007) consistiu de uma ampla revisão da literatura acerca do tema “Green Supply Chain Management”. O autor fornece um quadro para classificar os diversos assuntos que compõem o tema, neste quadro é incluído a Avaliação do Ciclo de Vida para “Green Design” e Logística Reversa para “Green Operations”. Ou seja, os temas, embora relacionados, são tratados pelo autor de forma separada, para fins diferentes. Em paralelo a isso, o autor conclui que existe a necessidade de mais pesquisas para compreender a conexão da Logística Reversa (LR) com o ciclo de vida do produto, apontando a importância de avaliar como, na prática, as atividades de LR mudam em cada etapa (coleta, triagem, armazenamento, etc.) do ciclo de vida de um produto específico.

No mesmo ano do trabalho de Srivastava, Linton, Klassen e Jayaraman (2007) também publicaram uma revisão, inclusive com temas semelhantes. A diferença básica entre os trabalhos está no fato de o primeiro dar mais atenção aos processos de LR, já no trabalho de Linton e colaboradores, trata-se mais da questão dos impactos ambientais ao longo da cadeia de suprimentos. De toda forma, a Avaliação do Ciclo de Vida também é incluída no tópico de design.

Levando em consideração que a Avaliação do Ciclo de Vida foi consolidada em 1997 com a publicação da primeira norma (ISO 14040), se pode compreender a inexistência da metodologia no trabalho desenvolvido por Fleischmann et al. (1997), que focou principalmente em modelos matemáticos para auxiliarem na estruturação de cadeias logísticas reversas. Ainda assim, no trabalho citado, os autores comentam que “Vários países tem reforçado a legislação ambiental cobrando dos produtores a responsabilidade por todo o ciclo de vida do produto”. Como continuidade do trabalho, Fleischmann et al. (2000) trataram prioritariamente do desenvolvimento e estruturação de “redes de retorno”, ainda vagamente mencionando os conceitos de ciclo de vida e logística reversa.

Quanto as palavras-chaves, a Figura 3 traz o agrupamento das 30 principais palavras que apareceram nos trabalhos. Pode-se perceber a formação de 5 grandes grupos: “life cycle assessment”, “management”, “model”, “product recovery” e “supply chain management” o qual abrange dois grupos menores: “sustainability” e “network design”. Estes grupos sintetizam o status do campo de pesquisa estudado, no qual se tem a busca pela sustentabilidade na melhoria da gestão da cadeia de suprimentos, para isso tem crescido a aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida, como instrumento de auxílio no design mais sustentável das redes.

Figura 99 - Principais palavras-chaves presentes nos trabalhos pesquisados.



Fonte: Elaboração própria

Há de se destacar o termo *“life cycle assessment”*, o qual se pode citar os trabalhos de Chaabane, Ramudhin e Paquet (2012), Pishvae e Razmi (2012), Subulan, Taşan e Baykasoğlu (2015) e Feitó-Cespón et al. (2017), que utilizaram a ACV para auxiliar no projeto de cadeias de suprimentos mais sustentáveis.

De forma mais aplicada, tem-se os trabalhos de Gamberini et al. (2010), Moraes, Rocha e Ewald (2014), Starostka-Patyk e Nitkiewicz (2014), e Chen et al. (2017) que quantificaram o impacto ambiental de resíduos eletrônicos. Liu et al. (2014) e Zanghelini et al. (2014) que utilizaram a ACV para comparação de cenários de fim-de-vida de motores e de compressores, respectivamente. Kuczenski e Geyer (2013) e Oliveira e Magrini (2017) que avaliaram os impactos da logística de embalagens. E por fim, Daaboul et al. (2014) que estudaram a recuperação de alumínio e Tashkiri, Garbs e Geldermann (2016) que trabalharam com reuso de madeira.

Para o termo *“management”*, contribuem os trabalhos de Hirsch; Kuhlmann e Schumacher (1998), Richey et al. (2005), Genchev (2009) Govindan et al. (2012), Ramos; Gomes e Barbosa-Póvoa (2014) e Kinobe et al. (2015), que são voltados para auxílio nas tomadas de decisão gerenciais. Quanto ao termo *“model”*, a grande maioria dos trabalhos, mesmo que de forma indireta, traz um viés de modelagem. Neste sentido, Agrawal; Singh e Murtaza (2015) sintetizaram os diversos tipos de modelos que tem sido utilizados em diferentes aspectos. Os trabalhos que os autores analisaram incluem modelagem determinística e/ou estocástica (programação linear/não-linear, inteira, mista, modelos de filas), métodos heurísticos (algoritmos genéticos, *Tabu-search*, *simulated annealing*) e métodos de análise multi-critério (AHP, ANP, TOPSIS, DEA, ISM). Os autores reiteram que a modelagem estocástica tem sido frequentemente usada para lidar com incertezas.

Dentro do grupo *“supply chain management”* e ainda *“sustainability”*, é interessante destacar a palavra-chave *“performance”*. Somente três trabalhos comentaram sobre análise de desempenho (HASSINI; SURTI e SEARCY, 2012; AHI e SEARCY, 2015; CANNELLA; BRUCCOLERI e FRAMINAN, 2016), destes, os dois primeiros realizaram uma revisão bibliográfica para identificar indicadores de desempenho em cadeias de suprimentos sustentáveis e também propuseram seu próprio conjunto de indicadores. No caso de Cannella et al. (2016), indicadores de desempenho ambiental não foram mencionados, sendo o trabalho mais focado em métricas de logísticas operacionais.

Neste contexto, é identificada uma lacuna no que se refere a um conjunto de métricas consistente para avaliação de desempenho de Sistemas de Logística Reversa. A necessidade de indicadores é evidenciada, entre outros, no Acordo Setorial para Implantação do Sistema de Logística Reversa de Embalagens em Geral:

“As Empresas também se comprometem a colaborar com o SINIR na obtenção de dados, estatísticas, indicadores e outras informações de modo a possibilitar a avaliação dos



resultados, impactos bem como o acompanhamento das metas, planos e, ações de gestão e gerenciamento das Embalagens nos diversos níveis, inclusive do Sistema de Logística Reversa implantado por meio do presente Acordo Setorial, conforme descreve o Decreto nº. 7.404/2010.” (SINIR, 2015).

Outras oportunidades de pesquisa são fornecidas:

Srivastava (2007) aponta a necessidade do desenvolvimento de métricas de desempenho ambiental, sugere a aplicação de redes neurais e evidencia a necessidade de mais informações sobre as taxas de retorno. O autor comenta que o problema é complexo e desafiador, visto o grande número de parâmetros, variáveis de decisão e restrições envolvidos, e então, levanta a possibilidade de que uma combinação de ferramentas e técnicas (tradicionais e novas) possa ser combinada para fins de formulação, aproximação, análise e solução do problema.

Seuring (2013), em linha com a tendência de estudos sustentáveis, questionou como a dimensão social pode ser integrada nos modelos de SLR. O autor questiona, qual seria a inter-relação entre as dimensões social e ambiental, sugerindo que uma otimização multi-objetivo ou o AHP permitiria responder tal pergunta, e ainda, como o desempenho ambiental e social afeta o desempenho da cadeia de suprimentos. Além dos três vieses da sustentabilidade, outro ponto é explicitado no trabalho de Agrawal; Singh e Murtaza (2015) e Govindan e Soleimani (2017). Os autores identificaram que a avaliação de risco foi mencionada em alguns estudos, mas não explorada exclusivamente, oferecendo assim uma oportunidade para pesquisas futuras. Ainda relacionado com a ideia de sustentabilidade, é mencionado a desconexão (quando se trata de LR) entre “sustentabilidade” e “verde”, no qual o primeiro refere-se mais a parte social, enquanto que o segundo refere-se a parte ambiental, assim, apontam para a necessidade de uma integração entre os temas, sugerindo o uso de métodos multi-objetivos que abranjam as questões econômicas, ambientais e sociais (GOVINDAN; SOLEIMANI E KANNAN, 2015; BAZAN; JABER E ZANONI, 2016)

Conclusões

A Avaliação do Ciclo de Vida tem se consolidado como uma importante metodologia para avaliar os impactos ambientais de processos e serviços, esta afirmação pode ser endossada visto o aumento da relação entre o tema com a implantação de Sistemas Logísticos Reversos. Os resultados deste trabalho demonstram que as duas metodologias têm sido empregadas prioritariamente para auxiliar no gerenciamento de cadeias de suprimentos.

Quanto aos modelos matemáticos aplicados ao tema, se pode perceber a evolução das quantificações de fluxos logísticos, de métodos determinísticos para estocásticos, na tentativa de contornar as incertezas das taxas de retorno. No tocante a tomada de decisão, tem-se a aplicação extensiva de métodos de análise multi-critério, em especial o método AHP. Por fim, de forma a se conseguir gerenciar o grande número de variáveis envolvidas nos diferentes sentidos (econômicos, ambientais e sociais) aponta-se para a necessidade de se utilizar métodos multi-objetivos.

No agrupamento das palavras-chave, um grupo de sustentabilidade foi formado, no entanto poucos estudos foram identificados em relação aos aspectos sociais. Considerando a importância do envolvimento de atores como catadores, por exemplo, nos SLR, identifica-se uma forte oportunidade de pesquisa futura a inserção de métricas sociais (Avaliação Social do Ciclo de Vida).

Por fim, a necessidade de se implementar e monitorar Sistemas de Logística Reversa foi evidenciada, e o presente trabalho aponta que a Avaliação do Ciclo de Vida aplicada em paralelo com outros métodos, pode auxiliar no desenvolvimento desta tarefa.

Referências

AGRAWAL, S.; SINGH, R. K.; MURTAZA, Q. A literature review and perspectives in reverse logistics. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 97, p. 76–92, abr. 2015.

- AHI, P.; SEARCY, C. An analysis of metrics used to measure performance in green and sustainable supply chains. **Journal of Cleaner Production**, v. 86, p. 360–377, 1 jan. 2015.
- BAZAN, E.; JABER, M. Y.; ZANONI, S. A review of mathematical inventory models for reverse logistics and the future of its modeling: An environmental perspective. **Applied Mathematical Modelling**, v. 40, n. 5–6, p. 4151–4178, mar. 2016.
- BRASIL. Política Nacional dos Resíduos Sólidos. . 2010.
- CANNELLA, S.; BRUCCOLERI, M.; FRAMINAN, J. M. Closed-loop supply chains: What reverse logistics factors influence performance? **International Journal of Production Economics**, v. 175, p. 35–49, maio 2016.
- CE. 2008/98/CE. DIRETIVA 2008/98/CE. . 22 nov. 2008.
- CHAABANE, A.; RAMUDHIN, A.; PAQUET, M. Design of Sustainable Supply Chains under the Emission Trading Scheme. **International Journal of Production Economics**, v. 135, n. 1, p. 37–49, 2012.
- CHEN, F.; YANG, B.; ZHANG, W.; MA, J.; LV, J.; YANG, Y. Enhanced recycling network for spent e-bicycle batteries: A case study in Xuzhou, China. **Waste Management**, Special Thematic Issue: Urban Mining and Circular Economy. v. 60, p. 660–665, fev. 2017.
- DAABOUL, J.; DUIGOU, J. L.; PENCIUC, D.; EYNARD, B. Reverse Logistics Network Design: A Holistic Life Cycle Approach. **Journal of Remanufacturing**, v. 4, n. 1, p. 7, 1 dez. 2014.
- FEITÓ CESPÓN, M.; CESPÓN CASTRO, R.; RODRÍGUEZ, R.; ALEJANDRO, M. Modelos de optimización para el diseño sostenible de cadenas de suministros de reciclaje de múltiples productos. **Ingeniare. Revista chilena de ingeniería**, v. 24, n. 1, p. 135–148, jan. 2016.
- FEITÓ-CESPÓN, M.; SARACHE, W.; PIEDRA-JIMENEZ, F.; CESPÓN-CASTRO, R. Redesign of a Sustainable Reverse Supply Chain under uncertainty A Case Study. **Journal of Cleaner Production**, v. 151, p. 206–217, 2017.
- FLEISCHMANN, M.; BLOEMHOF-RUWAARD, J. M.; DEKKER, R.; VAN DER LAAN, E.; VAN NUNEN, J. A. E. E.; VAN WASSENHOVE, L. N. Quantitative models for reverse logistics: A review. **European Journal of Operational Research**, v. 103, n. 1, p. 1–17, 16 nov. 1997.
- FLEISCHMANN, M.; KRIKKE, H. R.; DEKKER, R.; FLAPPER, S. D. P. A characterisation of logistics networks for product recovery. **Omega**, v. 28, n. 6, p. 653–666, dez. 2000.
- FOELSTER, A.-S.; ANDREW, S.; KROEGER, L.; BOHR, P.; DETTMER, T.; BOEHME, S.; HERRMANN, C. Electronics recycling as an energy efficiency measure – a Life Cycle Assessment (LCA) study on refrigerator recycling in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 129, p. 30–42, 15 ago. 2016.
- GAMBERINI, R.; GEBENNINI, E.; MANZINI, R.; ZIVERI, A. On the integration of planning and environmental impact assessment for a WEEE transportation network—A case study. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, n. 11, p. 937–951, set. 2010.
- GENCHEV, S. E. Reverse logistics program design: A company study. **Business Horizons**, v. 52, n. 2, p. 139–148, 1 mar. 2009.
- GENG, Y.; CHEN, W.; LIU, Z.; CHIU, A. S. F.; HAN, W.; LIU, Z.; ZHONG, S.; QIAN, Y.; YOU, W.; CUI, X. A bibliometric review: Energy consumption and greenhouse gas emissions in the residential sector. **Journal of Cleaner Production**, v. 159, p. 301–316, 15 ago. 2017.
- GOVINDAN, K.; PALANIAPPAN, M.; ZHU, Q.; KANNAN, D. Analysis of third party reverse logistics provider using interpretive structural modeling. **International Journal of Production Economics**, Sustainable Development of Manufacturing and Services. v. 140, n. 1, p. 204–211, nov. 2012.
- GOVINDAN, K.; SOLEIMANI, H. A review of reverse logistics and closed-loop supply chains: a Journal of Cleaner Production focus. **Journal of Cleaner Production**, Cleaner production towards a sustainable transition. v. 142, Part 1, p. 371–384, 20 jan. 2017.
- GOVINDAN, K.; SOLEIMANI, H.; KANNAN, D. Reverse logistics and closed-loop supply chain: A comprehensive review to explore the future. **European Journal of Operational Research**, v. 240, n. 3, p. 603–626, 1 fev. 2015.
- HASSINI, E.; SURTI, C.; SEARCY, C. A literature review and a case study of sustainable supply chains with a focus on metrics. **International Journal of Production Economics**, Sustainable Development of Manufacturing and Services. v. 140, n. 1, p. 69–82, nov. 2012.
- HIRSCH, B. E.; KUHLMANN, T.; SCHUMACHER, J. Logistics simulation of recycling networks. **Computers in Industry**, v. 36, n. 1, p. 31–38, 30 abr. 1998.
- ISO. **14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework**. ISO copyright office, , 2006. .

- KINOBE, J. R.; GEBRESENBET, G.; NIWAGABA, C. B.; VINNERÅS, B. Reverse logistics system and recycling potential at a landfill: A case study from Kampala City. **Waste Management**, v. 42, p. 82–92, ago. 2015.
- KUCZENSKI, B.; GEYER, R. PET Bottle Reverse Logistics - Environmental Performance of California's CRV Program. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 2, p. 456–471, 2013.
- LI, N.; HAN, R.; LU, X. Bibliometric analysis of research trends on solid waste reuse and recycling during 1992–2016. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 130, p. 109–117, 1 mar. 2018.
- LINTON, J. D.; KLASSEN, R.; JAYARAMAN, V. Sustainable supply chains: An introduction. **Journal of Operations Management**, Supply Chain Management in a Sustainable Environment Special Issue on Frontiers of Empirical Supply Chain Research. v. 25, n. 6, p. 1075–1082, 1 nov. 2007.
- LIU, Z.; LI, T.; JIANG, Q.; ZHANG, H. Life Cycle Assessment-Based Comparative Evaluation of Originally Manufactured and Remanufactured Diesel Engines. **Journal of Industrial Ecology**, v. 18, n. 4, p. 567–576, 2014.
- MORAES, D. da G. e S. V. M. de; ROCHA, T. B.; EWALD, M. R. Life cycle assessment of cell phones in Brazil based on two reverse logistics scenarios. **Production**, v. 24, n. 4, p. 735–741, dez. 2014.
- OLIVEIRA, M. C.; MAGRINI, A. Life Cycle Assessment of Lubricant Oil Plastic Containers in Brazil. **Sustainability (Switzerland)**, v. 9, n. 4, 2017.
- PISHVAEE, M. S.; RAZMI, J. Environmental supply chain network design using multi-objective fuzzy mathematical programming. **Applied Mathematical Modelling**, v. 36, n. 8, p. 3433–3446, ago. 2012.
- POKHAREL, S.; MUTHA, A. Perspectives in reverse logistics: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 53, n. 4, p. 175–182, fev. 2009.
- RAMOS, T. R. P.; GOMES, M. I.; BARBOSA-PÓVOA, A. P. Planning a sustainable reverse logistics system: Balancing costs with environmental and social concerns. **Omega**, v. 48, p. 60–74, out. 2014.
- RICHEY, R. G.; CHEN, H.; GENCHEV, S. E.; DAUGHERTY, P. J. Developing effective reverse logistics programs. **Industrial Marketing Management**, v. 34, n. 8, p. 830–840, nov. 2005.
- SEURING, S. A review of modeling approaches for sustainable supply chain management. **Decision Support Systems**, Rapid Modeling for Sustainability. v. 54, n. 4, p. 1513–1520, mar. 2013.
- SINIR - Sistema Nacional de Informações Sobre a Gestão de Resíduos Sólidos. **ACORDO SETORIAL PARA IMPLANTAÇÃO DO SISTEMA DE LOGÍSTICA REVERSA DE EMBALAGENS EM GERAL**. Disponível em: <http://www.sinir.gov.br/documents/10180/93155/Acordo_embalagens.pdf/58e2cc53-3e38-420a-97fd-dba2ccae4cd3> Acesso em: 22 fev. 2018
- SRIVASTAVA, S. K. Green Supply-Chain Management: A State-of-the-Art Literature Review. **International Journal of Management Reviews**, v. 9, n. 1, p. 53–80, mar. 2007.
- STAROSTKA-PATYK, M.; NITKIEWICZ, T. LCA approach to management of defective products in reverse logistics channels. In: 2014 International Conference on Advanced Logistics and Transport (ICALT), **Anais...** In: 2014 INTERNATIONAL CONFERENCE ON ADVANCED LOGISTICS AND TRANSPORT (ICALT). maio 2014.
- SUBULAN, K.; TAŞAN, A. S.; BAYKASOĞLU, A. Designing an environmentally conscious tire closed-loop supply chain network with multiple recovery options using interactive fuzzy goal programming. **Applied Mathematical Modelling**, v. 39, n. 9, p. 2661–2702, 1 maio 2015.
- TASKHIRI, M. S.; GARBS, M.; GELDERMANN, J. Sustainable logistics network for wood flow considering cascade utilisation. **Journal of Cleaner Production**, Special Volume: Improved resource efficiency and cascading utilisation of renewable materials. v. 110, p. 25–39, 1 jan. 2016.
- ZANGHELINI, G. M.; CHERUBINI, E.; ORSI, P.; SOARES, S. R. Waste management Life Cycle Assessment: the case of a reciprocating air compressor in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 70, p. 164–174, 1 maio 2014.
- ZANGHELINI, G. M.; JUNIOR, H. R. A. de S.; KULAY, L.; CHERUBINI, E.; RIBEIRO, P. T.; SOARES, S. R. A Bibliometric Overview of Brazilian LCA Research. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 12, p. 1759–1775, 1 dez. 2016.
- ZHANG, Y.; HUANG, K.; YU, Y.; YANG, B. Mapping of water footprint research: A bibliometric analysis during 2006–2015. **Journal of Cleaner Production**, v. 149, p. 70–79, 15 abr. 2017.

GESTÃO DO CICLO DE VIDA (GCV) PARA A SUSTENTABILIDADE DE PEQUENAS E MÉDIAS EMPRESAS (PMES) NA REGIÃO DE SOROCABA/SP: PRINCIPAIS ENTRAVES E DESAFIOS

Camila Gomes Henriques de Oliveira¹; José Augusto de Oliveira²; Diogo Aparecido Lopes Silva¹

¹Universidade Federal de São Carlos – Campus de Sorocaba/SP (UFSCar), Centro de Ciências em Gestão e Tecnologia (CCGT), Departamento de Engenharia de Produção de Sorocaba (DEP-So), camilaghenriques@gmail.com

²Universidade Estadual Paulista “Júlio Mesquita Filho” (UNESP) – campus de São João da Boa Vista/SP

Resumo: As Pequenas e Médias Empresas (PMEs) no Brasil representam quase 27% do Produto Interno Bruto (PIB). Além disso, o mundo atualmente enfrenta uma crise ambiental, em grande parte, devido às atividades humanas de produção e consumo insustentáveis. Dessa forma, este artigo visa realizar um mapeamento das PMEs da região de Sorocaba/SP no tocante à implementação da temática de sustentabilidade em suas atividades de gerência da produção. Para isso, foi elaborada uma *survey* online, sendo a mesma compartilhada com as PMEs via parcerias com Sindicatos e Associações Empresariais da região estudada. A partir dos resultados parciais encontrados até então, foi possível mapear e entender parcialmente como a sustentabilidade está sendo trabalhada na prática pelas PMEs estudadas. A partir dessas respostas coletadas estima-se que 36% das empresas não adotam ou conhecem Leis, Normativas e Regulações relacionadas a preservação do meio ambiente, e nenhuma empresa relatou conhecer ou aplicar a Gestão do Ciclo de Vida (GCV) de produto. As principais práticas de gestão enfatizadas pelas empresas relacionadas à sustentabilidade foram: utilização consciente de materiais, utilização de fontes renováveis de energia, aumento da eficiência energética ou reduções significativas no consumo de energia, conscientização acerca da responsabilidade que a empresa tem que ter em relação à escolha de seus fornecedores e adoção de práticas que incentivam a diversidade étnica dentro da organização. Portanto, a inclusão da GCV nas PMEs ainda se mostra limitada e esforços devem ser realizados neste sentido para conscientizar as empresas sobre a importância e a necessidade de incluir a GCV para promover a sustentabilidade empresarial.

Palavras-chave: Pequenas e Médias Empresas, Sustentabilidade Empresarial, *Survey*, Gestão do Ciclo de Vida.

Introdução

Para o Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (SEBRAE, 2014), as PMEs são as principais geradoras de riqueza no comércio do Brasil, representando 53,4% do Produto Interno Bruto (PIB) deste setor, e 27% do PIB nacional. Além disso, as PMEs representam mais de metade dos empregos formais do país. Em valores absolutos, a produção gerada pelas micro e pequenas empresas quadruplicou em dez anos, saltando de R\$ 144 bilhões em 2001 para R\$ 599 bilhões em 2011, em valores da época (SEBRAE, 2014).

No lado empresarial, eis que surge então o termo Sustentabilidade Empresarial (SE), e, dessa forma, ser uma empresa sustentável se tornou um dos principais objetivos empresariais na atualidade (ANDRADE et al., 2012). É notório para as organizações que quanto mais rápido elas se adaptarem a ideia de serem empresas mais sustentáveis, mais duradouras e lucrativas elas serão no mercado. Para Andrade et al. (2012), a SE é a adoção das melhores práticas de gestão que vão ao encontro das necessidades atuais e futuras dos *stakeholders* envolvidos no negócio.

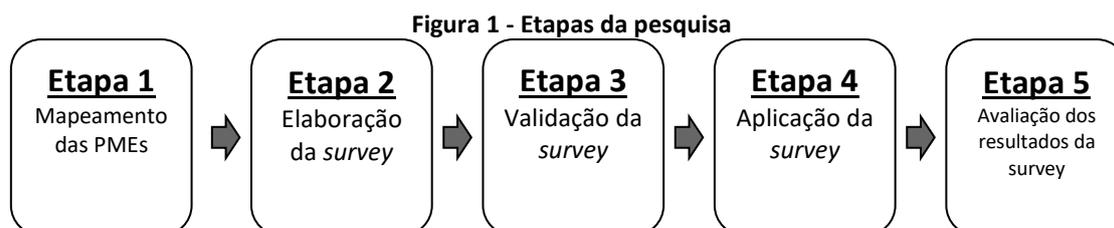
Além disso, segundo Ventura (2010), os consumidores brasileiros têm se tornado muito mais preocupados com as questões socioambientais quando se trata de comprar novos produtos (bens ou serviços). Ademais, diversas leis de regulamentação de cunho sustentável têm sido criadas e estão colaborando para tornar a conscientização sobre sustentabilidade um aspecto mais palpável para a sociedade. Para Seidel-Sterzik et al. (2018), uma abordagem para implementar a SE é por meio da Gestão do Ciclo de Vida (GCV). Para eles, a GCV é a aplicação do Pensamento do Ciclo de Vida (PCV) nas práticas empresariais de gestão, com o objetivo de gerenciar o ciclo de vida dos produtos e serviços de uma organização. Entretanto, ao se tratar das PMEs, apenas a sua minoria de fato conhece e/ou integra alguma das técnicas e ferramentas da GCV.

Dessa maneira, isso levanta a questão de pesquisa de por que as PMEs não se comprometem com a GCV e o que é necessário para mudar esse cenário? Dada a importância que as PMEs exercem sobre a economia do país, e a demanda da sociedade para que as empresas adotem práticas mais sustentáveis de produção, este trabalho visa desenvolver uma contribuição teórico-empírica sobre o tema. A referida contribuição será em mapear os principais entraves e desafios para a inclusão da temática de GCV dentro das PMEs. Para isso, foi realizada uma *survey* com PMEs da região de Sorocaba/SP no intuito de compreender o perfil das PMEs da referida região no tocante à

sustentabilidade empresarial, assim como os fatores que afetam a adoção de práticas sustentáveis nas PMEs e, principalmente, os fatores que podem facilitar ou impedir a implementação da GCV nessas empresas.

Metodologia

Conforme a Figura 1, foi realizada uma pesquisa literária sobre temas correlatos a este artigo. Dessa maneira, foram consultados documentos (relatórios, base de dados, estatísticas e informativos) e publicações científicas contemporâneas e retrospectivas relacionadas ao tema de SE nas PMEs. Posteriormente, foi iniciada a parte prática da pesquisa com a elaboração, validação e aplicação da survey, assim como a interpretação dos resultados.



Fonte: Elaboração própria

Durante a **Etapa 1**, a fim de mapear a SE nas PMEs da região de Sorocaba/SP, foi obtida uma amostra de empresas via parceria com a Associação Comercial de Sorocaba (ACSO) e também por meio de dados de empresas disponíveis no banco de dados do Centro das Indústrias do Estado de São Paulo (CIESP), que possui um departamento para auxiliar Micro e Pequenas Indústrias da região de Sorocaba/SP. Na **Etapa 2**, foi elaborada uma *survey online* para ser aplicada nessas empresas selecionadas e posteriormente analisar o grau de maturidade delas em relação ao tema de sustentabilidade empresarial. Para o desenvolvimento da *survey online* foi utilizada a ferramenta o “Google Forms”.

Os três pilares da Sustentabilidade, também conhecido como *Triple Bottom Line*, foram incluídos na construção da *survey online*. Para Wajenberg e Leme (2009), este termo significa fazer referência à prosperidade econômica, à qualidade ambiental e à justiça social, integrando, assim, o desempenho financeiro, ambiental e social numa organização quando se aborda a sustentabilidade. Para se estabelecer as questões da *survey* foram utilizadas informações do *Global Reporting Initiative* (GRI) no tocante a questões críticas sobre sustentabilidade.

A *survey* foi dividida em 5 seções e em cada uma das seções 3, 4 e 5 haviam perguntas semiestruturadas fechadas (múltipla escolha) e abertas (dissertativas) abordando sobre os diversos temas relacionados à sustentabilidade. Foi possível então entender e mapear até o momento como a sustentabilidade está sendo trabalhada na prática pelas PMEs estudadas. O questionário pode ser acessado em: <https://goo.gl/forms/jFhKUqVsQjEh5Dw2>.

Ademais, a escolha das escalas das respostas das perguntas foi do tipo Escala *Likert* para as perguntas fechadas. Ao responderem um questionário com esse tipo de escala, os respondentes especificam seu nível de concordância com uma determinada afirmação. Para cada resposta, foi atribuído um peso (relacionado com a importância de cada resposta). Dessa forma, a escala permite medir as atitudes e conhecer o grau de conformidade do respondente com qualquer afirmação proposta pela *survey*. Os níveis da escala estabelecidos foram: discordo; discordo parcialmente; indiferente; concordo parcialmente; concordo e não se aplica ou não desejo responder. Uma vez finalizado o questionário, cada elemento pode ser analisado separadamente ou, em certos casos, as respostas a um conjunto de itens de *Likert* podem ser somadas para se obter um valor total. No caso das questões dissertativas, por seu caráter qualitativo, elas serviram apenas para que se pudesse ter maiores detalhes sobre a escolha da resposta de cada respondente, especialmente nos casos em que as respostas foi “não desejo responder” ou “não se aplica”.

Durante a **Etapa 3**, a *survey* foi submetida à um período de validação. Para que esse processo fosse realizado, contou-se com a ajuda de professores-pesquisadores da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) que são especialistas na área de sustentabilidade e na elaboração de questionários. Após essa etapa de validação, algumas perguntas foram eliminadas, acrescentadas e editadas outras questões para facilitar o entendimento por parte dos respondentes. Já na **Etapa 4**, para colocar em prática e iniciar a obtenção de respostas para a pesquisa elaborada, a *survey* foi enviada por e-mail para o banco de dados de PMEs obtido através da parceria com a ACSO e via o website da CIESP. Em função da dificuldade na obtenção de respostas, a pesquisa foi reenviada uma segunda vez para que fosse possível se obter mais respostas. Por fim, a **Etapa 5** consistiu em analisar as respostas obtidas e entender como a sustentabilidade é

trabalhada nas PMEs que responderam à pesquisa até o momento. A partir dessa análise, foi possível identificar as principais práticas de gestão enfatizadas pelas empresas relacionadas à sustentabilidade.

Resultados e discussões

De 21 respostas até o momento, foram filtradas as que se enquadram no propósito da pesquisa: micro, pequena ou média empresa. Dessa forma, foram selecionadas 52% das respostas. Os respondentes que possuíam um número acima de 499 funcionários, se enquadram, de acordo com SEBRAE (2013).

Dentre as respostas, 63,3% estão no mercado a menos de 10 anos, isso indica duas possibilidades: 1) que o setor de PMEs em Sorocaba/SP está crescendo com a entrada de cada vez mais novas empresas; ou 2) que muitas PMEs fecham as portas nos primeiros anos, e posteriormente reabrem outros negócios correlatos ou não. Um próximo passo da pesquisa visa investigar a ocorrência dessas duas possibilidades dentro da amostra de empresas que participaram da *survey*. A possibilidade 1) é menos crítica que a 2), visto que esta última já indica que as PMEs da região teriam sérios problemas para se manterem em seus mercados, e, portanto, não apresentam boas perspectivas quanto à sustentabilidade econômica. Ademais, 63,3% são microempresas, 27,7% são pequenas empresas e 9% são de médio porte. Os setores em que essas pertencem englobam: setor da educação, prestação de serviços, químico e petroquímico, tecnologia, indústria, saúde, logística reversa, automação e recrutamento e seleção.

Para as respostas fechadas, i.e., utilizando a escala de Likert, foram atribuídos: 1, 2, 3, 4, 5 e 0 pontos para respostas “Discordo”, “Discordo Parcialmente”, “Indiferente”, “Concordo Parcialmente”, “Concordo” e “Não se aplica ou não desejo responder”, respectivamente. Assim, para cada pergunta do tripé da sustentabilidade (ambiental, econômica e social), foram somados os pontos, e assim cada respondente apresentou um total máximo de pontos relativos ao seu perfil em sustentabilidade, sendo que o máximo de pontos possível é de 148 pontos. Lembrando que para cada resposta de cada pergunta, quanto mais próximo na escala do “Concordo” o respondente marcar, em um nível maior de maturidade ele se encontrará em relação às práticas sustentabilidade empresarial. As empresas respondentes foram numeradas e caracterizadas de 1 a 11. Após a análise da relação entre as empresas, concluiu-se que as empresas que apresentaram a maior pontuação foram as empresas número 4, 6 e 9 com, respectivamente, 134, 133 e 148 pontos. Os principais destaques na amostra de empresas foram:

- **Empresa 4:** 134 pontos; possui até 19 funcionários; atua no setor químico e/ou petroquímico há menos de 10 anos e inclui a sustentabilidade principalmente em sua área de operações, mais especificamente no chão de fábrica.
- **Empresa 6:** 133 pontos; possui até 19 funcionários; atua no setor de tecnologia há menos de 10 anos e inclui a sustentabilidade principalmente em sua área de estratégia.
- **Empresa 9:** 148 pontos; possui entre 20 e 99 funcionários; atua no setor de logística reversa há menos de 10 anos e inclui a sustentabilidade principalmente na área relacionada à cadeia de suprimentos.

Já a empresa que apresentou a menor pontuação foi:

- **Empresa 2:** 26 pontos, possui até 19 funcionários; atua no setor da educação de 10 a 25 anos atrás e inclui a sustentabilidade principalmente na área de responsabilidade social.

Na sustentabilidade social que integra um conjunto de práticas que faz com que as empresas se envolvam com a comunidade e adotem práticas éticas e transparentes no relacionamento com seus parceiros, fornecedores e colaboradores, as atividades mais praticadas pelas empresas são apresentadas na Figura 2. Percebe-se que algumas empresas conduzem programas de promoção e conscientização da responsabilidade social junto aos seus fornecedores, e possuem ações ou programas para o desenvolvimento dos mesmos. No âmbito da diversidade, possuem programas ou processos formalizados para a valorização da diversidade e buscam proporcionar oportunidades de trabalho à pessoas pertencentes a grupos desfavorecidos. Por fim, é comum que elas possuam programas para desenvolver a mão de obra e empregar profissionais da comunidade local.

Por outro lado, poucas empresas (apenas 54%) possuem programas estruturados para promover a saúde e segurança dos colaboradores (público interno), ou empreendem esforços para garantir aos funcionários terceirizados tratamento semelhante aqueles percebidos pelos empregados efetivos (ver Figura 2).

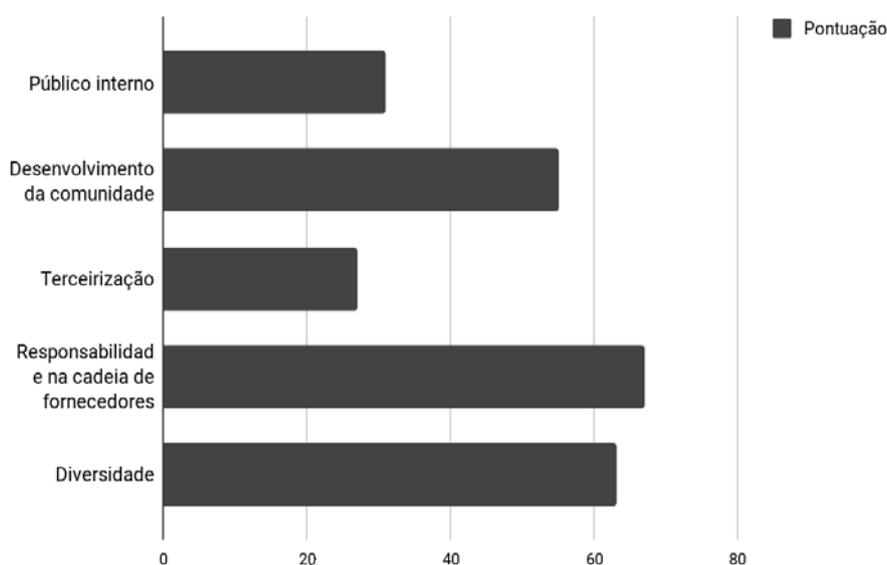
Na sustentabilidade econômica, as empresas respondentes enfatizaram as práticas relacionadas aos planos de contingência, dessa forma, afirmam possuir planos de contingência para atender à uma emergência e também para conter informações detalhadas sobre características da área ou do sistema envolvido, além de disporem de cobertura de seguro. No âmbito da avaliação de desempenho, as respondentes mostraram-se ativas quando se trata da adoção de um sistema de gestão de desempenho baseado em indicadores financeiros, conforme a Figura 3.

Em contrapartida, no âmbito do plano estratégico, contenção de riscos ou na elaboração de demonstrações financeiras, essas PMEs se mostraram pouco ativas (ver Figura 3). Assim, elas raramente quantificam aspectos socioambientais em suas projeções financeiras, não possuem um processo de gestão de riscos corporativos que considere critérios socioambientais de curto, médio e longo prazo.

Sobre a sustentabilidade ambiental, na Figura 4 destacaram-se as práticas visando a economia no uso de recursos materiais, água e de energia. Dessa forma, 45% das empresas utilizam materiais renováveis e/ou recicláveis na produção de seus produtos, 54% reciclam e recuperam os seus produtos/materiais no final da cadeia produtiva, 45% possuem uma política de restrição no uso de materiais e insumos provenientes de exploração ilegal de recursos e apenas 18% afirmaram já terem alcançado reduções significativas para a diminuição no uso de materiais não renováveis na produção. Além disso, quando se trata de água, 63% delas buscam reduzir o consumo interno de água utilizando, por exemplo, água proveniente de recursos hídricos legais e reciclando ou reutilizando a água após o seu uso. Por fim, quando se trata da energia, 27% das empresas utilizam fontes renováveis de energia, e 36% buscam o aumento de sua eficiência energética para minimizar o impacto ambiental.

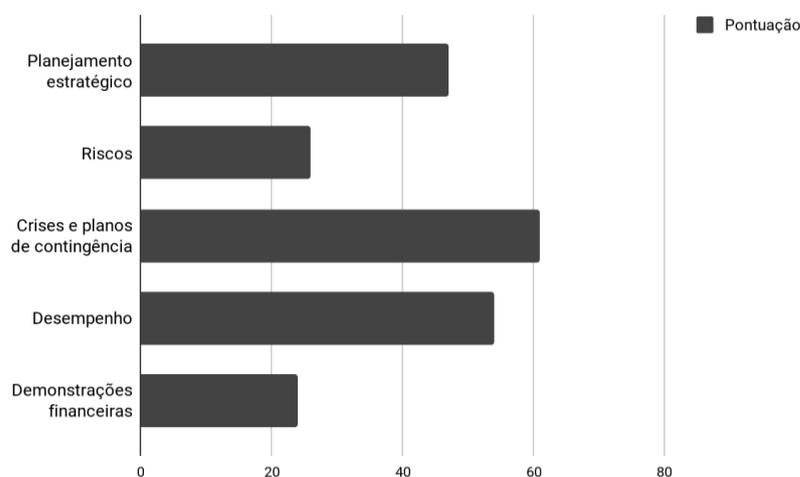
Entretanto, quando se trata da gestão dos impactos sobre a biodiversidade, a geração de emissões de gases, resíduos sólidos e de efluentes líquidos, assim como no cumprimento de leis, normativas e regulamentações, as empresas mostram-se menos ativas na Figura 4 em relação a esses assuntos. Sobre a preservação da biodiversidade, geralmente não buscam contribuir com práticas para preservar a fauna e flora na região que empresa está inserida. Além disso, 27% das empresas não conseguem ou tentam reduzir o impacto ambiental diminuindo a emissão de gases (gases tóxicos, gases do efeito estufa, etc.), 18% com a geração de resíduos sólidos (cavacos de usinagem, sobras de materiais, etc.) ou e 27% com a geração de efluentes (esgoto, lodo, água contaminada, etc.), conforme a Figura 4.

Figura 2 - Pontuação dos âmbitos da sustentabilidade social



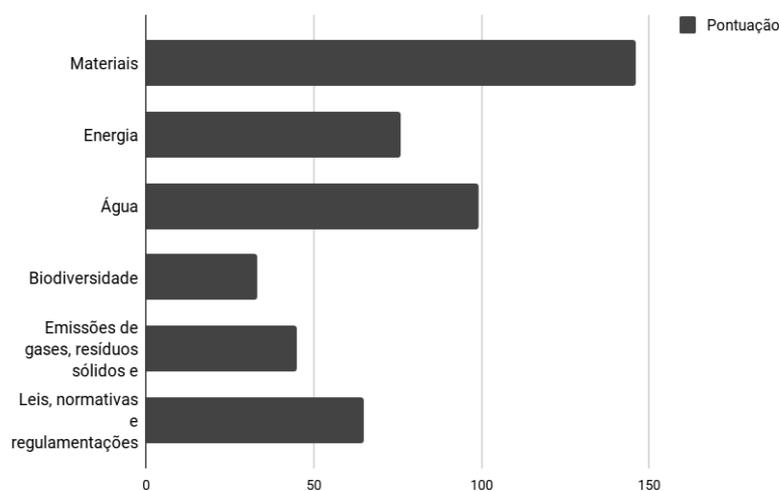
Fonte: elaboração própria

Figura 3 - Pontuação dos âmbitos da sustentabilidade econômica



Fonte: elaboração própria

Figura 4 - Pontuação dos âmbitos da sustentabilidade ambiental



Fonte: elaboração própria

GCV nas PMEs: fatores que influenciam ou impedem a sua adoção

A partir da *survey* aplicada, apenas 27% das empresas adotam ou conhecem Leis, Normativas e Regulações relacionadas à preservação do meio ambiente e apenas duas (empresas 4 e 9, já classificadas anteriormente com as maiores pontuações na *survey*), relataram conhecer ou aplicar a GCV. Os fatores que afetam a utilização da GCV nas PMEs podem ser vistos a partir de uma perspectiva interna e externa. A perspectiva interna considera as características únicas das PMEs, incluindo seus recursos, estratégias e estrutura organizacional. A visão externa considera a maior cadeia de suprimentos e sua influência na organização em termos de sua capacidade de implementar iniciativas de GCV. Seidel-Sterzik et al. (2018) listam alguns dos fatores internos que afetam a GCV nas PMEs:

- **Influência do proprietário:** em PMEs, devido ao seu pequeno porte, um único proprietário detém a gestão da companhia. Isso significa que as questões sustentáveis serão levadas em consideração, na maioria das vezes, por uma ou poucas pessoas. Dessa forma, o *background*, i.e., os valores e a educação dessa pessoa irá ter impacto significativo na gestão da sustentabilidade da organização. Geralmente, alguns proprietários ou gestores vêm questões ambientais como uma ameaça e as associam com custos e consequências negativas. Por isso, muitas das vezes deixam de adotar a GCV em suas práticas sustentáveis. Entretanto, caso o proprietário tenha um *background* positivo com relação às práticas sustentáveis, o cenário da PME muda e esta se destaca com relação às outras na implementação potencial da GCV em sua rotina diária.
- **Cultura ambiental:** todas as crenças, percepções, valores e normas influenciam em como o membro de uma organização trata os *trade-offs* que afetam o meio ambiente. Dessa forma, se a companhia não possui crenças, percepções, valores e normas que suportam as iniciativas relacionadas à sustentabilidade, essa terá dificuldade em aceitar a introdução da gestão ambiental como a GCV.
- **Disponibilidade de recursos:** a falta de recursos que uma PME enfrenta (principalmente a questão dos custos) impede com que as organizações tenham acesso às tecnologias que auxiliem na implementação da GCV e, conseqüentemente, ao invés de adotarem essas práticas sustentáveis, preferem preocupar-se com outras atividades que irão conseguir atender “melhor” aos objetivos do negócio.
- **Estratégia empresarial adotada:** em PMEs, investimentos com retorno à longo prazo são pouco considerados por PMEs em suas decisões estratégicas. Isso ocorre, pois elas possuem o hábito de focar mais nos objetivos a curto prazo que a longo prazo e, dessa maneira, dificilmente adotam práticas relacionadas à GCV.
- **Conhecimento sobre questões ambientais:** a falta de conhecimento sobre questões relacionadas ao meio ambiente leva as PMEs à uma falta de comprometimento com essas questões. Geralmente as companhias pensam que, por serem de relativamente pequenas, não irão causar tanto impacto ambiental e equivocam-se nesse sentido, uma vez que representam grande parte da economia do país. Além disso, toda a atividade econômica gera impactos ambientais, independente do seu tamanho como organização e atividade fim.
- **Requisitos do mercado:** os requisitos do mercado diferem-se dependendo do setor industrial ou do local que a PME está inserida. Algumas dessas organizações são menos cobradas em relação à GCV do que outras.
- **Separação geográfica da produção:** em função da globalização, PMEs possuem fornecedores, distribuidores ou clientes em diferentes locais ao redor do mundo. Assim, isso resulta em uma responsabilidade difusa pelos impactos ambientais dos produtos, fazendo com que algumas empresas não incorporem a GCV em suas práticas devida às dificuldades ao se mapear toda a cadeia de valor.

Já entre as barreiras externas que afetam a adoção da GCV, destaca-se:

- **Recursos:** algumas entidades na cadeia de suprimentos tem um poder relativamente maior que outras. Isso acontece principalmente com as PMEs e seus grandes fornecedores e distribuidores. Como resultado desse contraste de tamanho e poder, o gerenciamento da cadeia torna-se mais difícil em função da falta de compatibilidade e, portanto, dificulta a adoção da GCV em suas práticas sustentáveis.
- **Compartilhamento de informações ao longo da cadeia de suprimentos:** a falta de alinhamento entre as entidades da cadeia de suprimentos provoca uma deficiência de informações para que todas as partes envolvidas adaptem seus processos com o objetivo de criar um produto de melhor valor agregado para o cliente, e a um menor impacto ambiental por unidade de produto vendido.
- **Cultura:** é necessário que as entidades envolvidas em uma mesma cadeia de suprimentos pensem, além de oportunidades individuais, fora dos seus limites, focando em melhorias holísticas para toda a cadeia de valor, isto é, olhando para o ciclo de vida dos produtos.

Assim, um próximo passo desta pesquisa é a de estudar o grau de ocorrência dos fatores internos e externos supracitados nas empresas mapeadas que afirmaram conhecer e/ou realizar práticas de GCV. Além disso, é preciso ampliar o número de amostras na *survey*, para que os seus resultados sejam mais representativos.

Conclusões parciais

Conclui-se que a GCV é importante nas empresas uma vez que traz contribuições para todas as partes do tripé da sustentabilidade. Entretanto, em função de algumas barreiras existentes, principalmente a dos custos associados às práticas sustentáveis e a da falta de integração entre os envolvidos da cadeia de valor, é difícil de se implementar a GCV em empresas de micro, pequeno ou médio porte.

Esta pesquisa ainda se encontra em andamento e seus resultados são parciais. Contudo, já foi possível perceber o baixo nível de participação das PMEs dentre as práticas de sustentabilidade empresarial atribuídas ao questionário.

Apenas duas empresas relataram conhecer e/ou aplicar a GCV, o que indica que o tema de sustentabilidade ainda é um grande desafio a ser vencido rumo a uma produção mais sustentável nas PMEs.

Para superar tamanha barreira, programas de incentivo e conscientização devem ser formalizados para motivar as PMEs a conhecerem e buscarem a sustentabilidade empresarial por meio da GCV. Contudo, a partir do perfil de sustentabilidade obtido até o momento, questões ainda básicas precisam ser trabalhadas. Por exemplo, 54% das empresas relataram não conseguirem reduzir o impacto via minimização da emissão de gases, efluentes e de resíduos sólidos em seus sistemas produtivos. Logo, primeiro seria necessário melhorar o desempenho ambiental desses sistemas de produção, antes de incluir a visão de ciclo de vida de produto por meio da GCV.

Agradecimentos

Os autores do artigo agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de iniciação científica com processo n° 2017/04414-5.

Referências

ANDRADE, L. P.; MOREIRA, B. C.; PEDROSA, G. H. Determinantes da performance de sustentabilidade empresarial: uma nova análise sobre as empresas brasileiras de capital aberto. In: Encontro da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Administração, 36., 2012, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: ANPAD, 2012.

SEIDEL-STERZIK, H; MCLAREN, S; GARNEVSKA, E. Effective Life Cycle Management in SMEs: Use of a Sector-Based Approach to Overcome Barriers. *Sustainability* 2018, 10, 359.

SERVIÇO BRASILEIRO DE APOIO À MICRO E PEQUENAS EMPRESAS – SEBRAE. Pesquisa Sobre Sustentabilidade. Relatório final/dezembro 2013, Brasília-DF: 88p, 2013.

SERVIÇO BRASILEIRO DE APOIO À MICRO E PEQUENAS EMPRESAS – SEBRAE.. Participação das Micro e Pequenas Empresas na Economia Brasileira: estudos e pesquisas, Brasília – DF: 106p, 2014.

VENTURA, R. Mudanças no perfil de consumo no Brasil: principais tendências nos próximos 20 anos. Rio de Janeiro: Macroplan – Prospectiva, Estratégia & Gestão, 2009.

WAJNBERG, D.; LEMME, C. F. Exame da divulgação do relacionamento entre iniciativas socioambientais e desempenho financeiro corporativo nos bancos brasileiros. *Revista de Gestão Social e Ambiental*, n.3, p. 53-69, 2009.

ESTRUTURA METODOLÓGICA INTEGRADA PARA A SUSTENTABILIDADE DA ACV: UMA DISCUSSÃO SOBRE USO DE MÉTODOS DE SOBRECLASSIFICAÇÃO

Renata Nobre da Cunha¹, Ana Laura Raymundo Pavan¹, Efigênia Rossi¹, Aldo Roberto Ometto¹

¹ Escola de Engenharia de São Carlos (EESC), Universidade de São Paulo (USP)

Resumo:

A estrutura da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) propõe que as dimensões ambientais, econômicas e sociais da sustentabilidade sejam integradas na metodologia convencional da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Porém, quantificar a avaliação da sustentabilidade exige também uma estrutura metodológica integrada, devido não apenas a seu caráter multidisciplinar, como também à complexidade dos problemas envolvidos. A Análise Multicritério de Apoio à Decisão (*Multi Criteria Decision Analysis - MCDA*) tem sido usada como uma alternativa para tornar possível o desenvolvimento de uma estrutura metodológica integrada, pois considera problemas complexos com elevado nível de incerteza, objetivos conflitantes, diferentes tipos de dados e múltiplos interesses e perspectivas. Neste sentido, uma revisão da literatura foi realizada nas plataformas de pesquisa "Science Direct", "SciVerse Scopus" e "ISI Web of Knowledge" com o objetivo em analisar as vantagens e desvantagens do uso de métodos multicritério que se baseiam na relação de superação entre ações ou alternativas, denominados métodos de sobreclassificação, em estudos de ASCV. Com os resultados, foi possível desenvolver uma discussão das agregações positivas e as limitações da utilização desse grupo de métodos em estudos de ASCV.

Palavras-chave: Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida, Análise Multicritério de Apoio à Decisão, Estrutura Metodológica Integrada, Métodos de Sobreclassificação.

Introdução

Halog e Manik (2011) explicam que para o desenvolvimento sustentável seja útil e operacionalizado para a maioria dos *stakeholders* quatro aspectos precisam convergir: (1) suporte da ciência e da tecnologia; (2) formulação de políticas adequadas e estruturas regulamentares; (3) participação ativa das empresas; e (4) entendimento e apoio das partes públicas de interesse. Esta busca desafiadora exige uma mudança ou transição da dominação para a parceria que identifica interligações entre os sub-sistemas. Entender essas interconexões facilita uma transição do sistema econômico de base financeira existente para um que se esforça para se tornar compatível com a integridade do ecossistema.

Neste sentido, um novo modelo da Avaliação do Ciclo de Vida é desenvolvido, denominado Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV). De acordo com Gloria et al. (2017) alguns autores definem a ASCV como uma ampliação da ACV ambiental para incluir também os impactos econômicos (através do Custeio do Ciclo de Vida) e sociais (através da ACV social, S-ACV) (e.g. Klöpffer e Renner, 2008). Outros entendem como um *framework* transdisciplinar para a integração de modelos (e.g. Guinée et al., 2011) que procura não só expandir o escopo dos indicadores, mas também a modelagem e o objeto de análise (de produtos para setores e para economias inteiras). Fato é que a ACSV é uma ferramenta importante de suporte à decisão que está em desenvolvimento ativo, em grande parte quanto a desafios metodológicos (GRUBERT, 2017).

Porém, quantificar a avaliação da sustentabilidade exige uma estrutura metodológica integrada, devido não apenas a seu caráter multidisciplinar, como também à complexidade dos problemas envolvidos (CLÍMACO E VALLE, 2016). A Análise Multicritério de Apoio à Decisão (*Multi Criteria Decision Analysis - MCDA*) tem sido usada como uma alternativa para tornar possível o desenvolvimento de uma estrutura metodológica integrada, pois considera problemas complexos com elevado nível de incerteza, objetivos conflitantes, diferentes tipos de dados e múltiplos interesses e perspectivas.

Segundo Clímaco e Valle (2012), os métodos de decisão multicritério (*Multi Criteria Decision Making Methods - MCDM*), em sua grande maioria, são modelos que combinam aspectos quantitativos com os qualitativos, o que parece essencial em estudos de sustentabilidade.

Roy (1996) classifica os métodos multicritérios em três principais tipos, entre eles está o método de sobreclassificação (*outranking*). Esses métodos baseiam-se na relação de superação entre ações ou alternativas (DE ALMEIDA, 2013). Geralmente, a análise de superação é realizada par a par (DE ALMEIDA, 2013; FIGUEIRA, GRECO E EHRGOTT, 2016). Em geral, não realizam agregação para estabelecer um score de cada alternativa (DE ALMEIDA, 2013). Além disso,

consideram limiares de concordância e discordância. Não apresentam transitividade como requisito obrigatório, ou seja, é possível que: $A > B$; $B > C$, mas não se pode afirmar que $A > C$.

Esses métodos são mais flexíveis, sem compensação entre os critérios e aceitam incomparabilidade entre as alternativas (SIQUEIRA E ALMEIDA FILHO, 2011). Dentre os métodos de sobreclassificação, ELECTRE e PROMETHEE são os mais conhecidos (FIGUEIRA, GRECO E EHRGOTT, 2016).

Desta forma, o objetivo deste trabalho é analisar as vantagens e desvantagens do uso de métodos de sobreclassificação em estudos de ASCV.

Metodologia

Os artigos de revisão são baseados em fontes de informações bibliográficas com a finalidade de fundamentar teoricamente um trabalho por meio de resultados de pesquisas de outros autores. A pesquisa bibliográfica objetiva descrever e discutir o desenvolvimento de um determinado assunto, constituindo uma análise da literatura publicada em livros e artigos (ROTHER, 2007).

A pesquisa bibliográfica possui três etapas principais: 1) formulação do problema; 2) busca e leitura das fontes e 3) análise e redação do texto (GIL, 2002). A presente pesquisa buscou responder a seguinte questão *“o uso de métodos de sobreclassificação representa uma alternativa para tornar possível o desenvolvimento de uma estrutura metodológica integrada em estudos de ASCV?”* para tanto, o problema da pesquisa pautou-se em analisar as vantagens e desvantagens do uso de métodos de sobreclassificação em estudos de ASCV.

As bases de dados utilizadas foram: Science Direct, SciVerse Scopus e ISI Web of Knowledge (Web of Science), delimitando-se como escopo temporal publicações entre 2008 e 2018 sendo utilizadas as seguintes palavras-chave: ‘Life Cycle Assessment’, ‘Life Cycle Sustainability Assessment’, ‘Sustainability Life Cycle Assessment’, ‘LCSA’, ‘ELECTRE’ e ‘PROMETHEE’.

Dentre os critérios de seleção dos artigos, buscou-se encontrar estudos aplicados de métodos de sobreclassificação na ASCV, excluindo-se artigos com contribuição apenas teórica e de revisão de literatura.

Resultados e discussão

Na revisão da literatura foram encontrados 56 artigos, sendo que 15 eram repetidos. Após aplicar os critérios de corte, somente 16 artigos eram adequados ao escopo considerado. No Quadro 1 são listadas as vantagens e desvantagens no uso de métodos de sobreclassificação em estudos de ASCV, assim como os artigos que citam as mesmas.

Os resultados de De Luca et al. (2017) mostraram como o interesse pela hibridização de métodos vem crescendo nos últimos anos. A maioria dos trabalhos publicados em revistas científicas foi representada por estudos de aplicação, mostrando um interesse prático em casos reais de estudo. A principal tipologia de integração foi representada por métodos multicritérios integrando avaliações de CV.

Para Kadziński et al. (2018), o método multicritério proposto proporcionou maior clareza para a tomada de decisão e credibilidade garantida aos envolvidos no estudo. Além disso, a estrutura proposta pode ser aplicada a outros contextos de decisão necessitando de adaptações da ACV à realidade de um estudo particular.

De acordo com Domingues et al. (2015), o uso do MCDA tem trazido novas perspectivas para a ACV atribucional, aumentando sua abrangência e fornecendo novas formas de comunicar resultados, em vez de apresentar uma lista de indicadores de desempenho para as alternativas consideradas.

A combinação de abordagens de ciclo de vida e multicritério resultam em uma série de vantagens em relação a outras estratégias de MCDA em termos de praticidade e solidez. As abordagens do ciclo de vida enriquecem os métodos multicritérios através de seleção e quantificação de critérios apropriados, enquanto os MCDA enriquecem a fase de interpretação dos estudos do ciclo de vida, fornecendo pontuações dos critérios de sustentabilidade e *benchmarks* orientados para os tomadores de decisão (MARTÍN-GAMBOA et al., 2017).

Herva e Roca (2013) concluem que a análise multicritérios se beneficiaria da aplicação prévia de metodologias padronizadas, como o uso da ACV. Assim, os encargos ambientais mais relevantes e sua gravidade serão identificados

e caracterizados em um passo anterior, ajudando a reduzir a complexidade do problema de decisão e a possibilidade de duplicar os efeitos. A base científica seria reforçada, tornando a seleção de critérios e o estabelecimento de pesos menos arbitrários.

Quadro 1 – Relação das vantagens e desvantagens no uso de métodos de sobreclassificação em estudos de ASCV.

	Vantagens e desvantagens	Autores
Vantagens	Consideram complexidade dos problemas envolvidos	DE LUCA, A. I. et al. (2017); MARTÍN-GAMBOA, M. et al. (2017); MIAH, J. H.; KOH, S. C. L.; STONE, D. (2017); LOLLI, F. et al. (2016); DOMINGUES, A. R. et al. (2015); HERVA, M. e ROCA, E. (2013); EL HANANDEH, A. e EL-ZEIN, A. (2010); ROGERS, K.; SEAGER, T. P. (2009)
	Consideram múltiplos interesses e perspectivas	DE LUCA, A. I. et al. (2017); ZARE, R. e IZADIKHAH, M. (2017); ONAT, N. C. et al. (2017); KUMAR, V. et al. (2017); GUMUS, S.; KUCUKVAR, M. e TATARI, O. (2016); DOMINGUES, A. R. et al. (2015); SAMANI, P. et al. (2015)
	Combinam aspetos quantitativos com os qualitativos	KADZIŃSKI, M. et al. (2018); DE LUCA, A. I. et al. (2017); MARTÍN-GAMBOA, M. et al. (2017); ONAT, N. C. et al. (2017); MIAH, J. H.; KOH, S. C. L.; STONE, D. (2017); ONAT, N. C. et al. (2016); DOMINGUES, A. R. et al. (2015); HERVA, M. e ROCA, E. (2013); BOUFATEH, I. et al. (2011)
	Melhora a confiabilidade dos resultados	KADZIŃSKI, M. et al. (2018); MARTÍN-GAMBOA, M. et al. (2017); GUMUS, S.; KUCUKVAR, M. e TATARI, O. (2016); LOLLI, F. et al. (2016); DOMINGUES, A. R. et al. (2015); HERVA, M. e ROCA, E. (2013)
Desvantagens	Uso recente do método multicritério em estudos de ASCV	DE LUCA, A. I. et al. (2017); MARTÍN-GAMBOA, M. et al. (2017); MIAH, J. H.; KOH, S. C. L.; STONE, D. (2017); ONAT, N. C. et al. (2016); DOMINGUES, A. R. et al. (2015); EL HANANDEH, A. e EL-ZEIN, A. (2010)
	Dificuldade em utilizar conjuntamente as três dimensões da sustentabilidade	KADZIŃSKI, M. et al. (2018); MARTÍN-GAMBOA, M. et al. (2017); ONAT, N. C. et al. (2017); KUMAR, V. et al. (2017); MIAH, J. H.; KOH, S. C. L.; STONE, D. (2017); GUMUS, S.; KUCUKVAR, M. e TATARI, O. (2016); LOLLI, F. et al. (2016); SAMANI, P. et al. (2015)

Fonte: Elaboração própria

Apesar da busca da revisão de literatura ser abrangente para a ASCV, a maioria dos artigos selecionados e analisados não tinham como foco a sustentabilidade da ACV, e sim a ACV atribucional, com o propósito de analisar impactos ambientais.

Conclusões

Neste trabalho, foi discutido como métodos multicritérios podem ser uma alternativa para tornar possível o desenvolvimento de uma estrutura metodológica integrada para estudos de ASCV. Para tal, objetivou-se em analisar as vantagens e desvantagens no uso de métodos de sobreclassificação em estudos de sustentabilidade da ACV. Uma revisão de literatura foi realizada, a fim de encontrar estudos aplicados de métodos de sobreclassificação na ASCV.

A pesquisa retornou uma pequena quantidade de artigos, indicando que esse assunto ainda é muito recente. Os estudos que utilizam métodos MCDM na ASCV demonstram uma carência em agregar as três dimensões (ambiental, econômica e social) devido ao seu caráter multidisciplinar e resultados quantitativos, semi-quantitativos e qualitativos para identificar os indicadores de impacto.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio recebido para o desenvolvimento deste trabalho.

Referências

- BOUFATEH, I. et al. Multiple Criteria Decision-Making for Environmental Impacts Optimisation. *International Journal of Business Performance and Supply Chain Modelling*, v. 3, n. 1, p. 28-42, 2011.
- CLÍMACO, J.; VALLE, R. Apoio Multicritério à Decisão e Desenvolvimento Sustentável. Mini-curso - CLAIO/SOBRAPO. Rio de Janeiro, 2012. Disponível em: < <http://www.din.uem.br/sbpo/sbpo2012/pdf/arq0001.pdf>>. Acesso em: 06 de nov. 2017.
- CLÍMACO, J. C. N.; VALLE, R. MCDA and LCSA—A Note on the Aggregation of Preferences. *Advances in Intelligent Systems and Computing*, v. 416, p. 105–116, 2016.
- DE ALMEIDA, A. T. *Processo de Decisão nas Organizações: Construindo Modelos de Decisão Multicritério*. Editora Atlas S.A, São Paulo, 2013.
- DE LUCA, A. I. et al. Life Cycle Tools Combined with Multi-Criteria and Participatory Methods for Agricultural Sustainability: Insights from a Systematic and Critical Review. *Science of The Total Environment*, v. 595, p. 352-370, 2017.
- DOMINGUES, A. R. et al. Applying Multi-Criteria Decision Analysis to The Life-Cycle Assessment of Vehicles. *Journal of Cleaner Production*, v. 107, p. 749-759, 2015.
- EL HANANDEH, A.; EL-ZEIN, A. The Development and Application of Multi-Criteria Decision-Making Tool with Consideration of Uncertainty: The Selection of a Management Strategy for the Bio-Degradable Fraction in the Municipal Solid Waste. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 2, p. 555-561, 2010.
- FIGUEIRA, J. R.; GRECO, S.; EHRGOTT, M. *Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys*. New York: Springer, 2016.
- GIL, A. C. *Como Elaborar Projetos de Pesquisa*. 4. ed. São Paulo: Atlas, 2002.
- GLORIA, T. et al. Charting the Future of Life Cycle Sustainability Assessment: A Special Issue. *Journal of Industrial Ecology*, v. 21, n. 6, p. 1449-1453, 2017.
- GRUBERT, E. The Need for a Preference-Based Multicriteria Prioritization Framework in Life Cycle Sustainability Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, v. 21, n. 6, p. 1522-1535, 2017.
- GUINÉE, J. B. et al. Life Cycle Assessment: Past, Present and Future. *Environmental Science & Technology*, v. 45, n. 1, p. 90–96, 2011.

- GUMUS, S.; KUCUKVAR, M.; TATARI, O. Intuitionistic Fuzzy Multi-Criteria Decision Making Framework Based on Life Cycle Environmental, Economic and Social Impacts: The Case of us Wind Energy. *Sustainable Production and Consumption*, v. 8, p. 78-92, 2016.
- HALOG, A.; MANIK, Y. Advancing Integrated Systems Modelling Framework for Life Cycle Sustainability Assessment. *Sustainability*, v. 3, n. 2, p. 469–499, 23 fev. 2011.
- HERVA, M.; ROCA, E. Review of Combined Approaches and Multi-criteria Analysis for Corporate Environmental Evaluation. *Journal of Cleaner Production*, v. 39, p. 355-371, 2013.
- KADZIŃSKI, M. et al. Multiple Criteria Assessment of Insulating Materials with a Group Decision Framework Incorporating Outranking Preference Model and Characteristic Class Profiles. *Group Decision and Negotiation*, v. 27, n. 1, p. 33–59, 2018.
- KLÖPFER, W.; RENNER, I. Life-cycle based sustainability assessment of products. In: *Environmental Management Accounting for Cleaner Production*. Springer, Dordrecht, 2008. p. 91-102.
- KUMAR, V. et al. Sustainability Evaluation Framework for Building Cooling Systems: A Comparative Study of Snow Storage and Conventional Chiller Systems. *Clean Technologies and Environmental Policy*, v. 19, n. 1, p. 137-155, 2017.
- MARTÍN-GAMBOA, M. et al. A Review of Life-Cycle Approaches Coupled with Data Envelopment Analysis within Multi-Criteria Decision Analysis for Sustainability Assessment of Energy Systems. *Journal of Cleaner Production*, v. 150, p. 164-174, 2017.
- MIAH, J. H.; KOH, S. C. L.; STONE, D. A Hybridised Framework Combining Integrated Methods for Environmental Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing. *Journal of Cleaner Production*, v. 168, p. 846-866, 2017.
- LOLLI, F. et al. Waste Treatment: An Environmental, Economic and Social Analysis with a New Group Fuzzy PROMETHEE Approach. *Clean Technologies and Environmental Policy*, v. 18, n. 5, p. 1317-1332, 2016.
- ONAT, N. C. et al. Combined Application of Multi-Criteria Optimization and Life-Cycle Sustainability Assessment for Optimal Distribution of Alternative Passenger Cars in US. *Journal of Cleaner Production*, v. 112, p. 291-307, 2016.
- ONAT, N. C. et al. Exploring the Suitability of Electric Vehicles in the United States. *Energy*, v. 121, p. 631-642, 2017.
- ROGERS, K.; SEAGER, T. P. Environmental Decision-Making using Life Cycle Impact Assessment and Stochastic Multiattribute Decision Analysis: a Case Study on Alternative Transportation Fuels. *Environmental Science & Technology*, v. 43, n. 6, p. 1718-1723, 2009.
- ROTHER, E. T. Systematic Literature Review X Narrative Review. *Acta Paulista de Enfermagem*, v. 20, n. 2, p. v–vi, jun.2007.
- ROY, B. *Multicriteria Methodology for Decision Aiding*, Kluwer Academic Publishers, 1996.
- SAMANI, P. et al. A Sustainability Assessment of Advanced Materials for Novel Housing Solutions. *Building and Environment*, v. 92, p. 182-191, 2015.
- SIQUEIRA, G. B. A.; ALMEIDA FILHO, A. T. Aplicação do Método Electre I para Seleção de Ideias de Inovação. In: *Simpósio Brasileiro de Pesquisa Operacional*, 63, 2011, Ubatuba. Resumos... Ubatuba-SP.
- ZARE, R.; IZADIKHAH, M. Multi-criteria Decision Making Methods for Comparing Three Models of Aluminum Ingot Production Through Life Cycle Assessment. *Applied Ecology and Environmental Research*, v. 15, n. 3, p. 1697-1715, 2017.

AValiação DO CICLO DE VIDA E A ARQUITETURA: PRODUÇÃO ACADÊMICA NOS PROGRAMAS DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ARQUITETURA – 2012 A 2017

*Tathiana do Nascimento Carvalho*¹, *Marcos Martinez Silvano*²

¹Universidade Federal do Rio de Janeiro, tnc.mestrado.2016@gmail.com

²Universidade Federal do Rio de Janeiro, silvano@fau.ufrj.br

Resumo: A definição de quais matérias-primas e insumos serão utilizados em um projeto de arquitetura envolve diversos fatores (da execução na obra ao desmonte das edificações) que, associadas ao intenso crescimento e dinâmica das construções e desapropriações na malha urbana, tornam-se fatores que contribuem para que novas ferramentas e parâmetros sejam utilizados desde as fases iniciais de um projeto. Dentro deste contexto, a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), metodologia com foco na gestão ambiental, contribui para a identificação de oportunidades de melhoria, auxílio nas tomadas de decisão através da análise de indicadores de desempenho ambiental relevantes como emissões de CO₂, consumo de energia entre outros aspectos. O objetivo deste artigo, resultado parcial de investigação realizada em mestrado acadêmico, é apresentar os resultados do levantamento da produção de pesquisas acadêmicas (dissertações e teses) sobre a ACV registradas no Banco da CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) e nos programas de pós-graduação em Arquitetura e Urbanismo existentes no país, publicadas no período entre 2012 e 2017. Observou-se que, comparada aos programas de pós-graduação em Engenharia Civil, a Arquitetura ainda possui um número bem restrito de publicações. Foram identificadas abordagens teóricas (buscando fundamentações no *Design*) e práticas, como pesquisas voltadas para a avaliação dos materiais e insumos utilizados na Construção Civil, assim como algumas lacunas: a necessidade de um banco de dados nacional e maior número de investigações nas áreas relacionadas à tecnologia da informação (integração da ACV ao BIM).

Palavras-chave: *Avaliação do Ciclo de Vida, Arquitetura, Produção Acadêmica.*

Introdução

A complexidade das atividades, a participação de diversos agentes e os altos custos da produção fazem da construção civil hoje um dos segmentos mais representativos da economia de um país; onde empreendedores, projetistas, fornecedores e mão-de-obra trabalham simultaneamente em prol da viabilização de diversos empreendimentos em todo o mundo. Associada aos desafios da área, a sustentabilidade integra-se a este cenário intensificando a responsabilidade dos envolvidos em questões econômicas, ambientais e sociais. A intensidade no consumo de recursos naturais não renováveis, emissões de CO₂ e produção de resíduos estão intrinsecamente ligadas às atividades humanas, principalmente no setor da construção civil. Além dos combustíveis fósseis serem um recurso limitado, a forma como convertemos energia em processos (calefação, refrigeração, iluminação) resulta na liberação de dióxido de carbono (CO₂), gás do efeito estufa, estabelecendo a relação entre as edificações, o aquecimento global e a mudança climática existente no planeta (HEYWOOD, 2012). Em função desse cenário, mais atenção está sendo direcionada a relação entre os materiais de construção e o meio ambiente, que atendam ao duplo objetivo de reduzir o consumo de recursos não renováveis e a poluição geral durante todo o seu ciclo de vida (BLENGINI, 2009). No que tange aos arquitetos e demais projetistas, a sustentabilidade aplicada aos projetos possui grande parcela associada aos sistemas construtivos e materiais utilizados na execução de suas obras. Além da abordagem de questões relacionadas ao conforto ambiental e eficiência energética, recursos para a construção e a operação do edifício como materiais, energia e água são variáveis que vêm sendo exploradas especialmente na formulação de propostas de menor impacto ambiental (GONÇALVES e DUARTE, 2006). O estabelecimento de metas para o desempenho ambiental das edificações, mudanças nas práticas de gestão do processo de projeto e construção e a implantação de uma nova cultura dentro do setor da construção civil foram devidamente apontados pela Agenda 21 for *Sustainable Construction in Developing Countries* (SALGADO et al., 2012). Com isso, a construção sustentável passou a ter como grande objetivo e desafio o desenvolvimento de modelos e ferramentas que permitam ao setor da construção enfrentar e propor soluções aos principais problemas ambientais (SEVERO E SOUZA, 2016).

Neste contexto, a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) aparece como uma metodologia aplicada a construção civil nos últimos anos (CABEZA et al., 2013), classificada como uma ferramenta quantitativa e analítica, (SEVERO; SOUZA, 2016). Com os primeiros estudos relacionados à edificações no final da década de 90, especialmente focados na

questão energética, as pesquisas avançaram com o passar dos anos em outros países, principalmente na Europa onde houve ampliação e fomento às discussões abrangendo questões como normalização, tipologias, metodologias para inventário e análise de outras categorias (EVANGELISTA, 2016). Malmqvist et al. (2010) identificou diversas possibilidades de aplicação e opções para tomadas de decisões baseadas em diferentes fases do processo de construção e seus atores, tais como: (1) Desenvolvimento do projeto/Fase de planejamento (Prefeitura); (2) Fase de investigação (Empreendedores); (3) Projeto Preliminar (Empreendedor e Arquiteto); (4) Aprovação nos órgãos legais, autoridades (Arquiteto); (5) Projeto Executivo e detalhamento (Arquiteto, consultores, empreendedores); (6) Construção (Empreendedor e construtor) entre outros.

Porém a realização da ACV de um edifício não é um processo simples como pode ser para muitos produtos de consumo, uma vez que estes possuem vida útil longa, uma série de componentes diferentes, múltiplas funções, sofrem uma série de mudanças, têm produção local não definindo claramente os limites de seus sistemas (BRIBRIÁN et al, 2009). De acordo com Soares et al. (2006), é necessário ressaltar que o desenvolvimento de pesquisas sobre a aplicação da ACV na área da construção civil “requer algumas alterações, entre outros aspectos, devido às diferenças apresentadas com relação ao ciclo de vida de produtos industriais que envolvem, normalmente, um curto espaço de tempo”; o que reforça a complexidade na realização dos estudos na área. Tal complexidade é identificada na produção acadêmica nacional, quando Zocche (2014) constata o pequeno número de publicações em Arquitetura quando comparado à outras carreiras, como Engenharia Mecânica e de Materiais (28), Engenharia de Produção (25) e Engenharia Ambiental (23). Engenharia Civil (13) e Arquitetura (3) só aparecem na quinta e décima quinta posição, respectivamente. Tendo em vista os aspectos relacionados à relevância da aplicação da ACV ainda nas fases iniciais de projeto, o objetivo deste artigo, resultado de investigação realizada ao longo da pesquisa de mestrado acadêmico, é identificar a produção acadêmica dos programas de Pós-Graduação em Arquitetura voltados para a pesquisa em ACV nos últimos 6 anos (2012-2017), quais seus objetivos, aspectos, abordagens metodológicas e sua aplicação nos diversos campos da Arquitetura.

Metodologia

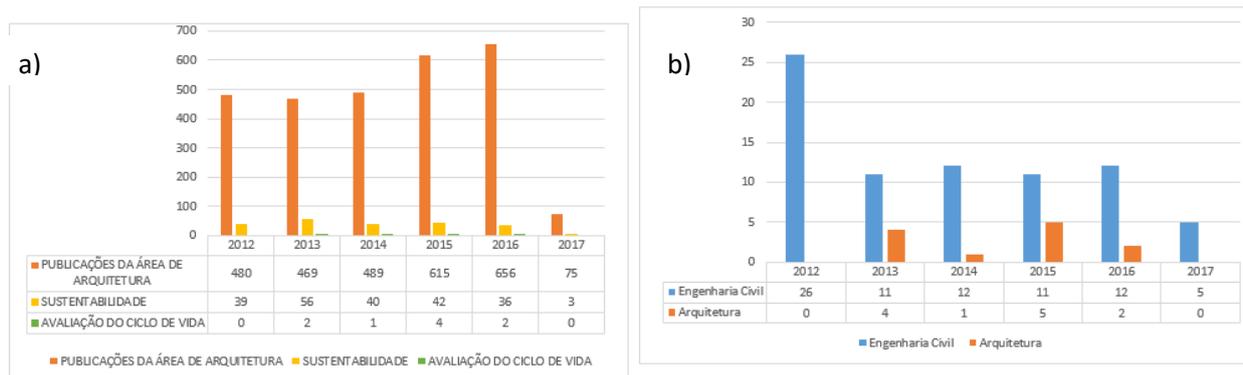
A metodologia utilizada na pesquisa na base de dados da CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), órgão responsável pela divulgação da produção científica *strictu sensu* (dissertações e teses) no Brasil, identificou as publicações no período de 2012 a 2017 nos programas de Pós-Graduação em Arquitetura e Engenharia Civil nas diversas instituições cadastradas. Para isso, foram utilizados os filtros relacionados ao ano da publicação, grande área do conhecimento (Ciências Sociais Aplicadas/Engenharias) e, posteriormente, área do conhecimento (Arquitetura e Urbanismo/Engenharia Civil). Foram pesquisados todos os programas de pós-graduação *strictu sensu*, sem nenhuma restrição quanto as áreas (Exemplo: Arquitetura - Restauração e Preservação, Urbanismo, Habitação, etc. / Engenharia Civil - Edificações, Estruturas, Saneamento, Recursos Hídricos, Urbano e Ambiental, etc). Após a eliminação dos registros repetidos, foram verificadas quantos abordavam a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) em ambos os cursos a fim de comparar a proporção das pesquisas sobre o assunto. Em uma segunda etapa, identificadas as publicações da Arquitetura, nestas foram apuradas as questões de cada pesquisa a saber: abordagem, objetivos e aspectos bem como as áreas de aplicação, a fim de verificar possíveis aplicações dentro do campo da Arquitetura e Urbanismo.

Resultados e discussão

Foi identificado um total de 2.765 publicações (desconsiderando-se as publicações repetidas) nos programas de pós-graduação em Arquitetura e Urbanismo e 5.692 na Engenharia Civil entre os anos de 2012 e 2017. Na Arquitetura, dentre as linhas de pesquisa existentes, foram verificadas 216 com foco em Sustentabilidade (Conforto Ambiental, Desempenho, Eficiência Energética, Bioclimatismo etc), dentre as quais 9 tratam especificamente de ACV, número que não representa nem 0,003% do total das publicações realizadas neste período – Figura 1a. Outro ponto relevante observado é que, embora o número de publicações sobre Sustentabilidade tenha aumentado entre 2013 e 2016, 2015 teve o maior número de publicações acadêmicas sobre ACV, caindo pela metade no ano seguinte (2016) – Figura 1b. Vale ainda ressaltar que em 2017 houve uma queda abrupta nas produções em geral, incluindo as em ACV, sobre o qual não foi encontrado nenhum registro.

Na Engenharia Civil, embora o número de publicações sobre ACV tenha diminuído consideravelmente, foram registradas no mesmo período (2012-2017) 77 dissertações/teses de um total de 5.692 publicações (0,013%), resultado ainda baixo levando-se em consideração que o assunto é discutido no Brasil desde a década de 90, em ações relevantes como a implantação do subcomitê sobre ACV no Grupo de Apoio à Normalização Ambiental (Zocche, 2014). Porém, quando comparado a Arquitetura, tal número tornou-se mais expressivo (8 vezes maior).

Figura 100 – Publicações nos programas de pós-graduação em Arquitetura – 2012 a 2017 (a) / Publicações sobre ACV nos programas de pós-graduação em Arquitetura x Engenharia Civil – 2012 a 2017 (b)



Fonte: Elaboração própria

Com relação às publicações em Arquitetura (Tabela 1), observou-se que as pesquisas se dividem tanto em abordagens teóricas e quanto em propostas metodológicas e aplicação na prática projetual do arquiteto. Dentro das abordagens teóricas, Cardoso (2015) apresenta em sua pesquisa a análise da aplicabilidade da ACV em sistemas de Certificação Ambiental de Edificações (LEED, BREEAM, entre outros) uma vez que representa uma abordagem de precisão máxima quando comparada a outros ferramentais ao considerar que tal técnica inclui a avaliação desde a extração até a fase de desativação da edificação.

Faco (2013), diferentemente de outras pesquisas, buscou critérios ambientais referentes ao ciclo de vida do objeto nas propostas metodológicas de autores do design que podem ser adaptadas ou atualizadas a construção civil, investigando assim as contribuições da ACV como ferramenta de projeto. Para isso, além de revisão bibliográfica, a pesquisa utilizou como objeto de estudo de caso o ciclo de vida da lata do alumínio na indústria de bebidas brasileira, tendo como resultado possíveis aplicações de aspectos ambientais presentes na ACV.

Nas abordagens para aplicações práticas, como nas publicações de Savalli (2013), Sombrio (2015), Monteiro (2015), Miller (2015) e Bento (2016), constatou-se a discussão quanto a análise de insumos utilizados em grande escala na construção civil dedicadas a sistemas construtivos, blocos cerâmicos, concreto armado, sistemas de vedação vertical, entre outros. Savalli (2013) apresenta em sua pesquisa a análise da energia e do gás carbônico embutidos nos materiais de construção através da aplicação de uma metodologia de análise do ciclo de vida energético, reduzida à fase pré-operacional da edificação e adaptada às condições técnicas e materiais disponíveis no recorte geográfico escolhido. Visando ser ferramenta de apoio ao projetista no tocante à seleção de materiais, aplicou tal metodologia em um modelo de edificação residencial unifamiliar - entre três alternativas de sistema construtivo distintas-, obtendo como resultado significativa diferença de valores que foi atribuída ao fator transporte dos materiais em função da localização geográfica da obra. Sombrio (2015) desenvolveu sua pesquisa aplicando a ACV como ferramenta baseada no ILCD (*Internacional Reference Life Cycle Data System*), sistema internacional de referência de dados do ciclo de produtos e processos - guia geral para avaliações do ciclo de vida (IBICT, 2018) em painéis de blocos cerâmicos e concreto armado, analisando as dificuldades encontradas ao longo do processo e obtendo como resultado a intensa participação do concreto nos impactos produzidos ao longo do processo de fabricação. Monteiro (2015) buscou analisar o sistema pré-fabricado de vedação vertical estruturado em perfis leves de aço conformados a frio, em chapas de painel de aço isotérmico, utilizados para a vedação vertical em edifícios, bem como sua eficiência energeticamente. Associada a isso, sua pesquisa avaliou o ciclo de vida energético (ACVE) com base na ABNT NBR ISO 14040:2009 no

contexto bioclimático do Brasil; utilizando o edifício da Unidade de Pronto Atendimento de Saúde (UPA) como modelo de levantamento de dados para a avaliação por possuir o sistema construtivo em placas de isotérmico. Como resultado, concluiu que os painéis de aço isotérmico têm consumo energético maior que a alvenaria em blocos cerâmicos revestidos com argamassa em todo o contexto bioclimático do Brasil e, portanto, não é um sistema eficiente energeticamente. A pesquisa de Bento (2016) teve como objetivo avaliar o uso da metodologia da ACV no auxílio de tomadas de decisão voltados para a aplicação em projetos estruturais de concreto armado, partindo da hipótese de melhoria de projeto por meio da análise durante a fase de projeto, utilizando diferentes classes de resistência de concreto por meio de alterações (reduções) nas dimensões dos elementos estruturais e materiais consumidos nas estruturas, demonstrando a viabilidade do uso de ACV neste tipo de avaliação, apesar da falta de informações de inventários e dados dirigidos a realidade brasileira.

Tabela 1 – Produção dos Programas de Pós-Graduação em Arquitetura – 2012 a 2017

	Autor	Ano	Objeto	Objetivos da pesquisa
A	J. Savalli, Renato	2013	Sistemas construtivos de Edificação residencial unifamiliar	Desenvolver uma análise da energia e do gás carbônico embutidos nos materiais de construção.
B	Faco, Luciane Costa	2013	Propostas metodológicas de autores no <i>design</i> e posterior estudo de caso do ciclo de vida da lata do alumínio para a indústria de bebidas brasileira.	Investigação das contribuições da ferramenta ACV como método de incorporação de requisitos ambientais a metodologia de projeto em <i>design</i> .
C	Bueno, Cristiane	2014	Bancos de dados nacionais e internacionais	Avaliar a sensibilidade dos resultados de um estudo comparativo de ACV utilizando dados secundários de bases de dados europeias e dados primários nacionais, assim como à utilização de diferentes metodologias de AICV.
D	Cardoso, Poliana Figueira	2015	ACV aplicadas as Certificações Ambientais para Edificações	Analisar a aplicabilidade da ACV nos sistemas de Certificação Ambiental de Edificações, tais como o BREEAM e o LEED.
E	Sombrio, Catarina Moraes De Oliveira	2015	Painéis de Blocos Cerâmicos e Concreto Armado	Avaliar a aplicação da ACV num produto pré-fabricado aplicando o método preconizado pelo ILCD (<i>Internacional Reference Life Cycle Data System</i>).
F	Miller, Katia Broeto	2015	Sistema de Vedação Vertical Interna e Externa	Elaboração de Modelo Técnico Parametrizado (MTP) para a aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida, considerando os requisitos de desempenho das vedações verticais externas.
G	Monteiro, Marcelo Barbosa	2015	Sistema pré-fabricado de vedação vertical estruturado em perfis leves de aço conformados a frio.	Analisar a eficiência energética do sistema de vedação vertical proposto utilizado em edifícios e avaliar o seu ciclo de vida energético (ACVE) no contexto bioclimático Brasileiro.
H	Bento, Ricardo Couceiro	2016	Diferentes classes de concreto	Avaliar o uso da metodologia da ACV no auxílio de tomadas de decisão voltados para a aplicação em projetos estruturais de concreto armado.
I	Nakamura, Natalia Kokumai	2016	ACV + BIM	Otimizar a modelagem da informação da construção para facilitar a integração de ACV desde as etapas iniciais do processo de projeto de edificação.

Fonte: Elaboração própria

Bueno (2014) traz à discussão o assunto também tratado por Bento (2016), uma das questões mais debatidas na ACV: a escassez de bancos de dados no cenário nacional, o que traz maior complexidade e demora nos estudos existentes no país diferentemente da realidade internacional que dispõe de considerável quantidade de informações. Os resultados demonstraram a importância e a grande sensibilidade com relação às escolhas metodológicas, assim como a relação com os dados primários adotados, o que poderia levar a resultados enganosos. Já Miller (2015) tem como foco a parametrização de dados, onde o objetivo foi a elaboração um Modelo Tecnológico Parametrizado para a aplicação da metodologia de ACV em um sistema de vedação vertical interna e externa, considerando os requisitos de desempenho. Para isso, a metodologia aplicada seguiu etapas como: - fundamentação teórica; - levantamento do Estado da Arte; - definição do subsistema da edificação que seria utilizado, - a compilação dos requisitos de desempenho das vedações verticais externas, - caracterização da tipologia das vedações utilizadas no atendimento aos requisitos de desempenho e da cadeia produtiva das vedações; - elaboração do MTP por meio da parametrização do Inventário do Ciclo de Vida e da definição dos parâmetros de projeto; - definição dos contextos de análise (combinação dos parâmetros) e, posterior análise dos resultados através de comparações e identificação das lacunas do método aplicado. Como resultado, Miller concluiu que os MTPs podem ser aplicados ao contexto da Construção, sobretudo para as vedações verticais externas, ressaltando a importância da parametrização para a elaboração de ACVs e a necessidade do desenvolvimento de novas pesquisas na área a fim de que mais dados, parâmetros e informações estejam disponíveis nos bancos de dados nacionais.

A pesquisa de Nakamura (2016) teve como foco uma área ainda pouco explorada: a associação da Avaliação do Ciclo de Vida de edificações como metodologia de contabilização ambiental à modelagem de informação (*Building Information Modeling*), considerada uma das frentes mais promissoras no campo da construção civil; corroborando assim as conclusões de Cardoso (2015) sobre a explosão do tema BIM. Mesmo identificando a existência de estudos com concentração no desenvolvimento ou melhoria das ferramentas computacionais para auxiliar a ACV nas fases de projeto e construção, há ainda poucos trabalhos que trazem à discussão o processo de trabalho e que abrangem etapas de manutenção, readequação e demolição. Em função deste contexto, o objetivo de Barros foi otimizar a modelagem da informação da construção a fim de facilitar a ACV desde as fases iniciais do empreendimento, tendo como método pesquisa comparativa entre o modo tradicional e usual da condução de uma ACV e com a adoção do BIM. Foram desenhados mapas de processo para procedimentos considerados e modelagem através do software Autodesk Revit®. Como resultado Nakamura (2016) relata que “a comparação no campo da tecnologia revelou impactos nos *softwares* e nos tipos de informação, os quantitativos de materiais obtidos a partir da extração automática e manual foram semelhantes” e que “oportunidades de melhoria e otimização do mapa de processo e do modelo de informação, através da inserção de indicadores ambientais nos componentes BIM”. Nakamura (2016) reitera a relevância da discussão tendo como principal vantagem do uso de BIM na ACV como “a possibilidade de auxiliar a tomada de decisão iterativamente durante o processo de projeto até convergir para uma solução otimizada, tanto em termos de tempo, quanto de desempenho”, comprovando que o “estudo mostrou uma das formas em que o modelo BIM pode ser preparado para facilitar a ACV e integrá-la à prática projetual”. E completa afirmando ainda que, “ao fornecer *feedback* ágil e robusto ao projetista, permite-se a responsabilização rápida de decisões de projeto, enquanto se orienta a tomada de decisão para elevar o desempenho ambiental de edificações”.

Conclusões

Tendo em vista a importância da especificação técnica ainda nas fases iniciais de projeto e a incorporação de requisitos sustentáveis como questão fundamental na Construção Civil, a pesquisa verificou um número ainda restrito de publicações nos programas de Pós-Graduação em Arquitetura (total de 9 no período 2012-2017), embora tais investigações comprovem a possibilidade de uso da ACV como uma metodologia eficiente na avaliação do desempenho e impactos ambientais de materiais e insumos. Comparados os números de publicações registradas nos programas de Pós-Graduação em Engenharia Civil, que apresentaram uma queda nos últimos anos, constatou-se um resultado oito vezes menor de pesquisas voltadas pra ACV. Ainda que sejam identificadas lacunas relevantes, como a ausência de banco de dados nacionais e a necessidade de um maior número de estudos voltados para a associação da ACV ao BIM, tais pesquisas ratificam a relevância do tema na atualidade e a necessidade de novos estudos que

demonstrem que a metodologia da ACV é uma potencial ferramenta a ser utilizada ainda nas fases iniciais do desenvolvimento do projeto.

Agradecimentos

Agradecimentos a toda equipe (Professores, funcionários e alunos) do Laboratório de Estudo de Materiais de Construção e Estudo do Solo (LEMC) da Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade Federal do Rio de Janeiro (FAU-UFRJ).

Referências

BARROS, Natalia Nakamura; DA SILVA, Vanessa Gomes. BIM na avaliação do ciclo de vida de edificações: revisão da literatura e estudo comparativo. **PARC Pesquisa em Arquitetura e Construção**, v. 7, n. 2, p. 89-101, 2016.

BENTO, RICARDO COUCEIRO. **Análise do desempenho ambiental de estruturas de concreto armado: uso da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) no processo decisório do dimensionamento.** 20/10/2016 217 f. Doutorado em ARQUITETURA E URBANISMO Instituição de Ensino: UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO/SÃO CARLOS, São Carlos.

BLENGINI, Gian Andrea. **Life cycle of buildings, demolition and recycling potential: a case study in Turin, Italy.** Building and Environment, v. 44, n. 2, p. 319-330, 2009.

BRIBIÁN, Ignacio Zabalza; USÓN, Alfonso Aranda; SCARPELLINI, Sabina. **Life cycle assessment in buildings: State-of-the-art and simplified LCA methodology as a complement for building certification.** Building and Environment, v. 44, n. 12, p. 2510-2520, 2009.

BUENO, CRISTIANE. **Avaliação de Ciclo de Vida na Construção Civil: Análise de Sensibilidade** 16/05/2014 265 f. Doutorado em ARQUITETURA E URBANISMO Instituição de Ensino: UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO/SÃO CARLOS, São Carlos.

CABEZA, Luisa F. et al. **Life cycle assessment (LCA) and life cycle energy analysis (LCEA) of buildings and the building sector: A review.** Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 29, p. 394-416, 2014.

CARDOSO, POLIANA FIGUEIRA. **Sistemas de certificação ambiental de edificações habitacionais e possibilidades de aplicação da avaliação do ciclo de vida** 24/03/2015 188 f. Mestrado em ARQUITETURA E URBANISMO Instituição de Ensino: UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO/SÃO CARLOS, São Carlos.

CATÁLOGO DE TESES E DISSERTAÇÕES. **Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES.** Disponível em <http://catalogodeteses.capes.gov.br/catalogo-teses>.

EVANGELISTA, Patricia; TORRES, Ednildo; GONÇALVES, Jardel. **A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) como ferramenta de análise do desempenho ambiental de edificações.** In: ENCONTRO NACIONAL DE TECNOLOGIA DO AMBIENTE CONSTRUÍDO, 16., 2016, São Paulo. Anais... Porto Alegre: ANTAC, 2016.

FACO, LUCIANE COSTA. **A inserção de requisitos ambientais na metodologia de projeto em design: investigação dos aspectos a serem considerados no ciclo de vida da lata de alumínio para bebidas no país** 20/05/2013 160 f. Mestrado em ARQUITETURA E URBANISMO Instituição de Ensino: UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, São Paulo.

GONÇALVES, Joana Carla Soares; DUARTE, Denise Helena Silva. **Arquitetura sustentável: uma integração entre ambiente, projeto e tecnologia em experiências de pesquisa, prática e ensino.** Ambiente construído, v. 6, n. 4, p. 51-81, 2006.

HEYWOOD, Huw. **101 Regras básicas para uma arquitetura de baixo consumo energético.** Gustavo Gili, 2012.

J. SAVALLI, RENATO. **Análise da energia e do dióxido de carbono embutidos nos materiais de construção utilizados em três sistemas construtivos, na fase pré-operacional do ciclo de vida da edificação.** 26/02/2013 462 f. Mestrado em ARQUITETURA E URBANISMO Instituição de Ensino: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE, Natal.

MALMQVIST T. et al. Life cycle assessment in buildings: **The ENSLIC simplified method and guidelines**. Energy. v. 36, p. 1900 – 1907, 2011.

MILLER, KATIA BROETO. **MODELO PARAMETRIZADO DE ACV: APLICAÇÃO EM SISTEMAS CONSTRUTIVOS COM ESTUDO DE CASO EM VEDAÇÕES VERTICAIS**' 06/11/2015 274 f. Doutorado em ARQUITETURA E URBANISMO Instituição de Ensino: UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, Brasília.

MONTEIRO, MARCELO BARBOSA. **Avaliação do Ciclo de Vida Energético do Sistema de Painéis de Aço Isotérmico Aplicados em Edifícios no Contexto Bioclimático**' 16/12/2015 159 f. Mestrado em ARQUITETURA E URBANISMO Instituição de Ensino: UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, Brasília.

SALGADO, Mônica Santos; CHATELET, Alain; FERNANDEZ, Pierre. **Produção de edificações sustentáveis: desafios e alternativas**. Ambiente Construído, v. 12, n. 4, p. 81-99, 2012.

SEVERO, Elisabeth; SOUSA, Hipólito. **Ferramentas Quantitativas e Qualitativas para Avaliação da Sustentabilidade das Edificações**. CIAIQ2016, v. 4, 2016

SOARES, Sebastião Roberto; SOUZA, DM de; PEREIRA, Sibeli Warmiling. **A avaliação do ciclo de vida no contexto da construção civil**. Coletânea Habitare, v. 7, p. 96-127, 2006.

SOMBRIO, CATARINA MORAES DE OLIVEIRA. **ACV de Painéis de Blocos Cerâmicos e Concreto Armado: Um Exercício de Aplicação do Manual do ILCD**.' 10/02/2015 138 f. Mestrado em ARQUITETURA E URBANISMO Instituição de Ensino: UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, Brasília.

ZOCHE, Lidiana. **Identificação das limitações da ACV sob a ótica de pesquisas acadêmicas**. 2014. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

APLICATIVOS COMO FERRAMENTAS DE DISSEMINAÇÃO DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

Anderson Alves de Carvalho¹, Elaine Aparecida da Silva²

¹Discente do Bacharelado em Engenharia Civil da Universidade Federal do Piauí (UFPI), Teresina, PI, Brasil, carvalho_anderson@outlook.com

²Professora do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente e do Departamento de Recursos Hídricos, Geotecnia e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Piauí (UFPI), Teresina, PI, Brasil, elaine@ufpi.edu.br

Resumo: A busca por formas de produção e consumo sustentáveis ambientalmente fomenta o desenvolvimento de ferramentas que possibilitem a identificação, caracterização, quantificação e mitigação dos impactos na saúde humana e no ambiente. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) cumpre essa função ao permitir que sejam identificados impactos ambientais associados a estágios do ciclo de vida de produtos/processos/serviços, para que as intervenções sejam mais apropriadas ao contexto avaliado. Recentemente, a ACV tem ganhado importantes aliados na disseminação das suas ideias para os cidadãos (mesmo que involuntariamente), como em aplicativos para *smartphones*. Existem *apps*, por exemplo, que estimam as emissões de carbono, a geração de resíduos sólidos e a poluição da água e atmosférica associados a produtos diversos – como produção de leite, uso de automóveis e produtos de moda. Assim, o interessado no conteúdo passa a ter informações que lhe possibilitem o consumo consciente. Buscas efetuadas junto à *Google Play Store* retornaram 856 resultados de *apps* que contemplam as questões ambientais mencionadas: 21 foram instalados e 15 compuseram a amostra final. Estes *apps* compreendem diversas abordagens e incorporam princípios da ACV em diferentes níveis. São ferramentas com um grande potencial informativo para o consumidor final e para os profissionais envolvidos na concepção/manufatura de produtos. Entretanto, são limitados dada a falta de transparência observada na maioria destes; que influenciou, também, a identificação dos princípios mencionados. Contudo, cinco entre os aplicativos analisados destacaram-se quanto à incorporação do princípio da perspectiva do ciclo de vida; três sobressaem-se, ainda, quanto aos da transparência e completeza.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida, produção sustentável, consumo sustentável, aplicativos com conteúdo ambiental, impactos ambientais.

Introdução

Houve, a partir do início do século XVIII, uma grande expansão da sociedade industrial por meio do aumento da produção de bens e serviços. Associado às limitações na disponibilidade de recursos naturais e na capacidade dos ecossistemas de absorver poluentes, esse acréscimo na produção resultou em danos ambientais; que, por sua vez, fomentaram o surgimento de políticas de proteção ambiental e o interesse pelo desenvolvimento sustentável (JACQUEMIN; PONTALIER; SABLAYROLLES, 2015).

Um dos conceitos mais importantes da proteção ambiental é o do impacto, cuja definição legal consta na resolução 001 de 1986 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Este refere-se, em suma, às modificações no meio ambiente decorrentes das atividades humanas (BRASIL, 1986) e é adotado como unidade de ponderação em instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 1981; BRASIL, 1986; BRASIL, 1997).

A importância dos impactos ambientais tem fomentado o desenvolvimento de técnicas para melhor compreendê-los e mitigá-los (ABNT, 2009). Uma destas técnicas é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), ou *Life Cycle Assessment* (LCA), que permite a identificação dos impactos ambientais associados a cada estágio do ciclo de vida de um produto/processo/serviço (ABNT, 2009). As indústrias de polímeros, detergentes, produtos de higiene pessoal e automobilística foram pioneiras em sua aplicação; que hoje se estende, também, a setores como o de biocombustíveis, energia e tratamento de águas e resíduos (JACQUEMIN; PONTALIER; SABLAYROLLES, 2015).

Avanços recentes no setor de tecnologia da informação e das telecomunicações tem contribuído para a difusão das ideias da ACV. Aplicativos móveis, ou *apps*, têm ganhado popularidade à medida que a posse de *smartphones* tem aumentado (HEAD et al., 2014). Alguns destes incorporam conceitos e funcionalidades da ACV e estão disponíveis gratuitamente em lojas virtuais como a *Google Play Store* (para o sistema operacional *Android*).

Nos últimos anos, vários *apps* foram desenvolvidos para estimular seus usuários a reduzirem seus impactos ambientais; contudo, pouca pesquisa tem sido feita acerca de como estes influenciam o comportamento dos consumidores e o tópico, certamente, carece de pesquisas adicionais (HEAD et al., 2014). Sullivan et al. (2016) compararam e avaliaram aplicativos que estimam as emissões de carbono e possíveis benefícios à saúde relacionadas a seus hábitos alimentares e de viagem. Apontaram para a ubiquidade dos *smartphones*, seu poder computacional e sensores embutidos (acelerômetro, *Global Positioning System* - GPS) como pontos positivos destes na coleta dos dados pertinentes aos aplicativos.

Head et al. (2014) aplicou a ACV a 121 produtos¹ distintos, a fim de desenvolver um banco de dados a ser utilizado em um aplicativo para consumidores (o *Questionmark*). Neste caso, a ACV permitiu que cerca de 19.000 produtos, disponíveis em supermercados neerlandeses, fossem modelados e que seus impactos sobre o clima, biodiversidade e saúde humana estivessem disponíveis aos consumidores.

Neste trabalho, foram identificados aplicativos que incorporam princípios da ACV e analisadas as entradas e saídas de dados, os princípios da ACV que abrangem e os impactos ambientais ou categorias de impacto que estimam.

Metodologia

Seleção dos aplicativos

Os *apps* foram selecionados para análise por meio de buscas junto à *Google Play Store*². Utilizou-se o navegador *Google Chrome* (versão 64.0.3282.119) com os filtros “apps” e “gratuito” da loja ativados e os termos de busca detalhados na Tabela 1.

Tabela 53 – Aplicativos com abordagem em Avaliação do Ciclo de Vida

Termo pesquisado	Resultados obtidos	Aplicativos instalados
"life cycle assessment"	5	1
lca	118	3
"environmental impact"	236	14
"environmental calculator"	1	1
"calculadora ambiental"	1	1
"avaliação do ciclo de vida"	3	1
acv	248	3
"impacto ambiental"	244	14

Fonte: Elaboração própria

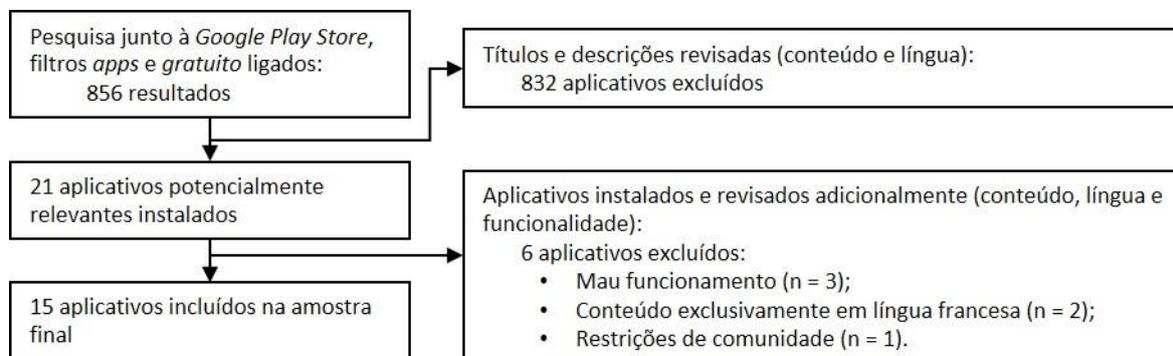
Estas buscas, no total, retornaram 856 resultados. *Apps* cujas funcionalidades fugiam do escopo do estudo foram excluídos após leitura dos seus títulos e das descrições providas por seus fornecedores. A descrição do *app BIORES2016*, por exemplo, contém o termo “life cycle assessment”, não para indicar que o mesmo avalie impactos ambientais, mas para informar ao usuário que a programação da *1st International Conference on Bioresource Technology* – conteúdo do aplicativo mencionado – inclui eventos que tratam de ACV. As pesquisas com os termos “lca” e “acv” retornaram, também, aplicativos em que as siglas LCA e ACV designavam outros termos (siglas homógrafas), como “*Lung Cancer Alliance*”, “*Letra de Crédito do Agronegócio*” e “*A Comic Viewer*”.

Foram selecionados aplicativos com descrição em língua portuguesa (Nosso transporte, Braskem Maxio, FBB Calculadora CO2 – Leite, *Loving The Planet*, *ALD ecodrive*) e língua inglesa (*Idemat*, *Buildings LCA*, *IdematLightLCA*, *Lab Solvents*, *Livemobility*, *Envirowalk*, *eWaste Calculator*, *EcoCalculator*, *Milkcrate for Communities*, *Your Electric Footprint*, *Timber frame DfE tool*, *Undo - carbon offsetting made easy*, *AIM Factory Planning & Sim*, *My EP&L*, *Myko - Change the world*, *Geco – The eco driving guide*).

Dos 21 aplicativos instalados, seis foram excluídos da amostra: três (*AIM Factory Planning & Sim*, *Myko - Change the world*, *Loving The Planet*) por mau funcionamento (problemas ao estabelecer conexão com os servidores ou falhas durante o processo de cadastro/login); dois (*ALD ecodrive*, *Geco – The eco driving guide*) por oferecerem conteúdo exclusivamente em língua que não o português ou o inglês; e um (*Milkcrate for Communities*) por possuir restrição de

comunidade para uso – requer a inserção de um código de comunidade fornecido pelos desenvolvedores apenas para as comunidades cadastradas. A Figura 1 ilustra, sucintamente, os procedimentos acima descritos.

Figura 101 – Procedimento de amostragem do estudo



Fonte: Elaboração própria

Análise

A análise dos aplicativos foi efetuada em três etapas. A primeira compreendia uma caracterização destes: seus títulos, fornecedores e públicos-alvo foram identificados. Além da descrição disponibilizada na *Google Play Store*, uma outra foi construída pelos autores a fim de identificar aspectos únicos de cada aplicação. A segunda etapa consistia em listar todas as trocas de dados entre o aplicativo e o usuário que fossem pertinentes à identificação e quantificação dos impactos ambientais.

A terceira, a partir dos resultados das duas primeiras, procurou identificar, sob a ótica da ABNT (2009), quais, e como, os princípios da perspectiva do ciclo de vida, do foco ambiental, da unidade funcional e abordagem relativa, da abordagem iterativa, da transparência, da completeza e da abordagem científica se expressam nos aplicativos avaliados. Buscou-se, ainda, material de apoio às aplicações junto aos sítios eletrônicos de seus fornecedores/desenvolvedores e, quando disponíveis, estes materiais foram consultados para auxiliar na identificação previamente mencionada.

Resultados e discussão

Os aplicativos que compuseram a amostra final encontram-se expostos na Tabela 2 e compreendem diferentes produtos e serviços: produção de leite; produtos de moda; transporte individual e de cargas; consumo de combustíveis; reciclagem de produtos eletrônicos; consumo de energia elétrica; construção civil; moldagem por injeção; fazendas; e solventes laboratoriais.

Os apps *Idemat* e *IdematLightLCA*, em contraste aos demais, não se restringem a um campo de aplicação específico. São bibliotecas dos impactos ambientais de cerca de setecentos materiais e processos; o último permite, ainda, efetuar uma ACV de um sistema de produto qualquer, modelado utilizando os materiais e processos que abrange. Estes dois aplicativos são oferecidos pelo mesmo desenvolvedor e são muito semelhantes. De fato, a única diferença entre estes é a inclusão no *IdematLightLCA* do módulo que permite que o usuário modele um produto qualquer.

Entradas e saídas de dados

O nível de conhecimento sobre os sistemas modelados que o usuário deve ter para utilizar adequadamente os aplicativos variou substancialmente. As entradas de dados de seis (2, 4, 8-11) dos apps abrangem informações simples e acessíveis para a maior parte da população, como valor da fatura mensal de energia elétrica, endereços (casa, trabalho, etc.) e o número de equipamentos eletrônicos (monitores, telefones celulares, etc.) a serem reciclados.

Tabela 54 – Aplicativos com conteúdo ambiental analisados

Nº	Aplicativo	Produto modelado	Categorias de impacto/impactos ambientais estimados
1	FBB Calculadora CO ₂ – Leite	Produção de leite	Emissões de dióxido de carbono (CO ₂), metano (CH ₄) entérico e do estrume e de óxido nitroso (N ₂ O)
2	<i>eWaste Calculator</i>	Reciclagem de resíduos eletrônicos	Toxinas desviadas de aterros ou de dispersão, metais valiosos recuperados e redução das emissões de gases do efeito estufa
3	<i>IdematLightLCA</i>	Produto qualquer (modelado com base na biblioteca de materiais e processos do <i>app</i>)	Esgotamento de recursos, ecotoxicidade, efeitos sobre a saúde humana e pegada de carbono
4	<i>EcoCalculator</i>	Uso de caminhões	Emissões de CO ₂ , monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO _x), hidrocarbonetos não queimados (HC) e material particulado (PM)
5	<i>Timber frame DfE tool</i>	Paredes externas de residências, isoladas termicamente	Impacto ambiental indiscriminado, medido em “eco-points Pt”
6	<i>Livemobility</i>	Viagens	Emissões de CO ₂
7	Braskem Maxio	Processo de moldagem por injeção	Emissões de CO ₂
8	<i>Your electric footprint</i>	Consumo de energia elétrica	Emissões de CO ₂
9	Nosso Transporte	Viagens	Emissões de CO ₂
10	<i>My EP&L</i>	Produtos de moda	Poluição do ar, emissões de carbono, uso do solo, resíduos, uso de água e poluição da água
11	<i>Undo - carbon offsetting made easy</i>	Consumo de combustível, indiscriminado	Emissões de CO ₂
12	<i>Buildings LCA</i>	Produtos, macrossistemas ou edificação em estrutura metálica ou mista	Esgotamento abiótico de elementos, esgotamento abiótico de combustíveis fósseis, acidificação, eutrofização, aquecimento global, perda de ozônio estratosférico e formação fotoquímica de ozônio troposférico
13	<i>Idemat</i>	Materiais e processos distintos	Esgotamento de recursos, ecotoxicidade, efeitos sobre a saúde humana e pegada de carbono
14	<i>Lab Solvents</i>	Solventes laboratoriais	Categorias do Guia de Seleção de Solventes da <i>GlaxoSmithKline</i> – resíduos, meio ambiente, saúde, inflamabilidade, reatividade e ciclo de vida – e categorias do Guia de Seleção de Solventes da American Chemical Society, Green Chemical Institute – segurança, saúde, água, ar e resíduos
15	<i>Envirowalk</i>	Fazendas	-

Fonte: Elaboração própria

Dentre os demais, oito *apps* (1, 3, 5, 7, 12-15) possuem públicos-alvo específicos – profissionais envolvidos na concepção ou manufatura dos produtos que cada aplicativo trata – e, conseqüentemente, requerem familiaridade com aspectos técnicos do sistema modelado: quais materiais e processos são necessários; qual a proporção em que estes são empregados; consumo de energia; e eventuais fases de transportes dos materiais e do produto.

Há, ainda, um aplicativo que capta, automaticamente, os dados que necessita para suas computações: o *Livemobility*, que estima o modal de transporte, o trajeto e a distância percorrida em cada viagem do usuário por meio de serviços de geolocalização do dispositivo móvel, em oposição aos aplicativos de transportes baseados nas respostas dos usuários, que costumam apresentar problemas como fadiga, falhas no registro de viagens e taxas decrescentes de respostas (LIU; CHEN; FAN, 2016).

Alguns *apps*, além dos impactos ambientais estimados, fornecem informações adicionais ao usuário em seus resultados. O *My EP&L*, por exemplo, indica ao qual combinação de materiais, locais de extração e de fabricação resultaria num produto de moda com o menor impacto ambiental. O *EcoCalculator* provê informações de custos associados aos impactos ambientais do uso de veículos de transporte rodoviário para uso em processos licitatórios³ na União Europeia. O aplicativo *Your Electric Footprint* apresenta comparações quanto ao impacto ambiental estimado (emissões de CO₂) para auxiliar o usuário na interpretação dessas.

Dentre os aplicativos analisados, apenas o *app Envirowalk* não estima ou quantifica impactos ambientais. Compreende uma série de perguntas a serem respondidas pelo usuário visando identificar se determinadas práticas⁴ são adotadas ou não na fazenda analisada. Estas perguntas tratam de aspectos ambientais e são utilizadas para auxiliar a elaboração de um plano de ações com a finalidade de melhorar o desempenho ambiental da fazenda.

Transparência, perspectiva do ciclo de vida e abordagem científica

Cinco (5, 6, 8, 9, 11) dos aplicativos estudados não oferecem detalhes (valores e origem) quanto aos dados empregados em suas computações, inviabilizando a verificação da qualidade/consistência dos mesmos. Três (4, 7, 14), apesar de nomearem suas fontes, não proveem informações necessárias e suficientes para que o usuário as consulte, como sítios eletrônicos onde estas possam estar disponíveis, ano ou versão dos dados utilizados.

Esta falta de transparência também foi identificada em uma revisão sistemática de *apps* que informavam os usuários acerca da sustentabilidade de suas opções de compra, conduzida por Nghiem e Carrasco (2016). Estes apontam para a falta de regulamentação no desenvolvimento dos aplicativos como possível origem para o fenômeno; e afirmam que, sem uma estrutura regulatória para os seus conteúdos, os *apps* forçam seus usuários a navegarem no meio de informações não verificadas e possivelmente conflitantes.

O problema é, ainda, acentuado pelo fato de que mesmo consumidores autodeclarados “verdes” reconhecem não possuírem tempo para investigar e interpretar as informações acerca que lhe são dadas para praticar o consumo sustentável (YOUNG et al., 2009). Um outro aspecto da falta de transparência em aplicações é proposto por Watts (2011): dados mais transparentes são associados a fontes mais críveis e, conseqüentemente, a informações mais úteis; resultando em maior adoção destas pelos indivíduos.

Além de dificultar a interpretação dos resultados, esta falta de transparência dificulta a identificação de quais outros princípios da ACV os aplicativos incorporam ou não. Não foram determinados quais estágios do ciclo de vida são considerados nas rotinas de cinco (1, 5, 8, 11, 14) *apps*: incluindo o aplicativo *Timber frame DfE tool*. Este adota, para seus resultados, a unidade de impacto ambiental “eco-points Pt”; entretanto, não explica a significância desta e nem aponta para fontes externas que assim o fazem. Mesmo que o usuário encontre menções à unidade na literatura, não poderá garantir que as informações encontradas tratem daquela adotada pelo *app*.

Por outro lado, os desenvolvedores do *Idemat*, *IdematLightLCA* e do *eWaste Calculator* mantêm sítios eletrônicos⁵ disponibilizando, para *download*, planilhas detalhando as suposições, os valores e as fontes dos dados utilizados em seus aplicativos. O acesso a estas informações permitiu determinar, por exemplo, que o *eWaste Calculator* considera os estágios de extração dos recursos, transporte e disposição final em seu método.

Estes três *apps*, especialmente o *eWaste Calculator*, adotam como fontes de dados, artigos publicados em periódicos. Além disso, os aplicativos *Idemat* e *IdematLightLCA* utilizam-se, ainda, de bancos de dados de inventários do ciclo de vida como o *ecoinvent*, o *United States Life Cycle Inventory (USLCI) Database* e o *Industrial Design and Engineering Materials (Idemat, homônimo ao aplicativo) Database*, da Universidade Técnica de Delft.

Ademais, outros quatro (3, 10, 12, 13) consideram múltiplos estágios do ciclo de vida dos produtos: três (3, 12, 13) adotam uma abordagem do berço-ao-túmulo e um (10) desde a extração dos recursos até a venda. Os demais (4, 6, 7, 9) compreendem uma única fase: três (4, 6, 9) a fase de uso e um (7) a fase de produção. O usuário pode optar, ainda, por cenários de fim de vida distintos em quatro (2, 3, 12, 13) aplicativos avaliados: confinamento em aterros e reciclagem, que, em dois destes, pode ser em circuito aberto ou fechado.

A ausência de referências tange, ainda, o princípio da abordagem científica, que prevê prioridade para a adoção de bases científicas nas tomadas de decisão em uma ACV (ABNT, 2009). Além disso, a adoção de um indicador comum para impactos ambientais distintos foi observada em cinco aplicativos (3, 5, 10, 13, 14). Segundo ABNT (2009), não há bases científicas para tal redução, visto que a ponderação, nestes casos, requer, obrigatoriamente, escolha de valores.

Abordagem iterativa, unidade funcional e abordagem relativa

A execução de um estudo de ACV prevê repetições ao longo do processo: iterações dentro e entre as fases individuais desta que contribuem para a consistência e a completeza do estudo (ABNT, 2009). Contudo, a identificação destes processos iterativos nos aplicativos é dificultada pela inflexibilidade de suas rotinas.

Depois de alimentados com os dados necessários, os *apps* executarão suas computações (isto é, estimarão os impactos) sem que o usuário seja capaz de intervir. Resulta, assim, que a influência do usuário sobre os resultados é limitada aos dados quantitativos que este fornece ao *app*. Entretanto, os aplicativos *Idemat*, *IdematLightLCA* e *Buildings LCA* permitem que o usuário selecione quais categorias de impacto serão exibidas nos resultados. Nestes dois casos é possível afirmar que há uma iteração visível entre o escopo do estudo e as rotinas do aplicativo.

A maior parte (2-13) das aplicações avaliadas apresentam resultados em função de uma quantidade mensurável e determinada de um único produto. Apenas o aplicativo FBB Calculadora CO₂ - Leite exprime seus resultados em função de diversos produtos: impactos ambientais totais, por litro de leite e por hectare da propriedade. Há, dessa forma, ampla conformidade com o princípio da abordagem relativa e unidade funcional. O *app Buildings LCA*, inclusive, emite em seus resultados uma declaração da unidade funcional a qual se referem: delimita o produto tanto em quantidade quanto no tempo (vida útil considerada para o estudo). Ressalta-se, ainda, que os *apps Lab Solvents* e *Envirowalk*, entretanto, não expressam seus resultados em função de uma unidade definida dos produtos que tratam.

Foco ambiental, categorias de impacto e completeza

Os *apps* estudados neste trabalho abordam, no mínimo, um impacto ambiental. Contudo, o nível de ênfase dedicado a estes varia. Nove (1-3, 5, 10-14) destes tratam, exclusivamente, de impactos ambientais. Dois (4, 8) enfatizam aspectos ambientais, mas englobam aspectos sociais ou econômicos e três (6, 7, 9) tratam dos ambientais com a mesma intensidade dos socioeconômicos.

O número de impactos ambientais identificados e a categorização destes variou consideravelmente entre os aplicativos. Contudo, a vasta maioria (1-4, 6-13) inclui, explicitamente, um impacto ambiental ou categoria de impacto que trata de emissões de carbono. Em cinco (6-9, 11) destas, as emissões de CO₂ são, inclusive, o único impacto ambiental estimado, apesar dos termos de busca não incluírem os vocábulos “carbono” ou “CO₂”.

Como consta na Tabela 1, três (4, 10, 12) outros registros de poluentes atmosféricos são encontrados e incluem as categorias perda de ozônio estratosférico e formação fotoquímica de ozônio troposférico. Além disto, há as emissões de CO, de HC, de PM e de NO_x. As últimas, na presença de compostos orgânicos voláteis e luz solar, contribuem para a formação fotoquímica de ozônio troposférico (MASTERS; ELA, 2008). Notam-se, também, registros associados a poluição da água, eutrofização, acidificação (do solo e da água) e resíduos.

Os efeitos sobre a saúde humana são mencionados, diretamente, apenas em um aplicativo (3, 13). Contudo, os registros relacionados a poluição do ar e da água, assim como o referente a toxinas (chumbo, mercúrio, arsênico e cádmio) desviadas de aterros ou dispersão, podem ser ligados a problemas de saúde (MASTERS; ELA, 2008). Outro aspecto das categorias a ser ressaltado é a ocorrência de aplicativos (2, 3, 12, 13) que incluem esgotamento de recursos em seus resultados.

Os aplicativos *eWaste Calculator*, *IdematLightLCA* e *Buildings LCA* mostraram-se os mais completos quanto aos impactos e categorias que abrangem pois preocupam-se com os aspectos ambientais tanto no que tange o ambiente natural, como a saúde humana e os recursos – em consonância com o previsto em ABNT (2009).

Conclusões

O presente estudo permitiu identificar aplicativos que incorporam princípios da ACV em diferentes níveis. Estes aplicativos abrangem sistemas de produtos de múltiplas áreas e são ferramentas com um enorme potencial informativo tanto para consumidores finais (especialmente quando o fato de que os estágios do ciclo de vida de um produto encontram-se dispersos ao redor do mundo é posto em evidência) quanto para profissionais envolvidos na concepção e manufatura de produtos.

Contudo, limitações quanto ao uso destes *apps* devem ser observadas, principalmente aquelas advindas da falta de transparência da maioria destes. A credibilidade das fontes e dos dados adotados, a verificabilidade dos resultados apresentados e as premissas adotadas para obtenção dos mesmos são elementos importantíssimos para a interpretação e adoção das informações oferecidas pelos aplicativos. O tópico, certamente, requer atenção por parte dos desenvolvedores e é um espaço para melhoria nas aplicações. Além disso, a incorporação do princípio da transparência mostrou-se importantíssima na identificação dos demais.

A gama de impactos ambientais avaliados pelas aplicações também apresenta oportunidades de melhorias entre estas: muitos dos aplicativos analisados enfatizavam a emissão de gases do efeito estufa. A inclusão de outros impactos ambientais ou de outras categorias de impacto pode auxiliar o usuário na compreensão de como suas atividades cotidianas e/ou produtos que consomem afetam tanto o ambiente e os naturais quanto a saúde humana.

Entretanto, como apontado por Head et al. (2014), os indicadores adotados por estes impactos e/ou categorias de impacto podem ser difíceis para o consumidor médio interpretar. Nestes casos, a adoção de índices em escalas (indo do produto equivalente com o menor impacto ao com o maior), de exemplificações (como visto no aplicativo *Your Electric Footprint*) ou de índices familiares ao consumidor médio (monetários, por exemplo) são valiosas ferramentas.

No entanto, vale ressaltar que tais ferramentas podem implicar em *tradeoffs* entre os princípios da ACV incorporados aos aplicativos: como no aplicativos que adotaram um indicador comum para diferentes categorias de impacto. Ao se valerem de escolhas de valor para ponderação para as quais, segundo a ABNT (2009), não há bases científicas estes ferem o princípio da abordagem científica.

A grande maioria das aplicações atendeu ao princípio da abordagem relativa e unidade funcional. A identificação do princípio da abordagem iterativa foi prejudicada pela pouca flexibilidade das rotinas destes. Os *apps Idemat, IdematLightLCA, Buildings LCA e Timber frame DfE tool* foram os únicos instalados a partir dos resultados das buscas com os termos “life cycle assessment”, “lá”, “avaliação do ciclo de vida” e “acv” e em três destes (3, 12, 13) nota-se a incorporação de muitos dos princípios da ACV.

Os aplicativos *eWaste Calculator, Idemat, IdematLightLCA, Buildings LCA e My EP&L* destacaram-se na avaliação efetuada por compreenderem em sua rotina diversos estágios do ciclo de vida dos produtos que modelam. Os quatro primeiros entre estes abordam, ainda, impactos associados tanto ao ambiente natural, quanto à saúde humana e os recursos. Os três primeiros mostraram-se, ainda, os mais transparentes quanto aos valores empregados em suas computações, as fontes desses valores e as hipóteses adotadas.

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO 14040: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro: ABNT, 2009.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm>. Acesso em: 12 jan.2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. Resolução CONAMA nº 001, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=23>> Acesso em: 12.jan. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. Resolução CONAMA nº 237, de 19 de dezembro de 1997. Regulamenta os aspectos de licenciamento ambiental estabelecidos na Política Nacional do Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=23>> Acesso em: 12.jan. 2018.

HEAD, M. et al. Life cycle impacts of protein-rich foods: creating robust yet extensive life cycle models for use in a consumer app. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 73, p.165-174, jun. 2014. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.026>>. Acesso em: 27 jan. 2018.

INTERNATIONAL DATA CORPORATION (IDC). Smartphone OS Market Share: 2017 Q1. 2017. Disponível em: <<https://www.idc.com/promo/smartphone-market-share/os>>. Acesso em: 22 jan. 2018.

JACQUEMIN, L.; PONTALIER, P.Y.; SABLAYROLLES, C. Life cycle assessment (LCA) applied to the process industry: a review. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, [S.l.], v. 17, n. 8, p.1028-1041, 3 mai 2012. Springer Nature. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0432-9>>. Acesso em: 15 jan. 2018.

LIU, Hongyuan; CHEN, Cynthia; FAN, Yingling. Apps and Battery Efficient Technologies for Smartphone-Based Travel Data Collection: State of the Art. In: TRANSPORTATION RESEARCH BOARD 95TH ANNUAL MEETING, 2016, Washington DC, Estados Unidos. TRB 95th Annual Meeting Compendium of Papers. Washington DC, Estados Unidos: [S.l.], 2016. p. 1 - 23. Disponível em: <<http://docs.trb.org/prp/16-6184.pdf>>. Acesso em: 08 fev. 2018.

MASTERS, Gilbert M.; ELA, Wendell P. *Introduction to Environmental Engineering and Science*. 3. ed. Upper Saddle River, Nova Jersey, EUA: Prentice Hall, 2008. 708 p.

NGHIEM, T. P. L.; CARRASCO, L. R.. Mobile Applications to Link Sustainable Consumption with Impacts on the Environment and Biodiversity. *Bioscience*, [S.l.], v. 66, n. 5, p.384-392, 9 mar. 2016. Oxford University Press (OUP). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1093/biosci/biw016>>. Acesso em: 20 fev. 2018.

STATISTA. Number of available applications in the Google Play Store from December 2009 to December 2017. 2018. Disponível em: < <https://www.statista.com/statistics/266210/number-of-available-applications-in-the-google-play-store/>>. Acesso em: 28 fev. 2018.

SULLIVAN, R.K. et al. Smartphone Apps for Measuring Human Health and Climate Change Co-Benefits: A Comparison and Quality Rating of Available Apps. **JMIR mHealth and uHealth**, [S.l.], v. 4, n. 4, p. e135, 19 dez. 2016. JMIR Publications Inc. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2196/mhealth.5931>>. Acesso em: 26 jan. 2018.

UNIÃO EUROPEIA. Directiva 2009/33/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de abril de 2009. Relativa à promoção de veículos de transporte rodoviário não poluentes e energeticamente eficientes. *Jornal Oficial da União Europeia*. L 120/5, 15 maio 2009. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009L0033&from=EN>>. Acesso em: 16 fev. 2018.

WATTS, Stephanie. Mobile Applications for Ethical Consumption: Metrics and Framework. In: SOTICS 2011: The First International Conference on Social Eco-informatics, 2011, Barcelona, Espanha. Full Proceedings. [S.l.]: International Academy, Research, and Industry Association (IARIA), 2011. p. 1 - 7. Disponível em: <https://www.thinkmind.org/download_full.php?instance=SOTICS+2011>. Acesso em: 21 fev. 2018.

YOUNG, William et al. Sustainable consumption: green consumer behaviour when purchasing products. *Sustainable Development*, [S.l.], p.0-0, 2009. Wiley-Blackwell. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1002/sd.394>>. Acesso em: 01 mar. 2018.

Notas de rodapé

¹ Os produtos avaliados por Head et al. (2014) englobavam 106 produtos ricos em proteína – carnes, laticínios, ovos e derivados de soja – e 15 açúcares e frutas, selecionados a partir de um inventário dos tipos e origem dos alimentos disponíveis nas maiores redes de supermercados nos Países Baixos.



² A *Google Play Store* é a maior loja de aplicativos para dispositivos móveis do mundo e possui cerca de 3,5 milhões de *apps* (STATISTA, 2018). Observa-se, também, a parcela do mercado de telefonia celular dominada por *smartphones* com o sistema operacional *Android*: cerca de 85 % (IDC, 2017).

³ A Diretiva Europeia 2009/33/CE (UNIÃO EUROPEIA, 2009) exige que o poder público, em seus Estados-Membros, leve em consideração impactos energéticos e ambientais na compra de veículos de transporte rodoviário – incluindo nestes, no mínimo, o consumo de energia, as emissões de CO₂, NO_x, HC e PM.

⁴ Lista completa disponível em: <https://www.dairynz.co.nz/media/5787800/envirowalk-walk-action-plan.pdf>. Acesso em: 01 mar. 2018.

⁵ *Idemat, IdematLightLCA*: <http://www.ecocostsvalue.com/EVR/model/theory/subject/5-data.html>. Acesso em: 28 fev. 2018.
eWaste Calculator: <http://e-stewards.org/wp-content/uploads/2014/09/Environmental-Benefits-Tool.xlsx>. Acesso em: 28 fev. 2018.



ALOCAÇÃO EM SISTEMAS ENERGÉTICOS MULTIPRODOTOS: REVISÃO E PROPOSTA DE MÉTODOS

Monica Carvalho^{1,*}, José J. C. S. Santos², Júlio A. M. da Silva³, Yipsy Benito Roque⁴, Pablo Roque Diaz⁵, Alfredo Leyva⁵

1 Departamento de Eng. de Energias Renováveis, Universidade Federal da Paraíba, Brasil

2 Departamento de Eng. Mecânica, Universidade Federal do Espírito Santo, Brasil

3 Departamento de Eng. Mecânica, Universidade Federal da Bahia, Brasil

4 Departamento de Eng. Mecânica, Universidade Federal de Juiz de Fora, Brasil

5 Centro de Estudos de Energia e Tecnologias Ambientais, Universidad Central Marta Abreu de Las Villas, Cuba

**autora para correspondência: monica@cear.ufpb.br*

Resumo: O problema da alocação surge sempre que há um sistema produzindo mais de um produto. A alocação é importante, pois pode afetar o custo do produto por meio da incidência de taxas e impostos e altera a imagem do produto influenciando assim seus consumidores. No caso específico de sistemas energéticos multiproduto (cogeração ou trigeração, por exemplo), vários métodos para alocação de custos e impactos ambientais têm sido propostos ao longo do tempo, mas ainda há bastante debate e polêmica. A utilização de métodos comumente aplicados em estudos de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) não produz resultados adequados. Por outro lado, as teorias termoeconômicas são conhecidas por permitir alocação racional de resíduos e recursos em sistemas multiprodutos. Diferentes métodos de alocação geram resultados diferentes, e devem ser selecionados dependendo do objetivo da análise. O foco principal tem sido em sistemas isolados do mercado econômico e com consumo in situ dos produtos. A primeira parte deste estudo, apresentada aqui, discute os métodos comumente aplicados na alocação de impactos ambientais em sistemas energéticos multiproduto, finalizando com a apresentação de métodos de alocação baseadas na termoeconomia. A comparação entre os métodos revelou que para o caso de sistemas energéticos multiproduto, a termoeconomia proporcionou uma abordagem mais racional, pois a etapa multiproduto foi desagregada em seus subsistemas. A segunda parte do estudo é uma aplicação dos métodos termoeconômicos em um estudo de caso.

Palavras-chave: métodos de alocação, termoeconomia, distribuição de custos e impactos.

Introdução

Quando, no intuito de impulsionar o crescimento de uma sociedade, se consomem de maneira indiscriminada recursos naturais como, por exemplo, combustíveis fósseis, o ciclo de produção de carbono do planeta é alterado e, em consequência, seu balanço energético. Por outro lado, para que muitos recursos naturais possam ser utilizados pelo ser humano é necessário modificá-los a formas mais ordenadas (reduzindo a sua entropia), mas o universo tende à desordem. Portanto, qualquer ordem criada artificialmente deve ser compensada por uma desordem maior. Isto é, qualquer benefício obtido pela transformação ordenada do meio ambiente, inevitavelmente produz algum tipo de efeito negativo como, por exemplo, desastres naturais.

É necessário acompanhar a demanda crescente por energia, mas a sustentabilidade se faz cada dia mais vital. A necessidade da alocação de custos ou impactos ambientais surge sempre que há um sistema produzindo mais de um produto. A alocação é importante porque, dependendo das leis vigentes, afeta o custo do produto e também sua imagem junto aos consumidores.

A alocação em sistemas multiproduto ainda gera bastante debate e é bastante discutida do ponto de vista metodológico da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) (Azapagic and Clift 1999; Heijungs and Frischnecht 1998; Ekvall and Finnveden 2001). A International Organization for Standardization (ISO) recomenda que aqueles desenvolvendo estudos de ACV sigam uma rotina (Ekvall and Finnveden 2001) para lidar com o problema da alocação. Curran (2007) já havia mencionado que não há um método que proporcione solução geral. Frischnecht (2000) já tinha dado razões bem fundamentadas sobre os motivos que levam a existir um aspecto arbitrário na alocação em sistemas multiproduto e propôs uma classificação de situações para alocação: i) produção separada/combinada/simultânea; ii) um ou mais tomadores de decisão, e iii) mercado competitivo ou monopólio. Na produção separada, não há problema. Na produção combinada, relações físicas causais podem ser usadas para identificar fatores de alocação adequados, o que é impossível no caso de produção simultânea.

A termoeconomia, por outro lado, pode ser considerada como uma ferramenta eficaz para resolver problemas em sistemas complexos, combinando a Segunda Lei da Termodinâmica com fatores econômicos (Silva et al., 2017). Um

modelo termoeconômico é um conjunto de equações que descreve o processo de formação dos custos dos produtos finais do sistema, baseado numa estrutura produtiva que define os produtos e os recursos, assim como a distribuição de recursos externos ao longo do sistema produtivo (LOZANO; VALERO, 1993). A alocação pode ocorrer sempre que exista geração de entropia (i.e., sempre), não necessariamente em um sistema energético ou de conversão de energia. Em geral, os modelos termoeconômicos são usados para alocar recursos externos (exergia ou custos monetários) para os produtos finais do sistema por meio de uma estrutura produtiva definida. Porém, considerações ambientais podem ser incorporadas aos modelos termoeconômicos para calcular os custos ambientais associados aos produtos finais de um sistema multiproduto (LOZANO; CARVALHO; SERRA, 2014; SILVA et al., 2017).

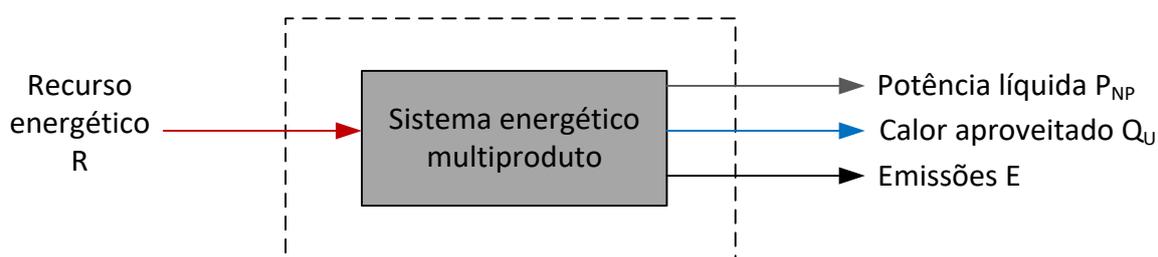
Partindo da proposição de combinação de ACV e termoeconomia (CARVALHO et al., 2012; LOZANO; SERRA; CARVALHO, 2014; SILVA et al., 2017), o objetivo deste trabalho é discutir os métodos comumente aplicados na alocação de impactos ambientais em sistemas multiproduto, finalizando com a apresentação de técnicas de alocação baseadas na termoeconomia.

Metodologia

Avaliação de Ciclo de Vida

A ISO 14041 (1998) estabeleceu princípios para alocação, e também definiu um procedimento para lidar com a alocação: nos casos nos quais uma relação física não pudesse ser estabelecida ou usada como base para alocação, outro tipo de relação entre os produtos deveria ser aplicada. Apesar de Hartikainen et al. (2014) terem conduzido um estudo comparativo sobre diferentes diretrizes de alocação em ACV, para sua surpresa foi difícil interpretá-las, mesmo pelos especialistas; essas conclusões também foram obtidas por Luo et al. (2009), Hanes et al. (2015) e Pelletier et al. (2015). Mais recentemente, Schrijvers, Loubet e Sonnemann (2016) fizeram uma revisão crítica da consistência de procedimentos de alocação, concluindo que não há suficientes diretrizes para identificar o método de alocação mais apropriado, e por isso há um grande número de métodos (e combinações de métodos). Silva et al. (2017) destaca que, em estudos de ACV, a alocação é geralmente feita com base no valor econômico do fluxo material, ou em base mássica (alguns estudos na área alimentícia usam o conteúdo de gordura, energia ou proteína, para alocação). Porém, a abordagem mais comum (e simples) é evitar a alocação, por meio da expansão do sistema, por exemplo. A Figura 1 mostra o volume de controle aplicado a sistemas energéticos multiprodutos (na abordagem ACV somente as entradas e saídas são mensuráveis).

Figura 102 – Volume de controle para os métodos de alocação tradicionalmente aplicados a ACV.



Os métodos mais comumente aplicados em ACVs de sistemas energéticos multiproduto são descritos a seguir.

Alocação com base na energia, onde as frações correspondentes às emissões e recursos são alocados a potência líquida ($f_{P_{NP}}$) e ao calor útil (f_{Q_U}) com base em seu conteúdo energético:

$$(1) \quad f_{P_{NP}} = \frac{P_{NP}}{P_{NP} + Q_U} \qquad (2) \quad f_{Q_U} = \frac{Q_U}{P_{NP} + Q_U}$$

Alocação com base na exergia, onde as frações correspondentes às emissões e recursos são alocados à potência líquida ($f_{P_{NP}}$) e ao calor útil (f_{Q_U}) com base em seus respectivos conteúdos exergéticos ($B_{P_{NP}}=100\%$ e $B_{Q_U}=Q_U \cdot \eta_{Carnot}$):

$$(3) \quad f_{P_{NP}} = \frac{B_{P_{NP}}}{B_{P_{NP}} + B_{Q_U}} \quad (4) \quad f_{Q_U} = \frac{B_{Q_U}}{B_{P_{NP}} + B_{Q_U}}$$

Alocação com base no valor das emissões, onde as emissões e recursos são alocados proporcionalmente às emissões da produção separada. Para eletricidade, considera-se àquela disponível na rede elétrica nacional. Para calor, considera-se uma caldeira de referência ($\eta = 0.90$):

$$(5) \quad f_{P_{NP}} = \frac{E_{rede\,elétrica}}{E_{rede\,elétrica} + E_{caldeira}} \quad (6) \quad f_{Q_U} = \frac{E_{caldeira}}{E_{rede\,elétrica} + E_{caldeira}} \quad (1)$$

Alocação com base no rateio marginalista, onde a subtrai-se a energia primária necessária para produzir um dos serviços energéticos do sistema, de maneira separada. O restante na energia primária é alocado à outra forma de energia. Esse método também pode ser chamado de *fuel chargeable to power*:

$$(7) \quad f_{Q_U} = \frac{Q_U}{Q_F} \quad (8) \quad f_{P_{NP}} = 1 - f_{Q_U}$$

Alocação com base nas emissões compartilhadas, onde cada produto do sistema é avaliado em proporção a energia primária hipotética que seria consumida na produção separada, relativo a energia primária hipotética total que seria consumida para produzir os produtos, separadamente:

$$(9) \quad f_{P_{NP}} = \frac{\frac{P_{NP}}{\eta_{PP}}}{\frac{P_{NP}}{\eta_{PP}} + \frac{Q_U}{\eta}} \quad (10) \quad f_{Q_U} = \frac{\frac{Q_U}{\eta}}{\frac{P_{NP}}{\eta_{PP}} + \frac{Q_U}{\eta}}$$

Existem outros métodos, obviamente, mas não são recomendados dentro do objetivo de aplicar uma alocação justa e racional: 100% emissões alocadas ao vapor, 100% emissões alocadas a eletricidade, valor econômico, ou por meio de contratos ou acordos. Ramírez (2009) apresenta didaticamente uma análise de métodos de alocação utilizados em ACV.

Termoeconomia

Ante qualquer transformação útil para o desenvolvimento humano, pode se aplicar a termoeconomia. Por conjugar conceitos econômicos com princípios físicos, a termoeconomia fornece perspectivas mais realistas que uma análise econômica convencional, pois lida com os limites quantitativos e qualitativos ditados pelas leis da termodinâmica.

A alocação por meios termoeconômicos baseia-se na geração de entropia (destruição de exergia) ao longo do processo produtivo do sistema. Portanto, pode ser adaptada a qualquer sistema multiproduto independentemente do tipo de produtos do sistema (energéticos ou não). Um produto que seja o resultado de um processo produtivo que gere mais entropia será mais penalizado do que um produto de um sistema produtivo mais eficiente (que gere menos entropia). Várias metodologias termoeconômicas foram desenvolvidas, especialmente nos últimos 35 anos, e todas seguem o mesmo princípio, calculado a partir de uma base racional, a Segunda Lei da Termodinâmica (ERLACH; SERRA; VALERO, 1999).

Um modelo matemático para alocação de custos pode ser aplicado para calcular o custo monetário de cada fluxo interno e produto final. Tal modelo é um conjunto de equações obtidas por meio de balanços de custo em cada subsistema do diagrama termoeconômico (físico ou produtivo), como mostrado na equação 11. A solução deste conjunto de equações é o custo monetário unitário para cada fluxo interno e produto final, que é a quantidade de unidades monetárias necessárias para obter uma unidade de fluxo (medida da eficiência econômica do processo produtivo que gera o fluxo) (VALERO; SERRA; UCHE, 2006).

$$(11) \quad \sum (c_{out} \cdot Y_{out}) - \sum (c_{in} \cdot Y_{in}) = Z + c_F \cdot Q_F$$

c_{out} e c_{in} são incógnitas que representam os custos monetários unitários para os fluxos internos na saída e entrada do subsistemas; Y_{out} e Y_{in} representam os fluxos produtivos genéricos internos na entrada e saída de subsistemas, e que podem ser avaliados utilizando qualquer magnitude termodinâmica: potência (P), exergia total (E), neguentropia (S), entalpia (H), etc. Z representa o custo externo por unidade de tempo para o sub-sistema, devido ao capital inicial, operação e manutenção do equipamento; c_F é um custo de mercado conhecido para a exergia do recurso externo, e Q_F é o consumo da exergia do recurso externo do sistema.

A equação 12 foi obtida após modificação da equação 11, e agora proporciona o custo exergético unitário (k_{out} e k_{in}) de cada fluxo produtivo do sistema. O custo exergético unitário de um fluxo é a quantidade de exergia necessária para obter uma unidade de exergia deste fluxo. Este custo é uma medida da eficiência termodinâmica do processo produtivo que gera esse fluxo. Neste caso, o custo do subsistema devido ao capital inicial, operação e manutenção deve ser zero ($Z=0$). O custo monetário unitário para a exergia do recurso externo é substituído pelo custo exergético unitário da exergia do recurso externo (1.00 kW/kW) se não há consideração de exergia destruída antes do processo produtivo (VALERO; SERRA; UCHE, 2006). Y_{out} e Y_{in} permanecem os mesmos.

$$(12) \quad \sum (k_{out} \cdot Y_{out}) - \sum (k_{in} \cdot Y_{in}) = k_F \cdot Q_F$$

Como o número de fluxos produtivos internos é sempre maior que o número de subsistemas ou unidades, equações auxiliares são necessárias. Para modelos termoeconômicos baseados em diagramas produtivos, há duas maneiras de obter as equações auxiliares: co-produtos ou critério de igualdade.

Considerando que cada subsistema só pode ter um produto ou função principal, os outros fluxos produtivos internos que saem do subsistema são co-produtos, e possuem o mesmo custo unitário que o produto de outros subsistemas que só produzem esses tipos de fluxos produtivos internos (ERLACH; SERRA; VALERO, 1999).

O critério da igualdade considera que todos os fluxos produtivos internos que saem do mesmo subsistema são produtos, e possuem o mesmo custo unitário, já que foram produzidos com os mesmos recursos e irreversibilidades (FRANGOPOULOS, 1987; SANTOS et al., 2009). Este é o critério mais usado pela maioria dos termoeconomicistas.

Para modelos termoeconômicos baseados em diagramas físicos, há duas maneiras de obter as equações auxiliares: o princípio do produto e o princípio do insumo. O primeiro diz que todos os fluxos de saída identificados como produtos têm o mesmo custo unitário. O segundo diz que quando um fluxo atravessa um subsistema apenas para ceder exergia (ou outra magnitude termodinâmica) o seu custo unitário permanece constante (LAZZARETTO; TSATSARONIS 2006).

Os modelos termoeconômicos devem ser adaptados para obter a equação 13, para calcular as emissões específicas (λ_{out} e λ_{in}) dos fluxos internos e produtos finais. As emissões específicas de um fluxo são a quantidade de emissões necessárias para obter uma unidade de exergia do fluxo avaliado. Esse índice pode ser usado como parte de uma medida da eficiência ambiental do processo produtivo que gera o fluxo. Neste caso, o parâmetro λ_F representa a quantidade de emissões geradas devido ao consumo de uma unidade de exergia do recurso externo do sistema. As equações auxiliares e os fluxos e produtos finais (Y_{out} e Y_{in}) são os mesmos das equações (1) e (2).

$$(13) \quad \sum (\lambda_{out} \cdot Y_{out}) - \sum (\lambda_{in} \cdot Y_{in}) = \lambda_F \cdot Q_F$$

Diferentes abordagens termoeconômicas podem ser utilizadas: modelo E (a estrutura produtiva é definida usando somente o fluxo de exergia), modelo E&S (utiliza um fluxo fictício, a negentropia, combinada à exergia), e o modelo UFS (que utiliza a exergia física desagregada em suas componentes de energia interna, trabalho de fluxo e entropia).

Resultados e discussão

Um método para alocação de custos ou impactos ambientais não somente é uma solução para o problema da distribuição de recursos, também deve proporcionar uma análise das consequências de tal alocação. A ideia em sistemas multiproduto é que os custos sejam razoáveis e corroborem o objetivo do sistema multiproduto proposto, que é o de fornecer produtos com custos inferiores ao da produção separada. Uma alocação justa contribui para a aceitação de sistemas multiprodutos, que são mais eficientes, mas mais complexos que a tradicional produção separada, o que é essencial para o sucesso desses sistemas.

Considerando os métodos tradicionalmente aplicados à alocação de emissões em estudos de ACV, a alocação com base na energia não considera a qualidade da energia (seu real valor), e assim avalia igualmente a eletricidade e o calor. Já para o método baseado na exergia, ainda que as emissões por unidade de exergia fossem iguais para a eletricidade e o calor, o processo de formação dos produtos não foi considerado. Para a alocação com base no valor das emissões, com base no rateio marginalista, e com base nas emissões compartilhadas, os resultados dependem fortemente na eficiência da planta de referência. A escolha destas referências é uma grande arbitrariedade e pode alcançar resultados muito diferentes, podendo levar os consumidores de calor ou eletricidade a erroneamente acreditarem que estão consumindo produtos com menor teor de carbono do que em alternativas de produção por separado.

Embora não haja consenso entre os termoeconomicistas sobre o método de alocação mais racional ou razoável, Silva et al. (2017) e Santos et al. (2016) mostraram que a variação entre os resultados obtidos por métodos termoeconômicos é bastante menor. Foi mostrado também que os métodos tradicionalmente aplicados em estudos de ACV penalizam a produção de calor em comparação com os resultados obtidos pelas abordagens termoeconômicas. Isso causa o excesso de carga nos produtos que utilizam calor, privilegiando por meio da baixa carga os produtos dependentes em eletricidade.

As diferenças entre os métodos termoeconômicos dependem no tipo da planta analisada, sendo extremamente importante compreender porque estas diferenças ocorrem. A variação presente nos métodos termoeconômicos é devida a pequenas divergências com relação a função termodinâmica de cada componente (estrutura produtiva) e critério de alocação utilizada para definir as emissões ou custos associados a cada saída dos componentes. Portanto, a arbitrariedade é menor e menos impactante do que nos métodos tradicionalmente usados em ACV.

Conclusões

Considerando que uma quantidade considerável da eletricidade e calor consumidos hoje em dia são produzidos em sistemas energéticos multiprodutos (e.g., cogeração), e que a magnitude da energia produzida no mundo é significativa, refinamentos nas técnicas de alocação são importantes para uma adequada contabilidade dos impactos ambientais em sistemas energéticos.

Estes refinamentos e melhorias originam da compreensão do processo de formação do custo e das emissões, setorizando em subsistemas e formulando equações de balanço de custos e emissões para cada subsistema do diagrama produtivo, e portanto reduzindo a arbitrariedade associada à alocação. É recomendável usar abordagens termoeconômicas para a alocação de recursos e emissões em sistemas energéticos multiprodutos, dentro de estudos de ACV.

A seleção do método mais adequado deve estar orientada à redução de arbitrariedade e subjetividade que são inerentes dos diferentes métodos de alocação, e em função da precisão necessária para a alocação. A desvantagem dos métodos termoeconômicos é sua complexidade, além da necessidade de conhecer os parâmetros internos do sistema (que podem não estar disponíveis). Na falta de informações detalhadas sobre o sistema, o método baseado na exergia é uma boa alternativa e apresenta resultados razoáveis.

As reflexões sobre a alocação de custos e impactos ambientais em sistemas energéticos multiproduto permitem concluir que produtos tangíveis, que podem ser avaliados de maneira objetiva (exérgica), são prioritariamente afetados, recebendo alocações proporcionais a sua exergia ou dos recursos consumidos. Ao contrário, os produtos

intangíveis, deverão receber uma alocação convencional de custos e impactos, obtida com ajuda de especialistas em comparação ao produto principal.

Baseado na discussão aqui apresentada, é interessante combinar a termoeconomia com ACV para proporcionar uma perspectiva global de um sistema complexo por meio de uma análise integrada. Pode se tornar uma contribuição concreta para a conscientização dos consumidores quanto à informação ambiental, traduzindo pesquisa em informação que pode ser usada no dia-a-dia, educando para tomadas de decisão sensatas.

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio da ANP, TEVISA, CAPES, CNPq e FAPES.

Referências

- AZAPAGIC, Adisa; CLIFT, Roland. Allocation of environmental burdens in co-product systems: Product-related burdens (Part 1). *The international journal of life cycle assessment*, v. 4, n. 6, p. 357-369, 1999.
- CARVALHO, Monica et al. Modeling simple trigeneration systems for the distribution of environmental loads. *Environmental modelling & software*, v. 30, p. 71-80, 2012.
- CURRAN, Mary Ann. Co-product and input allocation approaches for creating life cycle inventory data: a literature review. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 12, p. 65-78, 2007.
- EKVALL, Tomas; FINNVEDEN, Göran. Allocation in ISO 14041—a critical review. *Journal of cleaner production*, v. 9, n. 3, p. 197-208, 2001.
- ERLACH, Berit; SERRA, Luis; VALERO, Antonio. Structural theory as standard for thermoeconomics. *Energy Conversion and Management*, v. 40, n. 15, p. 1627-1649, 1999.
- FRANGOPOULOS, Christos A. Thermo-economic functional analysis and optimization. *Energy*, v. 12, n. 7, p. 563-571, 1987.
- FRISCHKNECHT, Rolf. Allocation in life cycle inventory analysis for joint production. *The international journal of life cycle assessment*, v. 5, n. 2, p. 85-95, 2000.
- ISO 14041. *Environmental Management - Life Cycle Assessment - Goal and Scope Definition and inventory analysis*. Genebra: International Organization for Standardization, 1998.
- HANES, Rebecca J. et al. Allocation games: addressing the ill-posed nature of allocation in life-cycle inventories. *Environmental science & technology*, v. 49, n. 13, p. 7996-8003, 2015.
- HARTIKAINEN, Hanna et al. Critical review of allocation rules—the case of Finnish rainbow trout. In: *International Life Cycle Assessment for Foods Conference*, 9., United States, 2014. **Proceedings...** USA: [s.n.], 2014.
- HEIJUNGS, Reinout; FRISCHKNECHT, Rolf. A special view on the nature of the allocation problem. *The international journal of life cycle assessment*, v. 3, n. 6, p. 321-332, 1998.
- LAZZARETTO A, TSATSARONIS G. SPECO: A systematic and general methodology for calculating efficiencies and costs in thermal systems. *Energy*, v. 31, n. 8-9, p. 1257-1289, 2006.
- LOZANO, M. A.; VALERO, A. Thermo-economic analysis of gas turbine cogeneration systems. *ASME, NEW YORK, NY,(USA)*, v. 30, p. 311-320, 1993.
- LOZANO, Miguel Angel; CARVALHO, Monica; SERRA, Luis M. Tackling environmental impacts in simple trigeneration systems operating under variable conditions. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 19, n. 5, p. 1087-1098, 2014.
- LUO, Lin et al. Allocation issues in LCA methodology: a case study of corn stover-based fuel ethanol. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 14, n. 6, p. 529-539, 2009.
- PELLETIER, Nathan et al. Rationales for and limitations of preferred solutions for multi-functionality problems in LCA: is increased consistency possible?. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 20, n. 1, p. 74-86, 2015.
- RAMÍREZ, Paola Karina Sánchez et al. Análise de métodos de alocação utilizados em avaliação do ciclo de vida. Dissertação de mestrado, UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA, PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL. Florianópolis: UFSC, 2009.



- SANTOS, José et al. On The Negentropy Application in Thermoconomics: a fictitious or an exergy component flow?. *International Journal of Thermodynamics*, v. 12, n. 4, p. 163-176, 2009.
- SANTOS, R.G., Faria, P.R., Santos, J.J.C.S. Silva, J.A.M., Florez-Orrego, D. Thermo-economic modeling for CO₂ allocation in steam and gas turbine cogeneration systems. *Energy*, v. 117, p. 590-603, 2016.
- SCHRIJVERS, Dieuwertje L.; LOUBET, Philippe; SONNEMANN, Guido. Critical review of guidelines against a systematic framework with regard to consistency on allocation procedures for recycling in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 21, n. 7, p. 994-1008, 2016.
- SILVA, Julio Augusto Mendes et al. On the thermo-economic and LCA methods for waste and fuel allocation in multiproduct systems. *Energy*, v. 127, p. 775-785, 2017.
- VALERO, A.; SERRA, L.; UCHE, J. Fundamentals of exergy cost accounting and thermoconomics. Part I: Theory. *Journal of Energy Resources Technology*, v. 128, n. 1, p. 1-8, 2006.

CREATING VALUE WITH LESS IMPACT: DEVELOPMENT OF A LEAN-GREEN MODEL TOWARDS ECO-EFFICIENCY BASED ON LIFE CYCLE THINKING.

Isabela Baracat Caria¹, Diogo Aparecido Lopes Silva¹

¹*Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) – campus de Sorocaba/SP, Centro de Ciências em Gestão e Tecnologia (CCGT), Departamento de Engenharia de Produção de Sorocaba (DEP-So), Isabela Caria isabelabcaria@gmail.com; diogo.apls@ufscar.br*

Abstract: Lean-Green is a concept that links value aggregation with less environmental impact. This concept comes from the interest of many companies in innovating their business strategies by adding more value to their activities with the integration of environmental concerns. Lean is a customer-focused way of thinking that targets on eliminating production waste (non-value-added activities) while delivering quality products on time and at a low cost. Green manufacturing is concerned with environmental performance of production systems by reducing environmental burdens. To create value with less impact it is possible to integrate Lean and Green approaches by studying the use of eco-efficiency as an indicator focused on delivering competitive price products, which meet human needs and reduce resource intensity as well as environmental impacts. The aim of this paper is to develop an integrated Lean-Green model for eco-efficiency monitoring in Brazilian companies based on life cycle thinking. The model starts with the application of a Lean tool, i.e., the Value Stream Mapping (VSM) of a chosen organization. In a second part, a Green perspective is adopted to calculate environmental impacts of the evaluated production system based on Life Cycle Assessment (LCA) indicators. In a third part of the Lean-Green model, an eco-efficiency indicator is calculated based on results of the VSM and LCA measurements. The expected results of the next steps of this research is to test the Lean-Green model in different manufacturing companies to check its applicability, strengths and limitations.

Keywords: Lean; Green; eco-efficiency; Lean-Green model.

Introduction

A scenario of fast changes and an intensely competitive environment have been forcing companies to adapt their way of working to survive innovations in the markets and thrive on the business run. According to Abreu, Alves & Moreira (2017), organizations must focus on an enduring task of providing value for their customers which is achieved by delivering products and services timely, at the right price, that are surely beneficial and do not incorporate environmental concerns.

A situation like that calls for innovative models that link Lean and Green Manufacturing providing a means for the company to create more with less. Porter & Van Der Linde (1995) affirm that the adoption of environmental practices tends to generate a win-win situation not only for the environment, but also for operational performance and that the heightened resource productivity make organizations not less, but more competitive. Companies that can deliver products and services with fewer environmental impacts have the potential to capture significant competitive advantage, if there are not sacrifices in time, quality, or costs (Environmental Protection Agency – EPA, 2007). As per González-Benito & González-Benito (2005), the natural environment is at the center of the sustainability competitiveness argument for companies and the main factor taking organizations into more developed environmental practices is the stakeholders' pressure. Mollenkopf et al (2010) also explains that with the growing concerns with pollution, climate change and use of resources, stakeholders are demanding corporate behaviors and performances that take into account sustainability. This means that a company needs to work in synergy with all the internal and external people involved in a product's life cycle perspective.

Lean-Green synergy has a lot of potential to create improvements that contribute for the company to be more competitive in the market, while grows corporate sustainability thinking (JONES, 2004). However, there are few studies focused on Lean-Green based on a life cycle perspective of products. Therefore, the main motivation of this paper is to analyze on how to integrate Life Cycle Management into a Lean-Green model towards a more eco-efficient production.

Lean, Green and eco-efficiency

As stated in the influential publication “*The Machine that Changed the World*” by Womack, Jones & Roos (1992), post Second World War, Eiji Toyoda and Taiichi Ohno, from Japanese Toyota, were the pioneers in the concept of Lean Manufacturing, also named Toyota Production System (TPS).

The Lean Manufacturing states that fewer resources would be required for delivering the right products at the right time possible, by eliminating all types of wastes, therefore, requiring less human effort, fewer inventories and facilities space (ABREU, ALVES & MOREIRA, 2017). Lean Production or Lean Manufacturing refer to a customer-focused business model and a collection of methods that focuses on the elimination of waste (non-value added activity) while delivering quality products on time and at a low cost (EPA, 2007). Wastes can be considered all of activities that do not add value to the products and they are classified in seven categories: 1) overproduction; 2) over processing; 3) transportation; 4) defects; 5) motion; 6) inventory and 7) waiting. After a while, an extra waste was identified: waste of human talent.

Lean Manufacturing offers distinct tools to help identifying each of the seven aforementioned types of waste. One of the most prominent Lean tools is the Value Stream Mapping (VSM). According to Womack & Jones (2003), the VSM is mapping all actions (value added or non-value added) that leads a product from raw material to consumers. Womack and Jones (2011) also define that the relevant actions to be mapped consist in two streams: (a) from the client to the suppliers and (b) from raw material to the client. Together both of the streams constitute a closed cycle of supply and demand.

Pampanelli, Found & Bernardes (2014) affirm that a VSM is the process of direct observation of information and material streams according to their occurrences, summing them up visually and glimpsing a future state with a better performance. In other words, the VSM tool allows to check and to eliminate the non-value added activities in a production system.

However, Lean Manufacturing does not address environmental performance of production systems (Jones, 2004), as its goal is on eliminating only non-value added activities. Thus, in recent years a new production strategy has emerged – the Green Manufacturing (GM).

According to Silva, Silva & Ometto (2016) the United States and China are the most prolific countries when referring to scientific publications in GM topics. In contrast, Brazil still has a small contribution of researches in the field. Most of the GM studies still give more attention to the monitoring and evaluating of energy consumption in manufacturing processes, GM impacts in costs of manufacturing processes, application of GM in machining processes and for selection of more environmental benign manufacturing technologies and key performance indicators.

As reported by Verma & Sharma (2016), GM aims to minimize environmental waste and pollution. Environmental waste is an unnecessary or excess use of resources or a substance released to the air, water, or soil that could harm human health or the natural environment. Since the last decade, the number of GM studies has been increasing and special attention is given to the use of Life Cycle Management tools, such as the Life Cycle Assessment (LCA) (SILVA, SILVA & OMETTO, 2016). LCA subsidizes GM by evaluating environmental impacts in a production system. LCA quantifies the environmental impacts of a product, process or service through its entire life cycle, starting from extraction of material and energy used in the production process, to product use and its final end-of-life (BANAWI & BILEC, 2014).

On the other hand, it is also important to integrate GM topics in production planning and control issues. Based on that, “Lean-Green” solutions have increased recently. Azevedo *et al* (2012) and Mollenkopf *et al* (2010) stand out the lack of established researches connecting green, lean and global issues altogether. Cherrafi *et al* (2016) agrees that literature still fails on simulating, optimizing, and valuating the performance indicators of a manufacturing systems based on a Lean-Green approach.

The integrative Lean-Green approach eliminates non-value added activities, at the same time reduces environment impacts, and risks (DUARTE, 2017). Naturally, Lean practices seem more likely to deploy into Green outcomes, though the other way around can also occur (SALVADOR, PIEKARSKI & FRANCISCO, 2017).

The Lean and Environment Toolkit proposed by EPA (2007) lists six benefits of integrating Lean with environmental issues:

- Reduce costs
- Improve process flow and reduce lead times
- Lower regulatory non-compliance risk
- Meet customer expectations
- Improve environmental quality
- Improve employee morale and commitment

The Business Council for Sustainable Development (BCSD) defined eco-efficiency as: “The delivery of competitively priced goods and services that satisfy human needs and bring quality of life, while progressively reducing ecological impact and resource intensity throughout the life cycle, to a level at least in line with the Earth’s estimated carrying capacity” (BCSD, 1993).

This concept was introduced in the 1990s and it can be used to start integrating Lean with Green towards an eco-efficient manufacture of products, to aggregate value and to minimize environmental impacts (ABREU, ALVES & MOREIRA, 2017). Hence, eco-efficiency means to create more value with less impact, and this paper aims to develop a Lean-Green model for eco-efficiency monitoring based on VSM and LCA tools.

Methodology

To propose a Lean-Green model, it was first developed a systematic literature review as illustrated in Figure 1. The strategies used in the searches were based on scientific publications (papers and conference proceedings) available at the Google Scholar, Science Direct and Scielo databases and looking for the key-words: “Lean”, “Lean manufacturing”, “Lean thinking”, “Green manufacturing”, “Sustainable manufacturing”, “Lean and green”, “Lean-green” and “Lean and sustainability”.

A second research stage comprehends the selection of the papers. According to the abstract and title of the studies, some of them were eliminated from the analyzes. In the third stage, it was investigated the main tools adopted by the remaining publications in order to properly integrate Lean with Green. Finally, step four was based on developing a Lean-Green model taking into account some recent trends in literature, such as: the use of LCA in GM studies and eco-efficiency to integrate Lean with Green.

Figure 1. Steps of the systematic literature review on “Lean” and “Green” topics.



Results and Discussion

In total, 35 papers were mapped from 1993-2017, and most of them were published since 2000’s. Most of the studies are from USA, China and European countries and 06 papers were from Brazil. All the papers were organized in an Excel spreadsheet to summarize the relevant data and information.

The following categories were built on the Excel matrix: article’s title, authors, year of publication, country, publication details, type of purpose, details of the purpose, lean tools, and green tools. A filter was used on the Excel matrix to select only the papers that included the words “model”, “framework”, “literature review”, “assessment”, “toolkit” and “methodology” on the field “type of purpose”. The category “details of the purpose” gives more details of the article’s content. Finally, the “lean tools” and “green tools” make a list of the main Lean-Green tools adopted by each publication in order to highlight the most prominent in literature.

From results of the Excel matrix, it is possible to see that most of the authors have combined different tools and concepts in their purposes. Some of them make it very clear which specific Lean and Green tools, but others do not make it so clear. Pampanelli, Found & Bernardes (2014), Pampanelli (2015), Ishak *et al* (2017), Cheung, Leong & Vichare (2017), Aguado, Alvarez & Domingo (2013), Banawi & Bilec (2014), Sidiropoulos *et al* (2004), Huang (2017) and Verma & Sharma (2016) have suggested to use the VSM as a Lean tool. Cheung, Leong & Vichare (2017), Banawi &

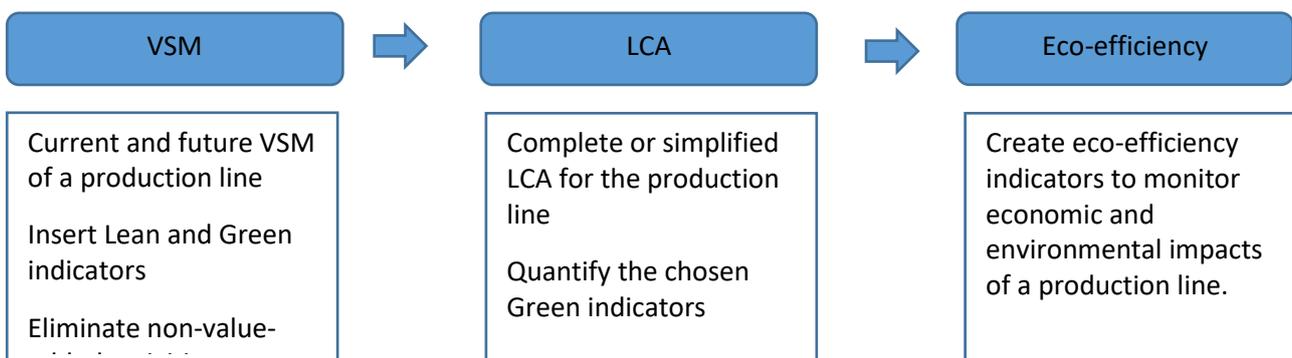
Bilec (2014), Cluzel *et al* (2010) and Huang (2017) have proposed to use LCA as a Green tool. On the other hand, only Banawi & Bilec (2014) and Cheung, Leong & Vichare (2017) have proposed to combine both, VSM with LCA.

Cheung, Leong & Vichare (2017) links LCA and Lean Manufacturing in a new approach to minimize negative environmental impacts of a moulded product of plastic injection. The model was implemented in a case study to prove its efficiency. It was built a cross-functional product data mapping in Lean and LCA concerning firstly the current and future state of the product and its requirements. Secondly LCA limits were illustrated through a LCA system boundary of the process. Then the current state VSM was constructed and an I/O (input and output) data for LCA was prepared for later evaluation of environmental impacts. After, *Kaizen* opportunities were also mapped (5S/TPM, *kanban* and cellular manufacturing), and the future state VSM was finally finished. Results showed that the production lead time had a reduction of 89.98%, as well as slightly reductions in process time, operators, material used (40%), energy consumption (40,97%), transportation (32,2%), climate change impacts, human toxicity impacts (40%), photochemical oxidant formation impacts (60%), terrestrial acidification and terrestrial eco-toxicity.

Another relevant study performed by Banawi & Bilec (2014) also focused on integrating VSM with LCA. The aim was to improve quality and reduce environmental impacts of a construction process through a Lean-Green-Six Sigma framework structured based on DMAIC cycle. Step 1 (define and measure) regards applying first VSM and later LCA to find out if waste is generated and later quantify environmental impacts. Step 2 involves Cause & Effect Diagram and Pareto Chart to analyze and improve processes. Step 3 is about using VSM and LCA to determine the extent of waste reduction.

Thus, based on the results from the literature analysis, Figure 2 shows a new lean-Green model by combining VSM with LCA and eco-efficiency.

Figure 2. Lean-Green Model description.



The model is organized in 3 steps. Step 0 is the selection of a company in which Lean Manufacturing has already a certain level of maturity and a production line to be studied. Further, as a company may have many production lines/systems as well as dozens of products, it is primarily necessary to focus on a specific production line. For this, it could be selected production lines with improvement opportunities regarding one or more of the Lean's seven main types of waste (waiting, moving, transport, processing, etc.).

Step 1 comprehends the construction of the VSM and proposal of a new one including green indicators to monitor environmental performance to avoid or minimize wastes in the chosen production line. Typical green indicators according to EPA (2007) and Silva, Silva and Ometto (2016) are energy and materials consumption as well as impacts to climate change and resources scarcity, for example. However, the green indicators to be included in the VSM should be selected regarding the main environmental problems for the elected line (e.g., generation of solid waste, carbon emissions, toxic air releases, etc.).

Step 2 is the quantification of the green indicators through LCA. In this case, it should be followed the same steps of a LCA study based on the ISO 14040 and 14044 requirements, such as: definition of goal and scope, inventory analysis, impact assessment, and interpretation. Regarding goal and scope, cradle-to-gate studies seems to be more indicated because VSM also looks at the delivery of products until the costumers. Functional unit and reference flows should be defined based on the amount of products needed in the current and future VSMs. Inventory analysis should look at

the materials and energy inputs/outputs for each of the mapped processes into the state and future VSMs, and background flows can be extracted from literature and LCA databases, for example.

Step 3 is the creation, calculation and monitoring of eco-efficiency to enable decision making of the company towards a cleaner and more sustainable production. Eco-efficiency indicators should be established following Equation 1:

$$EcoEf = \frac{Product\ value}{Environmental\ impact} \quad (1)$$

In Equation 1, “product value” can be represented by number of products produced by the current or future VSM or the total production costs or revenues, while “environmental impact” is based on each of the green indicators selected for the production line. In general, there will be more than one eco-efficiency indicator as high as the number of selected green indicators. Decision making such as, which process to improve, and how much to be improved should be based on the “EcoEf” results for both the state and future VSMs.

Next steps of this research are to put in practice the proposed model from Figure 2 in order to test its effectiveness in a real-life case study.

Conclusion and future work

This paper has mapped 35 Lean-Green literature studies. Two of them have combined VSM with LCA and they were used as baseline for the proposal in Figure 2. However, both selected studies did not consider eco-efficiency indicators in their purposes.

The new model proposed on this paper is separated in 3 steps. Step 0 is the selection of a company in which Lean Manufacturing has already a certain level of maturity. Step 1 (VSM) comprehends the adaptation of the organization’s current VSM to a new one with Green indicators too. Step 2 is the quantification of the Green indicators through LCA. Step 3 is the creation, calculation and monitoring of eco-efficiency connecting results of the VSM with the LCA to enable decision making towards a cleaner and more sustainable production.

Considering the proposed model, decision making regarding value stream improvements and environmental impacts reduction should be based on eco-efficiency results. Finally, a next step of this research is the application of this model in a Brazilian company for a case study.

References

- Ishak, A., Mohamad, E., Sukarma, L., Mahmood, AB R., A Rahman, M. A., Yahya, S. H., Salleh, M.S., and Sulaiman, M. A. (2017). Extended value stream mapping for enhancing the sustainability of lean manufacturing, 47–60.
- Abreu, M. F., Alves, A. C., & Moreira, F. (2017). Lean-Green models for eco-efficient and sustainable production. *Energy*. <http://doi.org/10.1016/j.energy.2017.04.016>
- Aguado, S., Alvarez, R., & Domingo, R. (2013). Model of efficient and sustainable improvements in a lean production system through processes of environmental innovation. *Journal of Cleaner Production*, 47, 141–148. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.11.048>
- Azevedo, S. G., Carvalho, H., Duarte, S., & Cruz-Machado, V. (2012). Influence of green and lean upstream supply chain management practices on business sustainability. *IEEE Transactions on Engineering Management*, 59(4), 753–765. <http://doi.org/10.1109/TEM.2012.2189108>
- Banawi, A., & Bilec, M. M. (2014). A framework to improve construction processes: Integrating Lean, Green and Six Sigma. *International Journal of Construction Management*, 14(1), 58–71. <http://doi.org/10.1080/15623599.2013.875266>
- BCSD/UNEP/EC. (1993). How Can Business Contribute to Sustainable Development? Getting Eco-efficient. In: Report of the BCSD first Antwerp eco-efficiency workshop. Geneva: Business Council for Sustainable Development.

- Cherrafi, A., Elfezazi, S., Chiarini, A., Mokhlis, A., & Benhida, K. (2016). The integration of lean manufacturing, Six Sigma and sustainability: A literature review and future research directions for developing a specific model. *Journal of Cleaner Production*, 139, 828–846. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.101>
- Cheung, W. M., Leong, J. T., & Vichare, P. (2017). Incorporating lean thinking and life cycle assessment to reduce environmental impacts of plastic injection moulded products. *Journal of Cleaner Production*. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.208>
- Cluzel, F., Yannou, B., Afonso, D., Leroy, Y., Millet, D., & Pareau, D. (2010). Managing the complexity of environmental assessments of complex industrial systems with a lean 6 Sigma approach. *Proceedings of the 1st International Conference on Complex Systems Design and Management, CSDM 2010*, 279–294. http://doi.org/10.1007/978-3-642-15654-0_20
- Duarte, S. (2017). An investigation of lean and green supply chain in the Industry 4. 0, 255–265.
- EPA. (2007). The Lean and Environment Toolkit. *Prevention*, 96. Retrieved from <http://www.epa.gov/lean>
- González-Benito, J., 2005. Environmental proactivity and business performance: an empirical analysis. *Omega: The International Journal of Management Science* 33, 1-15
- Huang, A. (2017). A framework and metrics for sustainable manufacturing performance evaluation at the production line, plant and enterprise levels. Theses and Dissertations--Mechanical Engineering. 97. http://uknowledge.uky.edu/me_etds/97
- Jones, D. (2004). Perfect Complements : Synergies between Lean Production and Eco- Sustainability Initiatives, 27–36. <http://doi.org/10.1002/tqem.20013>
- Mollenkopf, D., Stolze, H., Tate, W. L., & Ueltschy, M. (2010). Green, lean, and global supply chains. *International Journal of Physical Distribution & Logistics Management*, 40(1/2), 14–41. <http://doi.org/10.1108/09600031011018028>
- Pampanelli, A. B. (2015). A Lean & Green Model for a Value Stream. *International Workshop Advances in Cleaner Production*.
- Pampanelli, A. B., Found, P., & Bernardes, A. M. (2014). A Lean & Green Model for a production cell. *Journal of Cleaner Production*, 85, 19–30. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.06.014>
- Salvador, R., Piekarski, C. M., Francisco, A. C. de (2017). Approach of the two-way influence between Lean and Green Manufacturing and its connection to related organisational areas, 5, 73–83.
- Sidiropoulos, M., Mouzakitis, Y., Adamides, E., & Goutsos, S. (2004). Applying Sustainable Indicators to Corporate Strategy : The Eco-balanced Scorecard. *Environmental Research, Engineering and Management*, 27(1), 28–33. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Stavros_Goutsos/publication/228426761_Applying_sustainable_indicators_to_corporate_strategy_The_eco-balanced_scorecard/links/02e7e538a4ab6e525c000000.pdf
- Silva, D. A. L., Silva, E. J. da, & Ometto, A. R. (2016). Green manufacturing: uma análise da produção científica e de tendências para o futuro. *Production*, 26(3), 642–655. <http://doi.org/10.1590/0103-6513.032513>
- Verma, N., & Sharma, V. (2016). Energy value stream mapping a tool to develop green manufacturing. *Procedia Engineering*, 149(June), 526–534. <http://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.06.701>
- Womack, J. & Jones D. (2011). Enxergando o todo: mapeando o fluxo de valor estendido. Version 1.1. São Paulo: Lean Institute Brasil.
- Womack, J. P. & Jones, D. T. (2003). Lean Thinking: banish waste and create wealth in your corporation. 2nd Edition. New York: Free Pass.
- Womack, J. P. & Jones, D. T., Roos, D. (1992). A máquina que mudou o mundo. 2ª edição. Rio de Janeiro: Campus.

SUSTENTABILIDADE DA CAFEICULTURA NA MESORREGIÃO CENTRO-SUL DO ESTADO DA BAHIA

Vagner Piedade Santos¹, Priscilla Cristina C. Ribeiro², José Adolfo de Almeida Neto³, Luciano Brito Rodrigues¹

¹Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Departamento de Tecnologia Rural e Animal. Rodovia BR 415, km 03, S/N, CEP: 45700-000, Itapetinga, Bahia, Brasil. rodrigueslb@uesb.edu.br

²Universidade Federal Fluminense, Departamento de Engenharia de Produção, São Domingos, CEP: 24210240 Niterói, Rio de Janeiro, Brasil

³Universidade Estadual de Santa Cruz, Campus Soane Nazaré de Andrade. Rodovia Jorge Amado, km 16, Salobrinho, CEP: 45662-900, Ilhéus, Bahia, Brasil.

Resumo: A cadeia produtiva do café possui grande importância para a economia mundial, principalmente para os países produtores, sendo ainda a segunda maior geradora de riqueza após a produção de petróleo. Possui considerável relevância quanto aos aspectos sociais, econômicos e ambientais: devido a sua capacidade de geração de emprego e renda, sua importância econômica, e, por fim, porque demanda grandes quantidades de recursos (água, energia, insumos agrícolas) - que resultam em potenciais impactos ambientais, além daqueles resultantes da geração de resíduos para o solo, ar e água. Esse trabalho realizou uma caracterização social e econômica dos produtores, dos sistemas de produção, das práticas e tecnologias adotadas, e das implicações ambientais da cafeicultura na Mesorregião Centro-Sul do estado da Bahia, maior produtora da região norte-nordeste do Brasil, com o objetivo de subsidiar a avaliação da sua sustentabilidade, considerando aspectos econômicos, sociais, tecnológicos e ambientais. Os dados primários foram levantados através de pesquisa de campo e entrevistas com os produtores agrícolas, complementados por dados secundários obtidos meio de pesquisa bibliográfica em documentos oficiais e científicos. Os resultados parciais desta pesquisa, incluindo: a caracterização dos elos da cadeia, da etapa de produção agrícola, das tecnologias empregadas e dos aspectos e impactos ambientais mais relevantes, serão utilizados para subsidiar a proposição de soluções tecnológicas voltadas para a melhoria dos indicadores de ecoeficiência da cafeicultura baiana.

Palavras-chave: cafeicultura, cadeia produtiva, aspectos ambientais, tecnologias, gestão ambiental.

Introdução

Atualmente o café é cultivado em cerca de 60 países (*International Coffee Organization – ICO, 2018*), movimentando anualmente em torno de cerca de 91 bilhões de dólares, sendo o segundo maior gerador de riquezas do planeta, perdendo apenas para o petróleo (IPEA, 2006). Sua cadeia emprega, direta e indiretamente, meio bilhão de pessoas no globo ou 6,6% da população mundial (IPEA, 2006) e, em geral, é cultivado entre os trópicos de Capricórnio e de Câncer.

Segundo a ICO, 2017, o Brasil exportou no ano safra 2016/17 cerca de 26,6 milhões de sacas de café, sendo o principal exportador mundial, respondendo ainda por mais de um terço de toda a produção. Ao longo do tempo, a cafeicultura alcançou uma expressão relevante na estruturação do espaço rural brasileiro, tendo relevante importância histórica, econômica e demográfica, e gerando atualmente mais de oito milhões de empregos no país (BRASIL, 2017).

O Estado da Bahia é o maior produtor de café do Norte-Nordeste do País, ocupando uma área de 154.567 ha e produção estimada em 3,3 milhões de sacas/ano (CONAB, 2017). Existem mais de 24 mil estabelecimentos produtores nesse Estado, situando-o como um dos maiores do Brasil - atrás apenas de Minas Gerais, Espírito Santo e São Paulo (IBGE, 2006).

No que pese a importância dessa atividade para o Brasil, assim como para os demais países, estudos tem demonstrado que a cafeicultura é uma fonte considerável de geração de impactos ambientais, demandando grandes quantidades de recursos (água, solo, energia, insumos agrícolas), bem como na geração de resíduos e emissões para o solo, ar e água, resultando em uma série de impactos ambientais (Chanakya e Alwis, 2004; Ho, 2017).

A compreensão do estágio de desenvolvimento da cafeicultura na mesorregião, bem como, o seu nível de sustentabilidade nas suas diferentes vertentes, proporciona conhecimentos essenciais para a elaboração de propostas de intervenção científica, soluções tecnológicas e de políticas públicas necessárias para melhoria da ecoeficiência da atividade. Assim, este trabalho avaliou a (in)sustentabilidade da cafeicultura desenvolvida da Mesorregião Centro-Sul Baiano, com destaque para os aspectos econômicos, sociais, tecnológicos e ambientais.

Metodologia

Foram caracterizados social e economicamente os produtores de café da mesorregião, bem como os sistemas de produção, práticas e tecnologias adotadas; levantou-se informações sobre os aspectos ambientais, e, enfim, foi efetuado uma correlação dessas informações visando a elaboração de um diagnóstico e a proposição de ações corretivas, visando contribuir para o desenvolvimento sustentável da atividade. Os instrumentos de coleta de dados foram a pesquisa exploratória bibliográfica e a pesquisa de campo através de entrevistas e questionários. As pesquisas e os dados foram coletados nos municípios produtores que compõem a mesorregião Centro-sul da Bahia.

A pesquisa de campo foi realizada entre maio/2017 e fevereiro/2018, sendo concebida através das seguintes etapas: i) Caracterização, social e econômica, dos produtores envolvidos na atividade; ii) Caracterização dos sistemas de produção, práticas e tecnologias adotadas nas etapas de produção; iii) Levantamento dos aspectos e das práticas ambientais adotadas no desenvolvimento da atividade; e, por fim, iv) a correlação das variáveis analisadas.

Foram aplicados pré-testes do questionário de pesquisa, o que demonstrou a necessidade ajustes no mesmo para que fossem obtidas as informações necessárias para o estudo. Foram entrevistados vinte empreendimentos produtores de café em três importantes municípios situados na mesorregião Centro-sul do Estado da Bahia (Barra do Choça, Encruzilhada e Ribeirão do Largo), sendo agrupados em produtores de café em sequeiro e produtores de café irrigado. Os municípios foram selecionados entre os maiores produtores regionais de café segundo o Censo Agropecuário do IBGE e documentos técnicos da CONAB.

Resultados e Discussão

Na Mesorregião Centro Sul da Bahia, a cadeia produtiva do café apresenta os seguintes elos (Quadro 1):

Quadro 103 – Elos presentes na Mesorregião

- ❖ Fornecedores de insumos para a produção agrícola: existem vários estabelecimentos localizados nas diversas cidades da mesorregião que fornecem os insumos, assim como para as demais atividades agropecuárias.
- ❖ Produtores rurais: este elo é o mais presente na mesorregião. São compostos por agricultores dos mais variados portes, sendo em sua maioria pequenos produtores que exploram a cafeicultura de forma tradicional e em sequeiro.
- ❖ Cooperativas: foi identificada uma cooperativa em funcionamento denominada Cooperativa Mista Agropecuária Conquistense LTDA – COOPMAC. Entretanto, a atuação da mesma se restringe ao armazenamento e a comercialização de insumos agropecuários.
- ❖ Corretores: existem vários atores deste elo, a maioria deles são pessoas físicas que prestam serviço para atacadistas e exportadores.
- ❖ Indústria de torragem e moagem: segundo a Associação Brasileira da Indústria de Café- ABIC e o Sindicato das Indústrias de Café do Estado da Bahia – SINCAFÉ, atuam atualmente na mesorregião 16 empresas;
- ❖ Indústria de café solúvel: inexistente na mesorregião. As que atuam no Brasil, atualmente estão localizadas no Centro Sul do País. Essa concentração se deve a proximidade das indústrias à principal matéria prima, já que o café solúvel, que é o café dos *blends* e processados de café, é composto de aproximadamente 80% de Café Conilon.
- ❖ Exportadores de café verde: foram identificados apenas dois atores deste elo em atuação na mesorregião, um localizado em Brumado e outro em Vitória da Conquista.
- ❖ Atacado interno/ atacado externo: não se identificou atores deste elo na mesorregião.

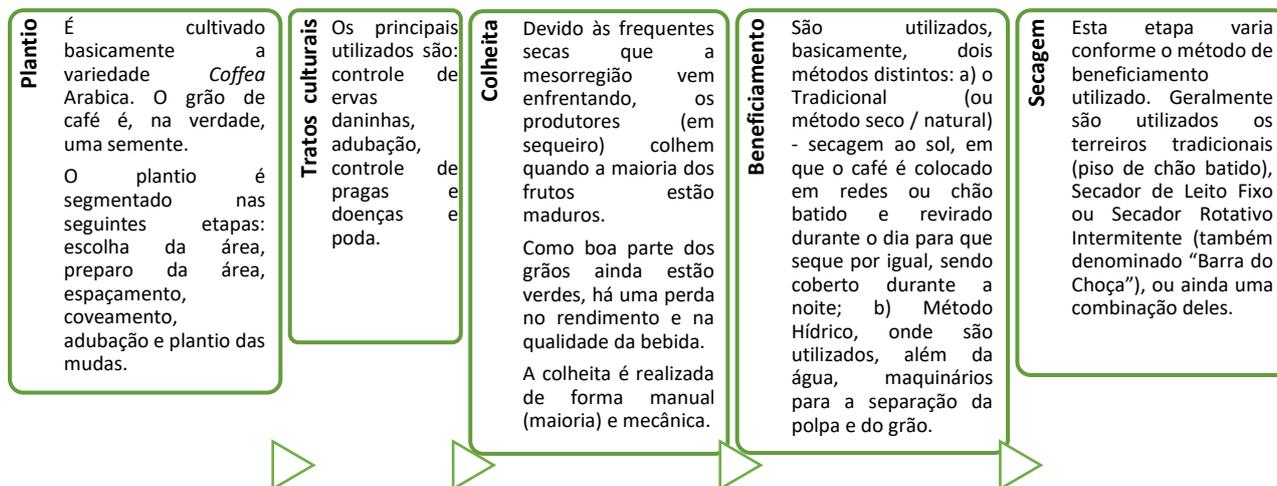
Fonte: Elaboração própria

Cenário atual da cafeicultura na Bahia: A Companhia Nacional de Abastecimento – CONAB, efetua o acompanhamento da safra brasileira de café desde 2001, divulgando quatro estimativas durante o ano. Ela divide a Bahia em três regiões polos de cafeicultura: Planalto, Cerrado e Atlântico. A Região Planalto está localizada na Mesorregião Centro-Sul e possui a maior área de plantio de café do estado (92,4mil ha), contudo apresenta a menor produtividade média (8,1 sc/ha) e, até 2016, era a maior região produtora (921,6 mil sacas/ano) - posto que perdeu para a Região Atlântico (conforme 3º Levantamento da Safra de Café divulgado pela CONAB em setembro/2017). Nessa região, a produção se baseia no cultivo de café arábica em condição de sequeiro (ou seja, não irrigado), com poucas áreas irrigadas (CONAB, 2017).

A estimativa de produção para 2017 foi de 690 mil sacas beneficiadas, em 85.201 hectares, gerando receita bruta total do café beneficiado estimada em R\$ 308,7 milhões. Em relação à safra passada, teve retração de 7,9% da área colhida, 25,5% da produção, 19,1% da produtividade e 28,8% da receita bruta. A área cultivada na safra 2013 estava estimada em 102.660 hectares, e na safra atual chegou a 92.426 hectares, representando retração de 10% em cinco anos. Entre os principais municípios produtores do Centro-Sul da Bahia destacam-se: Barra do Choça, Barra da Estiva, Bonito, Candido Sales, Encruzilhada, Ibicoara, Mucugê, Piatã, Ribeirão do Largo e Vitória da Conquista (CONAB, 2017).

Caracterização das etapas da produção agrícola: são apresentadas no Gráfico 1 (abaixo) as principais etapas da cafeicultura na Mesorregião Centro Sul da Bahia:

Figura 1 – Etapas da produção agrícola



Fonte: Elaboração própria

Características dos produtores de café da mesorregião Centro Sul Baiano

Sociais

Tabela 1 – Características sociais

	SEQUEIRO	IRRIGADO
Idade	60% possuem mais de 50 anos de idade	100% possuem mais de 50 anos de idade, sendo que 50% possuem 61 anos ou mais
Escolaridade	60% possuem até o ensino fundamental, sendo que 40% foram apenas alfabetizados	50% possuem nível superior, 25% ensino médio e 25% ensino fundamental
Sucessão Familiar	80% possuem filhos maiores; 12,5% declaram que os filhos estão envolvidos na cafeicultura atualmente	75% possuem filhos maiores; 0% declaram ter algum filho envolvidos na cafeicultura atualmente
Experiência na atividade	90% possuem mais de 10 anos de experiência com a cafeicultura, sendo que 30% possuem mais 30 anos	75% possuem entre 31 e 40 anos de experiência com a cafeicultura
Associativismo	A maioria (80%) não integra nenhuma Associação de produtores	Nenhuma ligado a Associação de produtores
Cooperativismo	Dentre os produtores entrevistados, nenhum declarou participar de alguma Cooperativa	Apenas 25% é membro de alguma cooperativa

Fonte: Elaboração própria

Conforme Tabela 1, observa-se um considerável envelhecimento dos produtores, o que, aliado ao baixo índice de sucessão familiar na cafeicultura (poucos filhos em idade laborativa envolvidos na atividade), tende a comprometer o futuro da atividade, uma vez que a ausência natural dos pais aumenta as chances de venda da lavoura ou até mesmo do abandono da atividade. Um dos aspectos que contribui para o aumento da faixa etária dos produtores é certamente o êxodo rural, sobretudo dos mais jovens em busca de instrução, emprego e melhores condições de vida na cidade e nos grandes centros urbanos, indicando um aspecto social crítico para a sustentabilidade da atividade.

Chama atenção também o baixo nível de escolaridade entre os produtores de café em sequeiro e a discrepância deste grupo para o grupo dos produtores de café irrigado. Quando ao índice de Associativismo e Cooperativismo, observa-se também índices bastante baixos, demonstrando o baixo nível de organização do setor. Isso afeta a competitividade dos empreendimentos na medida que essas formas de organização favorecem o acesso a mercados, redução de custos, capacitação, etc.

Econômicas

Destaca-se conforme Tabela 2, a diferença da renda entre os grupos pesquisados (produtores café em sequeiro x produtores de café irrigado), a importância da cafeicultura para a renda e o tamanho das áreas cultivadas. Os produtores de café irrigado geralmente cultivam maiores área de café e são proprietários de maiores áreas de terras. As finanças destes também são menos dependentes da cafeicultura.

Tabela 2 – Características econômicas

	SEQUEIRO	IRRIGADO
Renda Bruta mês	80% até 10 salários mínimos por mês; 50% não supera 4 salários mínimos mensais	50% entre 11 e 20 salários; 25% superior a 20 salários mínimos mensais
Renda anual origem do café	50% afirmam que a contribuição da cafeicultura para sua renda bruta é superior a 70%	50% contribuição para renda bruta é entre 31 e 50% e para 25% essa contribuição é superior a 70%
Área dos imóveis	100% dos imóveis possuem até 100ha de área, sendo que 40% possuem até 10ha	50% dos imóveis possuem entre 31 e 50ha e 50% possuem área entre 51 e 100ha
Área de plantio	100% possuem até 60ha de café, sendo que 80% desses possuem no máximo 20ha dessa cultura	100% possuem entre 21 e 40ha de café

Fonte: Elaboração própria

Sistema de produção
Tabela 3 – Características do sistema de produção

	SEQUEIRO	IRRIGADO
Quantidade	80% cultivam entre 5 e 20 mil pés de café numa média entre 2.001 e 4.000 pés/ha	75% cultivam entre 50 e 100 mil pés de café numa média entre 1.000 e 4.000 pés/ha
Produção	50% colheram até 100 sc na última safra, quando a média para 40% é colher entre 101 e 250 sc/ ano	50% colheram entre 251 e 500 sc na última safra, quando a média para 75% é colher entre 501 e 1.000 sc/ ano
Preço	O preço médio de venda do último lote foi de R\$ 405,25 (aproximadamente, \$ 124,56)	O preço médio de venda do último lote foi de R\$ 417,50 (aproximadamente, \$ 128,32)
Tipo/Qualidade	100% produzem café descascado, sendo: 50% café Bebida Dura, 20% Bebida Riada e 20% Bebida Rio	50% produzem café descascado e 50% café despulpado. Quanto à qualidade temos: 40% Bebida Mole, 40% Bebida Dura e 20% Bebida Riada
Época de Comercialização	50% comercializam sua produção logo após a colheita/ beneficiamento, somente 10% comercializam quando o preço meta é atingido	25% comercializam sua produção logo após a colheita/ beneficiamento e 75% quando há necessidade de pagamento de obrigações

Fonte: Elaboração própria

Corroborando com as questões econômicas, verifica-se na Tabela 3 que os produtores de café irrigado cultivam uma maior quantidade de plantas, conseqüentemente conseguem um maior volume de produção. A oferta de água regular em momentos críticos do ciclo produtivo contribuem também para a produtividade e para a qualidade do grão. Esses fatores são de suma importância para o faturamento e para a lucratividade do empreendimento, pois proporcionam ao produtor (investidor) o retorno compatível com o risco e possibilitando assim novos investimentos na atividade.

A colheita é feita essencialmente de forma manual através de mão de obra temporária. O armazenamento é feito em armazéns próprios ou alugados. Os produtores com lavouras maiores (especialmente os irrigados) geralmente possuem armazéns nas propriedades rurais. Quanto à época de comercialização, existe uma maior flexibilidade entre os produtores de café irrigado, pois a maioria comercializa a produção quando há necessidade de pagamento de obrigações - o que pode favorecer a negociação do preço uma vez que pode não coincidir com a época da colheita (época de maior oferta de produtos no mercado).

Tecnologias adotadas
Tabela 4 – Tecnologias adotadas

	SEQUEIRO	IRRIGADO
Tipo de tecnologias adotadas	80% Adubação/ Correção do solo, 50% Seleção de variedades de plantas melhoradas, 50% Mecanização Agrícola, 20% Espaçamento e Densidade do plantio	100% Adubação/ Correção do solo, 75% Seleção de variedades de plantas melhoradas, 100% Mecanização Agrícola, 100% Espaçamento e Densidade do plantio, 100% Irrigação/Fertirrigação
Correção e Adubação do solo	30% declararam que faz mais de 1 ano que realizou a última correção do solo da lavoura	50% declararam que faz mais de 1 ano que realizou a última correção do solo da lavoura
Espaçamento entre plantas/ruas	60% informou não ter adotado algum tipo de espaçamento entre plantas/ruas e/ou adensamento do plantio, diferente do tradicional	100% informou ter adotado algum tipo de espaçamento entre plantas/ruas e/ou adensamento do plantio, diferente do tradicional
Seleção de mudas	40% não realizou nenhum tipo de seleção de mudas; 55,6% (entre os que adotaram) fizeram sem o auxílio de um especialista	100% realizou algum tipo de seleção de mudas; 50% fizeram sem o auxílio de um especialista
Máquinas e equipamentos	60% declaram que o maquinário possui entre cinco e oito anos de uso	75% declaram que o maquinário possui mais de dez anos de uso

Fonte: Elaboração própria

Quanto as questões tecnológicas apresentadas na Tabela 4, fica evidente a disparidade entre esses grupos. Os produtores de café irrigado adotam maior quantidade e variedade de tecnologias nas suas lavouras. Esse tem contribuição de alguns fatores, tais como: menor exposição aos fatores climáticos, maior grau de escolaridade, maior produtividade, etc.

Boa parte dos produtores de café em sequeiro informaram não ter realizado nenhum tipo de seleção de mudas, enquanto, entre os que fizeram, a maioria realizou sem o auxílio de um especialista na área. Já entre os produtores de café irrigado, todos informaram ter realizado algum tipo de seleção de mudas, enquanto, entre estes, metade realizou sem o auxílio de um especialista.

Quanto a análise e correção do solo, parcela significativa dos produtores de café irrigado declararam que faz mais de um ano que realizou a última análise do solo da lavoura, ao passo que metade deles declararam ter efetuado correção do solo em menos de um ano. Isso denota que os produtores efetuaram a adubação sem dimensionamento e seleção adequada dos produtos a serem utilizados. Os produtores que possuem máquinas e equipamentos para o cultivo do café alegam ser inviável a substituição no momento devido o valor de novos ou usados e o faturamento atual da lavoura não ser suficiente.

Aspectos e Práticas ambientais

Em metade dos empreendimentos a escolha e a quantidade de defensivos e fertilizantes agrícolas a ser utilizada é definida pelo próprio produtor, conforme demonstrando na Tabela 5, o que aumenta o risco de desequilíbrios levando ao surgimento de doenças nas plantas, redução da biodiversidade do solo e ecossistema como um todo, a exemplo do que foi constatado em vários estudos realizados em fazendas produtoras de café no Vietnã (HO, 2017; LUONG e TAUER, 2006; DZUNG et al., 2011).

Tabela 5 – Características ambientais

	SEQUEIRO	IRRIGADO
Reserva Legal (RL)	50% não possuem Reserva Legal (RL) averbada em cartório; 60% declaram que RL encontra-se preservada	50% não possuem RL averbada em cartório e se encontra preservada
Licença ou Regularização Ambiental	70% declaram que possuem o Cadastro Ambiental Rural (CAR) ou Cadastro Estadual Florestal de Imóveis Rurais (Cefir) de suas propriedades	75% declaram que possuem o Cadastro Ambiental Rural (CAR) ou Cadastro Estadual Florestal de Imóveis Rurais (Cefir) de suas propriedades
Captação/ Utilização de água	CAPTAÇÃO: 60% córrego perenes, 20% rios; LAVAGEM: 100% declaram gastar até 20 m3 por lavagem.	CAPTAÇÃO: 50% córrego e 25% rios perenes e 25% represa; IRRIGAÇÃO: 25% entre 501 e 1.000 m3/dia e 25% mais de 1.000 m3/dia; LAVAGEM: 50% até 20 m3 por lavagem e 25% até 40 m3
Tipo de adubo/ defensivo	70% utilizam algum tipo de adubo/ defensivo orgânico; 90% utilizam defensivos e fertilizantes agrícolas convencionais	75% utilizam algum tipo de adubo/ defensivo orgânico; 100% utilizam defensivos e fertilizantes agrícolas convencionais
Orientação técnica	Em 50% a escolha e a quantidade dos defensivos e fertilizantes agrícolas a ser utilizada é definida pelo próprio produtor; Em 25% essa definição é realizada por um técnico que presta assistência técnica ao empreendimento	Em 50% a escolha e a quantidade dos defensivos e fertilizantes agrícolas a ser utilizada é definida pelo próprio produtor; Em 25% essa definição é realizada por um técnico que presta assistência técnica ao empreendimento

Fonte: Elaboração própria

Correlação das variáveis analisadas e impactos ambientais

Com base nas informações apresentadas acima, bem como os dados do cenário atual da atividade no Estado, fica clara a necessidade de intervenções planejadas urgentes, a fim de reverter a situação atual e as perspectivas de futuro da cafeicultura. A cafeicultura tem enfrentado séria crise na mesorregião Centro-Sul da Bahia, contribuindo para isso: a severidade do clima (redução dos índices pluviométricos e irregularidade das precipitações), a baixa produtividade das lavouras, a baixa qualidade dos produtos e a falta de investimentos em tecnologias que auxiliem na competitividade dos empreendimentos.

Além disso, o uso intensivo de defensivos e fertilizantes sintéticos intensivos em energia na cafeicultura da região, apontam para padrões insustentáveis de produção. Assim como verificado em estudos realizados em fazendas produtoras de outros países, o uso indiscriminado de defensivos e fertilizantes agrícolas e o uso inadequado de água de irrigação estão entre os problemas mais graves na produção de café da mesorregião.

Entretanto, cabe destacar que esses problemas não são específicos da cafeicultura. Segundo McMMichael *et al.*, 2007, “as atividades agrícolas têm esgotado os recursos naturais do planeta, contribuindo significativamente para as emissões de gases de efeito estufa, perda da fertilidade do solo e de biodiversidade, escassez de água e liberação de grandes quantidades de nutrientes e outros poluentes que afetam a qualidade do ecossistema.” Em outro estudo mais recente NOTARNICOLA *et al.*, 2017, os pesquisadores constaram que num futuro próximo “os impactos ambientais associados aos sistemas de produção de alimentos tornar-se-ão ainda mais graves e poderão ultrapassar os limites planetários. Nesse contexto, a certificação ambiental da propriedade pode constituir um diferencial para atender os novos e crescentes nichos de mercado e suas novas exigências, abrindo possibilidade de melhoria da sustentabilidade da produção agrícola e da sua imagem frente aos consumidores e à sociedade.

Conclusões

Apesar da importância da Cadeia Produtiva do Café para a economia mundial, especialmente a dos países produtores, nota-se a existência de limitações sociais, econômicas, tecnológicas e ambientais no que tange ao elo da produção agrícola de café, que compromete a competitividade e a sustentabilidade dos empreendimentos, com reflexos na sobrevivência de milhares de produtores, bem como dos arranjos produtivos locais.

Se, por outro lado, existe uma forte emergência de consumidores cada vez mais atentos e exigentes quanto às questões ambientais e sociais - o que tem influenciado nas decisões de compra, por outro, considerando se tratar de uma *commodities*, onde o mercado e os preços são definidos em nível global, a busca pela qualidade mais ampla é considerada a principal ferramenta para garantir a sustentabilidade nos seus aspectos mais amplos.

Referências

BRASIL – MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, disponível em <http://www.agricultura.gov.br/>, consultado em 30/07/2017

CHANAKYA, H. N.; ALWIS, A. A. P. (2004) Environmental issues and management in primary coffee processing. *Process Safety and Environmental Protection*, Vol. 82, pp. 291-300.

CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento, disponível em www.conab.gov.br/, consultado em 16/09/2017

DZUNG, N.A.; KHANH, V.T.P; DZUNG, T.T. (2011) Research on Impact of Chitosan Oligomers on Biophysical Characteristics, Growth, Development and Drought Resistance of Coffee. *Carbohydrate Polymers*, Vol. 84, pp. 751-755.

HO, T.Q. (2017) Measuring Environmental Sustainability of Coffee Production Using Econometric and Frontier-Based Models: Vietnam as a Case Study. *EEPSEA Research Report No. 2017-RR6. Economy and Environment Program for Southeast Asia*, Laguna, Philippines.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Censo agropecuário 2006, disponível em <https://www.ibge.gov.br/>, consultado em 30/07/2017

ICO - International Coffee Organization, disponível em <http://www.ico.org/>, consultado em 26/09/2017

IPEA - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, disponível em <http://www.ipea.gov.br/>, consultado em 30/07/2017

LUONG, Q.V.; TAUER, L.W. (2006) A Real Options Analysis of Coffee Planting in Vietnam. *Agricultural Economics*, Vol.35, pp.49-57

MCMICHAEL, A.J.; POWLES, J.W.; BUTLER, C.D.; UAUY, R. (2007) Food, livestock production, energy, climate change, and health. *The Lancet*, Vol. 370(9594), pp.1253-1263

NOTARNICOLA, B.; SALA, S.; ANTON, A.; MCLAREN, S. J.; SAOUTER, E.n; SONESSON, U. (2017) The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. *Journal of Cleaner Production*, Vol.140, pp.399-409

RELAÇÕES ENTRE AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV) E A ANÁLISE DE DECISÃO MULTICRITÉRIO (MCDA)

Guilherme Marcelo Zanghelini¹, Edivan cherubini², Sebastião Roberto Soares³

¹CICLOG, Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida; EnCiclo Soluções Sustentáveis, guilherme@enciclo.com.br

²CICLOG, Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida; EnCiclo Soluções Sustentáveis.

³CICLOG, Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida.

Resumo: a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia robusta que avalia os impactos ambientais dos sistemas de produto. No entanto, interpretar seus resultados nem sempre é fácil. A tomada de decisão em situações complexas, como no caso de resultados multidimensionais da ACV, pode ser suportada pela Análise de Decisão Multicritério (MCDA). O objetivo deste artigo foi identificar o quadro atual da integração das abordagens de MCDA dentro do contexto do ACV, mapeando a sua aplicação de acordo com as etapas tradicionais da ACV. Assim, uma pesquisa foi realizada nos bancos de dados SCOPUS e *Web of Science* através de um conjunto específico de palavras-chave. Foram identificados 109 documentos para análise. A pesquisa demonstra que o MCDA é aplicado em três momentos diferentes nas etapas do ACV: (1) na Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) para analisar os *trade-offs* entre categorias de impacto (nível *midpoint*), entre as categorias de danos (nível *endpoint*) ou ainda em nível de 'score' resultante da ACV com outras dimensões (e.g. social, econômico); (2) Na etapa de Análise de Inventário do ciclo de vida (ICV), para interpretar aspectos do inventário (como a geração de resíduos); (3) na etapa de Definição de Objetivo e Escopo para identificar categorias de impacto e aspectos de ICV. O MCDA também é usado para o desenvolvimento na etapa de AICV, para atribuir significado às categorias de impacto (i.e. ponderação). Os resultados mostraram benefícios mútuos e um interesse claro e crescente da comunidade científica em relação à integração MCDA/ACV.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida; Categoria de Impacto; Ponderação; Análise de Decisão Multicritério; *Stakeholders*.

Introdução

A tomada de decisão na promoção da sustentabilidade não é uma tarefa simples. Segundo Hermann, Kroeze e Jawjit (2007) isto ocorre porque os sistemas contribuem para uma variedade de problemas ambientais inter-relacionados. Muitos autores definem esse *trade-off* entre os encargos ambientais como o núcleo da complexidade da tomada de decisão quando na avaliação de impacto (BOUFATEH et al., 2011; GELDERMANN e RENTZ, 2005; HERMANN; KROEZE e JAWJIT, 2007; LE TENÓ e MARESCHAL, 1998; SEPPÄLÄ et al., 2002). Outros fatores complexos incluem a incerteza (DURBACH; STEWART, 2012) porque o conhecimento sobre esses assuntos ainda é escasso e altamente sujeito a variações no futuro (LE TENÓ e MARESCHAL, 1998), a subjetividade, porque o julgamento pessoal varia com relação à significância dos indicadores (LE TENÓ e MARESCHAL, 1998) e o envolvimento dos *stakeholders* que deve ser considerado na tomada de decisão ideal. Por estes motivos, Duic, Urbaniec e Huisingh (2015) indicam que ainda há necessidade de evolução na temática, desenvolvimento que pode ser alcançado por métodos de análise de decisão (BASSON e PETRIE, 2007; DE MONTIS et al., 2000; HUANG, KEISLER e LINKOV, 2011; NESS et al., 2007; SEPPÄLÄ et al., 2002), onde se encontra o campo da Análise de Decisão Multi-critério (MCDA).

O MCDA é definido por Linkov e Moberg (2012) como um conjunto de abordagens que fornece metodologia matemática que incorpora informações técnicas e valores dos tomadores de decisão para selecionar a melhor solução para um problema específico. O motivo por que eles facilitam o processo reside na capacidade de analisar diferentes alternativas com critérios conflitantes afetados por *multistakeholders* (MYLLYVIITA et al., 2012) de forma transparente (JESWANI et al., 2010; HUANG, KEISLER e LINKOV, 2011; LINKOV e MOBERG, 2012). Por conta destes aspectos, o MCDA é fortemente indicado para a tomada de decisão ambiental (MYLLYVIITA et al., 2014). No entanto, a aplicação da MCDA sozinha não é sugerida, uma vez que o procedimento necessita de informações de outras ferramentas para se alcançar resultados confiáveis (MYLLYVIITA, ANTIKAINEN e LESKINEN, 2016). Entre estas ferramentas de apoio, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) têm demonstrando importante sinergia como apresentado por Zanghelini, Cherubini e Soares (2018).

O primeiro aspecto a ser destacado para entender a relação da ACV e MCDA é a essência central de ambas: são ferramentas de ajuda à tomada de decisão. Por exemplo, os indicadores de impacto e critérios abrangem a mesma noção, respectivamente da ACV e do ponto de vista da MCDA (LE TENÓ e MARESCHAL, 1998). A diferença é que a ACV quantifica seus indicadores de impacto, enquanto a MCDA frequentemente precisa ser alimentado por critérios. De

forma geral a combinação de MCDA e ACV pode ocorrer em um caminho de duas vias: ACV pode ser aplicada para adicionar um indicador ambiental ao processo de MCDA e a MCDA pode ser usada para interpretar resultados de uma ACV. Há muitas razões para combinar essas ferramentas, mas de acordo com Hermann, Kroeze e Jawjit (2007), a principal é a sua característica complementar: a ACV é objetiva, reproduzível e padronizada, enquanto as MCDAs levam em consideração elementos subjetivos, como opiniões dos *stakeholders*, na avaliação dos diferentes critérios.

Vários autores observaram que a metodologia MCDA pode ser aplicada para auxiliar a ACV com resultados positivos (CINELLI, COLES e KIRWAN, 2014; GELDERMANN e RENTZ, 2005; HERMANN, KROEZE e JAWJIT, 2007; JESWANI et al., 2010; MIETTINEN e HÄMÄLÄINEN, 1997 SEPPÄLÄ et al., 2002; SOARES, TOFFOLETTO e DESCHÊNES, 2006). A MCDA estruturada na ACV aumenta a utilidade da ACV na avaliação da sustentabilidade do produto (SCOTT et al., 2016) acrescentando robustez ao processo sem acrescentar complexidade (RECCHIA, CINI e CORSI, 2011). O reflexo dessa associação benéfica está presente em recentes estudos de LCA como em Boufateh et al. (2011) e Kumar et al. (2016). Neste contexto, o objetivo deste artigo é identificar as principais relações da aplicação da abordagem de Análise Decisão Multi-critério na Avaliação do Ciclo de Vida.

Metodologia

As publicações consideradas nesta análise foram delimitadas conforme palavras-chave específicas, aplicadas nos campos de busca de dois dos principais bancos de trabalhos científicos: SCOPUS e *Web of Science* (WoS). Ambos possuem alta incidência de acessos nos campos científico e acadêmico sendo a escolha de diversos outros autores para estudos bibliográficos desta mesma natureza (CHEN et al., 2014; HOU et al., 2015; MYLLYVIITA; ANTIKAINEN e LESKINEN, 2016; QIAN, 2014; SOUZA e BARBASTEFANO, 2011; XU e BOEING, 2013; ZANGHELINI et al., 2016).

As palavras-chave, definidas com o objetivo de delinear as publicações relacionadas à ACV e MCDA, foram “*life cycle assessment*” ou “*life cycle analysis*” ou “LCA” e “*multi-criteria decision analysis*” ou “*multi-criteria analysis*” ou “MCDA” ou “MCA”, em todas as possíveis combinações entre as mesmas. No SCOPUS, as palavras foram inseridas nos campos de busca (*article title*), (*abstract*) e (*key word*), publicados em todos os anos até 2016, para todos os tipos de documentos. No *Web of Science*, elas foram lançadas como (*title*), (*abstract*) e (*keywords*), publicados em todos os anos até 2016, classificados como ‘*journals*’. Este conjunto de palavras-chave foi definido com o intuito de encontrar publicações abrangentes sobre ACV e MCDA, bem como permitir que se obtenha um conjunto adequado e gerenciável de documentos. Na sequência, o grupo de publicações foi refinado através da leitura do título, resumo e palavras-chave, onde artigos repetidos ou que não aplicaram ACV e MCDA foram descartados da análise aprofundada. Uma vez que o escopo da análise é a integração MCDA e LCA, somente os documentos que aplicaram (sob quaisquer aspectos) MCDA e LCA foram considerados. Neste caso, por exemplo, artigos que aplicaram apenas o MCDA e consideraram a ACV para fins de discussão não foram considerados (e vice-versa). Balizada por uma tabela comparativa disponível em Zanghelini et al. (2018) sob vários aspectos qualitativos, a análise foi aprofundada sobre o conteúdo dos artigos, buscando padrões e tendências do modo como a ACV e MCDA estão sendo aplicadas.

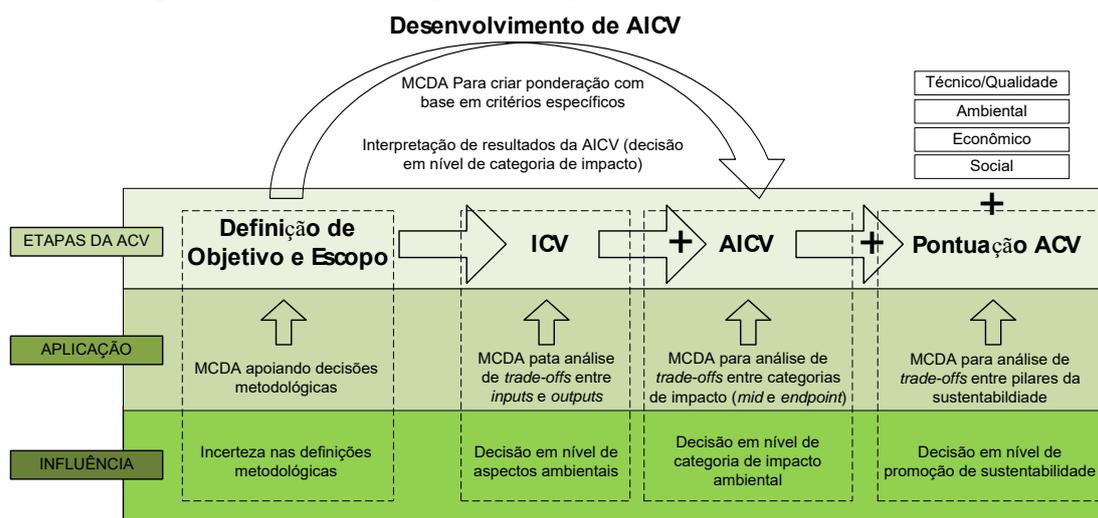
Resultados e discussão

A pesquisa sem qualquer filtro identificou inicialmente 427 documentos no SCOPUS e 265 referências no WoS. Depois de refinar, 109 documentos foram considerados para a análise.

Ao traçar a relação entre a MCDA e a ACV nestes 109 artigos, identificaram-se dois pontos onde a abordagem de MCDA é mais frequentemente usada, em ambos os casos, para auxiliar a interpretação de resultados da ACV. O primeiro deles ocorre em nível de Inventário do Ciclo de Vida (ICV) enquanto que o segundo e mais recorrente ocorre em nível Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) ou em nível de pontuação única da ACV (*Single Score*). Além disso, embora mais incomum, a MCDA já foi aplicada para decisão de alternativas metodológicas, como a definição de categorias de impacto (situação que a posiciona na etapa de Definição de Objetivo e Escopo), e também de forma paralela às etapas tradicionais da ACV, quando a MCDA é usada para criar pesos para as categorias de impacto. Este último caso é classificado como desenvolvimento de metodologia de AICV dentro da ACV, uma vez que é delineado na

Definição de Objetivo e Escopo e têm influência direta na interpretação de resultados caracterizados, comumente posicionada na etapa opcional de ponderação. Esta condição ilustra uma declaração de Seppälä (2003), que indicou que a MCDA dentro de um estudo ACV pode ser usado em todas as fases tradicionais. O mapeamento desta relação é apresentado no framework da Figura 1, que também contém as suas principais aplicações e ao tipo de influência que gera na tomada de decisões.

Figura 104–Critérios e categorias de impacto consideradas no modelo híbrido.



Fonte: Elaboração própria

A MCDA é aplicada na fase de Definição de Objetivo e Escopo para suportar uma importante decisão metodológica, e embora seja a primeira etapa da ACV, essa integração é incomum nos trabalhos analisados. Somente duas referências são classificadas nesta etapa, incluindo uma MCDA para definir categorias de impacto (MYLLYVIITA et al., 2012) e uma MCDA para auxiliar na identificação da cadeia causa-efeito (aspectos do ciclo de vida) (LIU et al., 2012), que de certa forma tem relação com a definição das fronteiras do sistema. Embora a literatura tenha poucos exemplos da aplicação da MCDA nesta etapa da ACV, o seu emprego ser expandida para outras opções metodológicas. Por exemplo, o MCDA também poderia ser usado para definir a abordagem de alocação ou mesmo para auxiliar na definição de Métodos de Inventário. Em uma recente dissertação publicada por Souza Júnior (2015), a MCDA foi aplicada a um grupo de especialistas para indicar uma melhor abordagem de alocação em um caso de ACV de ciclo aberto. De acordo com o autor, "para o processo de escolha do método de alocação, a proposta de usar um método de análise multi-critérios para a tomada de decisão mostrou boa eficiência".

Na etapa de ICV, as decisões são tomadas ao nível dos aspectos em um ciclo de vida de um sistema de produto. A influência desta aplicação é uma decisão sobre o nível de inventário, onde a redução de fluxos (entradas ou saídas) indica a melhor opção. A principal motivação do MCDA aplicado ao nível de ICV é encontrar a melhor opção em termos de sustentabilidade de diferentes cenários/opções. No entanto, mesmo que a redução nos aspectos de ICV represente frequentemente menos impactos ambientais, isso não pode ser considerado uma verdade absoluta (pois os trade-offs entre categorias de impactos podem ocorrer após a caracterização). Talvez por esse fato, há menos trabalhos localizados nesta fase se comparados à etapa de AICV. Neste grupo é possível encontrar artigos com a aplicação da MCDA somente para a avaliação de aspectos ambientais, por exemplo, aplicou MCDA onde os indicadores eram apenas aspectos ambientais, bem como em conjunto com facetas da sustentabilidade (por exemplo, econômicos) ou considerando resultados da ICV em conjunto com os indicadores da AICV no processo de tomada de decisão.

Na fase de AICV, a MCDA é usada para auxiliar na interpretação de trade-off entre categorias de impacto. A lógica principal desta integração é lidar com os resultados da AICV em paralelo com aspectos econômicos, sociais e técnicos. Este é de longe o uso mais frequente da MCDA em estudos de ACV com 43 publicações (40% da nossa amostra). Este comportamento é de certa forma esperado, uma vez que esta é uma situação mais preferível a tomada de decisões.



com base em informações ICV e o motivo é que os resultados da AICV expressos em impactos potenciais parecem melhor comunicar com as partes interessadas, além de dar uma relevância ambiental aos fluxos. As motivações para se aplicar a MCDA neste nível, além da necessidade de auxílio à interpretação de resultados conflitantes, o aprimoramento de comunicação de resultados (por exemplo, pontuação única), envolvimento de *multistakeholders*, a necessidade de se considerar o *triple-bottom-line* (TBL) e identificar a melhor escolha dentre as possibilidades analisadas.

Apenas dois documentos foram identificados na etapa paralela às 4 tradicionais fases da ACV (AGARSKI ET AL., 2016; SOARES, TOFFOLETTO e DESCHÊNES, 2006) ambos lidando com a aplicação da MCDA para definir pesos para categorias de impacto (aplicados posteriormente na ponderação). Embora controverso entre os profissionais da ACV, a ponderação é fornece um auxílio importante na interpretação de *trade-offs* nos resultados da AICV. A principal influência desta aplicação, assim como na etapa anterior, reside na interpretação dos resultados da AICV. No entanto, diferentemente de uma aplicação direta da MCDA na etapa de AICV, aqui, pesos são não específicos de um estudo de caso e possibilitam que uma maior variedade de resultados sejam ponderados.

Conclusões

Este artigo realizou uma revisão das obras publicadas no campo da MCDA integradas à metodologia de ACV para avaliar como as técnicas estão sendo aplicadas para apoiar a interpretação dos resultados da ACV. Os resultados mostraram benefícios mútuos e um interesse claro e crescente da comunidade científica em relação ao MCDA/ACV, principalmente por conta da necessidade de se ter melhores decisões e a necessidade de considerar várias dimensões neste processo.

No grupo de 109 artigos analisados foi possível identificar que a aplicação da MCDA ocorre em todas as etapas da ACV, além da sua aplicação para o desenvolvimento de métodos de AICV. A aplicação mais recorrente do MCDA em um ACV está na fase de AICV, onde o objetivo principal é avaliar os *trade-offs* entre diferentes categorias de impacto (*midpoint* ou *endpoint*) ou entre outras dimensões somadas à ambiental (critérios econômicos, sociais e técnicos). Menos comum, mas bem representado, o MCDA mostrou que as decisões são tomadas em termos de consumo e redução de geração de aspectos em nível de inventário (etapa de ICV), onde a demanda de energia e água em conjunto com a geração de resíduos foram os principais interesses em termos de critérios para o processo de tomada de decisão. Poucos trabalhos foram publicados para o auxílio às definições de objetivo e escopo e para o desenvolvimento de pesos/significâncias para as categorias de impacto, demonstrando uma lacuna a ser preenchida com pesquisas mais diversificadas, e de que forma essas integrações poderiam influenciar ou beneficiar uma redução de incerteza relacionada à metodologia da ACV. Existe uma última interface da MCDA na ACV, e de alguma forma é paralela as etapas tradicionais da ACV, associada ao desenvolvimento da AICV. Este é o caso quando os autores usaram a MCDA para atribuir significâncias (ou pesos) para as categorias de impacto, posteriormente para realizar a ponderação de resultados da AICV na interpretação dos resultados.

A ampla variação em termos de escolhas, pressupostos e resultados diversos em uma ACV indica que a interpretação dos resultados ainda é muito complexa e não há um caminho metodológico preferencial para resolver a questão final da decisão, ainda mais quando os diferentes *stakeholders* devem participar. Essa é a razão pela qual são necessários métodos auxiliares, como o MCDA. Neste ínterim, há um interesse claro e crescente na tomada de decisões no nível TBL (sustentabilidade), condição que reflete na necessidade de desenvolvimento de novos métodos ou melhorias de abordagens existentes voltadas para análise econômica e social.

Referências

AGARSKI, B.; BUDAK, I.; VUKELIC, D.; HODOLIC, J. (2016). Fuzzy multi-criteria-based impact category weighting in life cycle assessment. *J Clean Prod*, 112, Part 4, pp 3256–3266.

- BASSON, L.; PETRIE, J. (2007). A critical systems approach to decision support for process engineering. *Comput Chem Eng.* 31, Issue 8, pp 876-888.
- BOUFATEH, I.; PERWUELZ, A.; RABENASOLO, B.; JOLLY-DESODT, A-M. (2011). Multiple criteria decision-making for environmental impacts optimization. *Int. J. Business Performance and Supply Chain Modelling*, 3, No. 1, pp 28–42.
- CHEN, H.; YANG, Y.; YANG JIANG, W.; ZHOU, J. (2014). A bibliometric investigation of life cycle assessment research in the web of science databases. *Int J Life Cycle Assess.* 1, pp 1674–1685.
- CINELLI, M.; COLES, S. R.; KIRWAN, K. (2014). Analysis of the potentials of multi criteria decision analysis methods to conduct sustainability assessment. *Ecological Indicators*, v. 46, pp 138–148.
- DE MONTIS, A.; DE TORO, P.; DROSTE-FRANKE, B.; STAGL, S. (2005). Assessing the quality of different MCDA methods. Chapter - January 2005. In book: *Alternatives for Environmental Valuation*, Publisher: Routledge, Editors: Getzner, Michael and Spash, Clive L. and Stagl, Sigrid, pp 99-133.
- DUIC, N.; URBANIEC, K.; HUISINGH, D. (2015). Components and structures of the pillars of sustainability. *J Clean Prod.* 88, pp 1–12.
- DURBACH, I. N.; STEWART, T. J. (2012). Modeling uncertainty in multi-criteria decision analysis. *Eur J Oper Res.* 223, pp 1–14.
- GELDERMANN, J.; RENTZ, O. (2005). Multi-criteria Analysis for Technique Assessment: Case Study from Industrial Coating. *J.Ind. Ecol.*, v. 9, n. 3, pp 127–142
- HERMANN, B.; KROEZE, C.; JAWJIT, W. (2007). Assessing environmental performance by combining life cycle assessment, multi-criteria analysis and environmental performance indicators. *J Clean Prod.* 15 (18), pp 1787-1796.
- HOU, Q.; MAO, G.; ZHAO, L.; DU, H.; ZUO, J. (2015). Mapping the scientific research on life cycle assessment: a bibliometric analysis. *Int J Life Cycle Assess.* Volume 20, Issue 4, pp 541-555.
- HUANG, I. B.; KEISLER, J.; LINKOV, I. (2011). Multi-criteria decision analysis in environmental sciences: Ten years of applications and trends. *Science of The Total Environment*, v. 409, n. 19, pp 3578–3594
- JESWANI, H. K.; AZAPAGIC, A.; SCHEPELMANN, P.; RITTHOFF, M. (2010). Options for broadening and deepening the LCA approaches. *J Clean Prod.* 18, n. 2, pp 120–127.
- KUMAR, V.; HEWAGE, K.; HAIDER, H.; SADIQ, R. (2016). Sustainability evaluation framework for building cooling systems: a comparative study of snow storage and conventional chiller systems. *Clean Techn Environ Policy.* 19, Issue 1, pp 137–155.
- LE TÉNO, J. F.; MARESCHAL, B. (1998). An interval version of PROMETHEE for the comparison of building products' design with ill-defined data on environmental quality. *Eur J Oper Res*, v. 109, n. 2, pp 522–529.
- LINKOV, I.; MOBERG, E. (2012). *Multi-Criteria Decision Analysis: Environmental Applications and Case Studies*. Boca Raton, USA: CRC Press.
- LIU, S.; LEAT, M.; SMITH, M. H. (2012). State-of-the-art sustainability analysis methodologies for efficient decision support in green production operations. *Int J of Sustainable Engineering.* 4 - Issue 3, pp 236-250.
- MIETTINEN, P.; HÄMÄLÄINEN, R. P. (1997). How to benefit from decision analysis in environmental life cycle assessment (LCA). *Eur J Oper Res.* 102, pp 279-294.
- MYLLYVIITA, T.; HOLMA, A.; ANTIKAINEN, R.; LÄHTINEN, K.; LESKINEN, P. (2012). Assessing environmental impacts of biomass production chains – application of life cycle assessment (LCA) and multi-criteria decision analysis (MCDA). *J Clean Prod.* 29–30, pp 238–245.

- MYLLYVIITA, T.; LESKINEN, P.; SEPPÄLÄ, J. (2013). Impact of normalisation, elicitation technique and background information on panel weighting results in life cycle assessment. *Int J Life Cycle Assess*, v. 19, n. 2, pp 377–386.
- MYLLYVIITA, T.; ANTIKAINEN, R.; LESKINEN, P. (2016). Sustainability assessment tools – their comprehensiveness and utilisation in company level sustainability assessments in Finland. *Int J Sust Dev World*. 24, Issue 3,, pp 236-247.
- NESS, B.; URBEL-PIIRSALU, E.; ANDERBERG, S.; OLSSON, L. (2007). Categorising tools for sustainability assessment. *Ecol Econ*. 60, pp 498-508.
- QIAN, G. (2014). Scientometric sorting by importance for literatures on life cycle assessments and some related methodological discussions. *Int J Life Cycle Assess*. 19, pp 1462–1467.
- RECCHIA, L.; BONCINELLI, P.; CINI, E.; VIERI, M.; PEGNA, F. G.; SARRI, D. (2011). *Multicriteria Analysis and LCA Techniques: With Applications to Agro-Engineering Problems*. Edition ed. [s.l.] Springer.
- SEPPÄLÄ, J.; BASSON, L.; NORRIS, G. (2002). A. Decision Analysis Frameworks for Life-Cycle Impact Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, v. 5, n. 4, pp 45–68.
- SEPPÄLÄ, J. (2003). Life cycle impact assessment based on decision analysis. Doctor of Science Dissertation. Helsinki University of Technology, Department of Engineering Physics and Mathematics. Espoo, Finland.
- SOARES, S. R.; TOFFOLETTO, L.; DESCHÊNES, L. (2006). Development of weighting factors in the context of LCIA. *J Clean Prod, Advancing Pollution Prevention and Cleaner Production – Canada’s Contribution*. v. 14, n. 6–7, pp 649–660.
- SOUZA, C. G.; BARBASTEFANO, R. G. (2011). Knowledge diffusion and collaboration network s on life cycle assessment. *Int J Life Cycle Assess*. 16, pp 561–568.
- SOUZA JÚNIOR, H. R. A. (2015). *Avaliação De Métodos De Atribuição De Impactos Para Processos De Reciclagem Em Ciclo Aberto*. Dissertação—Florianópolis, Brasil: Universidade Federal de Santa Catarina.
- XU, Y.; BOEING, W. J. (2013). Mapping biofuel field: A bibliometric evaluation of research output. *Renew Sustainable Energy Rev*. 28, pp 82–91
- ZANGHELINI, G. M.; DE SOUZA, H. R. A.; KULAY, L.; CHERUBINI, E.; RIBEIRO, P. T.; SOARES, S. R. (2016). A Bibliometric Overview of Brazilian LCA Research. *Int. J. LCA*, Volume 21, Issue 12, pp 1759–1775.
- ZANGHELINI, G. M.; CHERUBINI, E.; SOARES S. R. (2018). How Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA) is aiding Life Cycle Assessment (LCA) in results interpretation. *J Clean Prod*,172, pp 609 – 622.

PRODUÇÃO DE BIOGÁS COMO ESTRATÉGIA DE ALOCAÇÃO DA BIOMASSA RESIDUAL DA EXTRAÇÃO DE ÓLEO DA MACAÚBA

Ronnie Von dos Santos Veloso¹, Fidel Alejandro Aguilar Aguilar¹, Thaís Santos Pinheiro¹, Alexandre Soares dos Santos², Lílian de Araújo Pantoja³

¹Programa de Pós-Graduação em Biocombustíveis, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, 39100-000 Diamantina – MG, Brasil, (ronniesvelso@gmail.com).

²Departamento de Ciências Básicas, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, 39100-000 Diamantina – MG, Brasil.

³Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, 39100-000 Diamantina – MG, Brasil.

Resumo:

A macaúba (*Acrocomia aculeata*) é uma palmeira oleaginosa, ainda não domesticada e amplamente distribuída no território brasileiro. Essa espécie produz frutos com elevado teor de lipídeos que podem ser utilizados para produção de biodiesel ou bioquerosene de aviação. A extração do óleo destes frutos produz elevadas quantidades de biomassa residual composta pelas frações anatômicas do epicarpo, mesocarpo e endosperma. Em função de sua natureza composicional estes resíduos apresentam potencial para diversas finalidades de uso, embora a substituição parcial da soja e do milho na nutrição animal constitua a principal forma de aproveitamento desta biomassa. A compreensão dos parâmetros energéticos e ambientais associados às diferentes formas de aproveitamento destes sub-produtos é especialmente relevante para o Ciclo de Vida dos Biocombustíveis. Em particular, a influência das alternativas de alocação dos coprodutos e seus impactos ambientais e no balanço energético dos sistemas de produção de bioenergia. Esse trabalho teve o objetivo de avaliar o impacto energético e das emissões diretas de CO₂ associadas ao uso das frações residuais dos frutos da macaúba para produção de biogás. A produção de biogás foi conduzida utilizando como inóculo, a microflora mista anaeróbica presente no lodo ativado da estação de tratamento de efluentes em operação da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (Diamantina, MG). Este trabalho demonstrou a relevância da caracterização e avaliações de uso dos resíduos gerados no processamento da biomassa para energia, como suporte para orientar as estratégias de alocação nas Avaliações do Ciclo de Vida dos biocombustíveis.

Palavras-chave: Biometano, biodigestão anaeróbica, alocação de coprodutos, biocombustíveis.

Introdução

A macaúba (*Acrocomia aculeata*) é uma palmeira oleaginosa amplamente distribuída pelo território brasileiro. Essa espécie produz frutos cujo teor de lipídeos do mesocarpo pode variar entre 40 e 49% em base seca (Silva et al., 2017) e uma produtividade que pode ultrapassar 30 toneladas de frutos/ha/ano. A elevada capacidade produtiva de lipídeos e a boa adaptabilidade às condições edafoclimáticas brasileiras são características, particularmente, interessantes para inserção desta espécie na cadeia de produção do biodiesel e bioquerosene de aviação. A extração do óleo contido nos frutos da macaúba produz elevadas quantidades de biomassa do epicarpo, mesocarpo e endosperma, estruturas anatômicas que compõem seus frutos. Estas frações possuem características que possibilitam múltiplas aplicações nas estratégias de alocação de uma Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). Alguns estudos exploram o potencial de uso dessa biomassa como ração animal ou como substrato para produção de etanol lignocelulósico (Santos et al., 2015; Silva et al., 2016). Por outro lado, o impacto destas estratégias de uso no ciclo de vida dos sistemas de produção de biocombustíveis são marginalmente conhecidos. O aproveitamento destes coprodutos afeta significativamente os resultados de uma ACV, tanto no balanço energético como no balanço de emissões dos gases de efeito estufa (GEEs) (Mackenzie, et al., 2017). A natureza composicional dos resíduos da macaúba possibilitam múltiplas formas de aproveitamento. Entretanto, as vantagens ambientais e energéticas para o sistema avaliado são fundamentalmente dependentes do tipo de alocação destes coprodutos

No ciclo de vida de combustíveis derivados de biomassa, a produção da matéria-prima constitui a etapa de maior impacto energético e de emissões, principalmente em função das mudanças de uso da terra e do excessivo consumo de insumos e fontes energéticas não renováveis (Fargione et al., 2008). Sendo assim, o esforço para reduzir o uso de recursos não renováveis é fundamental para melhorar o aspecto renovável dos biocombustíveis de biomassa (Cherubini et al., 2009). A extração do óleo dos frutos da macaúba envolve as etapas de separação do epicarpo,

mesocarpo e do endosperma. Estes resíduos da biomassa podem ser aproveitados em sistemas de co-geração energética tanto para uso na usina de processamento dos frutos quanto para produção da matéria-prima (PiČtak & Radkowski, 2011). Em virtude de sua natureza composicional, estes resíduos apresentam elevado potencial para aproveitamento em sistemas de produção de biogás por biodigestão anaeróbica. O biogás é constituído principalmente por metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) e traços de outros elementos gasosos como o hidrogênio (H₂) e o nitrogênio (N₂). O metano é o principal componente energético do biogás e seu teor pode variar entre 50 e 75% em volume (Goswami et al., 2017). A cadeia de produção de biocombustíveis utilizando a macaúba encontra-se em fase de desenvolvimento, todavia a consolidação dessa cadeia depende da expansão dos plantios e, em particular, do impacto das alternativas de alocação dos coprodutos. As estratégias de alocação tem impacto significativo no balanço energético e de emissões do ciclo de vida dos sistemas de produção de biocombustíveis. Sendo assim as estratégias de aproveitamento dos coprodutos devem ser orientadas para as opções com maior vantagem ambiental para os sistemas avaliados. Este trabalho teve como principal objetivo realizar a caracterização das diferentes frações residuais dos frutos da macaúba e avaliar o seu potencial para produção de biogás. Foram realizados ensaios de biodigestão anaeróbica para avaliar o potencial de produção de metano como alternativa para alocação dos coprodutos gerados no processo de extração de óleo dos frutos da macaúba.

Metodologia

Substratos (coprodutos)

Os frutos de macaúba foram obtidos do banco ativo de germoplasma (BAG-Macaúba) localizado na Fazenda Experimental de Araçuaia (20°40'01" S e 42°31'15" W) do Departamento de Fitotecnia da Universidade Federal de Viçosa. Os substratos foram compostos pela biomassa do epicarpo, mesocarpo e endosperma obtidos mediante fracionamento manual dos frutos com o auxílio de facas. O mesocarpo e o endosperma foram desidratados em estufa por 24 h a 65°C e posteriormente submetidos a um processo mecânico para extração do óleo. Foi utilizado prensa hidráulica com capacidade de 2,94 x 10⁵ N. Todas as frações de biomassa foram trituradas em um moinho analítico e peneiradas em uma malha 325 Mesh (45 µm).

Inóculo (lodo ativado)

A produção de biogás foi conduzida utilizando como inóculo a microflora mista anaeróbia presente no lodo ativado da estação de tratamento de efluentes em operação na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (Campus JK, Diamantina, MG).

Produção de biogás

O potencial bioquímico da produção do metano (PBM) do mesocarpo, epicarpo e o endosperma foram realizados de acordo com a técnica descrita por Owen *et al.* (1979). Todos os experimentos foram realizados em triplicata. A composição das misturas variaram entre os intervalos de 3 a 5 gramas de Demanda Química de Oxigênio (DQO) para o substrato e 1 a 1,5 g de Sólidos Totais Voláteis (STV) para o inóculo. Foi adicionado 2,0 mL de solução de nutrientes adaptado de Chernicharo (1997) e Aquino *et al.* (2007). O volume final no biorreator foi ajustado para 25 mL pela adição de água destilada e o pH foi ajustado para 7,0. Os frascos foram cuidadosamente fechados para formação do ambiente anaeróbio e, então, incubados em banho-maria a 30°C até o final da fermentação. Os experimentos foram realizados em modo descontínuo utilizando frascos de vidro com capacidade para 50 mL e tampa com septo de silicone.

Os substratos e o inóculo foram caracterizados quanto a demanda química de oxigênio (DQO), teor de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e pH como base nas técnicas analíticas propostas pela American Public Health Association. A porcentagem de carbono, nitrogênio e hidrogênio foram determinadas com uso de analisador elementar (LECO® CHNS/O, modelo TruSpec/micro). O volume de biogás foi aferido a cada 24 horas pelo método de deslocamento de água (Godday et al., 2014). O volume aferido foi convertido para volume de biogás normalizado (NmL), considerando condições normais de pressão e temperatura (1 atm, 0°C) de acordo com a lei dos gases ideais. O conteúdo energético do biogás produzido foi calculado utilizando como referência o valor teórico do Poder Calorífico Inferior (PCI) de acordo com Pourmovahed et al., 2011. O conteúdo energético do biogás produzido foi calculado utilizando como referência o valor teórico do Poder Calorífico Inferior (PCI) de acordo com Pourmovahed et al., 2011. O poder calorífico dos substratos foi determinado em um calorímetro Parr modelo 6400.

Resultados e discussão

O potencial de produção de biogás a partir de resíduos agrícolas varia com a composição físico-química da biomassa utilizada, como: sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), pH e razão Carbono/Nitrogênio (C/N) (Jingura & Kamusoko, 2017). A caracterização das frações anatômicas dos frutos da macaúba, epicarpo, mesocarpo e endosperma, utilizados na produção anaeróbica do biogás são apresentados na Tabela 1. A razão SV/ST dos substratos utilizados variou de 0,94 a 0,96, indicando um elevado conteúdo de matéria orgânica com potencial para conversão a gás metano pelo processo de digestão anaeróbia. O pH do epicarpo e do mesocarpo foi de 5,61 e 5,78, respectivamente, esses valores estão abaixo da faixa de pH ideal para a digestão anaeróbia que situa-se entre 6,5 e 7,5, posto que este parâmetro afeta diretamente o crescimento dos micro-organismos (Mao et al. 2015). Por outro lado, o pH do endosperma de 6,47 e sua razão C/N de 21,99/1 situaram-se dentro da faixa ideal para produção de biogás. A relação C/N é, sistematicamente, atribuída como um dos principais parâmetros para avaliação da qualidade nutricional de substratos utilizados para produção de biogás por digestão anaeróbia (Dioha et al., 2013; Wang et al., 2014). Entretanto, nem sempre este parâmetro reflete o potencial de um substrato para produção de biogás, uma vez que a razão C/N do epicarpo e do mesocarpo da macaúba situou-se abaixo da faixa recomendada de 10-35/1, apesar da produção de biogás substancialmente superior ao do endosperma (Tabela 1 e 3).

Tabela 1 - Caracterização físico-química do epicarpo, mesocarpo e endosperma utilizados como substrato na produção de biogás.

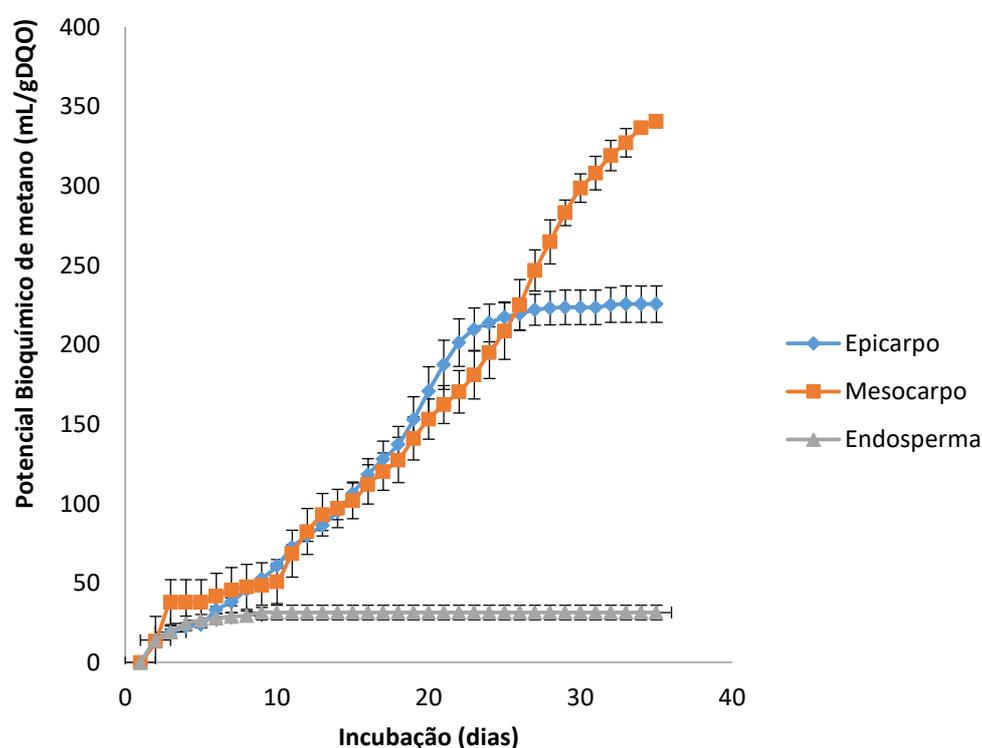
Parâmetros	Epicarpo	Mesocarpo	Endosperma
ST (g/Kg)	934.27±8.74	951.32±3.88	959.55±1.17
SV (g/kg)	883.44±7.01	913.26±5.65	900.51±7.65
SV/ST	0.95±0.00	0.96±0.00	0.94±0.00
pH	5.61±0.02	5.78±0.02	6.47±0.028
DQO/g/kg	357.90±0.35	329.00±0.78	239.61±0.10
Umidade (%)	6.57±0.87	4.87±0.39	4.04±0.12
Cinzas (%)	5.04±0.06	3.79±0.13	6.01±0.82
Extrato Etéreo (%)	34.67±2.04	15.57±0.85	38.49±1.69
Proteína (%)	1.20	2.84	18.08
C/N	271.20	128.41±	21.99
Carbono (%)	51.93±0.87	58.29±1.84	63.54±2.36
Nitrogênio (%)	0.19±0.04	0.45±0.07	2.89±0.16

O biogás produzido em biodigestores anaeróbios é constituído por uma mistura de gases, no qual o metano seguido pelo dióxido de carbono são os principais constituintes (Goswami et al., 2017). As proporções destes gases são, particularmente, dependentes da natureza do substrato. Para reduzir o teor do dióxido de carbono e elevar a concentração relativa do metano no biogás produzido, foi utilizado um sistema de retenção de CO₂ constituído por uma coluna líquida de solução de NaOH.3N (Ali & Sun, 2015). Os resultados da produção de biogás a partir da mono-digestão do epicarpo, mesocarpo e endosperma foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e ao teste de Tukey

($\alpha = 0,05$). Houve diferença significativa entre os tratamentos avaliados neste experimento, de acordo com a ANOVA (Tabela 2). A produção de biogás a partir dos resíduos dos frutos de macaúba, incubados por 35 dias, variou de 31 a 340 NmL.gDQO⁻¹ com rendimentos diários entre 0,93 e 14,48 NmL.DQO⁻¹.dia⁻¹. A fase de adaptação dos micro-organismos, representada pelo volume de biogás produzido em decorrência da atividade microbiana, ocorreu durante as primeiras 24 horas (Figura 1). Houve uma notória fase exponencial para o mesocarpo e epicarpo, a qual finalizou no trigésimo e vigésimo dia de incubação, respectivamente. No entanto, não foi observada uma fase exponencial para o endosperma, que apresentou atividade microbiana próxima de zero até o final da incubação.

Figura 105. Cinética de produção de biogás a partir da digestão anaeróbia do epicarpo, mesocarpo e endosperma.

Cinética de produção de biogás



O máximo valor teórico para produção de metano em um processo de fermentação anaeróbica é de $3,5 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{gDQO}$ (Zuza *et al.*, 2015). O mesocarpo e o epicarpo produziram um volume de biogás relativamente próximo ao limite máximo teórico para produção de metano (Tabela 3) revelando uma substancial aptidão destes substratos para alocação em sistemas de co-geração energética.

A atividade metanogênica específica (AME) foi determinada com o objetivo de quantificar a produção máxima de metano pelo grupo de micro-organismos presente no ambiente reacional (Aquino *et al.*, 2007; Chen *et al.*, 2008). Como observado na Tabela 2, o mesocarpo e o epicarpo apresentaram uma maior interação com o inóculo quando comparado ao endosperma, resultando em uma AME de 0,882, 0,591 e 0,062 mL.gSV⁻¹.d⁻¹, respectivamente. A variação na DQO, inicial e final, é um reflexo do consumo da matéria orgânica para produção de biogás, essa variação foi significativamente menor para o endosperma quando comparado ao epicarpo e mesocarpo (Tabela 2). A menor variação na DQO do endosperma correlacionou com sua baixa produção de biogás. Apesar dos parâmetros composicionais do endosperma situarem-se na faixa indicada para uso como substrato na produção de biogás, a atividade microbiana produziu somente 10% do potencial máximo teórico para produção de metano (Tabela 3).

Tabela 2 - Parâmetros da produção de biogás a partir da digestão anaeróbica do epicarpo, mesocarpo e endosperma. Letras diferentes indicam diferença significativa entre medias com nível de significância de 5%

Parâmetros	Epicarpo	Mesocarpo	Endosperma
Acumulado (mL)	56.43±2.873	119.818±1.398	7.981±1.173
Biogás (mL.DQO ⁻¹)	225.60±11.48 ^a	340.60±3.97 ^b	31.48±4.62 ^c
Taxa de Biogás (mL.gDQO ⁻¹ .d ⁻¹)	6.63±0.33	10.02±0.12	0.93±0.14
Razão Substrato/Inóculo	0.600	0.600	0.600
pH final	5.61±0.02	5.78±0.02	6.47±0.03
Consumo DQO (%)	64.45±3.28	97.32±1.13	8.99±1.32
DQO inicial (g.L ⁻¹)	3.16	4.51	3.18
DQO final (g.L ⁻¹)	1.124	0.121	2.898
Atividade metanogênica específica (mL.gSV ⁻¹ .d ⁻¹)	0.591	0.882	0.062

O poder calorífico (PC) dos substratos utilizados, não apresentaram diferenças expressivas (Tabela 3). Por outro lado, o volume de biogás produzido por DQO foi consideravelmente maior para o epicarpo e mesocarpo. Essa diferença foi particularmente relevante para as diferenças entre o Poder Calorífico Inferior Calculado (PCIC) do biogás produzido pelo total de biomassa utilizada de cada substrato (Tabela 3). A emissão direta de CO₂ foi calculada de acordo com a equação (1) A menor razão entre o conteúdo energético do biogás produzido e o potencial de emissão direta de CO₂, na completa decomposição do substrato, foi observada para o endosperma (Tabela 3). Sendo assim, o endosperma apresenta baixo potencial para mitigar as emissões de gases de efeito estufa e melhorar a eficiência energética do Ciclo de Vida do biodiesel da macaúba quando alocado para produção de biogás.

$$(1) CO_2 = [F \times C_c \times m]$$

Onde,

CO₂= Emissão direta de dióxido de carbono

F= fator de emissão igual a 3,67, referente à emissão de CO₂ produzida pela combustão completa de uma unidade de massa de carbono.

C_c= teor de carbono do substrato

m= massa do substrato

Tabela 3 - composição energética, produção de biogás e características de emissões diretas de CO₂ das frações anatômicas dos frutos da macaúba.

Substrato	Poder calorífico do substrato MJ/g	Emissão direta de CO ₂ substrato (g/MJ)	Volume de biogás m ³ /gDQO	PCI biogás MJ/g	Razão energia liberada/ CO ₂ emitido
Epicarpo	0,016685	114,2244	2,25x10 ⁻⁴	0,001691	1,48x10 ⁻⁰⁵
Mesocarpo	0,018024	118,6864	3,46x10 ⁻⁴	0,00239	2,01x10 ⁻⁰⁵
Endosperma	0,017564	132,7641	3,50x10 ⁻⁵	0,000176	1,32x10 ⁻⁰⁶

Conclusões

A diferença composicional das frações de biomassa residual, geradas nos processos de extração de óleo dos frutos de macaúba, resultaram em significativas variações de rendimento energético e do potencial de emissão direta de CO₂ quando utilizadas para produção de biogás. A maior eficiência de conversão energética em biogás e a melhor relação entre energia produzida e a emissão direta do dióxido de carbono foi observada para o mesocarpo e o epicarpo, respectivamente. O endosperma não foi um substrato adequado para produção de biogás em função da menor eficiência de conversão energética e do maior potencial de emissão direta de CO₂ quando comparado ao mesocarpo e epicarpo. Os coprodutos gerados no processo de extração de óleo da macaúba apresentam diferentes características composicionais que podem afetar a eficiência energética e ambiental de seu aproveitamento. Estas diferenças afetam as estratégias de alocação e podem impactar consideravelmente as Análises de Ciclo de Vida da produção de biocombustíveis a partir da macaúba.

Referências

- Ali, S.S., Sun, J. (2015). Physico-chemical pretreatment and fungal biotreatment for park wastes and cattle dung for biogas production. SpringerPlus, 4: 712.
- Altin R., Cetinkaya S., Husein S.Y. (2001). The potential of using vegetable oil fuels as fuel for diesel engine. Energy Conversion and Management, 42: 529-538.
- American Public Health Association (APHA). (1995) Standard method for the examination of water and wastewater. New York: American Public Health Association.
- Aquino S.F.; Chernicharo C.A.L.; Foresti, E.; Dos Santos, M.L.F.; Monteggia. L.O.(2007). Metodologias para determinação da Atividade Metanogênica Específica (AME) em Lodos Anaeróbios, Artigo técnico, 12: 192.
- Chernicharo, C.A. L., et al. (1997). Desenvolvimento de um respirômetro automatizado para avaliação da atividade microbiana anaeróbia. Revista de Engenharia Sanitária, 2: 120.
- Cherubini, F., Birda, N.D., Cowie, C., Jungmeier, G., Schlamadinger, B., Woess-Gallasch, S. (2009) Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. Resources, Conservation and Recycling, 53: 434–447.
- Dioha, J. Ikeme, C.H., Nafi’u, T., Soba, N. I., Yusuf, M.B.S. (2013) EFFECT OF CARBON TO NITROGEN RATIO ON BIOGAS PRODUCTION. International Research Journal of Natural Sciences, 1: 1-10.
- Fargione, J.; Hill, J.; Tilman, D.; Polasky, S., Hawthorne, P. (2008). Land clearing and the biofuel carbon debt. Science, 1235–1238.
- Godday , O.C., Levi, O.U., Pariatamby, A. (2014). Bio-Hydrogen Production from Food Waste through Anaerobic Fermentation. Sains Malaysiana, 43: 1927–1936
- Goswami, R., Chattopadhyay, P., Shome, A., Banerjee, S.N., Chakraborty, A.K., Mathew, A.K., Chaudhury, S. (2016). An overview of physico-chemical mechanisms of biogás production by microbial communities: a step towards sustainable waste management. Biotech, 6:72.



- Jingura, R.M., Kamusoko, R. (2017). Methods for determination of biomethane potential of feedstocks: a review. *Biofuel Research Journal*, 14: 573-586.
- Mackenzie, S.G., Leinonen, I., Kyriazakis, I. (2017). The need for co-product allocation in the life cycle assessment of agricultural systems—is “biophysical” allocation progress? *Int J Life Cycle Assess*, 22: 128.
- Mao, C., Feng, Y., Wang, X., Ren, G. (2015). Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renew Sust Energ Revi*, 45: 540-555.
- Owen W., Stuckey D., Healy J. (1979). Bioassay for monitoring bio-chemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water Research*, 13:485–92.
- PiĀtak, A., Radkowski, S. (2011) Methane – a fuel for agriculture. *Journal of KONES Powertrain and Transport*, 18:, 4.
- Pourmovahed, A.; Opperman, T.; Lemke, B. Performance and Efficiency of a Biogas CHP System Utilizing a Stirling Engine. In *Proceedings of International Conference on Renewable. Energies and Power Quality, Las Palmas de Gran Canaria, Spain, 13–15 April 2011*. Available online: <http://www.icrepq.com/icrepq%2711/288-pourmovahed.pdf>
- Silva, G.N., Evaristo, A.B., Grossi, J.A.S., Campos, L.S., Carvalho, M.S., Pimentel, L.D. (2017). Drying of macaw palm fruits and its influence on oil quality. *Semina: Ciências Agrárias, Londrina*, 38: 3019-3030.
- SILVA, I.F., LANGBEHN, R.K., SILVA, R.G.C., PANTOJA, L.A., VANZELA, A.P.F.C., SANTOS, A.S. (2016) α -Amylase production by *Bacillus amyloliquefaciens* utilizing macauba cake (*Acrocomia aculeata*) and peach palm flour (*Bactris gasipaes - kunth*) as substrates. *Biocatalysis and Biotransformation (Print)*, 34: 1-7.
- Wang, X., Lu, X., Li, F., Yang, G. (2014). Effects of Temperature and Carbon-Nitrogen (C/N) Ratio on the Performance of Anaerobic Co-Digestion of Dairy Manure, Chicken Manure and Rice Straw: Focusing on Ammonia Inhibition. *PLoS One*, 9(5): e97265.
- Zuza, A., Agachi, P.S., Cristea, V.M., Nair, A., Tue, N.N., Horju-Deac, C. (2015) Case study on energy efficiency of biogas production in industrial anaerobic digesters at municipal wastewater treatment plants. *Environmental Engineering and Management Journal*, 14: 357-360.

UMA ABORDAGEM SOBRE A INTER-RELAÇÃO ENTRE AS FERRAMENTAS DE GESTÃO AMBIENTAL, OS PILARES DA SUSTENTABILIDADE E SEUS IMPACTOS NAS ATIVIDADES INDUSTRIAIS

Kappler, G.¹; Garbin, M.²; Silveira, T.A.³; Moraes, C. A. M.⁴; Brehm, F. A.⁵

¹ Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS, genyrk@edu.unisinos.br

² UNISINOS, mgarbin@edu.unisinos.br

³ UNISINOS, tamiresas@edu.unisinos.com

⁴ UNISINOS, cmoraes@unisinos.br

⁵ UNISINOS, felicianeb@unisinos.br

Resumo: os atuais padrões de produção e consumo impuseram uma dinâmica insustentável aos ecossistemas, onde tanto a extração de recursos naturais não renováveis como outros impactos ambientais oriundos das atividades antrópicas têm colocado em risco a sustentabilidade da atividade industrial, econômica e ambiental. Desta forma, cresce a importância em aperfeiçoar as técnicas de gerenciamento dos recursos materiais e energéticos, assim como avaliar a eficiência e sustentabilidade dos processos de produção e dos próprios produtos ao longo de sua vida útil e no seu fim. Existem diversas ferramentas para desenvolvimento de materiais, produtos e processos, de gestão da qualidade e gestão do risco, e mais recentemente ferramentas que avaliam o impacto de determinado produto ao longo de sua vida útil. O presente trabalho tem como objetivo mostrar que o uso associado de ferramentas de gestão ambiental podem trazer benefícios e oportunidades à atividade industrial, favorecendo a sustentabilidade desta.

Palavras-chave: Prevenção da poluição; Ecologia industrial; ecologia social; Sustentabilidade.

Introdução

A geração de resíduos tem atingido proporções alarmantes como resultado da expansão do contingente humano e do crescimento econômico. Neste sentido, as pressões ambientais sobre o atual regime industrial crescem na medida em que é assumido que a sociedade já ultrapassou a capacidade de suporte dos ecossistemas naturais de absorção, regional e global, para resíduos e emissões (ROCKSTRÖM et al. 2009). Ayres e Simonis (1994) afirmam que para o sucesso de políticas ambientais que lidam com resíduos e emissões, o processo completo do metabolismo industrial deve ser considerado.

No outro extremo da geração de resíduos está o esgotamento dos recursos naturais, que devido à crescente extração de matéria-prima virgem e energia, deverá ter um impacto crítico à médio e longo prazo nos mercados globais. As mudanças climáticas já têm sido observadas e poderão afetar o suprimento de recursos, mas suas implicações subsequentes para as empresas continuam relativamente mal compreendidas (SEI, 2018).

Historicamente, os sistemas de produção industrial e suas redes têm sido analisados como sistemas lineares e unidirecionais: os materiais são extraídos das fontes naturais, na maioria das vezes não renováveis, processados ou fabricados em produtos úteis (com geração e disposição de resíduos relacionados à produção), e depois descartados como resíduos no ar (emissões atmosféricas), na terra (resíduo sólido) e, ou, na água (efluentes) no final de sua vida útil. As matérias-primas são a entrada, enquanto os produtos, subprodutos e resíduos são a saída (DUPONT et al., 2017). A compreensão dos fluxos de materiais e energia e seus impactos nos sistemas ambientais, juntamente com a redefinição dos produtos, serviços e métodos de produção por meio das ferramentas de *ecodesign* e Avaliação do Ciclo de Vida – ACV, pode reduzir os impactos ambientais destes em todas as suas fases, desde a seleção e extração da matéria-prima que gere um menor impacto, até o fim da vida útil do produto de forma que partes ou peças do mesmo possam voltar a fazer parte do ciclo de produção (DUPONT et al., 2017). Estes sistemas e suas redes são conceituados por pelo menos três campos das ciências ambientais, a Ecologia Industrial – EI, a Ecologia Social – ES e o Ecossistema Natural – EN.

A El surge da percepção de que a atividade urbana/industrial está causando mudanças inaceitáveis nos sistemas básicos de suporte ambiental. Estas atividades se referem a todas ações humanas que ocorrem dentro da sociedade tecnológica moderna, tais como: turismo, habitação, serviços médicos, transportes, agricultura, etc., bem como tudo que é tradicionalmente considerado atividade industrial e que produz bens e serviços (O'ROURKE et al., 1996). Frosch e Gallopoulos (1990) fazem uma analogia entre o conceito do ecossistema industrial e o ecossistema biológico.

Afirmam que em um ecossistema biológico, os organismos vivos se inter-relacionam numa complexa e extensa cadeia alimentar, e todos os resíduos gerados nos processos são absorvidos por outros organismos ou usados por produtores primários. Da mesma forma, no ecossistema industrial, cada processo de uma rede de processos deve ser visto como uma parte dependente e inter-relacionada de um todo maior. Socolow et al., (1994) definem a EI como o estudo de todas as interações entre sistemas industriais e meio ambiente, onde o *design* industrial e os processos de fabricação não são realizados isoladamente do ambiente, mas sim são influenciados por eles e, por sua vez, os influenciam.

A ES busca atender a necessidade de conhecimento sobre a inter-relação complexa entre fatores sociais e ambientais do sistema terrestre. Esses esforços compartilham o paradigma que os sistemas sociais, naturais e humanos interagem e coevoluem ao longo do tempo, tendo impactos substanciais um sobre o outro (HABERL et al., 2016). A ES aborda temas como energia e sociedade, uso do solo e produção de alimentos, o metabolismo das sociedades e os impactos ambientais das atividades humanas de maneira interdisciplinar (HABERL et al., 2016).

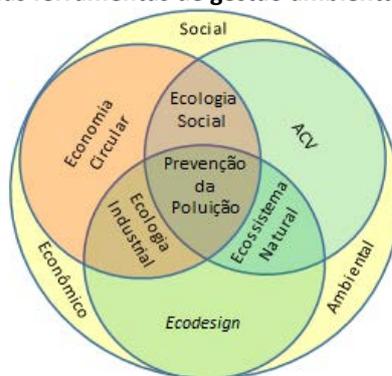
O Ecossistema Natural engloba os estoques de recursos disponíveis. O capital social, humano e de manufatura é beneficiado a partir do uso de energia para a transformação de recursos naturais em bens e serviços. Estes estoques podem ser amplamente classificados em dois grandes grupos: estoques naturais e estoques antropogênicos. Os estoques naturais são as matérias-primas intactas encontradas nos recursos naturais no meio ambiente. Os estoques antropogênicos são a quantidade de material na sociedade que foi extraída, processada, colocada em uso, atualmente fornecendo serviço, ou descartada ou dissipada ao longo do tempo (OECD, 2015). Uma forma de avaliar o impacto causado nos ecossistemas pode ser a partir de indicadores, por meio da análise de fluxo de massas ligada às atividades socioeconômicas. O balanço de fluxo de material tem como objetivo fornecer uma representação biofísica de interações sociedade-natureza que complementa sistemas de contabilidade econômica puramente monetária. Outra aplicação para a análise de fluxos é contabilizar o impacto regional e de deslocamento dos materiais. As diferentes estruturas econômicas e de disponibilidade e distribuição desigual de recursos, são fatores importantes nos fluxos de comércio internacional (OCDE, 2008).

Dentro do contexto exposto, este trabalho tem por objetivo mostrar que o uso associado de ferramentas de gestão ambiental podem trazer benefícios e oportunidades à atividade industrial, favorecendo a sustentabilidade desta.

Metodologia

Para se atingir o objetivo do trabalho foi realizada uma revisão bibliográfica dos principais campos das ciências ambientais, tais como Ecologia Industrial, Ecologia Social e Ecossistema Natural. A partir disto, e tendo conhecimento das ferramentas que as normatizam e orientam, como por exemplo, a avaliação do ciclo de vida – ACV, o *ecodesign* e a economia circular – EC, foi desenvolvido um diagrama (Figura 1), que ilustra a inter-relação das ferramentas de gestão ambiental com os campos das ciências ambientais.

Figura 106 – Diagrama da Inter-relação das ferramentas de gestão ambiental para o desenvolvimento sustentável



Fonte: Elaborado pelos autores (2018)

Discussão

A literatura, de modo geral, tem abordado as diversas áreas do conhecimento das ciências ambientais de forma organizada e independente. Isso pode ser justificado pela complexidade e importância delas, quando o objetivo é explorar uma área específica do conhecimento. A mesma justificativa pode ser atribuída para as ferramentas da gestão ambiental.



A P2, por exemplo, surge a partir de um conjunto de regulamentações ambientais (estatutos, normas e diretrizes) que orientam, previnem e punem os responsáveis pelas consequências de danos ao meio ambiente. As exigências advindas da prevenção da poluição impuseram a adoção de ferramentas como a Produção mais Limpa – P+L e o estabelecimento da hierarquização na gestão dos resíduos, em que o primeiro nível é a redução na fonte, seguido por reciclagem, recuperação, ou tratamento, e por fim, a disposição final (regulamentados pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, lei 12305/2010). Embora a P2 tenha sido priorizada e a redução na fonte tenha sido incentivada por meio de ações voluntárias e pelo reconhecimento, o modelo de gestão mais comumente adotado ainda tem sido o *end of pipe* ou fim de tubo (DUPONT et al., 2017). Pode-se afirmar que os princípios da P2 fundamentam os preceitos do desenvolvimento sustentável, que é definido como a forma de desenvolvimento que permite atender às necessidades das gerações atuais sem comprometer a capacidade das gerações futuras de suprir às suas próprias necessidades (BRUNDTLAND, 87). No entanto, a P2 necessita de instrumentos para atingir sua completude. Estas ferramentas devem interagir de modo interdisciplinar entre as três áreas: O Ecossistema Natural, a Ecologia Social e a Ecologia Industrial, conforme é ilustrado no diagrama da Figura 1.

Considerando ainda que o objetivo comum destes campos é a redução de riscos associados à saúde e a segurança, a minimização de impactos ambientais e a redução de custos, entre outros, e que a maior parte destes riscos é inerente à gestão dos recursos, justifica-se a gestão destes como tema central.

A ferramenta de ACV permite um diagnóstico completo de um produto ou processo considerando a interação destes com os ecossistemas natural, social e industrial. No entanto, a performance ambiental de determinado produto pode ser melhorada por meio de ferramentas de *ecodesign*, ao considerar materiais alternativos, novas abordagens de uso e avaliação dos impactos a economia, a saúde, a segurança e ao meio ambiente. Juntos, o *ecodesign* e a ACV permitem redefinir produtos e conceitos mercadológicos destes, pode permitir que os materiais se mantenham pelo maior tempo possível em seu mais alto valor durante seu ciclo, capitalizando os recursos, conforme orienta a economia circular.

A aplicação destas ferramentas vem crescendo à medida que se comprovam seus benefícios em ganhos econômicos e ambientais. Outro aspecto que reforça a adoção destas ferramentas é que, ao reduzir as perdas de matéria-prima e energia, são reduzidos os riscos das atividades produtivas inerentes a escassez de recursos (DUPONT et al., 2017; ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2015; KLOPFER E GRAHL, 2014; MMA, 2018).

Conclusões

Este trabalho mostrou a inter-relação de ferramentas de gestão ambiental com os três pilares da sustentabilidade. A partir disto se propõe que as diversas áreas do conhecimento interajam e possibilitem que produtos e serviços sejam planejados de modo sistêmico para que mantenham o valor do capital ambiental no nível mais alto e pelo maior tempo possível. Ao se adotar novos paradigmas de valores, muitos modelos propostos pela economia circular podem ser viabilizados, como por exemplo, o *car sharing* ou compartilhamento de carros (FELLOWS and PITFIELD, 2000), o *Airbnb* – serviço comunitário que oferta acomodação (LEE et al., 2015) e as *Community laundry* ou lavanderia comunitária (HEISKANEN, KASANEN E TIMONEN, 2005), por exemplo, poderiam se estender a outros produtos. Este tipo de comportamento abre novos mercados e em alguns setores pode fortalecer a ideia de fabricar bens com maior durabilidade e planejados para a manutenção em substituição ao mercado de semi-descartáveis (MEDIUM, 2018).

Agradecimentos

Os autores agradecem a CAPES pelas bolsas de doutorado e mestrado, e ao CNPq pela bolsa de produtividade DT.

Referências

- AYRES, R.U.; SIMONIS, U.E. (1994). **Industrial metabolism: Restructuring for sustainable development**. Tokyo, New York, Paris: United Nations University Press.
- BRUNDTLAND. (1987). **Our Common Future, Report of the World Commission on Environment and Development**, UN Documents.
- DUPONT, R. Ryan; GANESAN, Kumar; THEODORE, Louis (2017). **Pollution prevention: sustainability, industrial ecology, and green engineering**. Second edition. Taylor & Francis, CRC Press, 2017. ISBN- 13: 978-1-4987-4954-1.

- ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. (2015). **Growth within: a circular economy vision for a competitive Europe**. Disponível em: <<https://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications/growth-within-a-circular-economy-vision-for-a-competitive-europe>>. Acesso em 16/01/18.
- FELLOWS, N.T.; PITFIELD, D.E. (2000). **An economic and operational evaluation of urban car-sharing**. Transportation Research Part D: Transport and Environment. doi.org/10.1016/S1361-9209(99)00016-4.
- FROSCHE, R. A.; GALLOPOULOS, N. (1990). **Toward an industrial ecology**. Paper presented to the Royal Society, London, 21 February.
- HABERL, H.; FISCHER-KOWALSKI, M.; KRAUSMANN, F.; WINIWARTER, V. (2016). **Social ecology: Society-Nature Relations across Time and Space - Human-Environment Interactions 5**. Springer International Publishing Switzerland, 2016. DOI 10.1007/978-3-319-33326-7.
- HEISKANEN, Eva; KASANEN, Pirkko; TIMONEN, Päivi. (2005). **Consumer participation in sustainable technology development**. International Journal of Consumer Studies, 29, 2, March 2005, Helsinki, Finland.
- KLOPFER, Walter; GRAHL, Birgit (2014). **Life Cycle Assessment (LCA): A Guide to Best Practice**. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Boschstr. 12, 69469 Weinheim, Germany. ISBN: 978-3-527-33169-7.
- LEE, D; HYUN, W; RYU, J; LEE, WJ; RHEE, W; SUH, B. (2015). **An Analysis of Social Features Associated with Room Sales of Airbnb**. CSCW'15 Companion, March 14–18, 2015, Vancouver, BC, Canada. doi.org/10.1145/2685553.2699011.
- LEI Nº 12.305. (2010). **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Presidência da República: Casa Civil: Subchefia para Assuntos Jurídicos. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>>. Acesso em 5 de fevereiro de 2018.
- MEDIUM (2018). **Why Condos Are Getting Into The Car-Sharing Business & You Should Too**. Disponível em: <<https://medium.com/@rentcentric/why-condos-are-getting-into-the-car-sharing-business-you-should-too-26f65a384299>>. Acessado em 08 de fev. 2018.
- MMA (2018). **Ecodesign**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/informma/item/7654-ecodesign>>. Acesso em 08 de dezembro de 2018.
- O'ROURKE, D.; CONNELLY, L.; KOSHLAND, C. (1996). **Industrial Ecology: A Critical Review**. International Journal of Environment and Pollution 6(2/3):89–112.
- OECD (2015), **Material Resources, Productivity and the Environment**, OECD Publishing, Paris. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1787/9789264190504-en>>. Acessado em 15 de Janeiro de 2018.
- ROCKSTRÖM, J.; STEFFEN, W., NOONE, K., PERSSON, A., CHAPIN III, F. S., LAMBIN, E. F., LENTON, T. M., SCHEFFER, M., FOLKE, C., SCHELLNHUBER, H. -J., NYKVIST, B., DE WIT, C. A., HUGHES, T., VAN DER LEEUW, S. E., RODHE, H., SÖRLIN, S., SNYDER, P. K., COSTANZA, R., SVEDIN, U., FALKENMARK, M., KARLBERG, L., CORELL, R. W., FABRY, V. J., HANSEN, J., WALKER, B., LIVERMAN, D., RICHARDSON, K., CRUTZEN, P., FOLEY, J. A. et al. (2009). **Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity**. Ecology and Society, 14(2), 32. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/>.
- SEI – Stockholm Environment Institute. (2018). **Resource scarcity**. Disponível em: <<https://www.seiinternational.org/3c/resource-scarcity>>. Acesso em 25 de janeiro de 2018.
- SOCLOW, R.; ANDREWS, C.; BERKHOUT, F.; THOMAS, V. (1994). **Industrial Ecology and Global Change**. Cambridge University Press. The Edinburgh Building, Cambridge.

A CRITICAL REVIEW ON PARAMETER UNCERTAINTY MODELING IN WHOLE BUILDING LIFE CYCLE ASSESSMENT

Arthur Gusson Baiochi¹, Gabriela Dias Guimarães¹, Vanessa Gomes da Silva²

¹MSc Candidate, Graduate Program in Civil Engineering, School of Civil Engineering, Architecture and Urbanism, UNICAMP, a192223@dac.unicamp.br

² Associate Professor, School of Civil Engineering, Architecture and Urbanism, vangomes@fec.unicamp.br

Abstract: Life Cycle Assessment (LCA) is a systematic and analytical process used to assess environmental impacts related to every life cycle's stage of any given material or process. Over the years, LCA has proven to be a valuable tool in the construction industry in supporting decision-making for mitigating emissions, saving water and reducing the environmental burden of construction materials, infrastructure and buildings. In making LCAs feasible, uncertainties and variability become inherently part of the process, but are seldom explicitly and adequately taken into account. When it comes to whole buildings, it is common to find LCA studies without any sort of uncertainty analysis or treatment. When uncertainty analysis is included, methods for doing so vary, compromising comparability and reliability. Developing a method to address uncertainties in whole building LCAs is a major step to consolidate the technique as the standard guidance for environmental impact-driven decision-making in building design and delivery. Hence, a systematic literature review was conducted to confirm if an efficient procedure is available to estimate, treat and minimize parameter uncertainties. Our review clearly pointed out a lack of standardization in the whole building LCAs conducted, and in uncertainty analyses carried out within them. We also found a frequent combination of unrepresentative data and poorly conducted uncertainty analyses. No single uncertainty analysis method seems to efficiently generate accurate results, but using the Monte Carlo simulation to assess uncertainties in LCAs at whole building level constitutes a solid trend. Moreover, recent literature suggests that this approach can be further improved, by combining quali-quantitative multi-methods.

Keywords: Life cycle assessment, building, uncertainty, systematic literature review.

Introduction

Life cycle assessment (LCA) is a systematic and analytic process used to evaluate a product or process environmental impacts. LCA use in the construction industry is rapidly growing, and publications related to whole building LCAs almost doubled over the recent years. Between 2010 and 2014, 14 literature reviews were published in this area. Between 2015 and 2016 ten new reviews were published. Nevertheless, the complexity of whole building LCAs imposes challenges that have been well known for decades, and remain unsolved (ANAND & AMOR, 2017). One example is its inefficiency to deal with uncertainties and variability (LLOYD & RIES, 2007).

Whole building LCAs demand an enormous amount of data (ESCAMILLA & HABERT, 2015), usually collected from the construction industry, databases or environmental product declarations - EPDs (ANAND & AMOR, 2017). There is no standardized method to collect data, and sometimes the available data is outdated, not representative, or even not available at all (ANAND & AMOR, 2017). Often the data comes from an estimated list of market-average materials, which do not factor in the building's regional and constructive particularities. Moreover, assessments highly dependent on international data might lead to unrealistic results (HONG et al., 2016). These factors pile up, causing whole building LCA results to be intrinsically accompanied by uncertainties (POMPONI et al., 2017).

Huijbregts (1998) was the first author to thoroughly explore LCA's uncertainties, subdividing it in three major groups: parameter uncertainty (associated with data selection and use); modelling uncertainty (associated with the inability to characterize certain phenomena in the assessment); and scenario uncertainty (formerly known as 'uncertainty due to choices', associated with choices made by the LCA practitioner). All three uncertainty sources influence the final LCA outcome. Still, parameter uncertainty is the largest uncertainty input in an assessment (HUIJBREGTS et al., 2003).

One of the tools to model parameter uncertainties is the 'pedigree matrix', a semi-quantitative method designed by Weidema & Wesnaes (1996) to qualify LCA's data with data quality indicators. This method faces limitations when it comes to accuracy, since its outcome is built on subjective coefficients based on experts' opinions (HONG et al., 2016). Choosing the pedigree matrix as the only uncertainty analysis tool in whole building LCAs might propagate significant error, considering the amount of materials, processes and data involved (WANG & SHEN, 2012).

A literature review conducted by Lloyd & Ries (2007) surveyed 24 articles performing uncertainty analyses. Sixteen papers adopted stochastic modeling; eleven of them selected Monte Carlo simulation. Despite being more accurate, this method is time consuming (HOXHA et al., 2014) and demands an enormous amount of data, inhibiting detailed categorizations of each parameter (HUIJBREGTS et al., 2003) and potentially increasing implementation cost (ZHANG & WANG, 2017).

Uncertainties are intrinsically present in any LCA technical application. Analyzing it supports the decision-making process, by showing how reliable the assessment's results really are (BJÖRKLUND, 2002). It is possible however that LCA's complexity inhibits proper uncertainty evaluation, and none of the existing methods is completely successful. Furthermore, there is little research on LCA uncertainty analyses at the built environment (POMPONI et al., 2017).

This summary on uncertainty in whole building LCAs raised two main research questions:

- How parameter uncertainties are introduced, qualified and quantified in whole building LCAs?
- Is there an efficient procedure available in the literature to estimate, treat and minimize parameter uncertainties?

Hence, our objective is to answer these questions and to identify the trends and gaps for carrying out uncertainty analysis within whole building LCA's through a systematic literature review (SLR).

Methods

Our SLR used the following search string: "Life cycle assessment" AND Building* and Uncertain*. This string was modeled aiming to ensure all results efficiently include the three main factors addressed in this paper (LCA, buildings and uncertainties).

Two databases – Scopus and Web of Science – were consulted on October 26th, 2017. No time limits were established, aiming to address as much of the available literature as possible. However, the search was narrowed down to results in English, excluding gray literature and focusing on publication in refereed, indexed journals. 92 papers were collected from Scopus (search conducted on 'title, abstract and keywords') and 133 papers from Web of Science (search conducted on 'topics'). 68 duplicates were excluded, resulting in a 157-paper sample.

The next step was to carefully apply filters to obtain a more specific sample, adherent to this research focus. The first excluding factor was the article's title (48 papers excluded), followed by article's abstract (80 papers excluded). At this stage only articles with a clear correlation with this research's theme were kept as part of the SLR sample, stipulating that all abstracts should mention the three search string components. The last excluding factor was an exploratory reading (10 papers excluded) that ensured that all the articles were adherent to this research.

Lastly, a snowball search was conducted as an inclusion factor: sampled articles were inspected for useful citations. One article, written by Huijbregts et al. (2003), was included in the final SLR sample. This article was not captured in database results because its authors used the term 'dwelling' to refer to buildings, and mismatched our search string.

The final SLR sample comprised 20 papers. Based on it, we identified and compared a series of key points addressed in published studies, including the methodological approaches, functional units, data sources, life cycle stages, impact categories and uncertainty analyses methods.

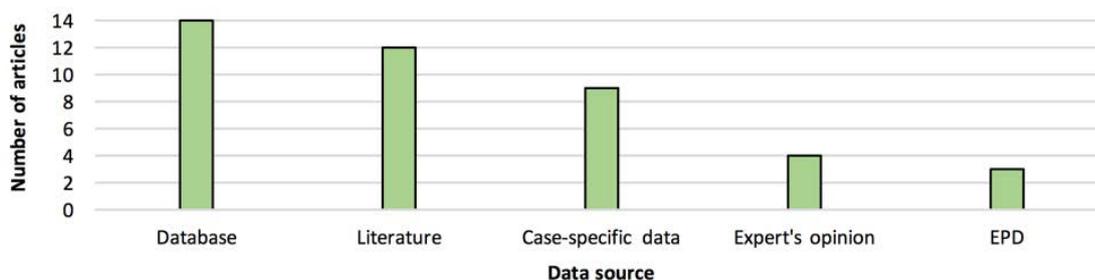
Results and discussion

In general, the reviewed literature could be divided in two groups. On one hand, 7 articles focused on developing new uncertainty analysis methods and testing them on a case study. On the other hand, 13 papers focused on a building LCA case study, performing an uncertainty analysis for in-depth analysis of the LCA outcomes.

Compromised comparability became very clear. Each of the 20 articles chose a different functional unit. Most authors used literature or database-sourced data (figure 1). Less than half of the studies were able to use some sort of case-specific data, and none of them was able to build its inventory by exclusively using case-specific data. Four studies

used only data from Ecoinvent database (El Bachawati et al., 2016; Escamilla & Habert, 2015; Hasik et al., 2017; Silvestre et al., 2015). Whereas it is a great tool to complement missing data, apart from the general uncertainties intrinsic to any database, Ecoinvent also adds considerable amount of uncertainty in LCAs conducted outside Europe. Out of the four SLR articles that relied solely on Ecoinvent data, only Silvestre et al. (2015) was conducted in Europe.

Figure 8 - SLR sample's data sources

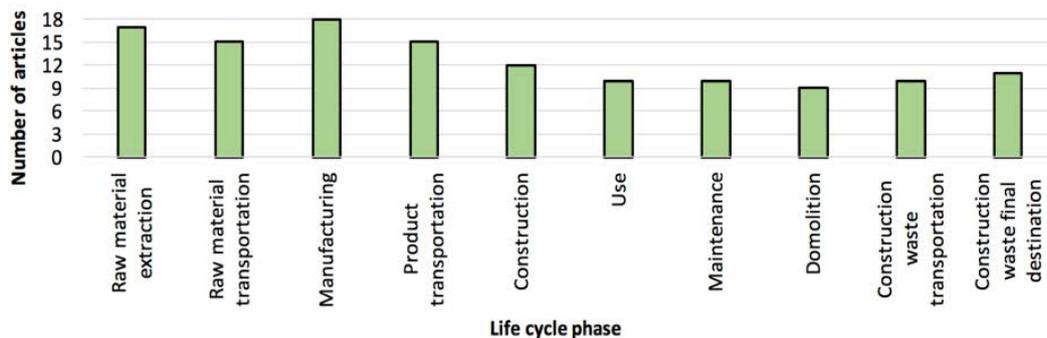


Source:

elaborated by the authors

Another factor that challenges comparability is lifecycle phases selection. Most articles carried out cradle-to-gate assessments, neglecting the construction, use and end-of-life stages (figure 2). Also, 39 different impact categories were considered across the sampled papers. While the most common impact category addressed was Global Warming Potential (calculated in 14 papers), 8 categories were selected just once, and 11 categories, twice.

Figure 9 - SLR sample's life cycle phases



Source:

elaborated by the authors

Among the 13 papers which *analyzed uncertainty* to enhance their LCA outcome credibility, Escamilla & Habert (2015) followed Hoxha et al. (2014)'s method; and Taborianski & Prado (2012) used the pedigree matrix; whilst 11 papers used Monte Carlo simulation with varied number of iterations: 100 (Carabaño et al., 2016), 1000 (El Bachawati et al., 2016; Lu et al., 2017; Minne & Crittenden, 2015; Silvestre et al., 2015), 10000 (Blengini & Di Carlo, 2010; Hasik et al., 2017; Huijbregts, 2003), 20000 (Aktas & Bilec, 2012) and 30000 iterations (Hafliger et al., 2017). Maia de Souza et al. (2016) did not declare the number of iterations run. Pomponi et al. (2017) demonstrated that a minimum of 10000 iterations are required to achieve solid results with limited data available, which means that outcomes of simulations with fewer iterations might be biased.

From the 7 papers in which new uncertainty analysis *methods were developed*, Hoxha et al. (2014 and 2017), Pomponi et al. (2017) e Wang & Shen (2012) focused on simplified methods. Hoxha et al. (2014) developed an analytic method for uncertainties of building materials based on the Taylor's series expansion, including sensitivity and contribution analyses, and relying on the pedigree matrix when available data was limited. Hoxha et al. (2017) improved the method, by including variance analysis. Unfortunately, the method is not able to cover energy and water use at the use stage.

Pomponi et al. (2017) and Wang & Shen (2012) focused on methods to handle limited data availability. Pomponi et al. (2017) developed an algorithm that models data inventory into normal and uniform distributions, which are later

evaluated in Monte Carlo simulations. More iterations (10^5) were needed to achieve converging results for a lightweight dataset relatively to a robust inventory (10^4).

Wang & Shen (2012) developed a qualitative and quantitative method which converts pedigree matrix's results into beta probabilistic distributions, and also performed contribution analysis and Monte Carlo simulation for the critical parameters. Zhang & Wang (2017) developed a similar method using quali-quantitative methods focusing on whole-buildings embodied emissions uncertainty. In both cases, less data were demanded, but the results were less accurate than stochastic assessments with solid datasets.

Hong et al. (2016) designed a quali-quantitative multi-method procedure to address parameter uncertainties. At first, the pedigree matrix is used to qualify the available data, followed by a deterministic contribution analysis performed to determine the critical parameters. Then, a 10000-iteration Monte Carlo simulation is carried out to quantify uncertainties using beta distributions. Uncertainties are given as 'variation coefficients' used to build a parameter categorization chart (figure 3). This method was applied to a Chinese building LCA case study, to measure uncertainty of the GWP value at the construction phase. The results suggested that parameters with contributions higher than 1% or uncertainties higher than 18% are critical and shall be further analyzed. Despite this method's potential, it was applied to a very narrow scope, and more studies in different scenarios are needed for its validation.

Figure 10 - Parameter categorization chart

Contribution	High contribution with small uncertainty	High contribution with large uncertainty
	Low contribution with small uncertainty	Low contribution with high uncertainty
	Uncertainty	

Source: The authors

Conclusions

The systematic literature review conducted herein clearly pointed out a lack of standardization in the whole building LCAs conducted, and in uncertainty analyses carried out within them. Selecting different functional units, impact categories and life cycle stages impair comparability and limit achieved results' impact in advancing the body of knowledge. More importantly, using unrepresentative data compromises the LCAs reliability, at an extension that would only become evident through robust uncertainty analyses. The uncertainty embedded in the results should be communicated and taken into account accordingly when drawing conclusions. Nevertheless, our review found a frequent combination of unrepresentative data and poorly conducted uncertainty analyses.

We also concluded that, in the current state of the art, no single uncertainty analysis method efficiently generates accurate results. Some studies in our sample conducted superficial uncertainty analyses, with no solid theoretical foundations and which does not transmit the real scale of uncertainties in the LCA parameters, either by the isolated use of qualitative uncertainty analysis methods or Monte Carlo simulations with insufficient number of iterations. This might be explained by the lack of familiarity with statistics or mathematics in the foundation of every uncertainty analysis. Still, the strongest trend detected was towards using Monte Carlo simulations over 10000 iterations.

Aiming to mitigate the unrepresentative data effects, other authors focused on developing new simplified methods to assess parameter uncertainty, generating robust results from scarce datasets. These approaches indeed achieved better outcomes than data quality indicators, yet they are not as accurate as stochastic approaches developed from solid data collection. Achieving quality results from limited datasets is still a major challenge. A promising approach for delivering more complete uncertainty analysis combines quali-quantitative multi-methods, but was demonstrated for a limited scope – evaluation of GWP at the construction stage of a Chinese building - and still requires further validation.



Presenting deterministic LCA results without uncertainty distributions overestimates the assessment's accuracy. Contrastingly, incomplete or poor uncertainty analyses might create a false sense of credibility. Neither case provides reasonable decision-making support, which remains as a pressing pending topic in the quest for more reliable and satisfactory solutions.

Acknowledgments

The authors express their sincere gratitude for the National Council for Scientific and Technological Development – *CNPq* grants supporting this study.

References

- AKTAS, C. B.; BILEC, M. M. Impact of Lifetime on US Residential Building LCA Results. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 17, n. 3, p. 337-349, 2012.
- BJÖRKLUND, A. E. Survey of approaches to improve reliability in LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 7, p. 64-72, 2002.
- BLENGINI, G. A.; DI CARLO, T. Energy-saving policies and low-energy residential buildings: an LCA case study to support decision makers in Piedmont (Italy). **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, p. 652-665, 2010.
- CARABAÑO, R.; PASTOR, R.; BEDOYA, C.; RUIZ, D. Comparative Life Cycle Assessment of the Conventional Façade SOS Natura and the Natural Water Tank Façade. **Construction and Building Materials**, v. 105, p. 563-571, 2016.
- EL BACHAWATI, M.; MANNEH, R.; BELARBI, R.; DANDRES, T.; NASSAB, C.; EL ZAKHEM, H. Cradle-to-gate Life Cycle Assessment of traditional gravel ballasted, white reflective, and vegetative roofs: A Lebanese case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 137, p. 833-842, 2016.
- ESCAMILLA, E. Z.; HABERT, G. Method and application of characterisation of life cycle impact data of construction materials using geographic information systems. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, p. 1210-1219, 2017.
- HÄFLIGER, I. F.; JOHN, V.; PASSER, A.; LASVAUX, S.; HOXHA, E.; SAADE, M. R. M.; HABERT, G. Buildings Environmental Impacts' Sensitivity Related to LCA Modelling Choices of Construction Materials. **Journal of Cleaner Production**, v. 156, p. 805-816, 2017.
- HASIK, V.; ANDERSON, N. E.; COLLINGE, W. O.; THIEL, C. L.; KHANNA, V.; WIRICK, J.; PIACENTINI, R.; LANDIS, A. E.; BILEC, M. M. Evaluating the Life Cycle Environmental Benefits and Trade-Offs of Water Reuse Systems for Net-Zero Buildings. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 3, p. 1110-1119.
- HONG, J.; SHEN, G. Q.; PENG, Y.; FENG, Y.; MAO, C. Uncertainty Analysis for Measuring Greenhouse Gas Emissions in the Building Construction Phase: A Case Study in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 129, p. 183-195, 2016.
- HOXHA, E.; HABERT, G.; CHEVALIER, J.; BAZZANA, M.; LE ROY, R. Method to analyse the contribution of material's sensitivity in buildings' environmental impact. **Journal of Cleaner Production**, v. 66, p. 54-64, 2014.
- HOXHA, E.; HABERT, G.; LASVAUX, S.; CHEVALIER, J.; LE ROY, R. Influence of construction material uncertainties on residential building LCA reliability. **Journal of Cleaner Production**, v. 144, p. 33-47, 2017. HUIJBREGTS, M. Application of uncertainty and variability in LCA. Part I: A general framework for the analysis of uncertainty and variability in life cycle assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 3, n. 5, p. 273-280, 1998.
- HUIJBREGTS, M.; GILIJAMSE, W.; RAGAS, A. M.; REIJNDERS, L. Evaluating uncertainty in environmental lifecycle assessment. A case study comparing two isolation options for a Dutch one-family dwelling. **Environmental Science & Technology**, v. 37, p. 2600-2608, 2003.

- LLOYD, S. M.; RIES, R. Characterizing, propagating, and analyzing uncertainty in life-cycle assessment: a survey of quantitative approaches. **Journal of Industrial Ecology**, v. 11, n. 1, p. 161-179, 2007.
- LU, H. R.; EL HANANDEH, A.; GILBERT, B. P. A comparative life cycle study of alternative materials for Australian multi-storey apartment building frame constructions: Environmental and economic perspective. **Journal of Cleaner Production**, v. 166, p. 458-473, 2017.
- MAIA DE SOUZA, D.; LAFONTAINE, M.; CHARRON-DOUCET, F.; CHAPPERT, B.; KICAK, K.; DUARTE, F.; LIMA, L. Comparative life cycle assessment of ceramic brick, concrete brick and cast-in-place reinforced concrete exterior walls. **Journal of Cleaner Production**, v. 137, p. 70-82, 2016.
- MINNE, E.; CRITTENDEN, J. C. Impact of maintenance on life cycle impact and cost assessment for residential flooring options. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, p. 36-45, 2015.
- POMPONI, F.; D'AMICO, B.; MONCASTER, A. M. A Method to Facilitate Uncertainty Analysis in LCAs of Buildings. **Energies**, v. 10, n. 4.
- SILVESTRE, J. D.; SILVA, A.; DE BRITO, J. Uncertainty modelling of service life and environmental performance to reduce risk in buildings design decisions. **Journal of Civil Engineering and Management**, v. 21, n. 3, p. 308-322, 2015.
- TABORIANSKI, V. M.; PRADO, R. T. A. Methodology of CO₂ emission evaluation in the life cycle of office building façades. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 33, p. 41-47, 2012.
- WANG, E.; SHEN, Z. A hybrid Data Quality Indicator and statistical method for improving uncertainty analysis in LCA of complex system e application to the whole-building embodied energy analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 43, p. 166-173, 2012.
- WANG, E.; SHEN, Z. Lifecycle Energy Consumption Prediction of Residential Buildings by Incorporating Longitudinal Uncertainties. **Journal of Civil Engineering and Management**, v. 19, n. SUPPL.1, p. S161-S171, 2013.
- WEIDEMA, P.; WESNAES, M. S. Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. **Journal of Cleaner Production**, v. 4, n. 3-4, p. 167-174, 1996.
- ZHANG, X.; WANG, F. Stochastic analysis of embodied emissions of building construction: A comparative case study in China. **Energy and Buildings**, v. 151, p. 574-584, 2017.

IDENTIFICAÇÃO DA MODELAGEM DE OTIMIZAÇÃO PARA REDUÇÃO DAS EMISSÕES DE GEE EM CIDADES

Fernando C. Cuzinsky¹, Cássia M. L. Ugaya²

¹UTFPR, fernandocuzinsky@alunos.utfpr.edu.br

²UTFPR, Bolsista produtividade CNPq, cassiaugaya@utfpr.edu.br

Resumo: No planejamento urbano de longo prazo pretende-se identificar as rotas estratégicas, ou *roadmaps*, que descrevem as ações necessárias para atingir um futuro desejável. Esse planejamento pode ser realizado por estudo de cenários, e a abordagem de *backcasting* é a mais apropriada quando os problemas envolvem assuntos complexos de longo prazo, grandes mudanças e quando tendências dominantes fazem parte dos problemas. *Roadmaps* podem ser qualitativos ou quantitativos. Para desenvolver *roadmaps* quantitativos, a otimização matemática pode ser conveniente, dada a capacidade de tomar decisões complexas ao considerar ao mesmo tempo muitas variáveis e restrições. Este trabalho buscou identificar qual é a modelagem de otimização mais apropriada para o problema de construção de *roadmaps*, para a redução das emissões de Gases do Efeito Estufa em cidades, considerando a abordagem de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A partir da caracterização do problema exposto, e da classificação das modelagens de otimização, foi possível identificar a modelagem de Programação Linear Inteira Mista (PLIM) como a mais apropriada. Tal abordagem já foi aplicada a outros setores, como no planejamento energético de longo prazo. Os resultados obtidos neste trabalho são essenciais para desenvolver um modelo para redução das emissões de GEE em cidades, a fim de atingir as metas globais para mitigação das mudanças climáticas.

Palavras-chave: Planejamento urbano sustentável, Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), Programação Linear Inteira Mista (PLIM), Mudanças Climáticas.

Introdução

No planejamento urbano para o desenvolvimento de cidades de baixo carbono, os governos locais precisam priorizar as estratégias de mitigação das emissões de Gases do Efeito Estufa (GEE) (KERN; ALBER, 2009, p. 190), caso contrário, não será possível atingir a meta desejada de redução das emissões (KONA et al., 2016, p. 25). Para priorizar e avaliar as estratégias, é necessário um planejamento de longo prazo, que pode ser realizado por meio de estudos de cenários. Em geral, os cenários enfatizam a identificação dos fatores-chaves, os interessados, as tendências, as restrições e outros fatores relevantes de forma sistemática e ranqueando os itens por importância (AMER; DAIM; JETTER, 2013, p. 26). Os cenários podem ter uma perspectiva extrapolativa ou normativa. A primeira estende à tendências atuais, e a segunda olha para trás a partir de um futuro desejável (PORTER, 1991, p.31). Como um futuro sustentável é uma visão desejada, a abordagem normativa, como *backcasting*, é o método mais promissor para atingir a sustentabilidade urbana (PHDUNGSILP, 2011, p. 713).

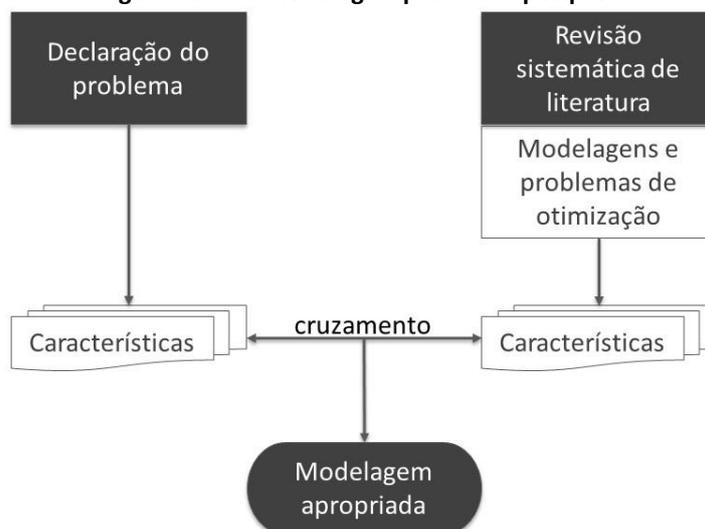
Backcasting é de fato aplicável quando os problemas envolvem assuntos complexos de longo prazo, grandes mudanças e quando tendências dominantes fazem parte dos problemas (DREBORG, 1996, p. 816). Esse método de cenários pode ser dividido em duas fases, definição do objetivo e identificação dos *roadmaps* (GOMI; OCHI; MATSUOKA, 2011, p. 853). Na primeira fase é descrita a visão futura desejada, e na segunda fase são determinadas as possíveis rotas estratégicas, ou *roadmaps*, para atingir o objetivo desejado, para tanto os *roadmaps* podem ser qualitativos ou quantitativos. Workshops, entrevistas, método Delphi e outras abordagens participativas são métodos qualitativos, sendo essa a abordagem mais utilizada até o momento (VERGRAGT; QUIST, 2011). Por outro lado, a utilização de *roadmaps* quantitativos são essenciais, principalmente quando o problema envolve a redução das emissões de GEE (GOMI; OCHI; MATSUOKA, 2011, p. 853).

Alguns trabalhos tentaram desenvolver algoritmos que auxiliassem no desenvolvimento de *roadmaps* quantitativos. Gomi, Ochi e Matsuoka (2011) propuseram o primeiro modelo quantitativo, que mais tarde foi aplicado também por Wen et al. (2017). No entanto, por meio da pesquisa bibliográfica, notou-se que apenas o trabalho realizado por Ashina e colegas (2012), fez uso da otimização matemática na construção de *roadmaps*. De fato, a otimização pode ser considerada a técnica mais propícia para o desenvolvimento de *roadmaps*, sendo que o planejamento a longo prazo exige considerar inúmeras variáveis internas e externas ao sistema, demandas, tendências e outros fatores. Portanto, neste trabalho, a otimização matemática é proposta como meio de solução para construção dos *roadmaps*. Assim, o objetivo deste trabalho é identificar qual o modelo de otimização mais apropriado para o desenvolvimento de *roadmaps* para redução das emissões de GEE em cidades.

Metodologia

Neste trabalho foi considerado que a otimização matemática é uma abordagem possível para construção de *roadmaps*, no planejamento urbano por meio da abordagem de *backcasting*. No entanto, na área da otimização existem muitas modelagens diferentes para problemas distintos. Assim, foi necessário identificar qual a modelagem mais apropriada para o problema considerado neste trabalho. Neste sentido, primeiramente, o problema abordado foi caracterizado, de acordo com os pressupostos definidos. Em paralelo, foi realizada uma revisão sistemática de literatura para identificar as possíveis modelagens de otimização matemática. Em seguida, as características do problema considerado neste trabalho foram cruzadas com as características das modelagens e problemas de otimização, o que possibilitou a identificação da modelagem mais apropriada ao problema exposto. A Figura 1 ilustra a metodologia aplicada neste trabalho.

Figura 107 – Metodologia aplicada na pesquisa.



Na revisão sistemática sobre modelagem foram identificados os seguintes conjuntos de palavras-chaves na base de dados SCOPUS e Web of Science: “optimization” OR “optimisation”, AND, “models” OR “modelling” OR “problems”, AND “review”. A busca foi restringida ao campo de título, porque quando são considerados os campos de resumo (*abstract*) e palavras-chave (*keywords*), a palavra “otimização” eventualmente adquiri o sinônimo de melhor, fugindo do sentido matemático. Nesta busca foram encontrados 179 e 56 artigos nas bases SCOPUS e Web of Science, respectivamente. Para filtrar os trabalhos relevantes à pesquisa, foram excluídos os artigos que não possuíam em seus resumos a indicação de uma revisão sobre características das modelagens e problemas de otimização, e que se apresentavam unicamente como aplicação de técnicas matemáticas. Além dos artigos filtrados, o número final de artigos foi expandido para trabalhos de conhecimento do autor, mas que não constaram na busca. Esses trabalhos foram os livros textos conceituados na disciplina de pesquisa operacional e técnicas de otimização matemática. Finalmente, foram classificados 13 (treze) trabalhos científicos sobre características de tipos de modelagem de otimização. Dentre os trabalhos encontrados, três apresentaram uma classificação dos problemas de otimização, e os outros dez foram utilizados na definição dos conceitos.

Declaração do problema de otimização

No planejamento urbano para mitigação das mudanças climáticas, por meio de *backcasting*, o *roadmap* deve descrever as transições sócio-tecnológicas necessárias para atingir as metas de redução de GEE. Do ponto de vista de otimização, o que se busca é a minimização da equação que rege o impacto ambiental de mudanças climáticas. Essa equação é denominada função objetivo. Neste trabalho, a função objetivo é regida pela equação de impacto apresentada por Heijungs e Suh (2002), que depende dos fatores de caracterização e dos fluxos elementares. Apesar dos fatores de caracterização, dos fluxos elementares e dos fluxos intermediários e de produto (da economia) serem variáveis para diversos processos práticos, é uma prática comum na ACV considerá-los constantes. Portanto, a função objetivo é linear.

Porém, é válido citar sobre modelos não-lineares de Inventário do Ciclo de Vida. Processos industriais, por exemplo, são descritos mais precisamente por funções não-lineares para fluxos econômicos e elementares. No entanto, estimar as funções de produção não-linear demanda muita informação e são difíceis de estimar, pois os modelos não-lineares são baseados em observações empíricas e considerações teóricas da termodinâmica, microeconomia e outras áreas (HEIJUNGS; SUH, 2002, p. 191). Por isso, inventários não lineares são pouco usados na ACV. Por outro lado, a utilização de modelos não-lineares na Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é mais frequente. Os modelos não-lineares são utilizados indiretamente nos fatores de caracterização, i.e., os valores derivam de equações não-lineares.

Na otimização, além da função objetivo, são definidas as restrições matemáticas. No problema abordado neste trabalho, as restrições foram consideradas lineares, sendo que não são levadas em consideração a diferenciação espacial ou temporal das condições externas. Ademais, as restrições são exclusivamente demandas de energia e de produtos.

Outra característica do problema é que, os *roadmaps* são descritos em períodos, ou seja, o problema possui característica de multiperiodicidade, o que exige a utilização de variáveis binárias e inteiras na modelagem. Assim, as variáveis envolvidas são inteiras e contínuas. As variáveis contínuas existem na função objetivo e nas restrições, as quais são dependentes do fluxo de referência. A Tabela 1 resume as características do problema exposto, que precisam ser atendidas pelos métodos de otimização.

Tabela 55 – Características do problema

Condição	Características
Reduzir as emissões de GEE	Problema de minimização
O impacto ambiental tem dependência linear da quantidade produzida	Função objetivo linear
Restrições modeladas para demandas e metas ambientais	Restrições lineares
Diferentes períodos sob análise	Problema de multiperíodo
Diferente condições para cada ano	Variáveis discretas e binárias
Variável de demanda é contínua	Variáveis contínuas

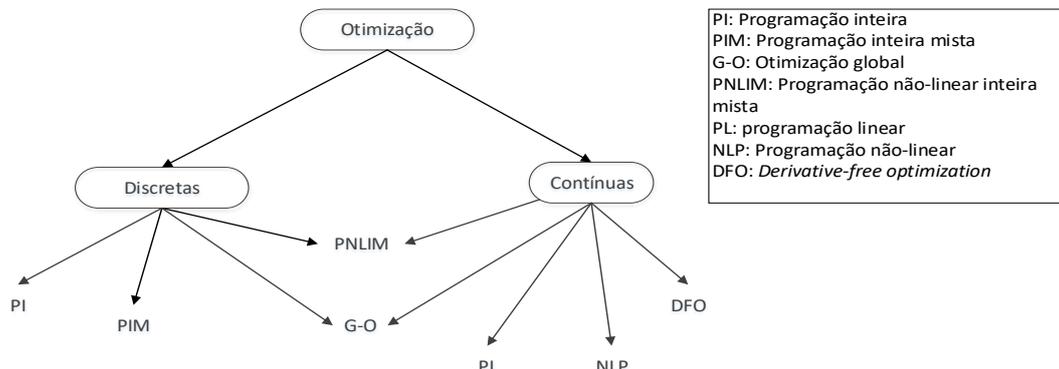
Problemas de Otimização

As técnicas de otimização atualmente podem ser aplicadas a uma ampla gama de problemas. Para tanto, é necessário classificar os tipos de problemas e, então, a respectiva modelagem a ser adotada.

Os problemas podem ser classificados com base na natureza de seus fatores (RAO, 2009), como: existência de restrições, natureza das variáveis de projeto, estrutura física do problema, natureza das equações envolvidas e número de objetivos. Os problemas de engenharia podem conter mais de uma dessas características concomitantemente, e.g., um problema pode usar dados estocásticos para identificar uma solução ótima para dois objetivos distintos (multiobjetivo), onde as variáveis são discretas e reais, e as equações não-lineares.

Biegler e Grossmann (2004) propuseram uma classificação para problemas usuais em processos químicos. Os autores afirmam que problemas determinísticos podem envolver variáveis contínuas e discretas, ou ser um problema de otimização dinâmica. Para problemas dinâmicos, se o tempo for considerado discreto, tem-se um problema de programação inteira mista, ou se, o tempo for contínuo tem-se um problema de controle ótimo. Esse último é utilizado em sistemas de controle, onde o sistema possui elementos ativos sensíveis às flutuações no sistema. A Figura 2 ilustra a classificação proposta pelos citados autores.

Figura 108 – Classificação proposta por Biegler e Grossmann (2004)

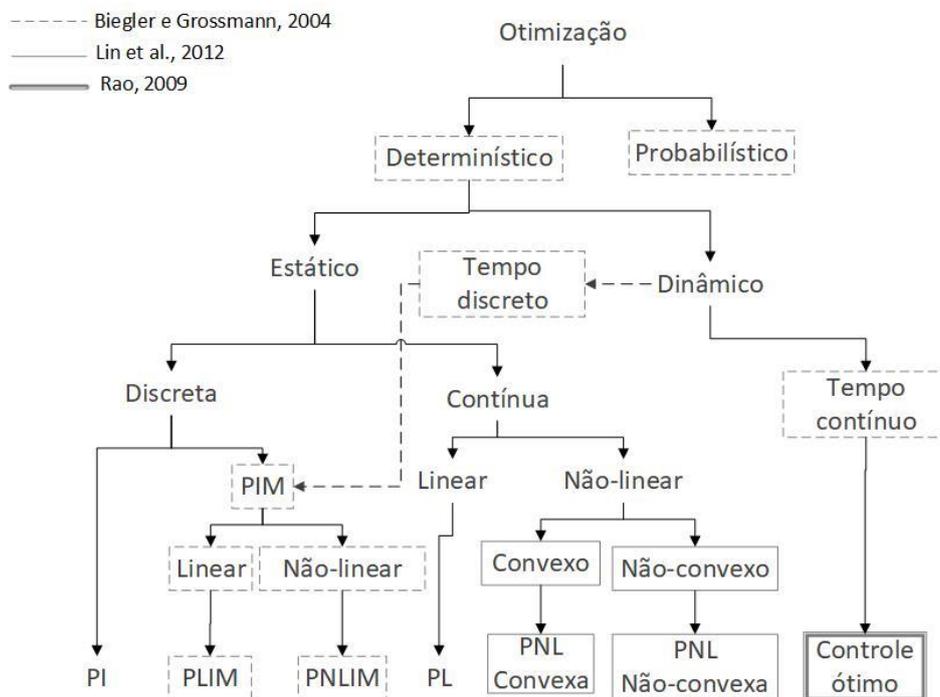


Fonte: Biegler e Grossmann (2004, p. 1170)

Outra classificação pertinente aos problemas de otimização é a convexidade do problema, onde o problema pode ser convexo ou não-convexo (LIN; TSAI; YU, 2012). Um problema é convexo se a região onde se encontra a solução for convexa e a função objetivo também for convexa. Uma característica importante de problemas convexos é que, o mínimo global é garantido para qualquer mínimo local. Portanto, encontrar o mínimo global para problemas convexos é relativamente fácil (SIOSHANSI; CONEJO, 2017, p. 221).

Baseado nos fatores apresentados na bibliografia, a Figura 3 apresenta uma classificação dos problemas de otimização e os respectivos tipos de modelagens. A Figura 3 é um compilado de informações proveniente de diversos autores, onde a legenda indica a principal contribuição de cada trabalho para a classificação proposta.

Figura 109 – Classificação dos problemas de otimização.



Fonte: Adaptado de (BIEGLER; GROSSMANN, 2004; LIN; TSAI; YU, 2012; RAO, 2009).

Notas: As classificações sem legenda (sem linha) são uma característica comum aos três trabalhos de referência.

Os problemas podem ser tanto determinísticos ou probabilísticos, sendo que o último considera incertezas nos parâmetros do projeto, descritos por estocástica (randômica ou probabilística). A ideia básica da programação probabilística é converter o problema estocástico em um problema determinístico equivalente (RAO, 2009, p. 632). Como o problema abordado neste trabalho utiliza dados determinísticos, somente problemas de otimização determinísticos foram investigados nesta revisão.

Em problemas determinísticos, se os parâmetros do problema não se alteram ao longo do tempo ou da trajetória, o problema é estático, caso contrário, é dinâmico. Aplicações típicas de otimização dinâmica são o controle e o planejamento de processos industriais (BIEGLER; GROSSMANN, 2004, p. 1182). Ainda, os problemas dinâmicos que envolvem tempos contínuos são modelados por Controle Ótimo, e quando envolvem tempos discretos são tratados como Programação Inteira Mista (PIM)

Em problemas estáticos, a natureza das variáveis determina o modelo a ser utilizado, podendo assumir valores discretos ou contínuos. Variáveis discretas podem ser puramente discretas, inteiras, inteiras ligadas ou variáveis binárias (ARORA, 2004, p. 513). Quando somente variáveis discretas estão envolvidas, a modelagem é Programação Inteira (PI), no caso de variáveis mistas tem-se PIM. Essa última podendo ser linear ou não linear, dada a natureza das equações (função objetivo e restrições) envolvidas.

Para variáveis exclusivamente contínuas e equações lineares tem-se a modelagem de Programação Linear (PL). No entanto, quando as equações são não-lineares, a classificação depende da convexidade do problema. Programação Não-linear Convexa (PNL Convexa) sem restrições e diferenciáveis são problemas estudados há décadas e são solucionados de forma eficaz pelos métodos de busca clássicos (RAO, 2009, p. 80). No entanto, problemas de PNL Não-convexo fazem uso de métodos heurísticos e ligações neurais artificiais (BAÑOS et al., 2011, p. 2). Outra característica dos problemas de otimização (não incluída na Figura 3) é o número de objetivos, podendo um problema ser multiobjetivo. Para esse tipo de problema, a melhor solução é a modelagem ϵ -constraint (EHRGOTT, 2015, p. 98). A Tabela 2 apresenta as características das modelagens de otimização.

Tabela 56 – Características das modelagens de otimização

	Variáveis de projeto		Equações		Tempo discreto	Tempo Contínuo	Deriváveis
	Contínuo	Discreta	Linear	Não-linear			
PI		X	X				
PLIM	X	X	X		X		x
PNLIM	X	X	X	x	X		x
PL	X		X				x
PNL Convexa	X			x			x
PNL não-convexa	X			x			
Controle ótimo	X	X	X	x		X	x

Fonte: Elaboração própria

Ao comparar as características das modelagens de otimização (Tabela 2) com as características do problema de construção de *roadmap* ótimo em *backcasting* (Tabela 1), é possível verificar que a Programação Linear Inteira Mista (PLIM) é a modelagem mais apropriada. O problema de *roadmap*, considerando a ACV matricial, possui equações lineares, variáveis inteiras e contínuas, e é um problema de multiperíodo. Essa modelagem de PLIM foi utilizada em outros setores para o planejamento estratégico de longo prazo, por exemplo, no planejamento energético (AHMADI et al., 2015; HENDRICKSON; NIKOLIC; RAKAS, 2016; MIRZAESMAEELI et al., 2010; ZHANG et al., 2012). Nestes estudos, variáveis contínuas, discretas e binárias são utilizadas para considerar distintas condições em anos diferentes.

Considerações finais

Com base no exposto, foi possível concluir que a Programação Linear Inteira Mista (PLIM) é a modelagem mais apropriada para problemas de minimização, que envolvem equações lineares, variáveis contínuas e discretas, e multiperíodos.

Os resultados deste trabalho são fundamentais para o desenvolvimento de uma metodologia estruturada, para auxiliar os governos no planejamento urbano estratégico sobre mitigação das mudanças climáticas em cidades.

Aprimoramentos sobre essa pesquisa poderiam ser a avaliação da modelagem mais apropriada quando a função objetivo é não-linear e quando as restrições consideram a variabilidade espacial. Além disso, poderiam ser pesquisados modelos dinâmicos para mitigação das emissões de GEE.

Referências

- AHMADI, L., ELKAMEL, A., ABDUL-WAHAB, S. A., PAN, M., CROISSET, E., DOUGLAS, P. L., & ENTCHEV, E. (2015). Multi-period optimization model for electricity generation planning considering plug-in hybrid electric vehicle penetration. *Energies*, 8(5), 3978-4002.
- ARORA, J. S. (2004). *Introduction to optimum design*, 2nd ed. Amsterdam; Boston: Elsevier/Academic Press.
- ASHINA, S., FUJINO, J., MASUI, T., EHARA, T., & HIBINO, G. (2012). A *roadmap* towards a low-carbon society in Japan using *backcasting* methodology: Feasible pathways for achieving an 80% reduction in CO₂ emissions by 2050. *Energy Policy*, 41, 584-598.
- BANOS, R., MANZANO-AGUGLIARO, F., MONTOYA, F. G., GIL, C., ALCAYDE, A., & GÓMEZ, J. (2011). Optimization methods applied to renewable and sustainable energy: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(4), 1753-1766.
- BIEGLER, L. T., & GROSSMANN, I. E. (2004). Retrospective on optimization. *Computers & Chemical Engineering*, 28(8), 1169-1192.
- DREBORG, K. H. (1996). Essence of *backcasting*. *Futures*, v. 28, n. 9, 813–828.
- EHRGOTT, M. (2015) *Multicriteria optimization*. Second edition ed. Berlin Heidelberg New York: Springer.
- GOMI, K.; OCHI, Y.; MATSUOKA, Y. (2011) A systematic quantitative *backcasting* on low-carbon society policy in case of Kyoto city. *Technological Forecasting and Social Change*, v. 78, n. 5, 852–871.
- HEIJUNGS, R., & SUH, S. (2002). *The computational structure of life cycle assessment* (Vol. 11). Springer Science & Business Media.
- HENDRICKSON, T. P.; NIKOLIC, M.; RAKAS, J. (2016). Selecting climate change mitigation strategies in urban areas through life cycle perspectives. *Journal of Cleaner Production*, v. 135, 1129–1137.
- KERN, K.; ALBER, G. (2009). Governing climate change in cities: modes of urban climate governance in multi-level systems. . In: THE INTERNATIONAL CONFERENCE ON COMPETITIVE CITIES AND CLIMATE CHANGE, MILAN, ITALY, 9-10 OCTOBER, 2009.
- KONA, A., MELICA, G., KOFFI, B., IANCU, A., ZANCANELLA, P., CALVETE, S. R., & MONFORTI-FERRARIO, F. (2016). *Covenant of mayors: Greenhouse gas emissions achievements and projections*. Luxembourg: European Union.
- LIN, M.-H.; TSAI, J.-F.; YU, C.-S. (2012). A Review of Deterministic Optimization Methods in Engineering and Management. *Mathematical Problems in Engineering*, v. 2012, 1–15.
- MIRZAESMAEELI, H., ELKAMEL, A., DOUGLAS, P. L., CROISSET, E., & GUPTA, M. (2010). A multi-period optimization model for energy planning with CO₂ emission consideration. *Journal of environmental management*, 91(5), 1063-1070.
- PHDUNGSILP, A. (2011). *Futures studies' backcasting* method used for strategic sustainable city planning. *Futures*, v. 43, n. 7, 707–714.
- RAO, S. S. (2009) *Engineering optimization: theory and practice*. 4th ed ed. Hoboken, N.J: John Wiley & Sons.
- PORTER, Alan L. (1991) *Forecasting and management of technology*. John Wiley & Sons.
- SIOSHANSI, R.; CONEJO, A. J. (2017). *Optimization in Engineering*. Cham: Springer International Publishing, v. 120.
- VERGRAGT, P. J.; QUIST, J. (2011). *Backcasting* for sustainability: Introduction to the special issue. *Technological Forecasting and Social Change*, v. 78, n. 5, 747–755.
- WEN, Z. G., DI, J. H., YU, X. W., & ZHANG, X. (2017). Analyses of CO₂ mitigation *roadmap* in China's power industry: Using a *Backcasting* Model. *Applied Energy*, 205, 644-653.
- ZHANG, D., LIU, P., MA, L., LI, Z., & NI, W. (2012). A multi-period modelling and optimization approach to the planning of China's power sector with consideration of carbon dioxide mitigation. *Computers & Chemical Engineering*, 37, 227-247.

AValiação DO CICLO DE VIDA DE ARGAMASSAS COM RESÍDUOS DE CERÂMICA VERMELHA CONSIDERANDO UM INDICADOR DE DESEMPENHO MECÂNICO-DURABILIDADE

Raphael R. De Paula¹, Lucas R. Caldas^{1}, Rayane L. M. Paiva¹, Romildo D. Toledo Filho¹*

¹*Núcleo de Materiais e Tecnologias Sustentáveis – NUMATS/PEC/COPPE, UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil e-mail: lrc@coc.ufrj.br*

Resumo: Este estudo teve como objetivo utilizar a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para a comparação dos impactos ambientais de três alternativas de argamassa, com utilização de Resíduos de cerâmica vermelha (RCV) com tamanhos médios de partículas de 30 μm , 10 μm e 1 μm , como substitutos do cimento Portland, em dois teores de substituição (10% e 20%). Como base de comparação, foi utilizada uma argamassa convencional contendo apenas cimento Portland e areia. Foi considerada a produção das matérias primas, transporte e produção das argamassas. Os impactos evitados relacionados à destinação final dos RCV em aterros também foram avaliados. A unidade funcional foi definida como o volume de argamassa produzida (m^3) e foi utilizado um indicador de desempenho mecânico-ambiental e durabilidade ($\text{m}^3 \cdot \text{MPa} \cdot \text{ano}^{-1}$), sendo ele calculado a partir do volume, resistência à compressão e do ano de degradação do material devido ao ingresso de íons cloreto. No inventário do ciclo de vida foram utilizados informações coletadas no laboratório e dados de declarações ambientais de produto e o banco de dados do Ecoinvent com algumas adaptações à realidade brasileira. Os resultados mostraram que a mistura com 20% de substituição de cimento por RCV com tamanho médio de 10 μm apresentou o melhor desempenho ambiental quando a resistência à compressão e durabilidade. Conclui-se que é possível produzir uma argamassa com melhor desempenho mecânico, ambiental e mais durável com resíduos da indústria de cerâmica vermelha, de acordo com os materiais e a avaliação realizada neste estudo.

Palavras-chave: ACV, Resíduo de cerâmica vermelha, Argamassas, Indicador de desempenho mecânico-durabilidade

Introdução

O setor da construção civil é responsável pela geração de um grande volume de resíduos, oriundos tanto do processo de construção (perdas ao longo do processo) como na demolição de edificações, sistemas ou componentes, sendo denominados como Resíduos da Construção e Demolição (RCD). De acordo com a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2017), os RCD foram responsáveis por 63% do total de resíduos urbanos coletados em 2016 em cidades brasileiras. Estes números mostram a importância da gestão correta deste tipo de resíduos e a necessidade de pesquisas a fim de verificar qual a destinação final mais adequada.

Existem diversos tipos de RCD, sendo os que recebem maior atenção são os entulhos, constituídos em sua maior fração por resíduos de concreto e cerâmica. De acordo com dados da Eurostat (2015), a fração de resíduos do tipo cerâmicos e de concreto representaram uma participação entre 40% a 85% do volume total de resíduos gerados na Europa. Ding e Xiao (2014) estimaram que os resíduos de cerâmica correspondem à 38% dos resíduos de construção e 64% dos resíduos de demolição em Xangai, na China. Neste contexto, a gestão de resíduos de cerâmica e concreto, é uma preocupação importante em diversos países do mundo, devido principalmente à falta de locais para a disposição final. Portanto, a reutilização e reciclagem destes materiais na construção pode ser uma alternativa interessante para diminuir o impacto ambiental do setor de construção civil (BOVEA *et al.*, 2016).

Os resíduos da cerâmica vermelha (RCV) são originados em fábricas de produção de artefatos cerâmicos para a construção, como blocos e telhas, tendo uma quantidade expressiva no país, sendo, portanto, um tipo de passivo ambiental que necessita de uma destinação alternativa, ao invés de serem enviados para aterros. Ribas (2014) avaliou a incorporação de diferentes teores e dimensões de partículas (30 μm , 10 μm e 1 μm) de RCV trituradas em substituição ao cimento para a confecção de argamassas, em termos de desempenho mecânico e de durabilidade. No entanto, a autora não avaliou se existiam potenciais redução dos impactos ambientais deste novo material.

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem sido considerada internacionalmente como uma das metodologias mais aceitas para a avaliar os impactos ambientais no setor da construção civil (CABEZA *et al.*, 2014) e tem sido cada vez mais empregada para a avaliação de materiais com RCD como foi verificado por Bovea *et al.* (2016). Esses atores revisaram estudos internacionais que se concentraram na aplicação da ACV em materiais com RCD e verificaram, na maioria dos

casos, benefícios ambientais devido ao uso desses resíduos em materiais à base de cimento. No Brasil, observa-se também a difusão da ACV nos últimos anos, principalmente para a avaliação de materiais inovadores e não convencionais, como pode ser verificado no estudo de Borges *et al.* (2014) Passuelo *et al.* (2014). É ainda importante ressaltar que existe uma lacuna nas pesquisas nacionais que aplicaram a ACV para quantificar os impactos ambientais dos resíduos RCD em materiais à base de cimento, especialmente quando o cimento é substituído em vez de agregados.

Desta forma, este estudo teve como objetivo utilizar a ACV para a comparação dos impactos ambientais de três alternativas de argamassa, com utilização de RCV com tamanhos médios de partículas de 30 μm , 10 μm e 1 μm , como substitutos do cimento Portland, em teores de 10% e 20%, considerando os impactos evitados relacionados à disposição final dos RCV.

Metodologia

Produção das Argamassas com Resíduos de Cerâmica Vermelha (RCV)

Os dados da mistura e processamento da argamassa com RCV foram os mesmos utilizados no estudo de Ribas (2014) e De Paula (2016). Na Tabela 1 são apresentados os materiais, seus consumos para a produção de 1 m^3 de argamassa, resistência à compressão e tempo (t) para o cálculo dos indicadores de desempenho mecânico e durabilidade.

Tabela 1 - Traço em massa e características das argamassas avaliadas Ribas (2014) e De Paula (2016)

Misturas	Cimento Portland (kg/m ³)	RCV (kg/m ³)	Areia (kg/m ³)	Superplastificante (kg/m ³)	Água (kg/m ³)	Resistência à compressão (MPa)	t (anos)
Referência	521,5	0,0	1564,4	0,3	250,3	40,7	3,4
A10_RCV_01	473,2	47,6	1562,2	1,5	250,0	41,0	4,6
A10_RCV_10	474,5	46,0	1561,4	2,6	249,8	37,8	4,3
A10_RCV_30	474,0	46,6	1561,7	1,1	249,9	34,2	4,1
A20_RCV_01	425,2	94,7	1559,8	2,3	249,6	48,3	11,5
A20_RCV_10	427,7	91,8	1558,4	2,6	249,3	36,1	30,7
A20_RCV_30	426,7	93,0	1559,0	2,6	249,4	34,9	10,5

A10_RCV_01 – argamassa com teor de 10% e RCV de tamanho de 01 μm ; A10_RCV_10 – argamassa com teor de 10% e RCV de tamanho de 10 μm ; A10_RCV_30 – argamassa com teor de 10% e RCV de tamanho de 30 μm ; A20_RCV_01 – argamassa com teor de 20% e RCV de tamanho de 01 μm ; A20_RCV_10 – argamassa com teor de 20% e RCV de tamanho de 10 μm ; A20_RCV_30 – argamassa com teor de 20% e RCV de tamanho de 30 μm .

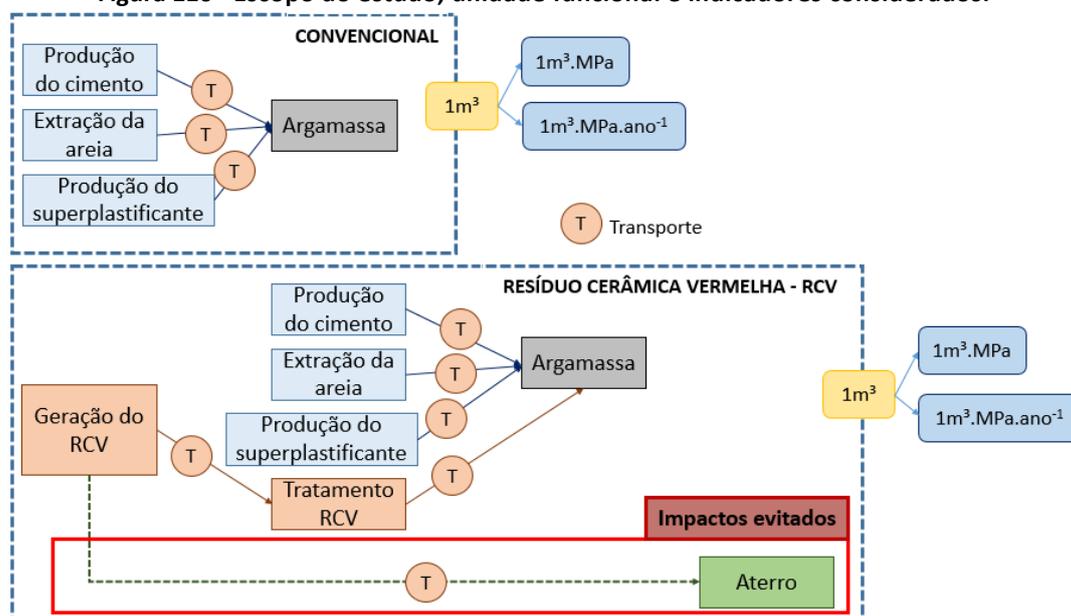
Fonte: Elaboração própria

Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

A metodologia de ACV foi utilizada de acordo com ISO 14040 (2006) e EN 15804 (2013). Foi adotada como unidade funcional o m^3 de argamassa produzida em conjunto com dois indicadores, um de desempenho mecânico ($\text{m}^3 \cdot \text{MPa}$) e outro mecânico e durabilidade ($\text{m}^3 \cdot \text{MPa} \cdot \text{ano}^{-1}$).

O escopo estudado (Figura 1) se restringiu ao berço ao portão (*cradle to gate*), considerando a produção dos materiais utilizados nas argamassas (cimento, areia, RCV e aditivo superplastificante e água) e transporte até o laboratório. Para o RCV foi avaliado o processamento para chegar ao tamanho de partículas determinado (30 μm , 10 μm e 1 μm) e os impactos evitados relacionados à disposição final desse resíduo, considerando o transporte, atividades de aterramento e infraestrutura para a montagem dos aterros.

Figura 110 - Escopo do estudo, unidade funcional e indicadores considerados.



Fonte: Elaboração própria

Ribas (2014) calculou que a energia elétrica específica total de moagem para reduzir os diferentes resíduos cerâmicos nas granulometrias desejadas é da ordem dos seguintes valores: 37 kWh/t RCV de 30 μm , 127 kWh/t RCV 10 μm e 1260 kWh/t RCV 1 μm . Esses valores foram utilizados na modelagem ambiental. Tendo em vista que o processo de tratamento considerado para o RCV se dá exclusivamente pelo consumo de eletricidade e sabendo que os impactos ambientais da matriz elétrica brasileira variam consideravelmente dependendo da disponibilidade de fonte hídrica, foi adotado como análise de sensibilidade, dois fatores (FC) para a eletricidade brasileira, um mínimo (FC_{\min}), com menor participação de fontes fósseis e outro máximo, com maior participação de fontes fósseis (FC_{\max}). Para isto foram considerados os anos de 2012 e 2014, respectivamente, com os dados retirados do Balanço Energético Nacional (2015).

Como o Brasil ainda não possui um banco de dados de inventário do ciclo de vida ainda consolidado, principalmente para o setor da construção civil, foi utilizado a Declaração Ambiental de Produto – DAP da Votorantim (2016) do cimento CPV-ARI e o restante retirado do Ecoinvent v.3.3, com a matriz elétrica adaptada para o caso brasileiro. Para o transporte da RCV foi considerada uma distância de 50 km da sua geração até o local de tratamento e para o transporte dos materiais até a produção da argamassa foi adotada uma distância constante de 300 km, valor médio praticado para a compra de materiais de construção no Brasil (DE PAULA, 2016).

Para os impactos evitados foram consideradas três etapas: (1) o transporte dos resíduos do local de geração até o aterro, as (2) atividades para o aterramento e (3) os impactos indiretos para construção, operação e fim de vida de um aterro de resíduos Classe A (quantificados por kg de resíduo). Foi considerada uma distância de 50 km até o aterro e transporte por caminhões. Como os resíduos são originados de uma fábrica de materiais cerâmicos não foi considerado o processo de triagem dos resíduos. Os dados utilizados foram obtidos no Ecoinvent v.3.3.

O método de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) utilizado foi o CML-IA baseline v.3.04, conforme recomendação da EN 15804:2013, sendo consideradas as seguintes categorias de impacto ambiental: potencial de aquecimento global (GWP100), depleção da camada de ozônio (ODP), acidificação (AP), eutrofização (EP), formação de fotooxidantes (POCP), depleção abiótica de elementos (ADP-e) e depleção abiótica de combustíveis fósseis (ADP-ff). A modelagem ambiental foi realizada no software SimaPro v. 8.4 e planilhas eletrônicas do Microsoft Excel.

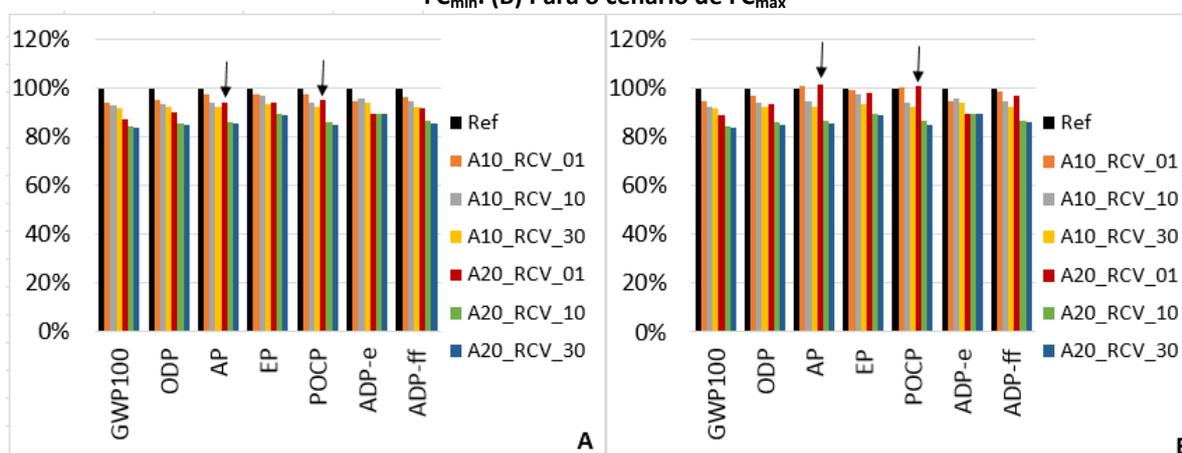
Indicador de desempenho mecânico e durabilidade

Para a inclusão do indicador de durabilidade no estudo, foram utilizados os valores de resistência à compressão e tempo de ataque por íons cloretos, calculados por De Paula (2016), segundo a Lei de Fick, apresentados na Tabela 1. Foram utilizados dois indicadores, sendo o primeiro de desempenho mecânico ($1\text{m}^3.\text{MPa}$) e o segundo mecânico-durabilidade ($1\text{m}^3.\text{MPa}.\text{ano}^{-1}$). Os impactos ambientais das misturas avaliadas foram relacionados com estes indicadores. Ao final, os resultados finais foram apresentados considerando dois cenários, um com FC_{\min} e outro com FC_{\max} .

Resultados e discussão

Na Figura 2 são apresentados os resultados considerando a unidade funcional.

Figura 2. Comparação das dos impactos ambientais das misturas pela unidade funcional (m^3). (A) Para o cenário de FC_{\min} . (B) Para o cenário de FC_{\max}

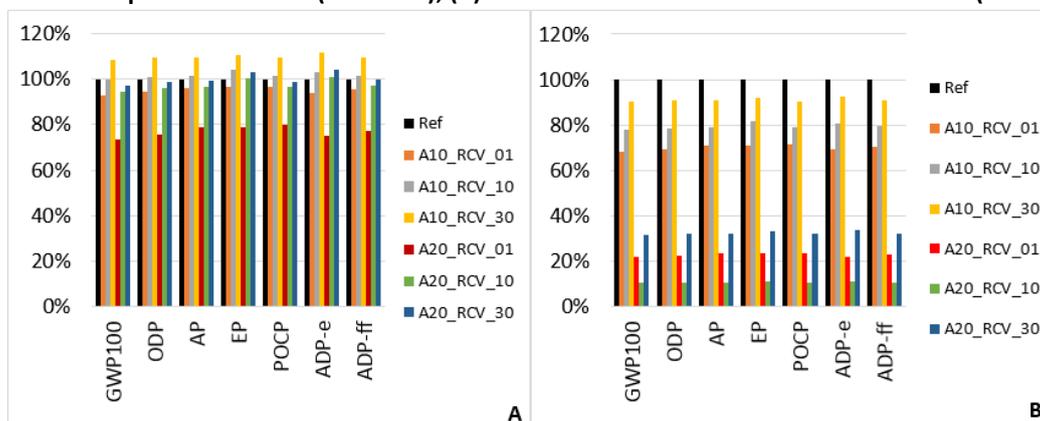


Fonte: Elaboração própria

Observa-se que a adição do RCV em maiores teores resulta na redução de impactos ambientais para a maioria das categorias (excluindo somente a categoria de acidificação – AP e formação de fotooxidantes – POCP, para o cenário FC_{\min}). Como é o cimento que está sendo substituído, era de se esperar que isto ocorresse, já que é o material que tem a produção mais impactante. Comparando os cenários de FC_{\max} e FC_{\min} , observa que esta diferença não se mostrou significativa, menor que 5%, para a maioria das categorias de impacto e misturas, a não ser para a AP e POCP, com diferenças de 8% e 6%, respectivamente e para a mistura com 20% com RCV de 01 μm . Nas Figuras 3 e 4 são comparados os resultados das misturas de argamassa considerando os indicadores utilizados, para os cenários de FC_{\min} e FC_{\max} , respectivamente.

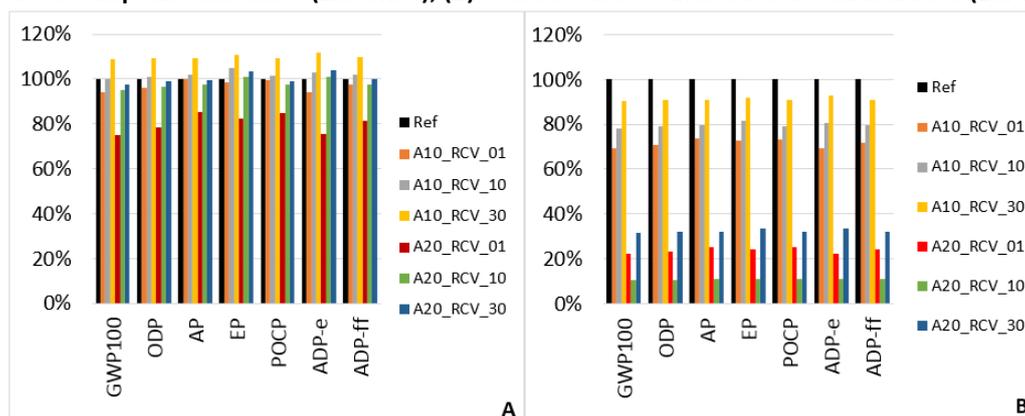
Quando se considera somente o indicador de desempenho mecânico, a argamassa A20_RCV_01 é a que apresenta melhores resultados, dado a sua maior resistência à compressão. No entanto, quando é considerado o indicador mecânico-durabilidade, levando em conta a facilidade de penetração dos íons cloretos, a argamassa A20_RCV_10 é a que apresenta os resultados mais satisfatórios, com uma diferença de aproximadamente 90% em relação a mistura de referência, tanto para o FC_{\min} e FC_{\max} . Este comportamento ocorreu devido ao efeito fíler e pozolânico do RCV para este tamanho de partícula, que levou a um maior empacotamento e reatividade das partículas na argamassa produzida, melhorando o desempenho mecânico e de durabilidade. Assim, a inclusão de indicadores de desempenho em estudos de ACV, principalmente para materiais de construção civil, é um item importante, quando se pensa na aplicação do material e tendo em vista que a edificação onde ele será aplicado terá uma longa vida útil e um material que consiga ser mais durável, necessitará de menores reposições ao longo desse tempo.

Figura 3 - Comparação dos impactos ambientais das misturas para o cenário FC_{min}. (A) Considerando o indicador de desempenho mecânico (1m³.MPa); (B) Considerando o indicador de durabilidade (1m³.MPa.ano⁻¹)



Fonte: Elaboração própria

Figura 4 - Comparação dos impactos ambientais das misturas para o cenário FC_{max}. (A) Considerando o indicador de desempenho mecânico (1m³.MPa); (B) Considerando o indicador de durabilidade (1m³.MPa.ano⁻¹)

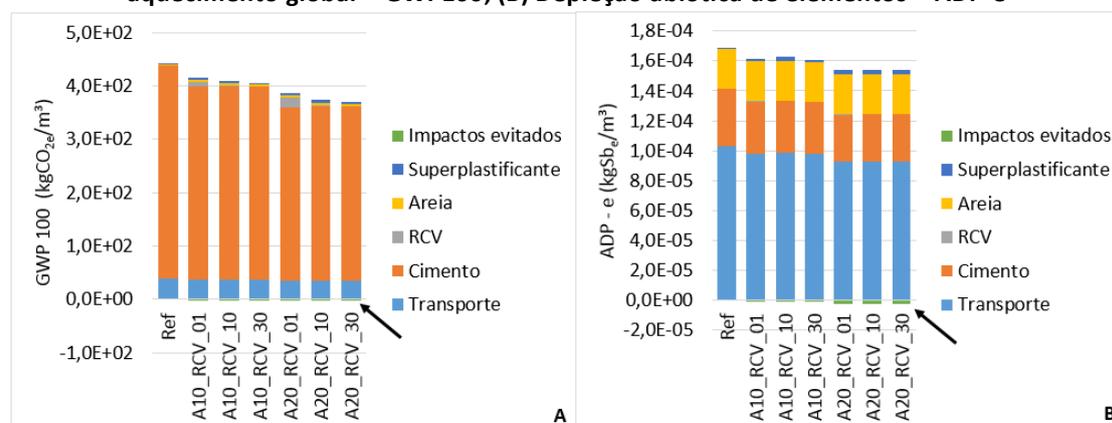


Fonte: Elaboração própria

É importante avaliar a contribuição de cada material e etapa considerada para a produção das argamassas. Na Figura 5 são apresentadas as contribuições dos materiais e etapas, para as categorias de potencial de aquecimento global – GWP100 e depleção abiótica de elementos – ADP-e. A maioria das categorias ambientais avaliadas apresentou um perfil ambiental, em linhas gerais, semelhante a categoria de GWP100, enquanto que a de ADP-e apresentou um perfil diferenciado. Por isto, optou-se por apresentar somente estas duas categorias.

O cimento é o material que mais contribui para os impactos de produção da argamassa, seguido da etapa de transporte, para a maioria das categorias de impacto. Enquanto que para a categoria de ADP-e, o transporte, seguido do cimento e areia são os itens mais impactantes. Os impactos da moagem do RCV não são significativos (principalmente para os tamanhos de 10 e 30 µm), e menores ainda para o cenário FC_{min}. Desta forma, quanto mais cimento é substituído, menor são os impactos ambientais das argamassas. Por outro lado, quando se reduz a quantidade de cimento é de se esperar uma queda nas propriedades mecânicas e de durabilidade da argamassa. É por isto que o uso de indicadores é uma estratégia interessante, pois possibilita uma avaliação mais global e sistêmica. Em relação à contribuição dos impactos evitados, percebe-se que eles apresentam uma participação quase desprezível (apontados nas setas pretas), menor que 2%, sendo mais significativos para a categoria de depleção de elementos – ADP-e.

Figura 5 - Avaliação da contribuição dos materiais e etapas consideradas para o cenário FC_{min}. (A) Potencial de aquecimento global – GWP100; (B) Depleção abiótica de elementos – ADP-e



Fonte: Elaboração própria

Se comparados em termos de ordem de grandeza, os impactos evitados são duas ordens abaixo dos impactos das etapas de produção dos insumos utilizados. A pequena distância de transporte até o aterro (considerada 50 km), somada a baixa participação em massa dos RCV nas misturas de argamassa (limitando-se a 20%) influenciaram esses resultados. Quanto maior o teor de resíduos utilizados (em massa) maior a participação dos impactos evitados. Pelo fato do RCV gerado não precisar de nenhum tratamento complexo para a sua destinação final em aterros, também contribui para os baixos resultados de impactos evitados. Avaliando as três etapas consideradas, (1) transporte até o aterro, (2) atividades para o aterramento e (3) infraestrutura aterro, o transporte tende a ser o item de maior impacto, para a maioria das categorias ambientais avaliadas.

Por fim, é importante ressaltar que o estudo tem como limitações a consideração de distâncias fixas de transporte dos insumos e envio ao aterro, carecendo de uma análise de sensibilidade. Além de ser necessário a realização de uma análise de incertezas em relação aos dados utilizados no inventário.

Conclusões

A ACV mostrou que a argamassa com 20% de substituição de cimento pelo menor tamanho de partículas (1 µm) de RCV apresentou os maiores impactos ambientais, em comparação com 30 µm e 10 µm, quando apenas a unidade funcional (m³) é considerada. No entanto, quando a resistência à compressão é contabilizada no indicador de resistência (em m³.MPa) e durabilidade (m³.MPa.ano⁻¹), a argamassa de RCV de 10 µm com teor de 20% de substituição, apresentou os melhores resultados para todas as categorias de impacto ambiental avaliadas, com ganhos consideráveis.

Foi verificado que mudanças na matriz elétrica brasileira exerce maior influência nos resultados das categorias ambientais de acidificação e formação de fotooxidantes. Os impactos evitados foram insignificantes nas categorias avaliadas, devido ao baixo teor de RCV utilizado na mistura e o fato dos impactos do transporte e aterramento serem muito menores que os impactos de produção dos materiais. O estudo contribui para a sustentabilidade do setor da construção civil, mostrando que é possível produzir argamassas com melhor desempenho mecânico, ambiental e mais durável com resíduos da indústria de cerâmica vermelha.

Referências

ABRELPE, 2017. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2016. São Paulo, 2017.

BALANÇO ENERGÉTICO NACIONAL, 2015. Empresa de Pesquisa Energética, Brasil, 2016.

BORGES, P. H. R. LOURENÇO, T. M. F.; FOUREAUX, A. F. S.; PACHECO, L. S. 2014. Estudo Comparativo da Análise de Ciclo de Vida de Concretos Geopoliméricos e de Concretos à Base de Cimento Portland Composto (CP II). *Ambiente Construído*, Porto Alegre, v. 14, n. 2, 153-168.

BOVEA, M. D.; POWELL, J. C., 2016 Developments in life cycle assessment applied to evaluate the environmental performance of construction and demolition wastes. *Waste Management*, 50 (2016), 151-172.

CABEZA, L. F.; RINCÓN, L.; VILARIÑO, V.; PÉREZ, G.; CASTELL, A., 2014. "Life cycle assessment (LCA) and life cycle energy analysis (LCEA) of buildings and the building sector: A review", *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 29 (2014), 394-416, 2014.

DE PAULA, R. R., 2016. "Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) De Argamassas e Concretos Produzidos com Resíduos de Construção e Demolição (RCD)." Dissertação de Mestrado – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, Rio de Janeiro, 2014.

DING, T.; XIAO, J., 2014. "Estimation of building-related construction and demolition waste in Shanghai". *Waste Management* 34, 2327-2334.

EUROSTAT, Environment and Energy, 2015. Generation and Treatment of Waste. Disponível em: <http://ec.europa.eu/eurostat/>. Acesso em: 25 set. 2010.

EUROPEAN COMMITTEE FOR STANDARDIZATION, 2013. CEN EN 15804: sustainability of construction works: environmental product declarations: core rules for the product category of construction products. Brussels.

ISO 14040, 2006. Environmental Management-Life Cycle Assessment, Principles and Guidelines. International Organization for Standardization, Geneva.

PASSUELLO, A. C. B.; OLIVEIRA, A. F. de; COSTA, E. B. da; KIRCHHEIM, A. P. 2014. Aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida na Análise de Impactos Ambientais de Materiais de Construção Inovadores: estudo de caso da pegada de carbono de clínqueres alternativos. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, v. 14, n. 4, p. 7-20.

RIBAS, L., 2014. "Influência da cominuição da fração cerâmica dos Resíduos de construção e demolição na sua atividade pozolânica e nas propriedades físicas, mecânicas e durabilidade de argamassas de cimento". Tese de doutorado – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, Rio de Janeiro, 2014.

VOTORANTIM CIMENTOS. EPD – Environmental Product Declaration CP II E 40, CP III-40 RS and CP V-ARI (bulk form) by Votorantim Cimentos. 2016.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA NA APLICAÇÃO INTEGRADA DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA E DA LOGÍSTICA REVERSA EM SMARTPHONES

Ana Letícia Coradi¹, José Augusto de Oliveira²

¹Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), São João da Boa Vista, alcoradi@gmail.com

²Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), São João da Boa Vista

Resumo: A reinserção dos *smartphones* ao ciclo de vida útil após sua fase de uso sugere um potencial significativo de ganhos econômicos e redução de impactos ambientais aos fabricantes. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) possibilita a identificação e o cálculo dos impactos ambientais causados ao longo do ciclo de vida deste produto, e a análise de cenários focada na Logística Reversa (LR) pode apontar e expressar as reduções de alguns dos impactos. Esta prática integrada pode gerar resultados que auxiliem no processo de tomada de decisão para as empresas se adequarem aos padrões estabelecidos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), bem como de outras políticas, normas e diretivas do mercado exterior, tais como *Waste Electrical and Electronic Equipment* (WEEE) e *Restriction of Hazardous Substances* (RoHS), e portanto, aumentar a sustentabilidade do setor de Telecomunicações brasileiro no mercado nacional e internacional. Neste sentido, este artigo tem como objetivo identificar na literatura trabalhos científicos que estudaram a aplicação da ACV e da LR de forma integrada em *smartphones* e analisar quais foram as aplicações e os resultados obtidos

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida. Smartphone. Logística Reversa. Eletrônicos.

Introdução

Iniciada nos anos 1970 no Brasil, a revolução das comunicações foi um marco no processo de organização do território nacional e após a segunda guerra mundial o Brasil viveu um momento de explosão tecnológica e industrial. Toda essa revolução tem uma significativa importância, já que sem ela a interligação de todo o país seria praticamente impossível, tendo como base o seu tamanho territorial. Sua economia só tem a crescer, com o auxílio de toda tecnologia que vem sendo empregada.

De acordo com balanço elaborado pela Associação Brasileira de Telecomunicações (TELEBRASIL, 2017), o setor de telecomunicações tem uma representatividade significativa na economia brasileira, com 330 milhões de clientes, entre os serviços de telefonia fixa e móvel, banda larga e TV por assinatura. É um setor que emprega 500 mil pessoas e recolhe mais de R\$ 64 bilhões em impostos por ano.

A carga tributária brasileira tem um grande peso nos serviços, representando 44% da receita líquida, fazendo com o que Brasil seja o campeão de tributação entre os dez países com os maiores números de acessos de celular (TELEBRASIL, 2017).

A tecnologia foi criada para auxiliar a humanidade, porém com o decorrer do tempo seu crescimento está sendo cada vez mais acelerado, com isso não somente a produção, mas também o descarte de produtos se tornou excessivo. O impacto ambiental não está inserido apenas no seu fim, mas durante todo o seu ciclo de vida.

A presença de metais pesados na composição do smartphone além de ser prejudicial para a saúde humana é também prejudicial ao meio ambiente. De resíduos eletrônicos são descartados de vinte a cinquenta milhões de toneladas, segundo Moraes, D. M. V. M.; Rocha, T. B.; Ewald, M. R. (2016). Com base no *American Reverse Logistics Executive Council* (1998) apud Gama et al. (2014), a Logística Reversa (LR) é definida como:

“O processo de planejamento, implementação, e controle do fluxo eficiente e econômico de matérias primas, inventário de processo, produtos acabados e informações relacionadas do ponto de consumo até o ponto de origem, para fins de recapitulação ou eliminação adequada” (GAMA, et al., 2014).

Com os resultados da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), é possível identificar os *hotspots* dentre as principais fases do ciclo de vida do produto, e proporcionar um processo de tomada de decisão para o fechamento do ciclo de vida e para a proposta de estratégias de logística reversa.

Assim este artigo visa futuramente ajudar as empresas de Telecomunicações a tomarem decisões com rigor científico no momento de escolher as melhores tecnologias disponíveis e minimizar o impacto ambiental do smartphone no

Brasil, possibilitando produto e serviço de qualidade, atendendo da melhor forma possível as necessidades dos clientes, que na maioria das vezes procuram *smartphone* de alta qualidade e baixo custo.

Atualmente apenas alguns países, principalmente de terceiro mundo, não adotam regulamentos de fechamento de ciclo para resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos e é dentro dessa lacuna que a pesquisa pretende introduzir conceitos que possam contribuir com um melhor entendimento do assunto, já que apenas 9.6% das pesquisas são sobre componentes eletrônicos (K.G.; H.S.,2016).

Segundo dados do IBGE rerepresentados pela TELECO (2017), o Brasil terminou setembro de 2017 com 241,1 milhões de celulares e densidade de 115,93 cel/100 hab, isso contribui tanto para o setor de telecomunicações e também para o setor econômico do país, já que a produção industrial do setor elétrico e eletrônico cresceu 5,9% em relação a setembro de 2016, de acordo com ABINNE (2017).

O resultado contribuirá com uma análise cautelosa, na LR de um produto de uma empresa, que será necessária ao selecionar opções de disposição do produto para os retornos de reprocessamento recebidos das cadeias de abastecimento a jusante. Como objetivo este artigo visa analisar a produção científica atual e as tendências futuras sobre a reinserção do *smartphone* ao seu ciclo de vida útil após a fase de uso.

Metodologia

Foi realizada uma pesquisa bibliográfica sobre a técnica ACV e também sobre LR, além das normas ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006 que dispõem de requisitos e orientações para a ACV.

Utilizando como metodologia de pesquisa a Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS), foi inicialmente definido o problema de pesquisa como “Reinserção de aparelhos e componentes eletrônicos através da ACV e da LR”. A partir de um mapeamento de periódicos nas bases de dados da CAPES e Scielo foi comprovado que poucas são as pesquisas referentes a componentes eletrônicos, como já afirmado por Soleimane e Govindan (2016).

As palavras-chave adotadas foram *ACV, smartphone, LR, telecomunicações, eletrônicos*. Com base nos resultados das buscas foi verificado os resumos e introduções que contribuiriam para os objetivos do artigo, como mostra a Figura 1.

Foram encontrados 58 artigos realizou-se um filtro pelo título e resumo restando apenas 5 artigos, destes artigos apenas um foi razoavelmente enquadrado como mostra a Tabela 1.

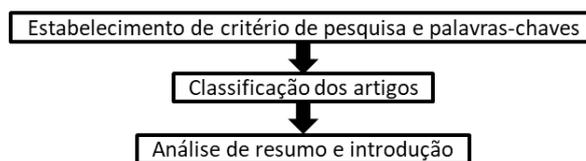
Tabela 1 - Relação entre buscas de artigos.

Artigos	Número De Artigos
Total de Artigos encontrado em ambas as bases	58
Classificação de Artigo	5
Artigo que se enquadrou	1

Fonte: Elaboração própria

O artigo que abrange a ACV e o *smartphone* foi utilizado na produção do artigo e se encontra na revisão bibliográfica. Tal artigo tem como objetivo fornecer os resultados mais recentes de pesquisa sobre atitudes e comportamentos dos consumidores sobre reciclagem de smartphones principalmente na China, país onde tal pesquisa foi desenvolvida.

Figura 111 – Fluxo metodológico da pesquisa.



Fonte: Elaboração própria

Resultados e discussão

Pela revisão bibliográfica foi possível identificar que menos de 10% dos estudos de ACV foram aplicados em produtos e/ou componentes eletrônicos, sendo nenhum estudo encontrado que tenha focado a aplicação integrada da ACV e da LR em *smartphones*.

Dentre os cinco artigos classificados pode-se observar que:

- Apenas um trata realmente da reinserção de *smartphones* utilizando ACV, porém este artigo é um estudo na China (Bai; Wang; Zeng, 2018).
- Para o Brasil tem-se apenas estudos de logística reversa:
 - Revisão sistemática da literatura, presente na tabela 2;
 - Responsabilidade social corporativa e as legislações pertinentes, presente na tabela 2;
 - Como as empresas descartam baterias e celulares, presente na tabela 2;

E o último artigo presente na tabela 2 sobre desempenho ambiental na valorização de resíduos sólidos de processos industriais.

A adoção da LR por empresas fabricantes de *smartphones* pode ser estimulada por dois fatores principais. O primeiro se refere à aceitação dos consumidores pela demanda de produtos remanufaturados e/ou recuperados. O segundo deve-se à viabilidade ambiental e econômica para os fabricantes.

No âmbito da engenharia, o foco seria no cálculo da viabilidade econômica e ambiental (segundo fator apontado). Identificar, quantificar e analisar este fator por meio da prática integrada da ACV com a LE pode contribuir para a sustentabilidade e competitividade das empresas fabricantes de *smartphones* no mercado brasileiro e internacional. Apesar deste artigo ser uma revisão bibliográfica, optou-se por apresentar a sua proposta à comunidade científica de ACV brasileira no sentido de aprimorar a proposta e prospectar formas de superar as dificuldades para a realização da pesquisa empírica.

Tabela 2 - Resultados das buscas

Autores	País	Ano	Artigo
Bai; Wang; Zeng	China	2018	Exploring Chinese Consumers'attitude and Behavior Toward Smartphone Recycling
Fernandes; Rodriguez; Bornia; Trierweiler; Silva; Freire	Brasil	2017	Revisão Sistemática da literatura sobre as formas de mensuração do desempenho da Logística Reversa
Mendonça; Vasconcelos; Nobre; Casarotto	Brasil	2017	Logística Reversa no Brasil: um estudo sobre o mecanismo ambiental, a Responsabilidade Social Corporativa e as Legislações Pertinentes
Demajorovic; Huertas; Boueres; Silva; Sotano	Brasil	2012	Logística Reversa: como as empresas comunicam o descarte de baterias e celulares?
Dos Santos; Teixeira; Kniess.	Brasil	2014	Avaliação de desempenho ambiental na valorização de resíduos sólidos de processos industriais

Fonte: Elaboração própria

Os artigos encontrados nas bases de dados se referem muito a LR, mas dificilmente aplicada em produtos eletrônicos, como o *smartphone*. Segundo Soleimane e Govindan (2016), hoje apenas alguns países (principalmente de terceiro mundo) ainda não adotaram regulamentos de fechamento do ciclo para resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos.

Apesar de Zhu e Sarkis (2007) terem realizado um estudo dentro do ambiente chinês em que a LR é descrita como recuperação de investimentos, onde as vendas de materiais ou equipamentos usados e excedentes são úteis para liquidar ativos, as empresas ainda tem um bloqueio quanto a isso e preferem não realizar a LR. De acordo com Couto e Lange (2017) as motivações para a realização da LR por parte das empresas estão, em geral, fundamentadas em 3 eixos:



- Ambientais (surge principalmente quando se observa uma vantagem competitiva por meio da criação de uma imagem verde para os produtos e serviços oferecidos no mercado);
- Econômicos (refere-se aos lucros de ações de recuperação de produtos, ou parte deles, que proporcionam a redução de custos, o decréscimo no uso de materiais e a economia de valiosas peças de reposição); e
- Legais que tem impulsionado o desenvolvimento de LR, tanto na Europa como no Brasil, levando os setores produtivos a rever os ciclos de vida de seus produtos e a estruturar seus LR.

O artigo enquadrado nessa revisão bibliográfica destaca que os equipamentos eletrônicos e elétricos são um dos resíduos sólidos com maior crescimento no mundo e em comparação com os resíduos urbanos tradicionais é mais complicado eliminar os telefones celulares obsoletos porque eles contêm tanto as substâncias altamente perigosas que impõem o perigo ambiental quanto os metais valiosos que podem ser recuperados e reutilizados como substituto das matérias primas.

Considerações Finais

Neste artigo ficou constatada a baixa quantidade de estudos sobre o tema apresentado, além, da baixa participação brasileira nas pesquisas relacionadas a descarte de *smartphone*. A falta de conhecimento do processo de LR no comércio eletrônico gera problemas variados, tais como processos de LR deficitários, pouca troca de informações entre diferentes setores, falta de difusão do conhecimento e pequena participação da comunidade acadêmica. Mesmo havendo uma publicação internacional sobre o assunto, deve-se destacar sua exclusividade.

Cabe destacar a finitude de matéria prima e de insumos que pode comprometer o avanço tecnológico e econômico das empresas produtoras de *smartphones*, telecomunicações e eletrônicos em geral, bem como de todo este setor econômico. Além disso, o não cumprimento da PNRS, *Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE)*, *Restriction of Hazardous Substances (RoHS)*, dentre outras pressões legais, econômicas e mercadológicas, pode comprometer a competitividade e sustentabilidade de todo este setor.

Como os telefones móveis foram incluídos na categoria WEEE para o regulamento de Reciclagem de Produtos Eletrônicos e Resíduos em 2014, os canais de reciclagem de telefones celulares mais formais surgiram no mercado, existem dois tipos de programas de reciclagem de resíduos de telefones celulares na China, o programa voluntário e o programa baseado em recompensas. Deve-se, contudo, destacar que o desenvolvimento de tais programas ainda não se encaixariam no âmbito brasileiro devido a inúmeras dificuldades.

A limitação encontrada para este estudo se deve à ausência de pesquisas que objetivaram a prática integrada da ACV e da LR em *smartphones*, comprometendo um embasamento teórico sobre os resultados e perspectivas para esta pesquisa. Por outro lado, esta ausência reforça a lacuna científica a qual já está sendo desenvolvida em uma pesquisa.

Para esta pesquisa que já está em andamento ressalta-se a dificuldade na obtenção de dados, pois as empresas fabricantes de *smartphones* apresentam uma resistência significativa em formalizar acordos de pesquisa científica e na cessão de informações consideradas como estratégicas e sigilosas.

Agradecimentos

Agradecemos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio financeiro ao projeto regular processo 2017/06535-4.

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE INDÚSTRIA ELÉTRICA E ELETRÔNICA (ABINEE). Indústria Eletroeletrônica. Setembro 2017. Disponível em <http://www.abinee.org.br/abinee/decon/decon80.htm>. Acesso em 09 de Novembro de 2017.

BAI, H.; WANG, J.; ZENG, A. Z. Exploring Chinese Consumers' Attitude and Behavior toward Smartphone Recycling. *Journal of Cleaner Production*, v. 188, p. 227-236, 2018.

CARABAÑO, R., HERNANDO, S.M., RUIZ, D., BEDOYA, C., 2017. Life Cycle Assessment (LCA) of building materials for the evaluation of building sustainability: the case of thermal insulation materials. *Revista de la Construcción*. *Revista de la Construcción*, v.16, n.1, p. 22-32, 2017.

CONFORTO, E.C., AMARAL, D.C., SILVA, S.L., 2011. Roteiro para revisão bibliográfica sistemática: aplicação no desenvolvimento de produtos e gerenciamento de projetos. 8º Congresso Brasileiro de Gestão de Desenvolvimento de Produto.

COUTO, M.C.L., LANGE, L.C., 2017. Análise dos sistemas de logística reversa no Brasil. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v.22, n.5, p.889-898, 2017.

DEMAJOROVIC, J., HUERTAS, M.K., BOUERES, J.A., SILVA, A.G., SOTANO, A.S., 2012. Logística Reversa: como as empresas comunicam o descarte de baterias e celulares?. RAE: Revista de Administração de Empresas. 2012

FERNANDES, S.M., RODRIGUEZ, C.M.T., BORNIA, A.C., TRIERWEILLER, A.C., SILVA, S.M., FREIRE, P.S., 2017. Revisão Sistemática da literatura sobre as formas de mensuração do desempenho da Logística Reversa, Gestão & Produção.

GAMA, D., MORAES, V.M., ROCHA, T.B., EWALD, M.R., 2014. Life cycle assessment of cell phones in Brazil based on two reverse logistics scenarios. Production, v. 24, n. 4, p. 735-741.

GITMAN, L. J. Princípios de administração financeira. 12ª ed. Pearson. 2010.

KHOR, K.S., UDIN, Z.M., 2012. Impact of Reverse Logistics Product Disposition towards Business Performance in Malaysian E&E Companies. J. Supply Chain Cust. Relatsh. Manag, 2012.

MENDONÇA, J.C.A., VASCONCELOS, P.E.A., NOBRE, L.B.O., CASAROTT, E.L., 2017. Logística Reversa no Brasil: um estudo sobre o mecanismo ambiental, a Responsabilidade Social Corporativa e as Legislações Pertinentes. Capital Científico. abr-jun2017, Vol. 15 Issue 2, p84-100. 17p

SOLEIMANE, H., GOVINDAN, K., 2016. A review of reverse logistics and closed-loop supply chains: a Journal of clear production focus. Journal of Cleaner Production, v. 142, n. 1, p. 371-384, 2016.

SORIANO, F. R., OPRIME, P. C., LIZARELLI, F. L., 2017. Impact analysis of critical success factors on the benefits from statistical process control implementation. Production, v. 27, p. 1-13, 2017.

TELEBRASIL. Estatísticas de celulares no Brasil. 01 Novembro 2017. Disponível em <http://www.teleco.com.br/ncel.asp>. Acesso em 09 de Novembro de 2017. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE TELECOMUNICAÇÕES (TELEBRASIL). Febratel reforça posicionamento do setor de serviços contrário ao aumento do PIS/Cofins. 23 Outubro 2017. Disponível em <http://www.telebrasil.org.br/sala-de-imprensa/releases/8352-febratel-reforca-posicionamento-do-setor-de-servicos-contrario-ao-aumento-do-pis-cofins>. Acesso em 06 de Novembro de 2017.

Anais do VI Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida



GCV-2018

VI-Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida
Junho - 2018 | Brasília

Apoio



Patrocínio



Cooperação

