

lalca

Revista Latino-Americana em Avaliação do Ciclo de Vida

Edição Especial

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida

Gestão do Ciclo de Vida nos Trópicos



V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida | Setembro 2016 | Fortaleza - CE

**Instituto Brasileiro de Informação
em Ciência e Tecnologia - IBICT**

Diretora

Cecilia Leite Oliveira

**Coordenação Geral de Pesquisa
e Desenvolvimento de Novos Produtos**

Arthur Fernando Costa

**Coordenação Geral de Pesquisa
e Manutenção de Produtos Consolidados**

Lillian Maria Araújo de Rezende Alvares

**Coordenação Geral de Tecnologias
de Informação e Informática**

Marcos Pereira Novais

**Coordenação de Ensino e Pesquisa,
Ciência e Tecnologia da Informação**

Lena Vania Ribeiro Pinheiro

Coordenação de Editoração

Ramon Martins Sodoma da Fonseca

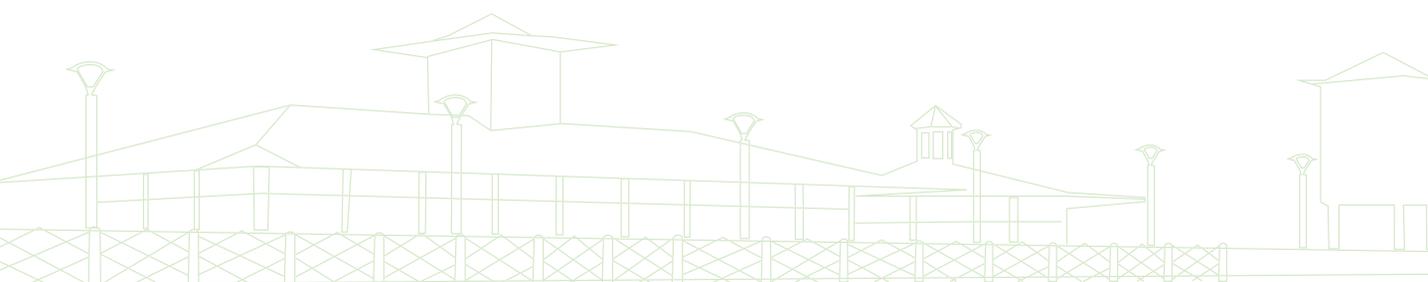
**Coordenação de Tecnologias Aplicadas
a Novos Produtos**

Tiago Emmanuel Nunes Braga

lalca

Revista Latino-Americana em Avaliação do Ciclo de Vida

Edição Especial



V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
Gestão do Ciclo de Vida nos Trópicos

© 2017 Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (Ibict)
É permitida a reprodução parcial ou total desta obra, desde que seja mencionada a sua fonte. Os autores são responsáveis pela apresentação dos fatos contidos e opiniões expressas nesta obra.
Revista licenciada com Creative Commons Attribution 4.0

LALCA - Revista Latino-Americana em Avaliação do Ciclo de vida

Editor Principal

Gil Anderi

Editor Executivo

Tiago Braga

Editor Assistente

Thiago Oliveira Rodrigues

Editor Regional Argentina

Alejandro Pablo Arena

Editora Regional Brasil

Cássia Ugaya

Editora Regional Chile

Claudia Peña

Editora Regional México

Nydia Suppen

Editor Regional Colômbia

Oscar Orlando Ortiz-Rodríguez

Editora Regional Peru

Sonia Valdivia

Revisão Gramatical e ortográfica

Margaret de Palermo Silva

Apoio Editorial

Suelen da Silva dos Santos

Capa e Projeto Gráfico

Mariela Muruga

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida

Realização: ABCV e Embrapa

Organização: Embrapa, ABCV, IBICT e UTFPR

Coordenação Geral do evento: Maria Cléa Brito de Figueiredo, Embrapa Agroindústria Tropical

Comitê científico

Cássia Maria Lie Ugaya (UTFPR) – Coordenação/Aldo Roberto Ometto (USP/São Carlos)/Amir Safaei (ecoinvent)/ Ana Passuello (UFRGS)/ André Tachard (Embraer)/Armando Caldeira-Pires (UnB)/Arnaldo C.S. Walter (Unicamp)/Clandio Ruviano (UFGD)/ Daniela Pígosso (DTU)/Danielle Maia (SLU)/Edivan Cherubini (Enciclo)/Fausto Freire (Universidade de Coimbra)/Geraldo Stachetti (Embrapa)/Gil Anderi da Silva (ABCV)/José Adolfo de Almeida Neto (UESC)/ Leda Coltro (CETEA/ITAL)/Luciano Brito Rodrigues (Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia)/ Luiz Fernando de Abreu Cybis (UFRGS)/Luiz Gustavo Ortega (Braskem)/Luiz Kulay (USP)/Marcus Seferin (PUC-RS)/Maria Cléa Figueiredo (Embrapa)/Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura (Embrapa)/Marisa Vieira (PRé Sustainability)/Maristela Gomes da Silva (UFES)/Miguel Brandão (KTH)/Milton Borsato (UTFPR)/ Otávio Cavalett (CTBE)/Rafael Zortea (IFSul)/ Rodrigo Alvarenga (UDESC)/Sebastião Roberto Soares (UFSC)/Sueli Aparecida de Oliveira (Fundação Espaço Eco)/Tiago Braga (IBICT)/Vanessa Gomes (Unicamp)/Viviane da Silva Barros/Yuki Hamilton Onda Kabe (Braskem)

Revisores ad hoc

Diogo Lopes Silva (UNESP)/ Cassiano M. Piekarski (UTFPR)/ Yara Tadano (UTFPR)/ Tamara van Kaick (UTFPR)/ Thiago Oliveira Rodrigues (IBICT)

Apoio técnico

Embrapa Meio Ambiente: Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura (Coordenadora) / Cristina Tiemi Shoyama/ Geraldo Rodrigues Stachetti/ Maria Cecília Valadares Zitto/ Renan Milagres Lage Novaes/ Viviane da Silva Barros/ Ana Lídia de Almeida Castro

Embrapa Agroenergia: Patrícia Flávio Dias Barbosa/ Vivian Chies

Embrapa Agroindústria Tropical: Raimundo Nonato de Lima/ Ana Elisa Galvão Sidrim/ Alex Bisetto Bertolla/ Aline Saraiva Teixeira

Embrapa Pantanal: Fernando Rodrigues Teixeira Dias

IBICT: Tiago Braga

LALCA : Revista Latino Americana em Avaliação do Ciclo de Vida [Recurso eletrônico]/Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (Ibict)
– Edição Especial N .1 (2017) – Brasília: Ibict, 2017--.
Semestral.
e-ISSN 2527-0184

1. Avaliação do ciclo de vida 2. Congresso Brasileiro de Gestão do Ciclo de Vida Edição especial.

CDU 502(8)

Sumário

Editorial	4
Avaliação estatística dos inventários do ciclo de vida da produção de soja no Brasil	7
<i>Igor Barden Grillo, Vinicius Gonçalves Maciel, Rafael Batista Zortea, Marcus Seferin</i>	
Uso da Lógica Fuzzy na avaliação da viabilidade do ciclo de vida do biodiesel	22
<i>Henrique Leonardo Maranduba, Elivaldo Lozer, Joabe Vieira, Rosenira Serpa da Cruz, José Adolfo de Almeida Neto</i>	
Análise da evolução dos temas de pesquisa da ACV no Brasil baseada na relação de co-words	34
<i>Guilherme Marcelo Zanghelini, Henrique R. A. Souza Junior, Edivan Cherubini, Luiz Kulay, Sebastião Roberto Soares</i>	
Desenvolvimento de base de dados ambiental para a cadeia de transformação de plástico no Brasil: primeiros avanços	48
<i>Adilson Moacir Becker Jr., Ricardo Dias, Giovanna Chiumento, Felipe Lion, Luiz Gustavo Ortega de Almeida, Yuki Kabe, Tiago Barreto Rocha</i>	
Análise comparativa de procedimentos para a estimativa de incertezas em ACV: um estudo baseado na produção de blocos cerâmicos de alvenaria	63
<i>Fernanda Belizario Silva, Olga Satomi Yoshida, Rachel Horta Arduin, Laís David Vinhal, Cláudia Echevengúá Teixeira, Luciana Alves de Oliveira</i>	
Impactos e benefícios ambientais do gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos	78
<i>Tiago Barreto Rocha, Carmenlucia Santos Giordano Penteado</i>	
Contribuições para a adaptação de inventários de ciclo de vida de madeira serrada utilizada em estrutura de telhados no estado de São Paulo	90
<i>Caroline Almeida Souza, Raphael Jaquier Bossler Pigozzo, Fernanda Belizario Silva, Rachel Horta Arduin, Luciana Alves de Oliveira, Cláudia Echevengúá Teixeira</i>	

Editorial

Esta edição especial da LALCA é composta por trabalhos apresentados durante o V Congresso Brasileiro de Gestão do Ciclo de Vida (V CBGCV), realizado no período de 19 a 22 de setembro de 2016, na cidade de Fortaleza, Ceará. Promovido pela Associação Brasileira do Ciclo de Vida (ABCV) e organizado pela Embrapa, Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) e Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), contou com mais de 150 participantes e a submissão de mais de 200 resumos, que após revisão pelo comitê científico resultaram na publicação de 121 artigos nos anais do congresso.

O tema da maioria dos trabalhos (80%) foi relacionado à Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e Gestão do Ciclo de Vida (GCV). Dos temas relacionados à ACV, grande parte foi concentrada em Aplicações, seguida por Inventário do Ciclo de Vida (ICV) e Banco de Dados (Figura 1.a). Nota-se o surgimento de outros temas de interesse, embora de forma ainda tímida, como a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACV-S) e Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV). Apesar dos dois últimos temas também não apresentarem muitos estudos no âmbito internacional, modelos para a realização da AICV já vêm sendo pesquisados e desenvolvidos de longa data. Tendo em vista o grande número de aplicações utilizando os modelos desenvolvidos internacionalmente, é de extrema relevância a compreensão das suposições realizadas e limitações dos resultados, de modo que se possa averiguar se os modelos desenvolvidos internacionalmente são apropriados para estudos realizados no Brasil e, futuramente, elaborar modelos de acordo com escolhas mais adequadas para a realidade nacional.

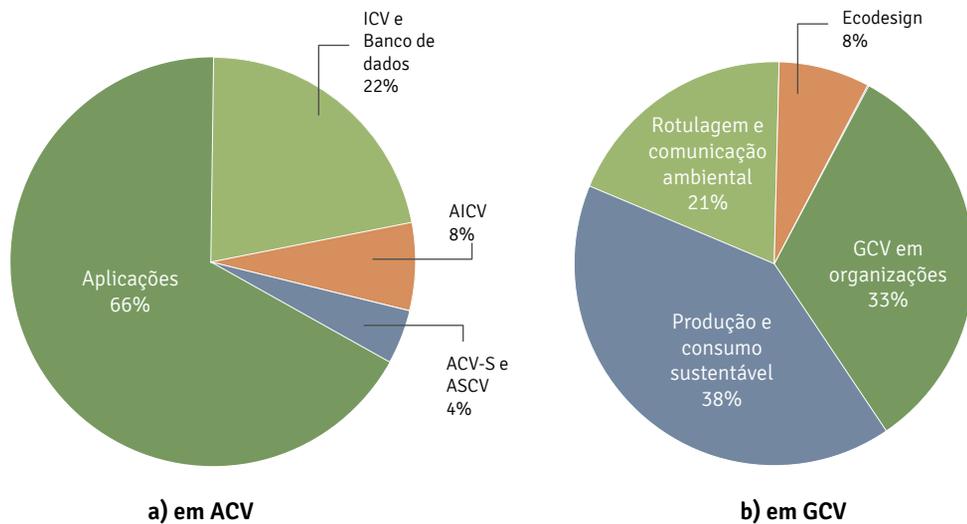


Figura 1: Distribuição dos artigos publicados no V CBGCV por tema

Em GCV, os temas mais abordados foram Produção e Consumo Sustentável e GCV em Organizações (Figura 1.b), tendo havido também apresentações sobre Rotulagem e comunicação ambiental e Ecodesign. Os trabalhos de GCV mostraram o desafio e algumas soluções na implementação da ACV, discussão necessária para que a ACV não permaneça limitada à teoria e possa ser mais facilmente incorporada na tomada de decisão gerencial, durante o desenvolvimento de produtos.

Dos trabalhos publicados, 84 foram apresentados oralmente e avaliados pelos moderadores. O I CBGCV, organizado pela UTFPR, ABCV, TECPAR e IBQP e realizado na cidade de Curitiba, em 2008, contou com pouco mais de 40 apresentações. Além do aumento da quantidade de apresentações notado no V CBGCV, é notável a maior qualidade dos trabalhos, embora ainda haja poucos relacionados ao desenvolvimento de métodos, o que certamente contribuiria para o avanço científico da comunidade brasileira no tema.

Dentre os 20 melhores trabalhos avaliados pelo comitê científico e pelos moderadores, a Comissão Organizadora (CO) do evento selecionou sete artigos disponibilizados nesta edição especial da LALCA. Os artigos com algum membro da CO como coautor não foram considerados para esta publicação.

Os autores dos trabalhos selecionados tiveram a oportunidade de incluir mais informações nos artigos enviados ao evento, e os resultados são apresentados nesta edição da LALCA. Dos artigos selecionados, quatro discorrem sobre métodos para construção de inventários nacionais com incerteza descrita e reduzida pela coleta de dados regionais, com exemplos relacionados à produção de plásticos, soja, madeira e blocos cerâmicos. Os demais artigos estão relacionados à aplicação da ACV no estudo de produtos e sistemas. A ACV é aplicada no estudo de sistemas de gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos e da sustentabilidade do biodiesel, quando associada à lógica *fuzzy* e integrada à análise multicritério. Por fim, ampla análise da relação de palavras-chave de artigos brasileiros que tratam de ACV, publicados entre 1993 e 2015, revela as principais interações em termos de áreas de atuação e conexões estabelecidas pela comunidade científica nacional.

Pela primeira vez os trabalhos apresentados durante o CBGCV são publicados em formato de periódico científico, o que dá maior visibilidade e reconhecimento às pesquisas realizadas no Brasil. Espera-se que estes trabalhos inspirem os leitores desta edição nas pesquisas e implementações da Avaliação do Ciclo de Vida no país.

Cássia Maria Lie Ugaya
Maria Cléa Brito de Figueirêdo
Tiago Emmanuel Nunes Braga
Fernando Rodrigues Teixeira Dias

Avaliação estatística dos inventários do ciclo de vida da produção de soja no Brasil

Igor Barden Grillo¹

Vinicius Gonçalves Maciel²

Rafael Batista Zortea³

Marcus Seferin^{1,2}

Resumo

A observação de divergências em resultados de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) que contemplam a produção de commodities agrícolas, mesmo que tenham objetivos e escopos similares, tem sido atribuída especialmente à representatividade estatística de dados utilizados na construção dos inventários de ciclo de vida. Uma vez que é frequente o uso de dados obtidos a partir de médias nacionais na construção de ICVs de produtos agrícolas, torna-se interessante estudar a representatividade de dados nacionais agrupados, ou se é aconselhável levar-se em consideração dados regionais. O presente trabalho teve como objetivo a realização de testes estatísticos relacionados à representatividade dos dados nacionais e regionais da produção do grão de soja no Brasil e a relação entre a dispersão dos dados com as informações de região, ano e qualidade dos dados através de métodos de Análise Multivariada. Para isso, dados de inventário de ciclo de vida de 8 trabalhos, referentes a 11 safras de cultivo de soja, foram selecionados. As variáveis estudadas incluem as aplicações de defensivos e fertilizantes, uso de diesel, emissões caracterizadas de CO₂, quantidade de sementes e produtividade, o ano da safra e origem dos dados coletados. A Análise de Componentes Principais (PCA) foi aplicada à matriz de dados para reduzir sua dimensionalidade e tornar possível a identificação de relações e agrupamentos. Análise de Variância também foi empregada, com objetivo de testar as relações quantitativas entre grupos regionais e as variáveis do estudo. A partir da PCA foi possível observar a correlação entre a produtividade, o calcário e os fertilizantes fosfatados e potássicos. O uso de defensivos agrícolas e a quantidade de sementes revelam forte correlação, e a adição de nitrogênio e uso de diesel não apresentaram padrões significativos. Os escores de PCA indicam forte agrupamento dos

¹ Faculdade de Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul-PUCRS, seferin@pucrs.br

² Programa de Pós-Graduação de Engenharia e Tecnologia de Materiais-PGTEMA- PUCRS

³ Instituto Federal Sul Rio-Grandense de Sapucaia do Sul

inventários do Mato Grosso com o de São Paulo e consideráveis dissimilaridades entre os trabalhos que contemplam a produção nacional. Os testes de significância confirmaram a relação entre os dados de produtividade com a região. O mesmo foi encontrado para fósforo e potássio. Para o uso de diesel, é possível afirmar que não há diferenças. Em conclusão, verifica-se que os dados regionais não são estatisticamente similares aos dados nacionais para a avaliação de sistemas de produto da produção primária de soja no Brasil, independentemente da parcela de contribuição para a produção total.

Palavras-chave: *ICV. Soja. Análise Multivariada.*

Introdução

Segundo a Food and Agricultural Organization of the United Nations (Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação, sigla em inglês: FAO) e a Organisation for Economic Co-operation and Development (Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico, sigla em inglês: OECD) haverá forte demanda de alimentos proteicos entre os anos de 2015 a 2024 (FAO, 2015). Nesse contexto, o grão de soja destaca-se por ser a maior fonte de proteína do mundo e uma das principais *commodities* capaz de suprir tal necessidade (FAO, 2013). Estima-se que essa considerável demanda favoreça a expansão da produção de soja no mundo e principalmente no Brasil (FAO, 2015). Entretanto, devido a sua grande produção e exportação, o grão de soja brasileiro chama a atenção da comunidade científica para os impactos ambientais associados ao seu cultivo, trazendo relevância para a aplicação de metodologias de avaliação de desempenho ambiental de sua cadeia produtiva. Também é fonte de 70% da matéria-prima utilizada para fabricação do biodiesel brasileiro, sendo o cultivo o estágio que mais contribui para emissões de gases de efeito estufa (MACIEL et al., 2015). A metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é recorrente nas construções de inventários de produção e avaliação de sustentabilidade ambiental do grão de soja e seus subsistemas no Brasil. No entanto, tem sido apontada e discutida a

existência de discrepâncias quanto aos resultados de ACVs de produção de soja (PANICHELLI et al., 2008 e MALÇA & FREIRE, 2011), principalmente por causa de especificidades regionais que são fatores-chave para a avaliação de impactos ambientais. Além disso, discrepâncias podem surgir a partir de considerações de fontes energéticas, tipos de transporte, práticas agrícolas e se a mudança do uso do solo será contabilizada ou não (PIEKARSKI et al., 2012). De acordo com Malça & Freire (2011), as principais fontes e variabilidade em estudos de ACV para biodiesel na Europa estão relacionadas com incertezas associadas às emissões de N₂O e CO₂.

O Brasil é o quinto país mais extenso do mundo, possui vários tipos de solo, climas, e distintas práticas de cultivo. Assim, espera-se que as especificidades regionais no cultivo de soja no Brasil resultem em diferentes resultados de inventários de ciclo de vida (ICV). Entretanto, o relatório nacional brasileiro sobre os benefícios ambientais do biodiesel (BRASIL, 2013), que contabilizou nos impactos ambientais o estágio do cultivo de soja, utilizou apenas dados de produção dos estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul.

No entanto, há vários estudos de ACV que abordam a produção de soja brasileira em diferentes regiões e utilizando diferentes fontes de dados (CAVALETT, 2008; RAUCCI et al., 2014; CASTANHEIRA & FREIRE, 2012; CARVALHO, 2012; MACIEL et al., 2015; RAMAZZOTTE, 2010; MOURAD, 2008; MARZULLO, 2007), sugerindo que a representatividade de determinado estudo sobre o cenário brasileiro pode ser discutida. A análise de componentes principais (PCA) vem sendo utilizada em estudos de ACV para avaliarem-se as principais fontes de variação, correlações e agrupamentos nos dados (ZORTEA, 2015). O PCA é uma técnica estatística que cria novas variáveis a partir de uma combinação linear entre as variáveis originais, chamados componentes principais (PCs), que são ordenados pelo quanto explicam a variação dos dados. O uso dessa técnica estatística tem sido adotado em estudos de ACV, pois normalmente eles têm como resultado grande quantidade de dados multidimensionais difíceis de compreender e interpretar (BERSIMIS &

GEORGAKELLOS, 2013; GUTIERREZ et al., 2010). Mais sobre o funcionamento da PCA pode ser encontrado em Wold & Geladi (1987) e Camacho & Ferrer (2010). Além disso, outra técnica que ganha espaço em estudos de ACV é a Análise de Variância (ANOVA). De acordo com Stahle & Wold (1989), a ANOVA reúne técnicas estatísticas que decompõem a variância dos dados, calculam parâmetros estatísticos específicos e os testam para verificar hipóteses. Em ACV a técnica vem sendo empregada para testar a significância das diferenças nos impactos entre diferentes cenários (NEMECK, 2011; FLYSJO, 2012). Mais detalhes sobre a metodologia ANOVA em Stahle & Wold (2010).

No presente trabalho, analisou-se a representatividade dos dados de ICV de estudos brasileiros para a produção de soja a partir de técnicas estatísticas, buscando verificar se dados regionais podem ser utilizados para caracterizar a produção nacional, como observado no relatório nacional brasileiro sobre os benefícios ambientais do biodiesel (BRASIL, 2013).

Metodologia

Os dados de ICV de 8 trabalhos, referentes a 11 safras de cultivo de soja, foram selecionados, 5 deles referentes a dados de cultivo estaduais (chamados de regionais neste estudo) e 6 com o escopo para todo o território nacional. Os dados de entrada e saída considerados para este estudo foram: produtividade; aplicação de potássio, calcário, nitrogênio e fósforo; quantidade de sementes; aplicação de defensivos; consumo de Diesel; ano da safra; emissões de CO₂-eq; e região. Cabe salientar que os defensivos foram contabilizados como a soma das aplicações de herbicidas, fungicidas, pesticidas e inseticidas e, com exceção da produtividade, todos os outros dados numéricos foram contabilizados em respeito a 1 kg de soja produzida. A tabela 1 apresenta a fonte dos trabalhos avaliados neste estudo, classificação dos dados e ano da safra. Todos os dados são de ICVs sem passar por nenhum processo de caracterização.

A partir desses dados a PCA foi empregada para estudar as principais fontes de variação, possíveis correlações e agrupamentos nos dados. A ANOVA foi utilizada para testar a significância da dependência regional dos dados avaliados e para outros possíveis agrupamentos.

Tabela 1: Estudos avaliados, classificação dos dados e ano da safra

Trabalho	Região	Classificação dos dados	Ano da safra	Referência
Cavalet	Brasil	Secundários	2004/2005	Cavalett, (2008)
Raucci_a	MT	Primários	2007/2008	Raucci et al., (2014)
Raucci_b	MT	Primários	2008/2009	Raucci et al., (2014)
Raucci_c	MT	Primários	2009/2010	Raucci et al., (2014)
Castanheira	Brasil	Secundários	2010/2011	Castanheira & Freire, (2012)
Carvalho	Brasil	Secundários	2010	Carvalho, (2012)
Maciel	RS	Primários	2012/2013	Maciel et al., (2015)
Vlândia	Brasil	Secundários	2006	Ramazzotte, (2010)
Mourad	SP	Primários	2006	Mourad, (2008)
Marzullo	Brasil	Secundários	2005	Marzullo,(2007)
Embrapa	Brasil	Primários	2006	Embrapa, (2007)

RS: Rio Grande do Sul; MT: Mato Grosso; SP: São Paulo

Inicialmente, realizou-se uma análise de distribuição das variáveis e medida de correlação. Para testar a hipótese de que os dados seriam oriundos de uma distribuição normal, utilizou-se o teste Shapiro-Wilk (Shapiro, 1965).

Para a análise da PCA, o teste de distribuição normal foi desconsiderado por não ser necessário, devido à natureza não paramétrica dessa técnica. Entretanto, as variáveis foram centradas na sua respectiva média e escalonadas em respeito ao seu desvio padrão, para que possam ser comparadas da mesma forma independente da faixa de seus valores absolutos.

A PCA foi utilizada para reduzir a dimensionalidade da matriz de dados de forma que as variáveis consideradas sejam representadas por quatro ou menos variáveis (PCs). Através dessa transformação, espera-se que as principais estruturas dos dados sejam interpretáveis, como: correlações entre variáveis, agrupamentos e importância das variáveis e objetos. Cabe salientar que a variável “região” não foi considerada no PCA devido ao fato de ter sido empregada para avaliar a hipótese de agrupamentos dos ICVs.

Assim, os ICVs foram divididos em dois grupos para os testes de significância: produção regional e produção nacional. As análises de ANOVA tiveram como objetivo decompor a variância das variáveis testadas entre uma parte aleatória e outra em função da diferença dos tratamentos (grupos criados). A razão entre as variâncias, com os devidos graus de liberdade, foi utilizada para calcular o parâmetro estatístico F, utilizado para testar a igualdade das variâncias comparando com a distribuição F teórica. A hipótese nula testada é da igualdade das variâncias, significando que não há diferença estatisticamente significativa entre os grupos. Para os dados de fertilizante, os dados de cálcio e potássio foram transformação quadrática para corrigir problemas de distribuição. Cabe salientar que a emissão de CO₂ eq. não foi avaliada por ter sido prejudicada pela falta de dados da aplicação de nitrogênio, que altera consideravelmente a emissão de GEE (gases de efeito estufa) e a natureza da distribuição de seus valores.

Resultados

Na tabela 2 os PCs resultantes da análise da PCA estão representados por ordem de variação explicada. A partir da análise da PCA, é possível afirmar que cinco PCs já podem explicar 94% da variação dos dados, indicando boa redução de dimensionalidade. Por outro lado, três PCs explicam 74% da variação dos dados, portanto, sendo considerados suficientes para representar as principais estruturas dos dados. Uma vez que a variável “ano da safra” não mostrou correlação significativa com nenhuma outra variável, foi desconsiderada da análise de PCA.

Tabela 2: Variação explicada dos componentes principais (PCs)

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9
Desvio Padrão	1,66	1,45	1,33	1,00	0,89	0,57	0,38	0,13	0,08
Variação Proporcional	0,30	0,23	0,19	0,11	0,08	0,03	0,01	~0,00	~0,00
Variação Cumulativa	0,30	0,54	0,74	0,85	0,94	0,98	0,99	~1,00	1,00

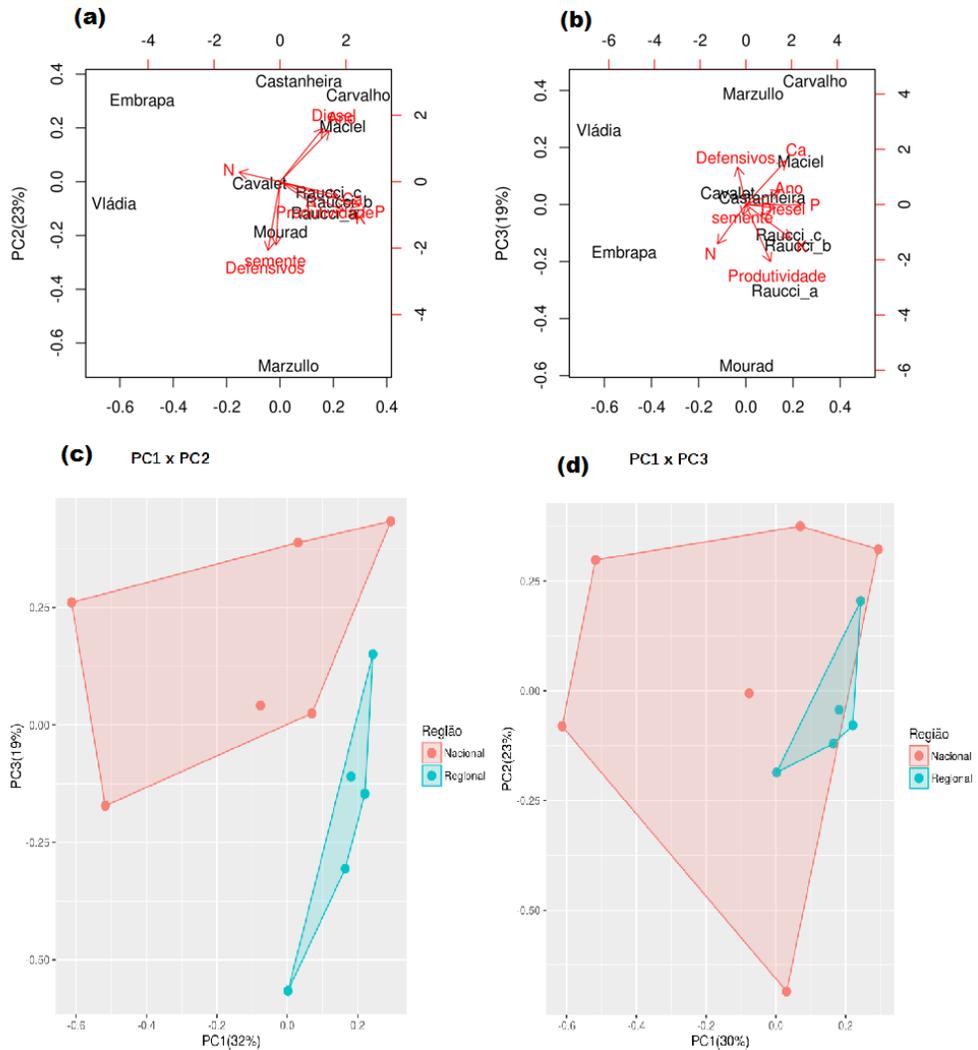
Os valores para os objetos (escores) para os PC1, PC2 e PC3 e a contribuição de cada variável para a construção dos PCs (*Loadings*) estão apresentados na figura 1(a), (b). Os valores dos escores estão representados na borda inferior e esquerda dos gráficos, e o dos *loadings* na borda superior e direita. As setas vermelhas indicam o valor de *loading* para a variável mostrando a sua contribuição para aquele PC. As variáveis que mais contribuem para os PCs com maior variação explicada, ou que contribuem para mais PCs, são consideradas variáveis importantes. Variáveis com valores de *loadings* semelhantes dos mesmos PCs demonstram forte correlação. Como se observa na figura 1(a), há expressiva correlação entre aplicação de fertilizantes (exceto nitrogênio)

e a produtividade para o PC1, e nenhuma relação com sementes e defensivos; já para o PC3, a aplicação de defensivos mostra correlação negativa com a produtividade.

Outros resultados importantes foram correlação negativa entre aplicação de nitrogênio para com os outros fertilizantes e a própria produtividade; aplicação de defensivos e uso de sementes por kg de soja produzida; correlação contrária entre uso de diesel e aplicação de defensivos e uso de sementes; correlação fraca com aplicação de fertilizantes e o diesel.

Ainda na figura 1(a) e (b), a posição dos objetos (trabalhos de onde foram retirados os dados) permite observar, através da proximidade dos escores, que há uma relação de similaridade indicando agrupamento. Esta relação pode ser mais claramente observada na figura 1(c) e (d), onde os dados avaliados foram agrupados em função de sua origem regional, demonstrando que há diferenças significativas entre os dados regionais e os nacionais. Portanto, é possível observar o distanciamento geral entre os ICVs que contemplam a produção nacional.

A tabela 2 traz os resultados dos testes de significância da ANOVA, mostrando a fração de variância atribuída devido a diferenças do grupo regional, à fração de variância dada para a natureza aleatória da variável, os graus de liberdade utilizados para calcular o parâmetro F, o parâmetro F utilizado no teste, e valor p. Os resultados mostram a significância entre as diferenças das variâncias, sendo que quando o valor p é menor que 0,05, pode ser descartada a hipótese nula da igualdade das variâncias para um intervalo de confiança de 95%.

Figura 1: Biplots da Análise de Componentes Principais (PCA)

(a) gráfico de escores e representação dos loadings (flechas vermelhas) para os PC1 e PC2; (b) gráfico de escores e representação dos loadings (flechas vermelhas) para os PC1 e PC3; (c) gráfico de escores com representação dos agrupamentos formados em função da região onde os dados foram obtidos para os PC1 e PC2; (d) gráfico de escores com representação dos agrupamentos formados em função da região onde os dados foram obtidos para os PC1 e PC3

Tabela 3: Resultado dos testes de significância do ANOVA

Tratamento	Variável	GL	Soma das variâncias	F	p
Região	Produtividade	1	273197	28,9	0,00044
Resíduos	Produtividade	9	85066	-	-
Região	Potássio	1	4,236e-07	4,855	0,055
Resíduos	Potássio	9	7,853e-07	-	-
Região	Fósforo	1	0,0001757	2,456	0,52
Resíduos	Fósforo	9	0,0006439	-	-
Região	Cálcio	1	0,000634	0,337	0,576
Resíduos	Cálcio	9	0,016897	-	-
Região	Defensivos	1	0,000581	1,366	0,273
Resíduos	Defensivos	9	0,003827	-	-
Região	Diesel	1	0,0000005	0,012	0,913
Resíduos	Diesel	9	0,0003753	-	-

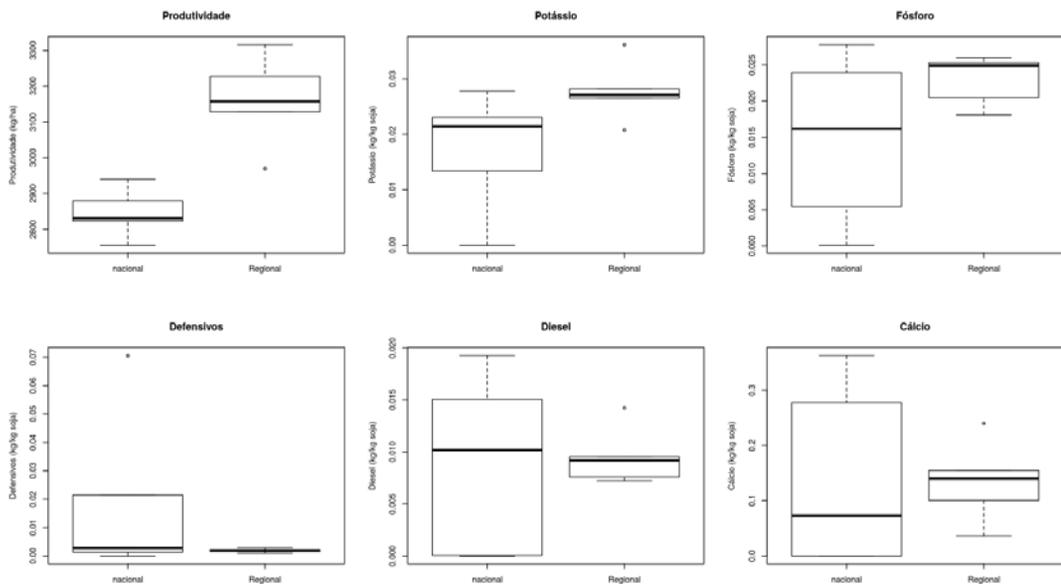
GL: Graus de liberdade; F: Parâmetro F; p: probabilidade.

A partir dos resultados dos testes de significância apresentados na tabela 2 é possível inferir que a hipótese nula, em que produtividade não depende da região, possa ser descartada com 99% de confiança. Isso ajuda a corroborar que as características regionais de produção são fatores chave e que dados de produtividade de determinado estado brasileiro não representam os dados de produção em escala nacional. Este é um resultado importante, uma vez que em estudos de ACV da produção agrícola a produtividade é frequentemente empregada como fluxo de referência. Além disso, para os fertilizantes potássio e fósforo, a hipótese nula pode ser descartada para um intervalo de 90% e 80% de confiança, respectivamente, ou seja, é possível afirmar que há diferenças

estatísticas entre os estudos. Entre tanto, para o diesel as análises indicam que não há diferenças estatísticas entre os ICVs regionais e os nacionais.

Na figura 2 são apresentadas as distribuições das variáveis testadas em função dos grupos regionais. É possível observar que a dispersão dos dados referentes à produção nacional é maior do que a dos ICVs regionais, com exceção da produtividade. Os pontos fora da caixa são os dados anômalos, isto é, aqueles que apresentam valores superiores ou inferiores ao intervalo de 95%. Esses pontos são mais frequentes para o grupo formado pelos ICVs regionais, o que era esperado, pois o grupo possui safras de localidades bem distintas entre si.

Figura 2: Distribuição das variáveis em função do grupo regional



Discussão

Um dos resultados da análise da PCA que mais se destacou foi a forte correlação negativa entre a quantidade aplicada de nitrogênio referente aos outros fertilizantes. O padrão encontrado não era esperado, pelo menos para fósforo, isso porque, segundo a FAO (2015), 40 % dos fertilizantes que são fontes de fósforo utilizados no Brasil também possuem nitrogênio em sua formulação. Portanto, esperava-se uma correlação positiva entre nitrogênio e fósforo, e conseqüentemente correlação com as outras variáveis de fertilizantes e produtividade. A recomendação técnica (EMBRAPA, 2011, 2012) para o plantio de soja não indica a adubação nitrogenada para o cultivo da soja. No entanto, todos os ICVs de dados primários avaliados neste estudo contabilizam aplicação de nitrogênio. Por outro lado, outros três ICVs avaliados, cujos dados são secundários e o escopo nacional, registraram aplicação zero de nitrogênio.

Assim, combinando essa informação com a grande dispensabilidade dos dados nacionais e a falta de similaridade entre si (ausência de agrupamento na PCA), pode-se indicar as seguintes possibilidades: as práticas agrícolas para cultura de soja diferem consideravelmente entre as regiões avaliadas, e estudos que contemplam dados estimados (dos ICVs secundários) não se baseiam em informações representativas dessa diversidade. Os ICVs regionais apresentam maior coerência entre si, formando agrupamentos e possuindo baixa dispersão dos dados, comparados com os nacionais. Por sua vez, mais estudos regionais poderiam ser feitos e utilizados para criar modelos de distribuição de usos de insumos pelo país, assim fornecendo dados de melhor qualidade para estudos que contemplem todo o território brasileiro.

Conclusões

O presente trabalho levantou dados comuns de ICVs de produção de soja no Brasil, *commodity* de grande relevância mundial, para testar a sua

representatividade estatística. A aplicação da técnica de PCA foi utilizada com sucesso para a redução de dimensionalidade, provendo meios de visualizar os principais padrões nos dados para todas as variáveis simultaneamente. Os testes de significância e análise da dispersão das variáveis foram utilizados para verificar a dependência dos dados de ICV com a sua região de escopo.

Combinando os resultados das análises e testes, é possível afirmar que os dados regionais não são estatisticamente similares aos dados nacionais para a avaliação de sistemas de produto da produção primária de soja no Brasil, independentemente da parcela de contribuição para a produção total. Além disso, devido à ausência de similaridades e dispersão dos dados, os estudos nacionais não representam o mesmo sistema de produção de soja.

Portanto, adotar um estudo de determinada região para representar a produção de soja nacional pode não ser uma prática adequada. Por fim, o estudo também fornece indícios de que os dados de estudos nacionais podem estar equivocados com a realidade das práticas agrícolas, e que é necessário priorizar a representatividade dos dados no momento da construção do inventário. Esta medida pode evitar discrepâncias em futuros estudos de avaliação de desempenho ambiental relacionado à produção do grão de soja.

Referências

BERSIMIS, S. & Georgakellos, D. (2013) A probabilistic framework for the evaluation of products' environmental performance using life cycle approach and Principal Component Analysis. *Journal of Cleaner Production*. 42, 103–115.

BRASIL. (2013). Benefícios Ambientais da Produção e do Uso do Biodiesel – 1a Edição Relatório apresentado à Câmara Setorial da Cadeia Produtiva de Oleaginosas e Biodiesel em outubro de 2013. Brasília.

CAMACHO, J., Picó, J. & Ferrer, A. (2010) Data understanding with PCA: Structural and Variance Information plots. *Chemom. Intell. Lab. Syst.* 100, 48–56.

CARVALHO, Patricia Turano. (2012) Balanço de Emissões de Gases de Efeito Estufa de Biodiesel Produzido a Partir de Soja e Dendê no Brasil. Diss. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

CASTANHEIRA, É, G.; Freire, F. (2012) Greenhouse gas assessment of soybean production: implications of land use change and different cultivation systems, *Journal of Cleaner Production*, 54 (2013) 49-60,

CAVALETT, Otávio. (2008). Análise do ciclo de vida da soja. Tese doutorado. Universidade de Campinas. São Paulo, Brasil.

EMBRAPA. (2011). Empresa de Pesquisa Agropecuária. Tecnologia de Produção de Soja: Região Central do Brasil 2012 e 2013. Online at: <http://www.cnpso.embrapa.br/download/SP15-VE.pdf>.

EMBRAPA. Empresa de Pesquisa Agropecuária. (2012) Indicações Técnicas para a Cultura da Soja no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina, safras 2012/2013 e 2013/2014. Passo Fundo. Embrapa Trigo e Apassul, 2012, 242p, (ISSN 1516-5582)

FAO. (2013). Food and Agriculture Organization Corporate Statistical Database. Final 2011 Data and Preliminary 2012 Data for 5 Major Commodity Aggregates Now Available [Online]. Disponível em : <http://faostat.fao.org>.

FAO. (2015). OECD-FAO Agricultural Outlook 2015-2024. . doi:10.1787/agr_outlook-2015-en. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i4738e.pdf>

FLYSJÖ, A., Cederberg, C., Henriksson, M., & Ledgard, S. (2012). The interaction between milk and beef production and emissions from land use change—critical considerations in life cycle assessment and carbon footprint studies of milk. *Journal of Cleaner Production*, v. 28, p. 134-142, 2012.

GUTIERREZ, E., Lozano, S., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2010). Assessing relationships among life-cycle environmental impacts with dimension reduction techniques. *Journal of environmental management*, 91(4), 1002-1011.

MACIEL, G. V., Zortea, B. R., Silva, W., Cybis, L., Einloft, S., Seferin, M., (2015). Life Cycle Inventory for the agricultural stages of soybean production in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Journal of Cleaner Production* 93, 6574.

MALÇA, J., Freire, F., (2011). Life-cycle studies of biodiesel in Europe: A review addressing the variability of results and modeling issues. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15, 338351.

MARZULLO, Rita de Cassia Monteiro. (2007). Análise de ecoeficiência dos óleos vegetais oriundos da soja e palma, visando a produção de biodiesel. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

MOURAD, A. L. Avaliação da Cadeia Produtiva de Biodiesel obtido a partir da Soja. (2008). Tese de Doutorado. Tese de Doutoramento, Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

NEMECEK, Thomas et al. (2011). Life cycle assessment of Swiss farming systems: II. Extensive and intensive production. *Agricultural Systems*, v. 104, n. 3, p. 233-245, 2011.

PANICHELLI, L., Dauriat, A., Gnansounou, E., (2008). Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Argentina for export. *J. Life Cycle Assess.* 14, 144e 159

PIEKARSKI, C.M., Da Luz, L.M., Zocche, L., Francisco, A.C., (2012). Life cycle impact assessment methods: a discussion of methods adoption in Brazilian species. *Rev. Gest. Ind.* ISSN: 1808-0448

RAMAZZOTTE, V. C.B. (2010) Inventário do ciclo de vida da soja no Brasil. Dissertação de Mestrado. Programa de pós-graduação em engenharia mecânica e de materiais. Universidade Tecnológica Federal do Paraná Campus de Curitiba.

RAUCCI, G., Moreira, C., Alves, P., Mello, F., Frazão, L., Cerri, C., Cerri, C., (2014). Greenhouse gas assessment of Brazilian soybean production: a case study of Mato Grosso State. *Journal of Cleaner Production*.96, 418-425.

SHAPIRO, Samuel Sanford; WILK, Martin B. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, v. 52, n. 3/4, p. 591-611, 1965.

STAHLE, L., Stahle, L. & Wold, S. (1990). Multivariate analysis of variance (MANOVA). *Chemom. Intell. Lab. Syst.* 9, 127-141.

STHLE, L. & Wold, S. (1989). Analysis of variance (ANOVA). *Chemom. Intell. Lab. Syst.* 6, 259-272.

WOLD, S., Esbensen, K. & Geladi, P. (1987) Principal component analysis. *Chemom. Intell. Lab. Syst.* 2, 37-52.

ZORTEA, Rafael Batista. (2015). Avaliação da Sustentabilidade do Biodiesel da Soja no Rio Grande do Sul: uma abordagem de ciclo de vida. Porto Alegre. 213f. Tese de Doutorado. Instituto de Pesquisa Hidráulicas – UFRGS.

Uso da Lógica Fuzzy na avaliação da viabilidade do ciclo de vida do biodiesel

Henrique Leonardo Maranduba¹

Elivaldo Lozer²

Joabe Vieira³

Rosenira Serpa da Cruz⁴

José Adolfo de Almeida Neto⁵

Resumo

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta promissora para pôr em prática o Pensamento do Ciclo de Vida. Contudo, apresenta algumas limitações, como a alocação de impactos entre produtos e coprodutos, a expansão de fronteiras, categorias de impacto relevantes regionalmente, disponibilização de inventários, subjetividade das escolhas e avaliação integrada da sustentabilidade. Nesse contexto, a Lógica Fuzzy, associada à análise multicriterial, vem sendo apontada como um método com potencial para avaliar de forma objetiva os resultados extraídos de uma ACV, bem como incorporar variáveis técnicas, econômicas e sociais. O objetivo deste trabalho foi utilizar um controlador Fuzzy para avaliar a viabilidade das misturas B7 e B10 sob uma perspectiva ambiental e econômica. Foram consideradas três variáveis de entrada: Potencial de Aquecimento Global, Custo da Principal Matéria-Prima e Demanda Acumulada de Exergia. As funções de pertinência utilizaram funções trapezoidais e triangulares. A base de regras foi construída através da opinião de especialistas. O Sistema de Inferência utilizado para obtenção dos resultados foi o proposto por Mamdani (ou MAX-MIN) e o método de Defuzzificação escolhido foi o Centro de Gravidade. As modelagens deram-se com o apoio dos softwares SimaPro 8.0 e MATLAB R2013a 8.1.0.604. As perspectivas ambiental e econômica foram construídas utilizando o método AHP. Os resultados mostraram um potencial promissor no uso da Lógica Fuzzy como ferramenta complementar à ACV ambiental na análise da

1 Doutorando pelo Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente - PPGDMA / Universidade Estadual de Santa Cruz - UESC, henrique.leo@gmail.com

2 Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Modelagem Computacional em Ciência e Tecnologia - PPGMC / UESC

3 Graduando em Engenharia de Produção / UESC

4 Docente pelo Departamento de Ciências Exatas e Tecnológicas - DCET / UESC

5 Docente pelo Departamento de Ciências Agrárias e Ambientais - DCAA / UESC

sustentabilidade do ciclo de vida de produtos. Tanto o B7 quanto o B10 apresentaram viabilidades entre “Baixa” e “Alta” na perspectiva ambiental (entre 20% e 80%), e “Muito baixa” na perspectiva econômica (entre 0% e 20%). Quando comparados a cenários B100, os cenários B7 e B10 apresentaram viabilidade ambiental inferior apenas ao melhor caso de produção do biodiesel de dendê e viabilidade econômica inferior aos três cenários de produção de biodiesel de algodão e ao melhor cenário de produção do biodiesel de dendê.

Palavras-chave: *AHP. Análise Multicriterial. Biocombustíveis. Avaliação do Ciclo de Vida. Análise de Incerteza.*

Introdução

O Pensamento do Ciclo de Vida (*Life Cycle Thinking*) é um conceito existente dentro da gestão ambiental, que tem por objetivo avaliar sistemicamente os impactos ambientais, sociais e econômicos causados pelo ciclo de vida de um produto ou serviço, isto é todas as fases desde a extração das matérias-primas até o descarte final (BENOÎT; MAZIJIN, 2009; FINKBEINER et al., 2014; KLÖPPFER, 2014).

A Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) tem como meta avaliar de modo integrado o ciclo de vida de um produto sob as perspectivas ambiental, social e econômica, possibilitando informações relevantes para os tomadores de decisão (KLÖPPFER, 2014).

Contudo, essa integração vem enfrentando desafios na prática, haja vista que cada perspectiva de avaliação é realizada de forma separada, não existindo um método consolidado que permita, de forma objetivamente, uma comunicação entre os resultados. Além disso, cada avaliação possui, por si só, limitantes e lacunas que ainda necessitam de soluções (FINKBEINER et al., 2014; GUINÉE et al., 2011; KLÖPPFER, 2014; LIFE CYCLE INITIATIVE, 2013; LIU; ZHANG, 2013).

Quando o objetivo de um estudo é avaliar a sustentabilidade, o desempenho ou mesmo a viabilidade do ciclo de vida de um produto por meio de um

indicador único de impacto, surge um fator limitante: a subjetividade na agregação dos resultados por categoria de impacto e conseqüentemente das conclusões. Nesse contexto, critérios alternativos que melhor tratem a subjetividade têm sido propostos, sendo a Lógica Fuzzy o método apontado como aquele com forte potencial para avaliar de forma integrada e objetiva variáveis técnicas, ambientais, econômicas e/ou sociais (AGARSKI et al., 2015; CHAN; WANG; RAFFONI, 2014; SABAGHI et al., 2016; WANG; CHAN; LI, 2015).

Desenvolvida por Lofti A. Zadeh na década de 1960 (ZADEH, 1965), a Lógica Fuzzy (também chamada de lógica nebulosa ou difusa) é tida como uma das melhores ferramentas para o desenvolvimento de sistemas de controle de processos incertos, como a medicina, as engenharias e as ciências ambientais (SABAGHI et al., 2016). Criada para ser uma extensão da lógica convencional (clássica), a Lógica Fuzzy utiliza-se da ideia de “verdade parcial” para modelar fielmente dados imprecisos, fazendo com que os sistemas lógicos trabalhem com informações mais próximas da realidade (BECAERT et al., 2006; BENETTO; DUJET; ROUSSEAU, 2008).

Em termos conceituais, a lógica convencional está baseada em dois princípios: o princípio da “não contradição” e do “terceiro excluído”. De acordo com o princípio da “não contradição”, dada uma proposição qualquer p , temos que: se p é verdadeira, então a negação de p ($\neg p$) é falsa, e vice-versa. Já de acordo com o princípio do “terceiro excluído”, dada uma proposição qualquer p : ou p é verdadeira, ou sua negação ($\neg p$) é verdadeira, não existindo uma terceira opção. Esses dois princípios sintetizam a objetividade da lógica clássica, deixando clara a inadequação dela para tratar sistemas complexos e não lineares da realidade (RIBEIRO, 2016).

Na lógica clássica, dado um conjunto A qualquer e um elemento x , pode-se afirmar que x pertence à A ($x \in A$) ou que x não pertence à A ($x \notin A$). Porém, existem inúmeros problemas na prática em que essa relação de pertinência não se dá de forma direta. Por exemplo, suponha um conjunto $B = \{ y \mid y \text{ é}$

próximo de 0 }, com B contido no conjunto dos números reais ($B \subset R$). A partir dessa premissa, se $y_1 = 0,01$, y_1 pertence à B ($y_1 \in B$)? Entre tanto, se $y_2 = 0,9$, y_2 pertence à B ($y_2 \in B$)? (RIBEIRO, 2016).

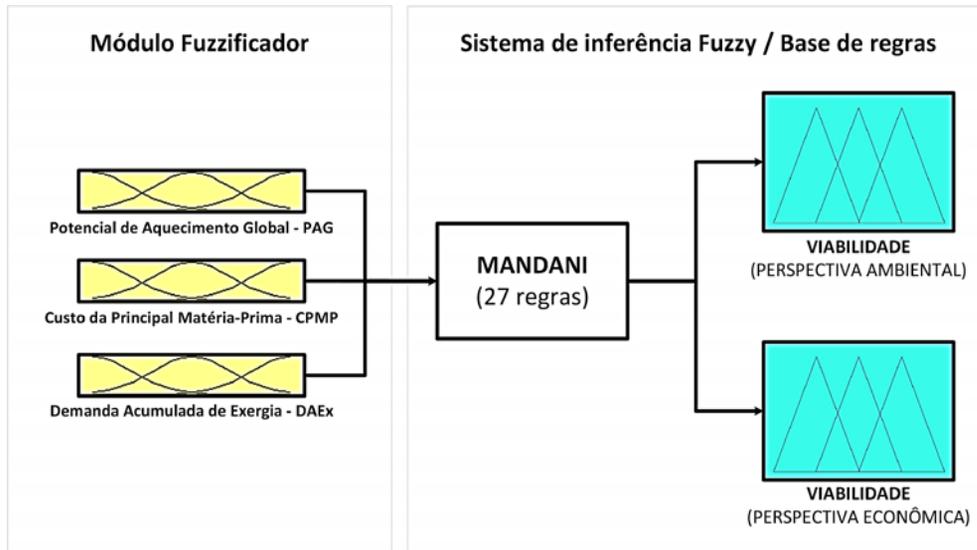
Como as respostas dessas pertinências apresentam certo grau de subjetividade, ficam claras as limitações da lógica clássica em tratar as incertezas das informações, justificando o uso da Lógica Fuzzy como alternativa para associar as imprecisões dos níveis de “pertencimento” de um elemento a um conjunto. Em outras palavras, com a utilização da Lógica Fuzzy é possível dizer que $y_1, y_2 \in B$ com diferentes graus de pertinência (RIBEIRO, 2016).

O objetivo deste trabalho foi utilizar o controlador Fuzzy desenvolvido por Ribeiro (2016) para avaliar a viabilidade do ciclo de vida do biodiesel produzido no Brasil, considerando dois cenários de mistura: B7 (7% de biodiesel e 93% de diesel fóssil) e B10 (10% de biodiesel e 90% de diesel fóssil). O controlador é composto por três variáveis de entrada (Potencial de Aquecimento Global - PAG, Custo da Principal Matéria-Prima - CPMP e Demanda Acumulada de Exergia - DAEx) e duas variáveis de saída (Viabilidade ambiental e Viabilidade econômica), sendo que a primeira avalia a viabilidade do biodiesel sob uma perspectiva ambiental e a segunda sob uma perspectiva econômica.

Materiais e métodos

Para modelar as ações do sistema, um controlador Fuzzy composto por um módulo fuzzificador, um sistema de inferência e uma base de regras foi desenvolvido (figura 1).

Figura 1 – Sistematização simplificada do controlador Fuzzy utilizado (RIBEIRO, 2016)



O módulo fuzzificador é composto por três variáveis de entrada, sendo uma variável relacionada às questões ambientais (PAG), uma relacionada às questões econômicas (CPMP) e outra relacionada às questões energéticas (DAEx) e duas variáveis de saída: viabilidade – perspectiva ambiental e viabilidade – perspectiva econômica. As variáveis de entrada foram classificadas como “baixo(a)”, “médio(a)” e “alto(a)”, e as variáveis de saída como “muito baixa”, “baixa, média”, “alta” e “muito alta”. As funções de pertinência utilizaram funções lineares trapezoidais e triangulares. A base de regras foi construída utilizando a opinião de especialistas, por meio de premissas do tipo “SE <entrada 1> E <entrada 2> E <entrada 3> ENTÃO <saída 1 ou saída 2>”.

O sistema de inferência utilizado para obtenção dos resultados foi o proposto por Mamdani (ou MAX-MIN) e o método de defuzzificação escolhido

foi o centro de gravidade. A modelagem do controlador foi realizada com o apoio do software MATLAB® (versão R2013a 8.1.0.604), desenvolvido pela MathWorks, Inc, e do complemento Fuzzy Logical Toolbox®. Para criar a base de regras para as variáveis propostas, foi utilizada uma comparação par a par entre as variáveis de entrada (método AHP), visando ponderar o grau de importância de uma variável em relação à outra, em que o grau considerou dois cenários de importância: ambiental (viabilidade ambiental) e econômica (viabilidade econômica). Os pesos das entradas para cada uma das saídas modeladas podem ser visualizados na tabela 1:

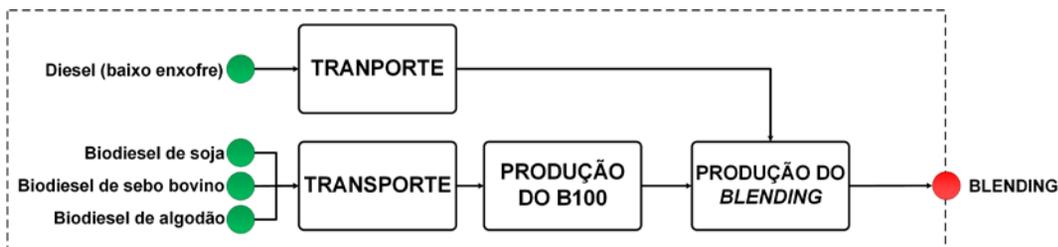
Tabela 1 – Descrição das variáveis de entrada em cada uma das perspectivas avaliadas (RIBEIRO, 2016)

Variáveis de entrada	PESO Perspectiva ambiental	PESO Perspectiva econômica
Potencial de Aquecimento Global – PAG (kg CO ₂ -eq/kg)	0,60	0,26
Custo da Principal Matéria-Prima – CPMP (R\$/kg)	0,20	0,64
Demanda Acumulada de Exergia – DAEx (MJ-eq/kg)	0,20	0,11

A variável CPMP foi obtida das cotações referentes ao mês de março de 2016, no *website* Biomercado. Já as variáveis PAG e DAEx foram obtidas a partir de um estudo de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), sob a perspectiva atribucional (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006), avaliando dois cenários de produção da mistura (*blend*) biodiesel-diesel, sendo que para a categoria Potencial de Aquecimento Global (PAG) foi utilizado o método ReCiPe *Midpoint* (H) (GOEDKOOP et al., 2009) e para a Demanda Acumulada de Exergia (DExA) o método Cumulative Exergy Demand - CExD (BÖSCH et al., 2007). A unidade funcional adotada foi uma tonelada de biodiesel (B7 e B10). A modelagem foi realizada com o apoio do software SimaPro® 8.0.1 e da base de dados ecoinvent 3.0. A fronteira do estudo foi definida como sendo “berço ao portão”, ou seja, contabilizando os

impactos desde a produção das matérias-primas até a produção do *blend* na refinaria (figura 2), (BIOMERCADO, 2016; ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006).

Figura 2 – Fluxograma simplificado do sistema de produção do blend considerado neste estudo



¹ Inventário do Diesel: (SUGAWARA, 2012);

² Inventário do biodiesel de soja: óleo de soja (ROCHA, 2011) e transesterificação (MARANDUBA et al., 2016);

³ Inventário do biodiesel de Sebo Bovino: (CUNHA, 2008);

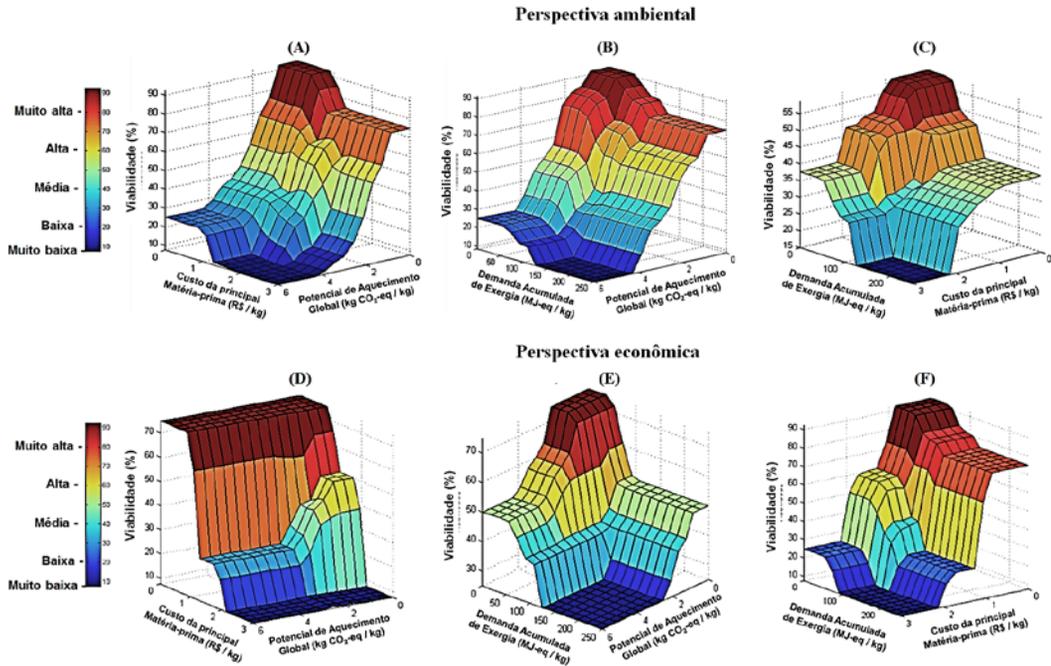
⁴ Inventário do biodiesel de algodão: ecoinvent versão 3 (WERNET et al., 2016);

Resultados e discussão

Os resultados deste trabalho foram divididos em duas vertentes: a descrição do controlador Fuzzy e o comportamento das variáveis de saída considerando os combustíveis B7, B10, B100 de soja, B100 de sebo bovino, B100 de algodão e B100 de dendê.

A primeira vertente apresenta as correlações entre as entradas e as saídas do controlador considerando a base de regras e as ponderações estabelecidas para cada perspectiva (figura 3).

Figura 3 – Superfícies correlacionando as variáveis de entrada com as variáveis de saída, tanto na perspectiva ambiental quanto na econômica (RIBEIRO, 2016)



A figura 3 mostra 6 superfícies tridimensionais, onde o eixo Y corresponde à variável de saída (viabilidade, em %), e os eixos X e Z correspondem a duas variáveis de entrada. As superfícies A (CPMP x PAG), B (DAEx x PAG) e C (DAEx x CPMP) referem-se à perspectiva ambiental, enquanto as superfícies D (CPMP x PAG), E (DAEx x PAG) e F (DAEx x CPMP) referem-se à econômica.

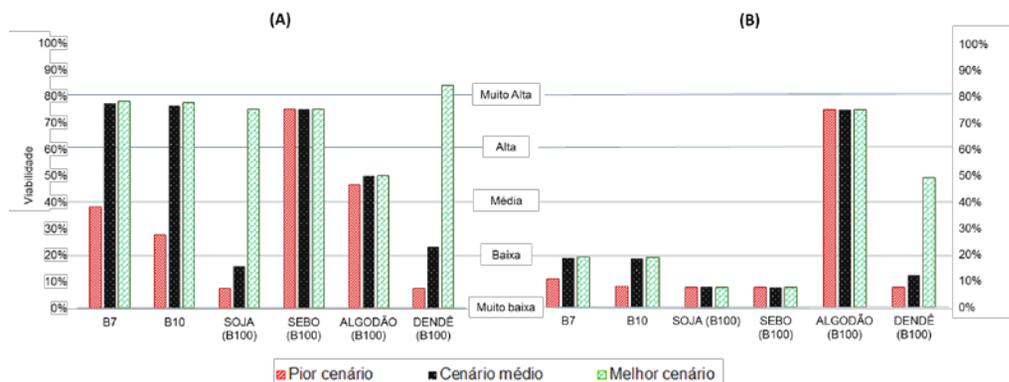
Na superfície A, a viabilidade mostra-se próximo de 0% (muito baixa) para os valores de PAG acima de 4 kg de CO₂-eq e acima de R\$ 1,50/kg para CPMP. A viabilidade acima de 60% (alta) é alcançada apenas quando os valores do PAG se situaram abaixo de ~1,7 kg de CO₂-eq/kg. A superfície B mostrou um comportamento semelhante à A, e a viabilidade mostra-se próxima de 0% (muito baixa) para os valores de PAG acima de 4 kg de CO₂-eq/kg e valores acima de 130 MJ-eq/kg para DAEx. Já a superfície C apresentou tendência pior para a viabilidade, alcançando o valor máximo próximo de 60% (alta) apenas

para valores de CPMP menores que R\$ 1,00/kg e DAEx abaixo de 50 MJ-eq/kg.

Já nas superfícies de avaliação sob a perspectiva econômica, a variável CPMP em função do seu peso, é determinante na viabilidade do biodiesel. Portanto, nas superfícies D e F, a viabilidade do biodiesel é superior a 60% (alta) para valores de CPMP abaixo de R\$ 1,00/kg, independentemente dos valores assumidos pelas variáveis PAG (na superfície D) e DAEx (superfície F). A superfície E mostrou viabilidade acima de 60% (alta) apenas quando os valores estão abaixo de 100 MJ-eq/kg para a variável DAEx e de 2 kg de CO₂-eq/kg para a PAG.

A segunda vertente refere-se ao teste do modelo, utilizando os valores de PAG, DAEx e CPMP dos combustíveis escolhidos. Para testar o controlador Fuzzy, foram propostos três cenários para cada um dos biocombustíveis: cenário médio, melhor e pior cenário das variáveis (utilizando o desvio padrão de cada variável) (figura 4).

Figura 4 – Comparativo de viabilidade sob a perspectiva ambiental (A) e econômica (B), dos cenários prospectivos de mistura B7, B10 e B100 (soja, sebo bovino, algodão e dendê) calculados pelo controlador Fuzzy



Os melhores e piores cenários foram obtidos a partir dos desvios padrões das variáveis de entrada.

Com relação à viabilidade sob a perspectiva ambiental (A), o biodiesel B7 e o B10 comportaram-se de forma semelhante, atingindo viabilidade “baixa”

no pior cenário (entre 20% e 40%) e “alta” (60% e 80%) tanto no cenário base quanto no melhor cenário. A soja obteve viabilidade “muito baixa” (entre 0% e 20%) tanto no pior cenário quanto no cenário base, e viabilidade “alta” (entre 60% e 80%) no melhor cenário. O sebo bovino apresentou uma viabilidade “alta” para os três cenários. O algodão, a exemplo do sebo, também apresentou a mesma viabilidade para todos os cenários, neste caso, “média”. O dendê apresentou viabilidade “muito baixa” no pior cenário, “baixa” no cenário base e viabilidade “muito alta” (entre 80% e 100%) no melhor cenário de produção.

No que diz respeito à perspectiva econômica, o biodiesel B7, B10, soja e sebo apresentaram viabilidade “muito baixa” em todos os cenários avaliados. O algodão apresentou comportamento bastante similar ao sebo na perspectiva ambiental, em todos os cenários; o biodiesel de algodão revelou viabilidade econômica “alta” de produção. Já o dendê mostrou viabilidade “muito baixa” tanto para o pior cenário quanto para o cenário base; já para o melhor cenário, o dendê expressou viabilidade econômica “média”.

Considerações finais

O uso da Lógica Fuzzy, associada ao método AHP, possibilitou agregar categorias de impacto e perspectivas de avaliação que são, geralmente, analisadas isoladamente (ambiental e econômica), possibilitando um tratamento mais sistêmico da sustentabilidade do biodiesel, considerando incertezas e a influência de diferentes variáveis.

Os cenários de produção B7 e B10 mostraram um comportamento semelhante entre si, permitindo diagnosticar não apenas o potencial ambiental desse biocombustível como alternativa complementar do diesel fóssil (viabilidade próxima de “muito alta”, com exceção do pior cenário), mas também sua atual inviabilidade econômica (viabilidade “muito baixa” em todos os cenários), confirmada na prática pelos atuais subsídios governamentais.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pelo apoio financeiro através de bolsa nível doutorado, e ao Grupo Bioenergia e Meio Ambiente (BioMA) da Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) pela disponibilidade técnica e de infraestrutura.

Referências

AGARSKI, B. et al. Fuzzy multi-criteria-based impact category weighting in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, v. 112, p. 3256–3266, 2015.

BECAERT, V. et al. Fuzzy Life Cycle Evaluation: A Tool to Interpret Qualitative Information in Streamlined LCA. *Anais... 13th International Conference on Life Cycle Engineering*, p. 155–160, 2006.

BENETTO, E.; DUJET, C.; ROUSSEAU, P. Environmental Modelling & Software Integrating fuzzy multicriteria analysis and uncertainty evaluation in life cycle assessment. v. 23, p. 1461–1467, 2008.

BENOÎT, C.; MAZIJIN, B. Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products. United Nations Environment Programme - UNEP. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/DTIx1164xPA-guidelines_sLCA.pdf>.

BIOMERCADO. Biomercado - Cotações. Disponível em: <<http://www.biomercado.com.br/cotacoes.php>>. Acesso em: 9 abr. 2016.

BÖSCH, M. E. et al. Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to theecoinvent database. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 12, n. 3, p. 181–190, 2007.

CHAN, H. K.; WANG, X.; RAFFONI, A. An integrated approach for green design: Life-cycle, fuzzy AHP and environmental management accounting. *The British Accounting Review*, v. 46, n. 4, p. 344–360, 2014.

CUNHA, J. T. DA. Inventário do ciclo de vida do Biodiesel de sebo bovino e de soja e de óleo diesel de petróleo para o uso em ônibus urbanos na cidade de São Paulo / SP. [s.l.] Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo - IPT, 2008.

FINKBEINER, M. et al. Challenges in Life Cycle Assessment: An Overview of Current Gaps and Research Needs. In: KLÖPPFER, W. (Ed.). . *Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment. LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment*. Dordrecht: Springer Netherlands, 2014. p. 207–258.

- GOEDKOOPE, M. et al. ReCiPe 2008. 2009.
- GUINÉE, J. B. et al. Life cycle assessment: past, present, and future. *Environmental science & technology*, v. 45, n. 1, p. 90–96, 2011.
- ISO 14040. Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework., p. 28, 2006.
- ISO 14044. Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines., p. 54, 2006.
- KLÖPPFER, W. (ED.). *Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment*. Dordrecht: Springer Netherlands, 2014.
- LIFE CYCLE INITIATIVE. What is Life Cycle Thinking? Disponível em: <<http://www.lifecycleinitiative.org>>. Acesso em: 12 fev. 2015.
- LIU, F.; ZHANG, H. Novel methods to assess environmental, economic, and social sustainability of main agricultural regions in China. *Agronomy for Sustainable Development*, v. 33, n. 3, p. 621–633, 25 jan. 2013.
- MARANDUBA, H. L. et al. Improving the energy balance of microalgae biodiesel: Synergy with an autonomous sugarcane ethanol distillery. *Energy*, v. 115, p. 888–895, 2016.
- RIBEIRO, E. L. F. *Modelagem Computacional de um Sistema Dinâmico-Fuzzy para Análise de Viabilidade: Um Estudo de Caso do Biodiesel a partir do Óleo de Pinhão Manso*. [s.l.] Universidade Estadual de Santa Cruz - UESC, 2016.
- ROCHA, T. B. *Harmonização de inventários de ciclo de vida de biocombustíveis do Brasil*. [s.l.] Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, 2011.
- SABAGHI, M. et al. Sustainability assessment using fuzzy-inference technique (SAFT): A methodology toward green products. *Expert Systems with Applications*, v. 56, p. 69–79, set. 2016.
- SUGAWARA, E. T. *Comparação dos desempenhos ambientais do b5 etílico de soja e do óleo diesel, por meio da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)*. [s.l.] Universidade de São Paulo - USP, 2012.
- WANG, X.; CHAN, H. K.; LI, D. A case study of an integrated fuzzy methodology for green product development. *European Journal of Operational Research*, v. 241, n. 1, p. 212–223, 2015.
- WERNET, G. et al. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 21, n. 9, p. 1218–1230, 2016.
- ZADEH, L. A. *Fuzzy Sets*. *Information and Control*, v. 8, p. 338–353, 1965.

Análise da evolução dos temas de pesquisa da ACV no Brasil baseada na relação de co-words

Guilherme Marcelo Zanghelini^{1,2}

Henrique R. A. Souza Junior^{1,3},

Edivan Cherubini^{1,2},

Luiz Kulay⁴,

Sebastião Roberto Soares¹

Resumo

Quando uma área de pesquisa ampla e multidisciplinar como a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é analisada com vistas a proporcionar uma compreensão geral de sua aplicação, deparamo-nos com dificuldades para se identificar padrões de desenvolvimento. A indicação de temas dominantes e a evolução no tempo, bem como a relação da ACV com outras áreas do conhecimento e/ou gerenciamento ambiental, além das perspectivas para o futuro do desenvolvimento são importantes não apenas para caracterizar o perfil de uso da técnica e suas tendências. Estas informações são também vitais para a identificação de barreiras ao desenvolvimento científico e motivações a serem exploradas com vistas a intensificar sua difusão no país. Este estudo contribui para o tema ao analisar a relação de palavras-chave de artigos brasileiros que tratam de ACV, interpretando a evolução dos temas pesquisados e formando um quadro atual das principais interações em termos de áreas de atuação e conexões estabelecidas pela comunidade científica nacional. Para tanto, aplicou-se a técnica de ‘mapeamento de co-words’, uma variante da Análise Bibliométrica. A aplicação dessa abordagem a um grupo específico de artigos mede o grau de expressão do termo (palavra-chave), indicando a influência de cada tema com base na frequência de suas aparições, além de indicar as áreas mais intimamente ligadas por meio de citações entre as publicações. O universo de produções foi definido via busca de palavras-chave específicas nas bases de dados SCOPUS, Web of Science e Scielo para o período 1993-2015. Foram consideradas apenas

1 Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida – CICLOG - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), guilherme.zanghelini@posgrad.ufsc.br

2 EnCiclo Soluções Sustentáveis Ltda.

3 Departamento de Engenharia Ambiental – Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)

4 Departamento de Engenharia Química – Universidade de São Paulo (USP)

publicações indexadas pelo Institute for Scientific Information (ISI - SCI e SSCI). Exatos 165 artigos atenderam às condições propostas por este delineamento. O agrupando das palavras-chaves por similaridade de termos permitiu criar sete áreas temáticas: Biocombustíveis, Energia, Metodologia, Agronegócio, Construção, Gerenciamento de Resíduos e Termos Gerais (e.g., ACV, impactos...). O grupo Biocombustíveis formado pelos termos ethanol, bioethanol, sugarcane, biodiesel, biofuel, constitui a principal área de aplicação da ACV no Brasil. Uma análise de evolução demonstrou ainda que apenas a partir de 2008 – e com frequência regular, somente desde 2010 – os biocombustíveis começaram a ser estudados sob a ótica da ACV. As relações entre os grupos de pesquisa demonstram importantes ligações entre Biocombustíveis e Energia e Biocombustíveis e aspectos de Metodologia. Destaque-se por fim a evolução ocorrida desde 2003 no grau de complexidade das conexões - tanto quantitativa como qualitativamente - entre as palavras-chave. Quando somado à quantidade crescente de publicação nos últimos cinco anos, esse comportamento indica uma tendência à continuidade da difusão da ACV, em especial nos temas de biocombustível e energia.

Palavras-chave: *Avaliação do ciclo de vida. Brasil. Produção científica. Co-word.*

Introdução

O uso da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) como técnica de análise ambiental tem se tornado cada vez mais comum no cotidiano de empresas. O mesmo pode ser observado no tocante ao desenvolvimento da metodologia que pode ser observado pelo número crescente de publicações sobre o tema. As publicações anuais saltaram de 38 em 1998 para 1.104 em 2013 (HOU et al., 2015). A difusão da ACV se deve em grande parte a algumas de suas características essenciais, como o uso de uma abordagem sistêmica para a tomada de decisão e a quantificação de informações ambientais relacionadas a impactos que, em outras técnicas, são avaliados tão somente sob a forma qualitativa (ZANGHELINI et al., 2016). No Brasil, a ACV tem sido aplicada a vários setores econômicos, tais como a indústria de biocombustíveis, agricultura e pecuária, o setor de construção civil, a indústria do aço, entre outros (CHERUBINI e RIBEIRO, 2015; ZANGHELINI et al., 2014).

Uma maneira de identificar que temas são tratados como objeto preferencial de aplicação da ACV, bem como evolução da técnica no decorrer dos anos é analisar a produção científica que a relaciona. Isso pode ser implementado por meio de análise de co-words das publicações escritas sob uma abordagem conhecida como bibliometria. Essa análise quantifica em termos de aparições e relaciona em termos de citações as palavras-chave utilizadas em determinado grupo de publicações. Embora essa técnica já venha sendo aplicada dentro do contexto da ACV (CHEN et al., 2014; HOU et al., 2015; QIAN, 2014; ZANGHELINI et al., 2016), especificamente para o Brasil, apenas o estudo desenvolvido por Zanghelini e colaboradores abordou o tema. Esse trabalho delimita um grupo de publicações ao âmbito geográfico e aplica diversas análises bibliométricas para indicar tendências e padrões de pesquisa. No entanto, os autores somente avaliaram as principais áreas de aplicação da ACV, e não sua evolução ao longo dos anos. Dado o contexto, o objetivo deste estudo é realizar uma análise de co-word entre artigos publicados, a fim de indicar os principais temas de pesquisa em ACV no Brasil, sua evolução ao longo do tempo, e as relações entre assuntos (especificamente das palavras-chave pelas citações entre artigos) abordados pelos autores.

Metodologia

As fontes de dados para pesquisas bibliométricas são as bibliografias e os bancos de dados bibliométricos (GLÄNZEL, 2003). Nesta pesquisa foram considerados apenas artigos indexados no banco de dados ISI WoS (em específico nos indexadores Citation Index Expanded (SCIE) - e o Social Sciences Citation Index – SSCI). Para compor o grupo de produção científica para a análise, foram utilizados os bancos internacionais SCOPUS e Web of Science, ao passo que para a pesquisa nacional considerou-se o SCIELO. Tais decisões

foram tomadas devido às características das mesmas fontes e à alta incidência de acesso em áreas acadêmicas e científicas. Estudos bibliométricos indicam o Web of Science como o banco mais utilizado para análises dessa natureza (ver HOU et al., 2015; QIAN, 2014; SOUZA e BARBASTEFANO, 2011, XU e BOEING, 2013 e ZANGHELINI et al., 2016). Além disso, o (SCI) do banco de dados *Science Citation Index* tem sido a forma mais comum para rastrear documentos em pesquisa bibliométrica (MING et al., 2009).

O delineamento dos dados foi realizado através de um conjunto de palavras-chave. Seguindo as recomendações feitas por Estrela (2015), além de palavras-chave de pesquisa centrais como LCA e *life cycle assessment* (o termo preferido nas normas ISO), foram considerados siglas importantes, como a LCI e LCIA. Para os bancos de dados brasileiros, foram utilizados os termos Avaliação do ciclo de vida, Avaliação de ciclo de vida, ACV, Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida, Avaliação do Impacto de ciclo de vida, AICV, Inventário de ciclo de vida, Inventário do ciclo de vida, ICV, *life cycle assessment* ou LCA, nos campos de pesquisa de (título), (palavra-chave) e (sujeito). Para o banco de dados SCOPUS a pesquisa foi realizada para as palavras *life cycle assessment*, LCA, *life cycle impact assessment*, LCIA, *life cycle inventory* ou LCI no campo (palavras-chave), Brasil ou Brazil no campo (país/filiação) e artigo, como (tipo de documento). Finalmente, no ISI Web of Science, foram utilizados os termos *life cycle assessment*, LCA, *life cycle impact assessment*, LCIA, *life cycle inventory* ou LCI no campo (título) e Brasil ou Brazil no campo (endereço).

Para incluir toda a pesquisa brasileira no âmbito anterior, considerou-se para todos os bancos de dados o período de tempo compreendido entre 1993 – ano de publicação das orientações da Society of Environmental Toxicology and Chemistry SETAC para a ACV (SETAC, 1993) - e 2015. O conjunto de artigos encontrados passou então por uma triagem a fim de identificar aqueles que atenderiam à definição do escopo - ou seja, a pesquisa realizada por pesquisadores brasileiros, ou com sua participação colaborativa em

temas relacionados à ACV. Mais detalhes na definição e seleção dos trabalhos considerados nesta pesquisa estão descritos em Zanghelini et al. (2016).

A análise de *co-word* (copalavra) mede os pontos fortes de associação de termos representativos em publicações relevantes ou outros textos produzidos em certo campo técnico (COULTER et al., 1998). Nesse contexto, os assim denominados *clusters* representam conjuntos de informações textuais que podem ser entendidas como grupos semânticos, ou conceituais, dos diferentes temas tratados pelo campo de pesquisa (COBO et al., 2011). A rede de copalavra usa palavras-chave para avaliar a influência de cada palavra com base no número de aparições nos periódicos. O tamanho de cada uma de seus nós indica a importância de cada termo; as ligações representam a forma como eles se interconectam (uma citação significa um *link*); e os grupos delineiam as áreas de pesquisa de domínio.

Para esta pesquisa, optou-se por utilizar CiteSpace (CHEN, 2014) que faz uso da análise temporal para indicar a evolução campo de pesquisa durante um período de tempo. Esta ferramenta foi recentemente utilizada em estudos bibliométricos de ACV com o intuito de estabelecer redes de cocitação e copalavra (CHEN, 2014; ZANGHELINI et al., 2016). O uso do software exigiu um formato de entrada padronizada, e assim, algumas palavras-chave foram normalizadas. Por exemplo, *life cycle assessment*, *life-cycle assessment*, *LCA* e *life cycle analysis* foram normalizados para *LCA*. Para possibilitar a interpretação da rede de *co-words* gerada, e objetivando avaliar o máximo de temas de modo claro, aplicou-se um corte nas 50 principais palavras em termos de aparição. O corte permitiu também a realização de uma clusterização (agrupamento) das palavras-chave que mais se “relacionam” nos artigos avaliados no estudo, através de leitura do seu conteúdo utilizando o critério de similaridade dos assuntos tratados.

Resultados e Discussões

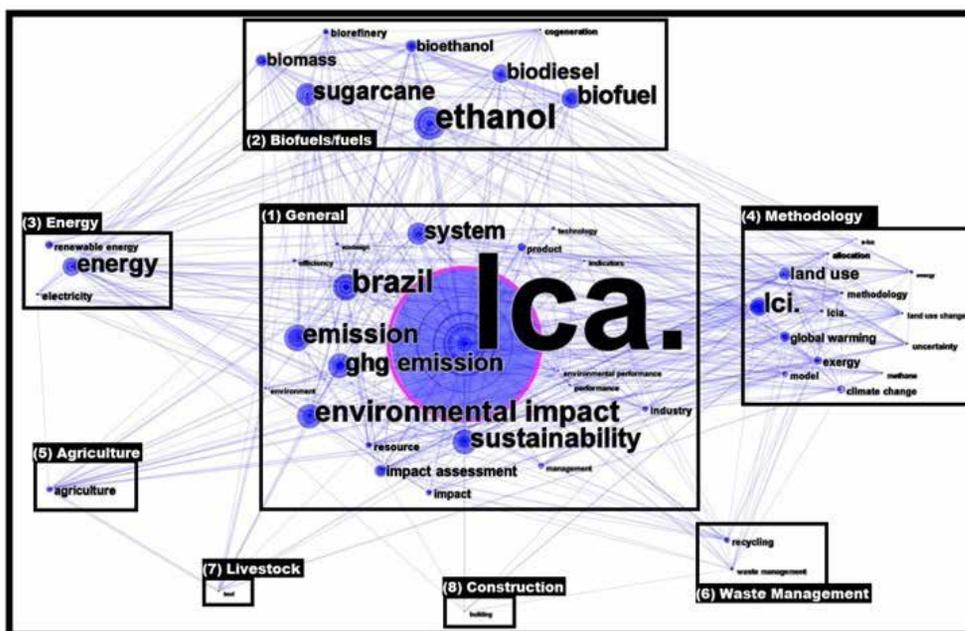
Ao todo, encontraram-se 165 artigos indexados no ISI WoS. Comparando com a bibliometria de Hou et al. (2015), restringindo o período para o mesmo intervalo de tempo aplicado por esses autores (ou seja, 1998 - 2013), percebe-se que esta pesquisa identificou mais artigos do que aquela referência (128 contra 94), fenômeno que pode ser explicado em virtude do uso, no caso presente, de maior número de palavras-chave. Por exemplo, Hou et al. (2015) aplicaram unicamente o termo *life cycle assessment*, deixando de lado expressões similares, mas igualmente importantes como *life cycle inventory*, ou mesmo siglas (i.e. LCA, LCI, LCIA, etc.).

No universo de documentos em análise, exatamente 1.600 palavras-chave foram registradas após a normalização, sendo que 212 apareceram mais de uma vez, e outras 447 eram originais (apareceram apenas uma vez). O princípio da análise de *co-words* associa maior significância para os termos mais utilizados, de forma que, após a normalização, palavras-chave abaixo do critério de corte (top 50 palavras-chave) não foram incluídas na interpretação. Neste panorama mais geral, a palavra-chave mais frequente é LCA (129 repetições), seguido por *Ethanol* (32) e *Brazil* (28).

Respeitando os 50 principais termos, a classificação da pesquisa em ACV no Brasil pode ser interpretada segundo oito grupos (figura 1): (1) Geral, dominado por termos amplos que geralmente estão envolvidos nos estudos de ACV, como *environmental impact*, *system* ou *emission*; (2) Biocombustível/combustível, primeiro grande grupo de aplicação da ACV no Brasil, com termos relacionados à produção de biocombustíveis, com destaque para bioetanol e biodiesel; (3) Energia, segunda principal área de aplicação nacional, que além do termo *energy*, considera ainda duas de suas fontes principais: eletricidade e energias renováveis; (4) Metodologia, grupo que não representa propriamente uma área de aplicação, mas possui importância para o desenvolvimento e consolidação da ACV (5); Agricultura, que além de relevante para o setor

econômico brasileiro, foi objeto de importantes estudos na linha da ACV, mas que na figura 1 perde destaque dado o predomínio de outros termos no critério de corte (50 principais palavras-chave); (6) Gestão de resíduos, que se apresenta com palavras-chave como *recycling* e *waste management*; (7) Pecuária, outro grupo expressivo em termos econômicos, mas que não ganha destaque na figura pelo predomínio de outros termos mais recorrentes e (8) Construção Civil, com o único termo *building* dentro do cluster.

Figura 1. Agrupamento das 50 principais palavras-chave com maior frequência de aparição por critério de similaridade, e rede de conexões entre temas para o período de 1993-2015 (ZANGHELINI et al., 2016)

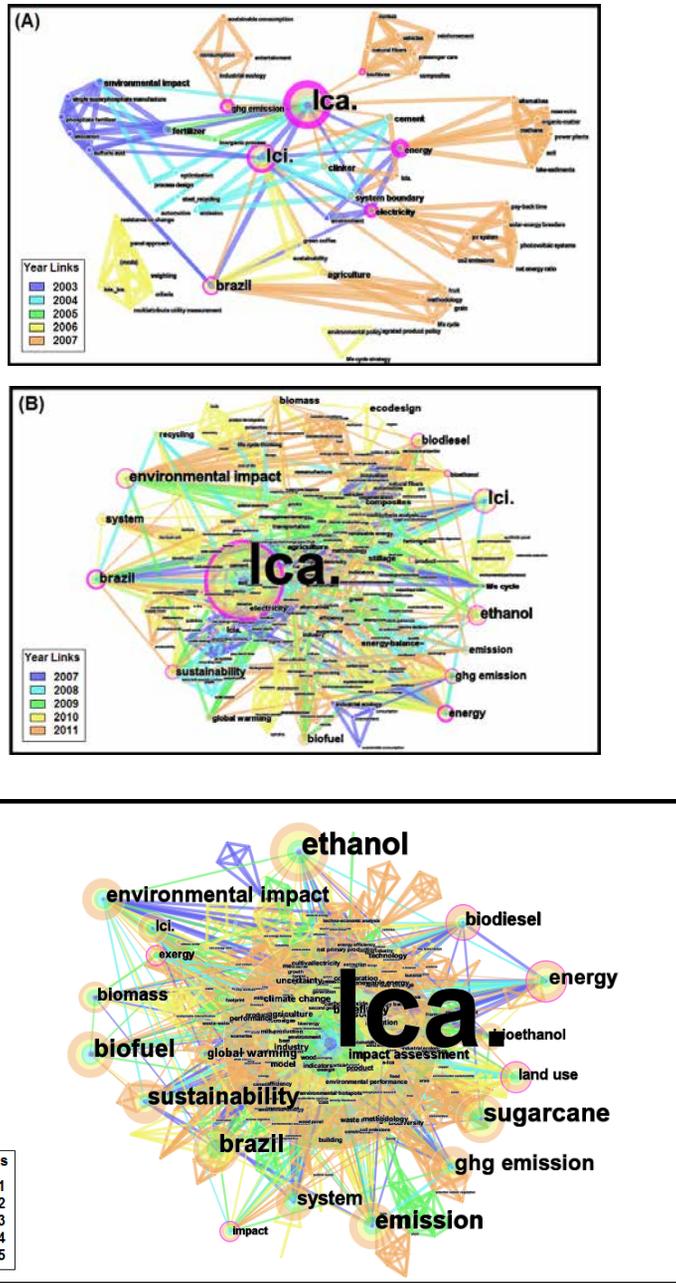


A evolução temporal dos temas de pesquisa, interpretados à luz das relações de *co-words* entre artigos publicados, é apresentada na figura 2, sendo (A) o período compreendido entre os anos 2003-2007, (B) aquele referente a 2007-2011, e (C) para o período 2011-2015.

Como apresentado na figura 2A, os dois primeiros estudos brasileiros na população analisada foram publicados somente em 2003. Os trabalhos desenvolvidos por Coltro et al. (2003) e Silva e Kulay (2003) atuaram em áreas consideradas prioritárias em termos de interesse para o Brasil, respectivamente de energia elétrica e fertilizantes (MORETTI, 2011). Um ponto em comum entre os artigos é a citação da palavra-chave *inventory* (normalizada para somente LCI na figura 2A). Embora o termo LCI (*life cycle inventory*) tenha diminuído sua relevância em trabalhos científicos ao longo do período de análise, apareceu no segundo posto no *ranking* dos mais citados na figura 2A e 2B, e como décimo quinto colocado na figura 2C. Tal desempenho sugere que prossegue frequentemente utilizado por autores brasileiros. Esse comportamento é esperado em países que ainda possuem bases de dados com poucos datasets, como é o caso do SICV Brasil, lançado oficialmente em 2016, e que conta tão somente com dez inventários de sistemas de produtos nacionais.

Considerando que o Brasil é um grande exportador de *commodities*, ainda há um grande interesse na área de ACV com a criação e publicação de dados de inventário de qualidade. Analisando as relações dessa palavra-chave na figura 2A, percebe-se que, com exceção de um artigo publicado em 2005 (SILVA e KULAY, 2005), LCI esteve ligado a produções que circularam por outros setores industriais, tais como cimento (JOSA et al., 2004) e a agricultura (COLTRO et al., 2006; MOURAD et al., 2007). Em termos metodológicos, Soares et al. (2006) foram os primeiros autores nacionais a discutir como técnicas de aplicação frequente em outras áreas do conhecimento podem auxiliar no desenvolvimento de ponderação das categorias de impacto utilizadas na ACV (como a análise de decisão multicritério). Esse aspecto pode ser observado no *cluster* com linhas amarelas isolado na figura 2A.

Figura 2. Evolução de co-words durante o intervalo de 2003-2007 (A), 2007-2011 (B) e 2011-2015 (C) (ZANGHELINI et al., 2016)



Com o aumento de estudos nacionais na área (47 no período), observa-se que as relações começam a ficar mais complexas (figura 2B) ao longo do período 2007-2011 são encontrados os primeiros estudos voltados para a área de biocombustíveis (OMETTO et al., 2009; D'AGOSTO e RIBEIRO, 2009; GOMES e ARAÚJO, 2009). Segundo Zanghelini et al. (2016), esse segmento industrial tem sido o de maior interesse dos pesquisadores brasileiros em termos de aplicação da ACV. A figura 2B evidencia a importância da área, sendo as palavras-chave *ethanol*, *biodiesel*, *biofuel* e *bioethanol* aquelas mais citadas juntamente com termos de alcance geral como *LCA*, *LCI*, *environmental impact*, *Brazil* e *sustainability*.

Novos sistemas de produto começam a ser analisados, tais como embalagens, soja, carvão mineral, serviço de aluguel de DVD e carrocerias usadas em caminhões. Entre 2007-2011 também se observa o uso da ACV como metodologia para análise ambiental com foco no fim de vida de produtos. Essa constatação se sustenta em virtude da recorrência elevada de aparição de termos como *recycling*, *remanufacture*, *solid waste* e *end-of-life* naquele período. *Energy*, termo que já possuía destaque no período de 2003-2007, continuou sendo pesquisado nos anos seguintes com aparições anuais até 2011. Outras palavras-chave voltadas para questões metodológicas, como *allocation* e *uncertainty*, começam a figurar nas publicações, embora de maneira ainda tímida, o que reforça que, no Brasil, os trabalhos voltados para ACV estão mais relacionados ao uso e assimilação da metodologia do que propriamente no desenvolvimento da técnica.

Analisando o 3º período (2011-2015) da evolução dos trabalhos, percebe-se aumento ainda mais pronunciado em termos de relações entre os temas, o que reflete elevação no número de publicações e intensificação das inter-relações entre os próprios estudos. O interesse na área de biocombustíveis alcança patamares inéditos de aparição. Embora presente em outros anos, o termo *biodiesel* atinge seu ápice em termos de expressão em 2015, fato que eleva a referida área à condição de cenário principal de aplicação da ACV no Brasil, além de disseminar termos como *biofuel* e *biomass* de forma intensa (e.g. BRONDANI et al., 2015). *Ethanol* e *sugarcane* ganham ainda mais destaque

com publicações como as de Souza et al. (2015) e Mayer et al. (2015). Nesse período, questões como uso da terra (*land use* na figura 2C) como indicador em nível de inventário e seu uso na avaliação de impactos começam a ser discutidas. Outra tendência observada na figura 2C consiste no aumento do interesse nas mudanças climáticas como indicador de impacto ambiental. Essa constatação deriva do número de aparições das palavras *GHG emissions*, *global warming* e *climate change*. Tal indicador representa um dos impactos ambientais mais discutidos pela sociedade, e, principalmente por isso, tem se destacado em relação a outros indicadores ambientais dentro do âmbito de aplicação da ACV.

Conclusões

Este estudo realizou uma análise da relação de palavras-chave de artigos brasileiros publicados em periódicos científicos entre 1993 e 2015. Foram encontrados 165 artigos que respeitaram os requisitos propostos de amostragem. Uma análise das principais palavras-chave utilizadas por pesquisadores brasileiros nessas produções revelou ser o segmento de biocombustíveis aquele em que a aplicação da ACV em sistemas de produto ocorre de maneira mais pronunciada. Como corolário disso, destacam-se termos como etanol, bioetanol e biosiesel. A área energética representa o segundo principal tema envolvido nas pesquisas, seguida pela agricultura. Outros temas merecedores de destaque são o desenvolvimento metodológico, pecuária, construção civil e gerenciamento de resíduos.

Os resultados da evolução temporal dos temas e termos encontrados nos artigos demonstram que a ACV vem se tornando cada vez mais difundida no Brasil. Essa conclusão é reforçada pela significância em termos de repetição de determinadas palavras, além do grau crescente de complexidade das ligações estabelecidas entre esses grupos ao longo do tempo. No primeiro período analisado (2003-2007), poucos estudos foram desenvolvidos. Nessa época ocorrem os primeiros estudos ligados à Energia. A partir de 2009, os biocombustíveis passam a dominar o campo de interesse dos pesquisadores no

Brasil, sendo reforçado por recentes estudos relacionados ao etanol da cana e biodiesel de variadas fontes. Outros sistemas de produto voltados para setores importantes para o Brasil, como o setor agrícola e pecuário, ainda apresentam margem para mais estudos, uma vez que poucas palavras-chave relacionadas a essa temática foram identificadas na análise de *co-words*.

Como futuros desafios para a consolidação da ACV no Brasil, o desenvolvimento e a publicação de dados de inventário parece continuar a ser um tópico importante. Essa afirmação se justifica não apenas em função do grau elevado de aparição dessa palavra-chave (i.e. LCI) em todos os períodos estudados, mas também, por se tratar de etapa fundamental para a solidificação da metodologia de ACV, permitindo estudos mais robustos e com menor incerteza dos resultados.

Referências

- BRONDANI, Michel., HOFFMANN, Ronaldo., MAYER, Flávio D., KLEINERT, Jonas S. Environmental and energy analysis of biodiesel production in Rio Grande do Sul, Brazil. *Clean Technologies and Environmental Policy*. 2015. Volume 17, p 129-143. DOI:10.1007/s10098-014-0768-x.
- CHEN, Haibin., YANG, Yu., YANG, Yan., JIANG, Wei., ZHOU, Jingcheng. A bibliometric investigation of life cycle assessment research in the web of science databases. *Int J Life Cycle Assess*. 2014. Volume 19, p. 1674–1685. doi:10.1007/s11367-014-0777-3.
- CHEN, Haibin. *The Cite Space Manual*. 2004. Disponível em <http://cluster.ischool.drexel.edu/~cchen/citespace/CiteSpaceManual.pdf>. Acessado em fevereiro de 2015.
- CHERUBINI, Edivan., RIBEIRO, Paulo T. *Diálogos Setoriais Brasil e União Europeia: desafios e soluções para o fortalecimento da ACV no Brasil*. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia - IBICT, Brasília: 2015. 187 pp.
- COBO, Manuel J., LÓPEZ-HERRERA, Antonio G., HERRERA-VIEDMA, Enrique., HERRERA, Francisco. An approach for detecting, quantifying, and visualizing the evolution of a research field: a practical application to the Fuzzy Sets Theory field. *J Informetr*. 2011. Volume 5, p 146–166. DOI:10.1016/j.joi.2010.10.002.
- COLTRO, Leda., GARCIA, Eloisa E. C., QUEIROZ, Guilherme C. Life cycle inventory for electric energy system in Brazil. *Int J Life Cycle Assess*. 2003. Volume 8, p 290-296. DOI:10.1007/BF02978921.

COLTRO, Leda., MOURAD, Anna L., OLIVEIRA, Paula., BADDINI, José., KLETECKE, Rojane. Environmental Profile of Brazilian Green Coffee. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2006. Volume 11, p 16-21. DOI:10.1065/lca2006.01.230.

COULTER, Neal., MONARCH, Ira., KONDA, Suresh. Software Engineering as Seen through Its Research Literature: a study in co-word analysis. *J Assoc Inf Sci Technol*. 1998. Volume 49 (13), p 1206–1223. DOI:10.1002/(SICI)1097-4571(1998)49:13<1206::AID-ASI7>3.3.CO;2-6.

D'AGOSTO, Márcio A., RIBEIRO, Suzana K. Assessing total and renewable energy in Brazilian automotive fuels. A life cycle inventory (LCI) approach. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2009. Volume 13, p 1326–1337. DOI:10.1016/j.rser.2008.08.008.

ESTRELA, Sandra. I publish, therefore I am. Or am I? A reply to A bibliometric investigation of life cycle assessment research in the web of science databases by Chen et al. (2014) and Mapping the scientific research on life cycle assessment: a bibliometric analysis by Hou et al. (2015). *Int J Life Cycle Assess*. 2015. Volume 20, p 1601–1603. DOI:10.1007/s11367-015-0951-2.

GOMES, Marcos S P., ARAÚJO, Maria S M. Bio-fuels production and the environmental indicators. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2009. Volume 13, p 2201–2204. DOI:10.1016/j.rser.2009.01.015.

HOU, Qian., MAO, Guozhu., ZHAO, Li., DU, Huibin., ZUO, Jian. Mapping the scientific research on life cycle assessment: a bibliometric analysis. *Int J Life Cycle Assess*. 2015. Volume 20, p 541-555. DOI:10.1007/s11367-015-0846-2.

JOSA, Alejandro., AGUADO, Antonio., CARDIM, Arnaldo., BYARS, Ewan. Comparative analysis of the life cycle impact assessment of available cement inventories in the EU. *Cement and Concrete Research*. 2007. Volume 37, p 781–788. DOI:10.1016/j.cemconres.2007.02.004.

MAYER, Flávio D., BRONDANI, Michel., AITA, Bruno C., HOFFMANN, Ronaldo., LORA, Electo E S. Environmental and Energy Assessment of Small Scale Ethanol Fuel Production. *Energy & Fuels*. 2015. Volume 29 (10), p 6704-6716. DOI:10.1021/acs.energyfuels.5b01358

MORETTI, Tássia V. Método de Avaliação da Estrutura de Inventários de Ciclo de Vida: Análise para Casos Brasileiros. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais – PPGEM. 2011. Curitiba, 112 p.

MOURAD, Anna L. COLTRO, Leda., OLIVEIRA, Paula A P L V., KLETECKE, Rojane M., BADDINI, José P O A. A simple methodology for elaborating the life cycle inventory of agricultural products. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2007. 12:408. DOI: 10.1065/lca2006.09.272.

- OMETTO, Aldo R., HAUSCHILD, Michael Z., ROMA, Woodrow N L. Life cycle assessment of fuel ethanol from sugarcane in Brazil. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2009. Volume 14, p 236-247. DOI:0.1007/s11367-009-0065-9
- QIAN, Ge. Scientometric sorting by importance for literatures on life cycle assessments and some related methodological discussions. *Int J Life Cycle Assess*. 2014. Volume 19, p 1462–1467. DOI:10.1007/s11367-014-0747-9.
- SETAC. *Guidelines for Life-Cycle Assessment: A Code of Practice*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). 1993. Edition 1.
- SILVA, Gil A., KULAY, Luiz. Application of life cycle assessment to the LCA case studies single superphosphate production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2003. Volume 8, p 209-214. DOI:10.1007/BF02978473
- SILVA, Gil A., KULAY, Luiz. Environmental performance comparison of wet and thermal routes for phosphate fertilizer production using LCA - A Brazilian experience. *Journal of Cleaner Production*. 2005. Volume 13, p 1321–1325. DOI:10.1016/j.jclepro.2005.05.004.
- SOARES, Sebastião R., TOFFOLETTO, Laurence., DESCHÊNES, Louise. Development of weighting factors in the context of LCIA. *Journal of Cleaner Production*. 2006. Volume 14, p 649–660. DOI:10.1016/j.jclepro.2005.07.018.
- SOUZA, Cristina G., BARBASTEFANO, Rafael G. Knowledge diffusion and collaboration network s on life cycle assessment. *Int J Life Cycle Assess*. 2011. Volume 16, p 561–568. DOI: 10.1007/s11367-011-0290-x.
- SOUZA, Simone P., GOPAL, Anand R., SEABRA, Joaquim EA. Life cycle assessment of biofuels from an integrated Brazilian algae-sugarcane biorefinery. *Energy*. 2015. Volume 81, p 373–381. DOI:10.1016/j.energy.2014.12.050.
- WANG, Ming-Huang., YU, Te-Chen., HO, Yuh-Shan. A bibliometric analysis of the performance of Water Research. *Scientometrics*. 2009. Volume 84, p 813–820. DOI:10.1007/s11192-009-0112-0.
- XU, Yaoyang., BOEING, Wiebke J. Mapping biofuel field: A bibliometric evaluation of research output. *Renew Sustainable Energy Rev*. 2013. Volume 28, p 82–91. DOI:10.1016/j.rser.2013.07.027.
- ZANGHELINI, Guilherme M., CHERUBINI, Edivan., GALINDRO, Bruno M., ALVARENGA, Rodrigo A F., SOARES, Sebastião R. A Aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil na Última Década. IV Congresso Brasileiro Sobre Gestão Pelo Ciclo de Vida. Novembro de 2014 - São Bernardo do Campo – SP – Brasil. 2014. DOI:10.13140/2.1.4672.1601.
- ZANGHELINI, Guilherme M., DESOUZA, Henrique RA., KULAY, Luiz., CHERUBINI, Edivan., RIBEIRO, Paulo T., SOARES, Sebastião R. A Bibliometric Overview of Brazilian LCA Research. *Int J Life Cycle Assess*. *Regional Topics from Latin America*. 2016. Volume 21, p 1759–1775. DOI:10.1007/s11367-016-1132-7.

Desenvolvimento de base de dados ambiental para a cadeia de transformação de plástico no Brasil: primeiros avanços

Adilson Moacir Becker Jr.¹

Ricardo Dias¹

Giovanna Chiumento¹

Felipe Lion¹

Luiz Gustavo Ortega de Almeida²

Yuki Kabe²

Tiago Barreto Rocha¹

Resumo

A busca por informações dos impactos ambientais gerados pelas atividades e setores econômicos tem aumentado. Adicionalmente, a pressão por parte de consumidores e de diretivas ambientais mais rígidas tem levado empresas públicas e privadas a buscarem meios para a gestão e comunicação do desempenho ambiental dos seus produtos e serviços. Neste contexto a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem se consolidado como a técnica mais indicada para comunicações do desempenho ambiental de produtos e no auxílio à gestão ambiental estratégica. Por outro lado, a dificuldade na obtenção de dados nacionais representativos ainda é um obstáculo ao amplo uso da ACV no Brasil. A fim de reduzir a dependência da utilização de bases de dados internacionais em estudos de ACV no país, iniciativas estão sendo tomadas por diferentes instituições acadêmicas, governamentais e empresariais. Tendo em vista a importância do setor de plásticos no país, a ACV Brasil está coordenando projeto para a construção de uma base de dados de transformação de plástico no Brasil. O objetivo deste artigo é relatar os avanços na construção da base dados, apresentando os fluxos de materiais e de energia em diversos processos de transformação de plástico. Os dados dos processos de transformação por injeção, extrusão de perfis planos, moldagem por sopro, extrusão de filmes e extrusão do tipo granulação úmida e granulação seca, empregando as resinas mais utilizadas no Brasil: PP, PEAD, PEBD, PE, ABS, PET e PVC foram coletados em máquinas de escala industrial. Com exceção do consumo de água que foi estimado conforme especificações técnicas, os demais dados são de natureza primária (medidos ou calculados). Os dados

¹ ACV Brasil, adilson.becker@acvbrasil.com.br

² Braskem

coletados permitem uma primeira aproximação para consumo energético e indicadores ambientais dos processos de transformação de plásticos no Brasil.

Palavras-chave: Base de dados. Transformação de plásticos. Sustentabilidade. Mapeamento ambiental.

Introdução

A escassez de recursos naturais, associada à preocupação com as mudanças climáticas e demais problemas ambientais, tem influenciado governo e sociedade a repensar conceitos sobre desenvolvimento socioeconômico e responsabilidade ambiental. Nesse sentido, a busca por informações dos impactos ambientais gerados pelas atividades e setores econômicos tem se intensificado como importante elo das estratégias atuais.

A busca por sustentabilidade, através da sinergia entre meio ambiente, economia e ambiente social, em todas as esferas, é traduzida em melhoria na qualidade de vida e na adaptação por um sistema que não utilize os recursos além da sua capacidade (IBICT, 2014). Em um contexto econômico-ambiental, a sustentabilidade também é interpretada como busca pela resiliência: empresas que desenvolvam suas atividades em direção à sustentabilidade tornam-se mais competitivas e mais bem preparadas para desafios, pois têm operações mais eficientes, são capazes de administrar riscos e aproveitar as oportunidades às quais estão expostas (WAYCARBON et. al., 2015).

Room (2004) compara a busca por processos limpos e sustentáveis com o avanço da gestão da qualidade nas últimas décadas: erros eram equivocadamente considerados inevitáveis e, hoje, são vistos como indicadores de ineficiência. Nesse sentido, a poluição é igualmente vista como indicador de ineficiência, e o campo do desenvolvimento sustentável não pode considerá-la como inevitável consequência da produção.

Sidkar (2003) destaca que a preocupação com o meio ambiente foi aos poucos sendo incorporada em projetos e operações; focava-se inicialmente no

tratamento de resíduos, como parte fundamental do pensamento *end-of-pipe*. Hoje, todavia, a sustentabilidade já abrange dimensão maior e metodologia mais complexa, com análise, planejamento, operações e integração em processos, cadeias de fornecimento e distribuição, em linha com o desenvolvimento alicerçado em conceitos sustentáveis e na visão de futuro.

Entretanto, o maior desafio para as organizações recai sobre a implementação prática do conceito e da gestão da sustentabilidade (FINKBEINER et. al., 2010). Destaca-se, portanto, a necessidade de avaliar, mensurar e diagnosticar processos produtivos e sua relação com os impactos ao meio ambiente, bem como desenvolver alternativas para reduzi-los. Além disso, os impactos de produtos e serviços devem ser avaliados de maneira holística, considerando suas mais diversas fases de produção e uso (IBICT, 2014).

Nesse contexto, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) apresenta-se como a técnica mais indicada para este tipo de abordagem, possibilitando quantificar os impactos ambientais de um produto ou serviço, desde a extração da matéria-prima até a disposição final. Entre tanto, para o avanço e a aplicação adequada dessa técnica, bases de dados ambientais confiáveis e representativas da realidade nacional necessitam ser desenvolvidas e disponibilizadas. Tal feito é alcançado por meio da coleta de informações sobre o consumo de recursos naturais, de energia e matérias-primas e da geração de efluentes, resíduos e de emissões para água, ar e solo ao longo do ciclo de vida. Assim, torna-se possível a correlação de inventários de entradas e saídas em processos produtivos para posteriores monitoramento e estabelecimento de indicadores de sustentabilidade, com vistas à avaliação, à mensuração e à melhoria contínua.

No Brasil, dentro do escopo do Programa Brasileiro de ACV (PBACV), algumas iniciativas têm sido tomadas para o desenvolvimento do banco de dados nacional. O projeto aprovado pelo CNPq sob coordenação da empresa de consultoria ACV Brasil busca somar esforços e colaborar

no avanço dessas iniciativas, uma vez que reúne dados primários dos processos de transformação de plástico no Brasil. O objetivo deste artigo é mostrar os avanços na construção da base de dados, apresentando também um mapeamento dos parâmetros a serem considerados e uma primeira aproximação dos fluxos de materiais e energia em diversos processos de transformação.

Revisão bibliográfica

O setor de transformadores plásticos é representado como o terceiro elo da cadeia petroquímica e é responsável pela transformação da resina em produtos plásticos de aplicações diversas, por meio de processos como injeção, extrusão, sopro e outros. No Brasil, o setor é representado por mais de 11 mil empresas instaladas, impulsionado por um consumo anual médio no país 30 kg/hab (AMARAL et al., 2012). De acordo com dados da Abiplast (2014) as resinas PP, PVC, PEAD, PEBD, PET e os plásticos de engenharia compõem 90% dos plásticos utilizados no Brasil, sendo que os processos de extrusão de filmes, perfis e chapas, seguidos dos processos de injeção, significam aproximadamente 94% da transformação nacional.

O processo de extrusão, que funciona em fluxo contínuo, consiste em forçar passagem do material granulado por dentro de um cilindro aquecido. Esse cilindro pode possuir uma ou duas roscas, as quais transportam, homogeneízam e compactam o material plástico. No processo de extrusão de perfis, o material é comprimido contra uma matriz que possui o perfil desejado. Na extrusão de filme balão, logo após o material ser extrudado, é soprado ar no interior do filme, com intuito de fornecer pressão suficiente para a formação de um balão. O filme é soprado de baixo para cima para resinas de PE, enquanto nas máquinas para PP, o balão é soprado de cima para baixo e resfriado com água. Na extrusão de filme plano, por sua vez,

o filme é resfriado por cilindros e estirado na longitudinal. Já o processo de sopro consiste em produção inicial de uma pré-forma (parison), que é colocada dentro de um molde com a forma da peça (AMARAL et al., 2012).

No processo de injeção, a resina é direcionada para um cilindro e homogeneizada em máquina injetora. No mesmo cilindro, o material é aquecido até seu ponto de fusão e injetado no molde da máquina. O processo funciona por ciclos de injeção, e, após alguns segundos, o molde se abre e libera a peça pronta, após atingir a conformação do molde projetado (AMARAL et al., 2012).

Diversas base de dados contemplam processos de transformação de plástico. A base de dados dos Estados Unidos U.S. Life Cycle Inventory Database do National Renewable Energy Laboratory (NREL) contém os processos de compressão de materiais compósitos rígidos, injeção de polipropileno e polietileno e termoformagem, todos provenientes de relatórios de inventário de ciclo de vida de compósitos poliméricos e fabricação de plásticos. Os *datasets* publicados pela CPM@SPINE apresentam dados primários coletados em uma empresa na Suécia e referem-se à produção de filmes plásticos e filmes não plastificados de PVC. De todo modo, os *datasets* doecoinvent são as principais fontes utilizadas atualmente e compreendem os seguintes processos de transformação: extrusão de plástico filme e perfis em PVC, injeção, moldagem por sopro, moldagem por sopro com estiramento, calandragem, termoformagem e expansão de polímero. Hischer (2007), no relatório elaborado para os *datasets* doecoinvent, destaca que todos esses processos consideram como unidade funcional 1 kg de plásticos utilizados. Além disso, o autor também salienta a importância do levantamento de informações de custo energético e identifica os seguintes parâmetros como contribuintes para o consumo de energia: tipo de resina processada, temperatura de processamento, velocidade rotacional da rosca, força de fechamento, tempo de ciclo de produção, massa dos produtos transformados e porcentagens de perda. De acordo com Galdamez (2004), o tempo de ciclo

representa a duração da etapa de injeção, incluindo dosagem da resina, fusão (até obter a fluidez necessária), injeção do material fundido no molde fechado, resfriamento e extração do produto transformado.

A representatividade dos processos doecoinvent varia de acordo com o *dataset* em análise. De acordo com Hischier (2007), a extrusão de filmes, versão APME (associação europeia de produtores de plásticos), foi mapeada conforme média de até oito empresas, em que BOPP, PEBD ou UPVC foram utilizados. Já a transformação por injeção representa média de até duas empresas e refere-se ao processamento de PVC e PP (APME). Para as versões BUWAL, foram considerados os processos de injeção de PET e extrusão de PE para empresas da Suíça no ano de 1993.

No Brasil, merecem destaque os estudos de Dos Santos (2011) e Valt (2004). Dos Santos (2011) realizou um levantamento ambiental da cadeia produtiva das embalagens PET de refrigerantes. O estudo concluiu elevado consumo elétrico em todos os processos do ciclo de vida, sendo que aproximadamente 47% do consumo energético está relacionado ao processo de fabricação de pré-formas. Obteve-se indicador de 2,9 watts-h de eletricidade consumida para cada unidade produzida (0,058 kWh/kg).

Valt (2004) comparou três embalagens para refrigerantes por meio da ACV: PET, alumínio e vidro. Os dados foram coletados através de formulários aplicados em 20 empresas nacionais atuantes na área. Assim, os autores identificaram consumo de recursos naturais e de materiais secundários, consumo de energia elétrica e de demais dados sobre geração de efluentes líquidos e resíduos sólidos. O estudo avaliou a influência das taxas de reciclagem nas embalagens.

A revisão bibliográfica aponta para escassez de dados dos processos de transformação no Brasil, logo, estratégias de cooperação entre consultorias, institutos de pesquisa, indústrias e universidades são necessárias para superar tais desafios e obter êxito na coleta de dados primários. Além disso, a revisão também aponta parâmetros sensíveis para os aspectos ligados à energia,

massa e água, como por exemplo, diâmetro de rosca, duração do ciclo, tipo de resina e tecnologia de transformação. Este artigo busca contribuir para o desenvolvimento de inventários de transformação por meio da coleta de dados primários de consumo de energia e de materiais no processo de transformação de plástico.

Metodologia

Os dados apresentados neste artigo foram coletados em processos de transformação de plástico executados nas instalações do Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial (Senai) Mário Amato e Conde Alexandre Siciliano, no Estado de São Paulo. A coleta de dados foi realizada presencialmente através de formulário desenvolvido e padronizado para os processos de transformação de plástico.

O formulário para coleta de dados foi dividido entre dados de máquinas e operação (idade da máquina, capacidade média de produção etc.) e dados do processo (consumo de energia, água etc.). Em visitas técnicas ao Senai, os formulários para coleta de dados foram preenchidos com dados dos processos de injeção, extrusão por sopro, extrusão de perfis planos, extrusão de filmes, extrusão do tipo granulação úmida e granulação seca, em máquinas de escala industrial. Com exceção do consumo de água, que foi estimado conforme especificações técnicas (Alpina Equipamentos, 2015), os demais dados são de natureza primária (medidos ou calculados) e cada ponto de dado representa um ensaio. O tratamento estatístico se dará futuramente com o agrupamento/blocagem de ensaios/dados por tipo de processo de transformação.

A representatividade de cada bloco de dados será definida na segunda etapa deste projeto. Iremos utilizar os dados mais atualizados do estudo da *Revista Plástico Industrial* (GORNI, 2014), que desenvolve um perfil da indústria a cada dois anos, e assim, com um perfil etário e de capacidade das máquinas,

poderemos desenvolver um modelo de perfil médio das máquinas no Brasil.

A demanda de energia elétrica das máquinas foi medida com um wattímetro de marca AKROM modelo KR3000. Esse equipamento funciona com dois sensores: sensor de corrente (alicate) e sensor de tensão (garras). A equação abaixo demonstra a relação entre tensão (V), corrente (I) e potência instantânea (P).

$$P = I \cdot V$$

O equipamento faz o cálculo internamente e envia dados coletados sobre potência instantânea para um arquivo de base de dados sob determinada periodicidade. No caso deste estudo, foi utilizada a média dos pontos obtidos a cada 5 segundos ao longo de, no mínimo, 4 minutos para cada fase. Para medir a massa de material entrando e saindo do processo, uma balança de marca Mettler Toledo foi utilizada. Os dados sobre embalagens secundárias foram calculados conforme a massa da sacaria das resinas. Os dados de consumo de água e de refrigeração foram estimados conforme informações repassadas por especialistas do Senai, sendo em média considerados 2 m³/h de circulação no molde e 2 m³/h de circulação na máquina. Além disso, conforme especificações técnicas, foi considerada uma perda de 2% da vazão de água em circulação, incluindo as perdas da evaporação, do arrastamento de gotas finas pelo ventilador e da purga de desconcentração (ALPINA EQUIPAMENTOS, 2015). A tabela 1 apresenta resumidamente o formulário utilizado para coleta de dados.

Tabela 1 – Planilha para obtenção de dados

Processo	Item	Descrição da coleta	Unidade	Fonte
Dados operacionais	Matéria prima	Resina	kg	Primário
	Energia	Demanda elétrica da máquina	kWh	Primário
	Água	Demanda de água de resfriamento (makeup)	litros	Estimado
	Resíduos Sólidos	Rebarbas, purgas e embalagens	kg	Primário
	Produto	Produto plástico transformado	kg	Primário
Dados de Máquina	Ano da máquina		Ano	Primário
	Capacidade máxima de produção		kg/h	Primário
	Diâmetro de rosca		Mm	Primário
	Tipo de resina		Nome da resina	Primário
	Tecnologia		Especificação	Primário

Resultados e discussões

O quadro 1 apresenta o consumo de energia e demais aspectos ambientais por processo de transformação. No caso de mais de um ponto de dado, a média foi considerada.

Quadro 1 – Média dos processos para o balanço energético e de materiais

Dados	Unidade	Extrusão de perfil/tubo	Extrusão Filme	Extrusão granulação	Injeção	Sopro
Energia elétrica	kWh/kg	0,16	0,45	0,78	3,08	1,53
Água de resfriamento	l/kg	0,43	2,67	1,22	9,60	5,27
Masterbatch	kg/kg	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Embalagem secundária	Unidade/kg	0,05	0,05	0,08	0,05	0,06
Perdas por entrada (%)	%/kg entrada	1,0%	1,0%	1,3%	5,7%	12,3%
Máquinas consideradas	-	2	2	3	8	4
Resinas	-	PP, PEAD e PEBD	PEAD	PE, PEBD e PVC	PP e ABS	PEBD, PEAD e PET
Ano da máquina	Ano	2002-2013	1982	1974-2004	1985-2013	1982-2013
Capacidade de Produção	kg/h (cm ³ /h)	100	40-60	50-150	100-1770 (cm ³ /h)	50
Diâmetro de Rosca (mm)	mm	25-60	40	60-90	25-75	50-60

Com a média de 3,08 kWh/kg, o processo de injeção apresentou variação entre 1,25 e 5,38 kWh/kg. A variação ocorre principalmente devido às diferentes capacidades de produção e também às configurações de processo, como pontos de fusão da resina (130°C e 105°C, respectivamente para PP e ABS) e tipos de molde. O ciclo de injeção, que varia entre 30 e 60 segundos, interfere no consumo de energia elétrica, sobretudo porque o sistema de aquecimento funciona de forma diferente em um cenário de baixa produtividade (ciclo alto)

e em casos de alta produtividade (ciclo baixo). No entanto, o próprio atrito da resina com a rosca em alta produtividade gera parcela significativa do calor necessário para manter o ponto de fluidez ideal do processo, evitando alguns segundos de acionamento da resistência. Na literatura, os dados variam entre 1,49 kWh/kg, como valor médio para PP, PVC e PET, referente ao relatório doecoinvent (HISCHIER, 2007) e 1,79 kWh/kg para PP, PEBD e PEAD (FRANKLIN ASSOCIATES, 2011).

Os processos de extrusão estão divididos conforme descrito anteriormente na revisão e são apresentados separadamente. A extrusão sopro apresenta o maior consumo, equivalente a 1,53 kWh/kg, enquanto a extrusão de perfil/tubos, o menor dos consumos, equivalente a 0,16 kWh/kg. A extrusão de filmes e granulação apresentam, respectivamente, 0,45 e 0,78 kWh/kg. Dentre os distintos tipos de processo de extrusão, existem muitas variantes de processo que não devem ser comparadas, por representarem diferentes tecnologias que possam resultar em conclusões equivocadas, se agregados em um mesmo indicador. Esses processos contam com sistemas bastante singulares, mantendo em comum apenas o conceito de extrusão por rosca aquecida.

Os resultados de extrusão sopro são influenciados pelo tipo e ano de máquina e presença de cortador automático de rebarbas e de esteiras automáticas. No caso da produção de filmes, o consumo energético depende fortemente do tamanho do balão formado, o que demandará proporcional fluxo de ar e troca de calor/desumidificação necessários. Para a extrusão de perfis, a espessura do perfil e o resfriamento nas bobinas têm alto potencial de consumo de energia elétrica. Outros parâmetros já citados no caso de injeção também afetam a extrusão, como idade das máquinas e capacidade de produção. Como base de comparação, Hischier (2007) identificou consumos de energia elétrica de 0,67 kWh/kg e 0,51 kWh/kg respectivamente para extrusão de filme e extrusão de perfis PVC.

Estima-se que o consumo de água, em unidade de consumo por hora, não

varie entre os processos, principalmente porque a água para resfriamento do molde e das máquinas circula de uma forma fechada e em automação. Por outro lado, foi constatada variação de produtividade por hora, decorrente de diferentes processos de transformação analisados, bem como características das máquinas. Logo, nota-se variação do consumo de água por massa de plástico produzida, conforme visualizado no Quadro 1. Esses dados são comumente utilizados pelo setor para dimensionar trocadores de calor para máquinas de porte compatível.

Em relação a diferentes tipos de resina, nos processos de transformação a demanda de energia elétrica para o processamento de cada resina tende a ser proporcional a seu ponto de fluidez, uma vez que existe a necessidade de diferentes configurações de aquecimento. Em relação ao diâmetro da rosca, os dados de injeção demonstram variação de 25 mm até 75 mm; já para as extrusoras, o valor varia entre 25 mm e 90 mm. O diâmetro da rosca implica delicado equilíbrio em energia. Quanto maior a rosca, maior será o torque necessário para movimentá-la; ainda assim, usualmente, roscas de maior diâmetro refletem maiores produtividades, o que dilui o indicador de consumo energético para o plástico processado.

É importante ressaltar que todo o parque de máquinas é composto por máquinas hidráulicas, usualmente menos eficiente que máquinas híbridas e puramente elétricas. No caso dos dados coletados, existem máquinas com fabricação entre 1974 e 2013. Especialistas do setor ratificam a afirmação de estudos científicos (THIRIEZ, 2006) que colocam em evidência a melhoria de eficiência das máquinas ao longo das últimas décadas.

Considerações finais

Em relação à coleta de dados, foram relacionadas as entradas e saídas do fluxo de materiais para uma mesma referência. Assim, a coleta de dados em

diversas máquinas e de processos e resinas possibilita a obtenção de dados operacionais para uma primeira aproximação do consumo energético e indicadores ambientais dos processos de transformação por injeção, extrusão e sopro no Brasil. Na segunda fase do projeto, a mesma metodologia de coleta de dados será executada em empresas de transformação, permitindo maior representatividade e tratamento estatístico dos dados. Ademais, os dados e conhecimentos adquiridos durante a coleta em ambiente controlado permitirão uma análise crítica mais qualificada em relação aos dados coletados em empresas de transformação, o que propiciará uma forma adicional de validação.

Apesar de o consumo de energia ser o principal fluxo no processo de transformação, é preciso atentar-se às emissões atmosféricas durante os processos de transformação, como por exemplo, compostos orgânicos voláteis. A segunda etapa do projeto prevê ensaios laboratoriais para estimar as emissões durante o aquecimento de diversas resinas.

Os dados apresentados neste artigo, somados às estimativas de emissões, podem ser utilizados como uma primeira aproximação para os processos de transformação de plástico no Brasil, considerando as limitações do presente estudo. Além disso, a continuação do estudo prevê maior número de dados que permitam uma amostragem estatística e cálculos de incerteza, uma vez que os dados informados no presente artigo têm o objetivo primário direcionado a comunicar a ordem de grandeza de indicadores, que ainda se encontram em fase de desenvolvimento.

Agradecimentos

Ao Senai Mário Amato e Conde Alexandre Siciliano pela disponibilização de máquinas e especialistas para coleta de dados, e ao CNPq pelas bolsas concedidas ao projeto.

Referências

ABIPLAST: Associação Brasileira da Indústria de Plástico. Perfil 2014 - Indústria Brasileira de Transformação de Material Plástico. São Paulo. 2014.

AMARAL, Gilmar, et al. Guia Ambiental da indústria de transformação e reciclagem de materiais plásticos. São Paulo. 2011, 90 p. ISBN 978-85-61405-29-8

DOS SANTOS, Bruno C. M. Análise do Ciclo de Vida da Embalagem de Polietileno Tereftalato. VII Congresso Nacional de Excelência em Gestão. 2011.

FINKBEINER, Matthias, et al. Toward Life Cycle Sustainability Assessment. Sustainability. October 2010, vol. 2, p. 3309-3322. ISSN 2071-1050.

FRANKIN ASSOCIATES. Final Report – Life Cycle Inventory of Plastic Fabrication Processes: Injection Molding and Thermoforming. Submitted to: Rigid Plastic Packaging Group (RPPG). 2011.

GALDAMEZ, Edwin V. Cardoza e CARPINETTI, Luiz C. Ribeiro. Aplicação das técnicas de planejamento e análise de experimentos no processo de injeção plástica. Gestão & Produção. 2004, vol. 11, n.1, p.121-134.

GORNI, Antonio Augusto. Pesquisa traça o perfil produtivo do parque de transformação no Brasil. Plástico Industrial. 2014, p. 48 – 81.

HISCHIER, Roland. ECOINVENT - Life Cycle Inventories of Packaging and Graphical Paper as part of Final Report of a National Life Cycle Inventory Database (Part II – Plastics). Swiss Center for Life Cycle Inventories. 2007.

LAMP, Celina M. S. e NASS, N. T. P. Desenvolvimento sustentável e avaliação do ciclo de vida. IBICT. Brasília. CNI, 2014.

NREL (National Renewable Energy Laboratory). U.S. Life Cycle Inventory Database. [Acesso 16 julho 2015]. Disponível em: <<https://www.lcacommons.gov/nrel/search>>.

ROOM, Joseph J. Empresas Eco-Eficientes. Editoria Signus. São Paulo. 2004.

SIDKAR, Subhas K. Sustainable Development and Sustainability Metrics. Environmental Protection Agency. AIChE Journal.

SPINE@CPM Database – Center for Environmental Assessment of Product and Material Systems. [Acesso 20 julho 2015] Disponível em: <<http://cpmdatabase.cpm.chalmers.se/AboutDatabase.htm>>.

THIRIEZ, Alexandre. An Environmental Analysis of Injection Moulding. Submitted to the Department of Mechanical Engineering in Partial Fulfillment

of the Requirements for the Degree of Master of Science in Mechanical Engineering. Massachusetts Institute of Technology. 2006.

VALT, Renata B. G. 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 apresentada ao Programa de Pós-Graduação na Universidade Federal do Paraná, para obtenção do título de Mestre em Engenharia. Curitiba. 2004

WAY CARBON, et al. Guia de Sustentabilidade da cadeia produtiva da indústria de transformação plástica. São Paulo, 2015. 48p.

Análise comparativa de procedimentos para a estimativa de incertezas em ACV: um estudo baseado na produção de blocos cerâmicos de alvenaria

Fernanda Belizario Silva¹

Olga Satomi Yoshida¹

Rachel Horta Arduin²

Laís David Vinhal³

Cláudia Echevengúá Teixeira¹

Luciana Alves de Oliveira¹

Resumo

O presente trabalho tem como objetivo discutir a estimativa de incertezas em ACV, utilizando três procedimentos de cálculo a partir de dados de inventários da produção de blocos cerâmicos de uma fábrica localizada no Estado de São Paulo (berço ao portão). O primeiro procedimento para a estimativa de incertezas consistiu na atribuição de modelos probabilísticos e seus parâmetros aos valores obtidos na fábrica. As distribuições de probabilidade foram selecionadas dentre as disponíveis no Simapro (versão 8.1.1.16). O segundo procedimento consistiu na aplicação das diretrizes do Ecoinvent versão 3.1 relativas a incertezas, adotando-se valores padronizados de incerteza básica e incertezas adicionais da matriz Pedigree, com distribuição lognormal. O terceiro procedimento consistiu em uma mescla dos procedimentos prévios: adotou-se o primeiro procedimento para o cálculo da incerteza básica e a matriz Pedigree para a atribuição da incerteza adicional. Os ICVs foram inseridos com suas respectivas incertezas no Simapro e foram feitas simulações de Monte Carlo com parâmetros equivalentes para as três situações. Realizaram-se também análises de variância (ANOVA) para verificar a distribuição das incertezas entre o processo principal e os processos a montante. Observou-se que os procedimentos 1 e 2 são passíveis de adoção em estudos de ACV, a depender da disponibilidade de recursos e do nível de detalhamento do estudo em questão, sendo que o primeiro procedimento, que envolve o cálculo direto das incertezas associadas, tem potencial de agregar maior confiabilidade ao estudo de

1 Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo - fbsilva@ipt.br

2 Arts et Métiers ParisTech, I2M, UMR 5295

3 Universidade Federal de São Carlos – Programa de Pós Graduação em Estruturas e Construção Civil

ACV, enquanto o segundo requer menor esforço para a estimativa de incertezas. Ambas as abordagens melhoram a qualidade do resultado final a ser comunicado em relação à divulgação de um valor determinístico único.

Palavras-chave: *Incertezas. Matriz Pedigree. Inventário de Ciclo de Vida. Blocos Cerâmicos.*

Introdução

A elaboração de estudos de avaliação do ciclo de vida (ACV) requer cuidados em relação à qualidade e à representatividade dos dados. Assim, além de garantir que os fluxos declarados nos inventários sejam compatíveis com o sistema de produto considerado, é também importante declarar sua incerteza. A estimativa de incertezas fornece informações fundamentais para a tomada de decisão baseada em ACV, pois permite julgar a significância das diferenças em comparações entre produtos, na busca de opções para melhoria de processo ou para a atribuição de selos verdes (HUIJGBREGTS et al., 2001).

De acordo com Lloyd e Ries (2007), existem três categorias de incerteza em estudos de ACV: parâmetros, cenário e modelo. A incerteza de parâmetro envolve as quantidades das entradas e saídas dos processos, bem como características tecnológicas. A incerteza de cenário envolve escolhas relativas à unidade funcional, horizontes de tempo, procedimentos de alocação, entre outros. A incerteza de modelo inclui os modelos matemáticos e fatores de caracterização para cálculo dos indicadores na fase de avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV).

De acordo com o ILCD *Handbook* (EUROPEAN COMMISSION, 2010), tanto as incertezas de parâmetro como as de modelo são de natureza estocástica e, portanto, podem ser representadas por parâmetros estatísticos, tais quais: a média, uma medida da variação em torno da média e o tipo de distribuição assumido pelos dados. A incerteza de cenário, por sua vez, compreende

um número limitado de escolhas possíveis, que devem ser avaliadas separadamente por meio da análise de sensibilidade.

Em relação às incertezas de parâmetro, Weidema e Wesnaes (1996) propõem uma subdivisão em duas outras fontes: a incerteza básica, presente em todos os dados e relacionada a erros de medida e a flutuações normais da variável; e a incerteza adicional, devido ao uso de dados de qualidade inferior à ótima – por exemplo, o uso de uma amostra com representatividade estatística inferior à necessária. A incerteza básica pode ser calculada a partir da série de dados disponível ou, quando da ausência de uma série de dados, estimada com base em opinião de especialistas. A incerteza adicional é mais difícil de ser estimada por meio de cálculos e, por isso, os autores propõem sua avaliação por meio de indicadores de qualidade dos dados, os quais são convertidos em parâmetros estatísticos através da matriz de Pedigree (WEIDEMA; WESNAES, 1996).

A base de dadosecoinvent adota a última abordagem para a incerteza de parâmetros, utilizando valores padronizados de incerteza básica e incerteza adicional estimada pela matriz de Pedigree, por meio de indicadores de qualidade dos dados, para os seguintes critérios de avaliação: confiabilidade, abrangência, correlação temporal, correlação geográfica e correlação tecnológica adicional. Valores de variância padronizados para a incerteza adicional, propostos por especialistas, são associados a esses indicadores de qualidade dos dados, considerando a distribuição lognormal (WEIDEMA et al., 2013). De acordo com Gregory, Montalbo e Kirchain (2013), esta metodologia é a mais amplamente utilizada em estudos de ACV.

Entretanto, apesar do seu amplo uso, a adoção da metodologia proposta pela baseecoinvent para a estimativa de incertezas deve ser avaliada caso a caso. Conforme Huijbregts et al. (2001), a relevância da análise de incertezas pode ser questionada, se não houver justificativa empírica dos fatores e intervalos de incerteza aplicados aos dados de inventário. Weidema e Wesnaes (1996), quando da proposição da matriz de Pedigree, apontam a necessidade de desenvolver diferentes “matrizes de incertezas padrão”, para representar

adequadamente os diferentes tipos de dados, interações ambientais e tipos de indústria. Em estudo mais recente, Ciroth et al. (2013) analisam o embasamento empírico para os fatores de incerteza da matriz de Pedigree e concluem que, em determinados casos, pode ser necessária uma reavaliação desses fatores – por exemplo, os padrões de emissões atmosféricas de transportes marinhos se alteraram menos ao longo do tempo do que os padrões de transportes terrestres, o que requereria fatores de incerteza diferentes para a categoria “correlação temporal”.

Nesse contexto, o presente trabalho tem como objetivo discutir diferentes procedimentos para a estimativa de incertezas dos parâmetros de inventário, contemplando: 1) o cálculo de parâmetros estatísticos diretamente a partir dos dados primários; 2) a aplicação da metodologia proposta pela base ecoinvent 3) um procedimento misto, baseado na primeira abordagem para o cálculo da incerteza básica e na matriz Pedigree para a atribuição da incerteza adicional. Como estudo, adotou-se a elaboração do inventário de ciclo de vida da produção de blocos cerâmicos de uma fábrica no Estado de São Paulo, do berço ao portão da fábrica, que integra o escopo de um projeto de pesquisa mais amplo, que tem como objetivo estabelecer um método para avaliação do desempenho ambiental de produtos de construção com base em ACV.

Metodologia

O sistema de produto consiste na produção de 1 kg de bloco cerâmico estrutural, do berço ao portão da fábrica. Para a construção do inventário do ciclo de vida, adotou-se um inventário de referência do Ecoinvent versão 3.1 (*brick production*) e fez-se sua adaptação para as condições brasileiras, com base no método descrito em Castro et al. (2015) e em Silva et al. (2015), utilizando-se o *software* Simapro (versão 8.1.1.16). Os dados da produção do bloco cerâmico foram obtidos em uma fábrica no Estado de São Paulo, a partir

de controles referentes a três meses de produção (03/2015 a 05/2015). Além disso, algumas entradas do processo foram alteradas, por exemplo, a adoção da matriz energética brasileira.

A estimativa de incertezas teve como objetivo expressar as variações que ocorrem no âmbito da fábrica, devido a desvios inerentes aos processos de produção, medição, entre outros; bem como abarcar os erros decorrentes da extrapolação de dados de três meses para representar um período de 12 meses, que seria o período mínimo de coleta de dados recomendado para a Declaração Ambiental de Produto conforme a DIN EN 15804 (DIN, 2014). Logo, não se buscou extrapolar os dados obtidos na fábrica para representar, por exemplo, a produção de bloco cerâmico em determinada região geográfica, ou de uma tecnologia específica, pois essas generalizações exigiriam procedimentos diferentes para estimativa de incertezas.

De posse do ICV adaptado, foram conduzidos três procedimentos para a estimativa de incertezas referentes aos fluxos que ocorrem na fábrica de bloco cerâmico (processo principal) – não foram feitas alterações nas incertezas dos processos a montante disponíveis na base de dados ecoinvent. Esses procedimentos são descritos a seguir.

Procedimento 1- Estimativa de incertezas baseada nos dados primários

Este procedimento consistiu em adotar distribuições de probabilidade, entre normal, uniforme e lognormal, e estimar os respectivos parâmetros estatísticos com base nas informações sobre os fluxos de entrada e saída obtidas na visita à fábrica. A correlação das entradas e saídas à unidade declarada (1 kg de bloco cerâmico) foi feita a partir da razão da soma das quantidades mensais da entrada/saída pela soma da produção mensal (em kg), dado que o critério adotado de alocação foi por massa. As fontes de incertezas afetam tanto os quantitativos das entradas e saídas (fluxos) como os dados

de produção. Para cada item do inventário, consideraram-se duas fontes de erro: (i) os erros inerentes aos processos na fábrica, e (ii), os erros advindos da extrapolação de dados de poucos meses para representar o período de um ano. Utilizando a lei de propagação de incertezas, tem-se que a incerteza padrão quadrática da razão destas somas pode ser desagregada como (eq. 1):

$$u^2 = \underbrace{u_{\text{inerente_fluxo}}^2 + u_{\text{inerente_produção}}^2}_{u_{\text{inerente}}^2} + \underbrace{u_{\text{extrapolação_fluxo}}^2 + u_{\text{extrapolação_produção}}^2}_{u_{\text{extrapolação}}^2} \quad (\text{eq. 1})$$

As incertezas padrão associadas aos quantitativos devido aos erros inerentes foram estimadas a partir dos dados mensais das entradas/saídas da seguinte forma (eq. 2):

$$u_{\text{inerente_fluxo}} \approx \frac{\frac{\text{desvio padrão } \textit{fluxo}}{\sqrt{n^*}}}{\textit{média } \textit{fluxo}} = \frac{\frac{\text{desvio padrão } \textit{fluxo}}{\sqrt{\frac{n}{12} \times 30}}}{\textit{média } \textit{fluxo}} \quad (\text{eq. 2})$$

As incertezas associadas aos fluxos devidas aos erros decorrentes da extrapolação dos n meses para 12 meses foram estimadas por (eq. 3):

$$u_{\text{extrapolação_fluxo}} \approx \left(1 - \frac{n}{12}\right) \times \frac{\text{Semi Amplitude } \textit{fluxo} / \sqrt{12}}{\textit{média}} \quad (\text{eq. 3})$$

Onde n é o número de meses com dados, média, desvio padrão e semi-amplitude são calculados com base nos n meses com dados. As incertezas padrão associadas às produções, $u_{\text{(inerente_produção)}}$ e $u_{\text{(extrapolação_produção)}}$, foram estimadas da mesma forma a partir de dados mensais de produção.

A estimativa da incerteza padrão u da razão das somas foi normalizada pela média; portanto, é a estimativa do coeficiente de variação (C.V.) da distribuição de probabilidades escolhida para representar a incerteza dos fluxos de um dado item do inventário. Desta forma (eq. 4):

$$u = \sqrt{u_{inerente}^2 + u_{extrapolação}^2} \quad (\text{eq. 4})$$

Procedimento 2 – Estimativa de incertezas baseada no método da base ecoinvent

Neste caso, adotou-se o procedimento padrão da base ecoinvent, com as incertezas básicas tabeladas e atribuindo-se as notas da matriz de Pedigree, com distribuição lognormal, conforme descrito em Weidema et al. (2013), em função da qualidade dos dados primários e secundários obtidos para o sistema de produto em questão.

Procedimento 3 – Estimativa de incerteza básica baseada nos dados primários e incerteza adicional baseada no método da base ecoinvent

Adotou-se como incerteza básica (segundo nomenclatura da base ecoinvent) a denominada “incerteza inerente”, $u_{inerente}$, do primeiro procedimento, uma vez que o parâmetro “completeness” (abrangência) do Pedigree já contempla a extrapolação de dados de um período curto. Adotaram-se as mesmas notas da matriz de Pedigree atribuídas no segundo procedimento, além também da distribuição lognormal.

Cálculo da incerteza total e análise comparativa

Os ICVs foram inseridos no Simapro e foi conduzida a análise de incertezas pelo método de Monte Carlo para as três situações, com 1.000 iterações. O indicador de impacto ambiental selecionado para o cálculo foi o potencial de aquecimento global (em kg CO₂,eq), pelo método do IPCC 2013, com 100 anos de horizonte.

Além disso, para cada um dos procedimentos de estimativa de incertezas, foi conduzida uma análise de variância (ANOVA), de modo a identificar,

em termos percentuais, a parcela da incerteza proveniente dos processos a montante e a parcela atribuída às variações ocorridas no processo principal. Realizou-se ainda uma Anova para identificar quais entradas/saídas do inventário mais contribuem para a incerteza final. Para ambas as análises, fez-se necessário calcular a incerteza de cada processo a montante, utilizando-se também neste caso o método de Monte Carlo por meio do Simapro com 1.000 iterações.

Resultados

A tabela 1 apresenta os parâmetros de incerteza obtidos nos três procedimentos de cálculo, representados pelos coeficientes de variação da distribuição de probabilidade. São apresentadas também as notas da matriz Pedigree atribuídas aos itens do inventário. As incertezas totais u , u_{iner} e u_{ext} do primeiro procedimento também estão listadas na tabela 1.

Tabela 1: Parâmetros de incerteza calculados conforme os três procedimentos

Itens de inventário	Procedimento 1			Procedimento 2		Procedimento 3 **	Notas Pedigree	
	Distribuição	Componentes da incerteza		Incerteza total C.V.	Incerteza básica C.V.	Incerteza total C.V.		Incerteza total C.V.
		u_{iner}	u_{ext}					
ENTRADAS								
Water, well, in ground, BR*	Normal	3,7%	2,9%	4,7%	2,4%	3,4%	4,2%	(1,3,1,1,1)
EUR-flat pallet production	Normal	3,5%	2,6%	4,3%	2,4%	4,3%	4,8%	(2,3,1,1,1)
Market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3*	Uniforme	3,7%	2,9%	4,7%	35,7%	36,3%	6,3%	(3,3,1,1,1)

(Continua)

Tabela 1 (conclusão)

Market for polyethylene, high density, granulate	Normal	3,4%	2,6%	4,3%	2,4%	4,8%	5,4%	(2,3,1,1,2)
Clay pit operation	Normal	3,4%	2,6%	4,3%	2,4%	4,3%	4,8%	(2,3,1,1,1)
Market for steel, low-alloyed, hot rolled*	Lognormal	3,7%	2,9%	4,7%	1,5%	31,2%	31,4%	(5,5,5,5,1)
Wood chips production, softwood, at sawmill	Normal	3,5%	2,6%	4,3%	2,4%	4,3%	4,8%	(2,3,1,1,1)
Market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3*	Uniforme	3,7%	2,9%	4,7%	35,7%	37,1%	10,1%	(4,3,1,1,1)
Market for lubricating oil	Lognormal	3,8%	2,9%	4,8%	2,4%	4,8%	5,7%	(2,3,1,1,2)
Refractory production, fireclay, packed*	Normal	3,7%	2,9%	4,7%	2,9%	10,0%	10,1%	(4,3,1,1,1)
Market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3*	Normal	3,7%	2,9%	4,7%	35,7%	37,1%	10,1%	(4,3,1,1,1)
Diesel, burned in building machine	Normal	3,0%	2,4%	3,8%	2,0%	10,0%	10,2%	(2,3,1,1,3)
Market for electricity, medium voltage {BR}	Normal	2,6%	2,2%	3,4%	2,4%	4,3%	4,2%	(2,3,1,1,1)
SAÍDAS								
Water - emission to air	Uniforme	3,7%	2,9%	4,7%	20,5%	20,8%	6,0%	(2,3,1,1,1)
Carbon dioxide, biogenic - emission to air	Normal	3,5%	2,6%	4,3%	2,9%	10,0%	10,0%	(4,3,1,1,1)
Water - emission to air	Uniforme	3,7%	2,9%	4,7%	20,5%	21,2%	6,5%	(3,3,1,1,1)

* itens de inventário para os quais se obtiveram apenas dados pontuais

** incerteza básica do procedimento 3 = u_{iner} do procedimento 1

No procedimento 1, as distribuições de probabilidade foram selecionadas com base na experiência dos autores, pois a série de dados não permitiu traçar as curvas de distribuição de probabilidade. Para a maioria dos itens, adotou-se distribuição normal. Para os transportes terrestres a pequenas distâncias (transporte do pallet e da serragem), adotou-se distribuição uniforme, pois se entende que os trajetos estão sujeitos a maior variação. Para os itens que não foram alterados do ICV original do Ecoinvent, adotou-se a distribuição lognormal.

Em relação às notas do Pedigree, os parâmetros de correlação geográfica, temporal e tecnológica tiveram notas 1, devido ao levantamento direto de dados na fábrica em data recente, exceto para os dados extrapolados da base ecoinvent. Para o parâmetro de abrangência foi atribuída nota 3, pois o período de obtenção dos dados foi menor do que o recomendado em norma. Para o parâmetro de confiabilidade, as notas variaram conforme a qualidade do dado.

Observa-se na tabela 1 que as incertezas totais dos fluxos calculadas de acordo com os três procedimentos resultaram em valores próximos, na faixa de 4 a 5%, exceto para: (i) os itens de transporte, que apresentam incerteza básica alta tabelada na base ecoinvent (35,7%) e que tiveram notas desfavoráveis de confiabilidade do Pedigree atribuídas nos itens em que não se obteve o endereço do fornecedor; (ii) o aço, cujo consumo foi adotado idêntico ao inventário de referência da base ecoinvent e, por isso, penalizado com notas 5 no Pedigree; (iii) o diesel, porque se adotou um módulo de combustão do diesel disponível na base; (iv) as emissões de água, que possuem incertezas básicas altas (20,5%) atribuídas pela base ecoinvent. Sendo assim, mesmo com o conservadorismo dos autores no procedimento 1, as incertezas atribuídas resultaram menores do que as demais.

A tabela 2 apresenta os resultados finais de incerteza para os três procedimentos, em termos de coeficiente de variação, resultantes da simulação de Monte Carlo, para o indicador de potencial de aquecimento global calculado pelo modelo do IPCC. São apresentados também os resultados da ANOVA, com

as parcelas de incerteza atribuídas aos processos a montante e ao processo principal, referentes ao mesmo indicador de impacto.

Tabela 2: Resultados das simulações de Monte Carlo e distribuição da incerteza entre o processo principal e processos a montante (ANOVA), para o indicador de impacto de potencial de aquecimento global

	Procedimento 1	Procedimento 2	Procedimento 3
Coefficiente de variação (%)	10,8%	11,4%	11,2%
Parcela da incerteza atribuída aos processos a montante	97%	85%	90%
Parcela da incerteza atribuída aos processos da fábrica	3%	15%	10%

A partir da análise dos coeficientes de variação finais, observa-se que o procedimento 1 resultou na menor incerteza (10,8%), seguida pelo procedimento 3 (11,2%) e procedimento 2 (11,4%), embora todos os valores estejam relativamente próximos. Analisando-se os resultados da ANOVA, verifica-se que, pelo procedimento 1, 97% da incerteza final tem origem nas incertezas dos processos a montante; pelo procedimento 2, na qual uma incerteza maior às entradas de fábrica é atribuída pela utilização da matriz Pedigree, 85% da incerteza final tem origem nas incertezas dos processos a montante, e, finalmente, pelo procedimento 3, 90 % da incerteza final tem origem nos processos a montante.

A tabela 3 apresenta os resultados da ANOVA para análise da participação de cada item de inventário (entrada ou saída) na incerteza final, considerando a variação nas quantidades daquele item no processo principal e a incerteza que cada item carrega do seu processo a montante. Os itens que não contribuíam significativamente para o indicador de potencial de aquecimento global não foram incluídos nesta tabela.

Tabela 3: Participação dos itens de inventário no indicador de impacto ambiental (CO₂,equivalente) e distribuição de incerteza entre os itens de inventário (ANOVA)

Item de inventário	% no resultado de AICV (kg CO ₂ ,eq)	CV processo montante	Procedimento 1		Procedimento 2		Procedimento 3	
			CV processo principal	% incerteza final	CV processo principal	% incerteza final	CV processo principal	% incerteza final
EUR-flat pallet production	1%	18%	4%	0%	4%	0%	5%	0%
Market for polyethylene, high density, granulate	6%	1%	4%	0%	5%	0%	5%	0%
Clay pit operation	11%	23%	4%	7%	4%	7%	5%	7%
Wood chips production, softwood, at sawmill	11%	30%	4%	13%	4%	11%	5%	12%
Market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3* (wood chips)	6%	6%	5%	0%	37%	6%	10%	1%
Refractory production, fireclay, packed*	5%	15%	5%	1%	10%	1%	10%	1%
Diesel, burned in building machine	23%	20%	4%	26%	10%	28%	10%	29%
Market for electricity, medium voltage {BR}	35%	19%	3%	53%	4%	47%	4%	50%

Observa-se que o uso de energia elétrica responde por 35% do potencial de impacto de aquecimento global do sistema de produto, incluindo os respectivos processos a montante (ex.: geração de energia, transmissão, transformação, etc.). Entretanto, este item sozinho responde por aproximadamente 50% da incerteza final, principalmente devido às incertezas declaradas nos processos

a montante (19%). Em seguida, tem-se o uso de óleo diesel, que responde por 23% do potencial de aquecimento global e aproximadamente 27% da incerteza do processo, novamente em função da alta incerteza a montante (20%).

Verifica-se ainda que a participação de cada item de inventário na incerteza final, considerando-se a incerteza do processo a montante combinada com a incerteza do processo principal, é semelhante nos três procedimentos de estimativa de incerteza, exceto no caso da operação de transporte do pó de serra, que tem participação maior na 2ª abordagem, uma vez que a incerteza básica constante da base ecoinvent para este tipo de operação é alta (vide tabela 1).

Conclusão

A estimativa de incertezas a partir dos dados primários de produção (procedimento 1) apresenta ganhos, pois reduz a participação da incerteza do processo principal na incerteza total do sistema de produto, se comparado ao procedimento adotado pela base de dados ecoinvent. Além disso, a adoção desse procedimento requer uma compreensão mais detalhada dos dados e, dessa forma, possibilita o desenvolvimento de certa sensibilidade acerca dos valores de incerteza obtidos. Entretanto, observou-se que os processos relacionados às matérias-primas e insumos utilizados na produção do bloco cerâmico contribuem com a maior parte da incerteza final desse sistema de produto, pois a incerteza declarada pela base de dados para estes itens é alta. Nestes casos, os ganhos da estimativa de incertezas pelo procedimento 1 são limitados e podem não justificar esse nível de detalhamento.

Assim, para avaliar a viabilidade de fazer a estimativa de incertezas a partir dos dados primários, sugerem-se duas alternativas. A primeira, mais simples, é realizar uma análise de sensibilidade, variando-se os parâmetros que mais contribuem para o resultado final de impacto ambiental e verificando-se as

alterações tanto no resultado do indicador quanto na sua incerteza associada, conforme recomendado por Huijbregts et al. (2001). A segunda, mais complexa, consiste em estimar as incertezas conforme o método proposto pela base de dados ecoinvent (procedimento 2) e realizar uma Anova dos resultados obtidos. Dependendo da contribuição do processo principal para a incerteza final, uma abordagem mais detalhada pode se justificar, devendo-se também considerar os objetivos e a disponibilidade de recursos para o estudo de ACV em questão.

Além disso, a realização da ANOVA para identificar a contribuição de cada entrada/saída do ICV na incerteza final pode auxiliar na compreensão das fontes de incerteza do estudo e, eventualmente, direcionar esforços, seja na redução de incertezas do processo principal, seja em intervenções nos processos a montante.

Para a validação do primeiro procedimento, serão necessários estudos adicionais, contemplando sistemas de produto com características diferentes do explorado neste trabalho.

Agradecimentos

À Fundação de Apoio ao IPT (Fipt), pelo financiamento da pesquisa.

Referências

CASTRO, Alessandra. L. et al. 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. Bonito, 2010.

CIROTH, Andreas. et al. Empirically based uncertainty factors for the pedigree matrix in ecoinvent. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 2016, vol. 21, nº 9, p. 1338-1348.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG. DIN EN 15804: Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products. Berlim, 2014.

EUROPEAN COMMISSION .ILCD Handbook: General guide for life cycle assessment – Detailed Guidance [online]. 2010, p 377-380 [acessado em 02 de abril de 2015]. Disponível em: <<http://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Handbook-General-guide-for-LCA-DETAILED-GUIDANCE-12March2010-ISBN-fin-v1.0-EN.pdf>>

GREGORY, Jeremy. R., MONTALBO, Trisha. M. e KIRCHAIN. Randolph. E. Analyzing uncertainty in a comparative life cycle assessment of hand drying systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 2013, vol. 18, nº 8, p. 1605-1617.

HUIJBREGTS, Mark. A. J. et al. Framework for modeling data uncertainty in life cycle inventories. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 2001, vol. 6, nº 3, p. 127-132.

LLOYD, Shannon. M. e RIES, Robert. Characterizing, propagating and analyzing uncertainty in life-cycle assessment: a survey of quantitative approaches. *Journal of Industrial Ecology*, 2007, vol. 11, nº 1, p. 161-179.

SILVA, Fernanda. B. et al. Development of a method for adapting international LCI data for Brazilian building products. In: *Proceedings of the Sixth International Conference on Life Cycle Assessment*, Lima, 2015.

WEIDEMA, Bo. P. e WESNAES, Marianne. S. Data quality management for life cycle inventories – an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production*, 1996, vol. 4, nº 3-4, p. 167-174.

WEIDEMA, Bo. P. et al. Overview and methodology: Data quality guideline for the Ecoinvent database version 3 [online]. 2013 [acessado em 17 de outubro de 2016]. Disponível em: <https://www.ecoinvent.org/files/dataqualityguideline_ecoinvent_3_20130506.pdf>

Impactos e benefícios ambientais do gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos

Tiago Barreto Rocha¹

Carmenlucia Santos Giordano Penteado¹

Resumo

A crescente produção e uso de equipamentos eletroeletrônicos tem resultado no aumento da geração de resíduos provenientes destes equipamentos descartados em todo o mundo. Os resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) possuem diversas substâncias perigosas como o chumbo e outros metais pesados, e quando destinados a aterros, ecopontos e mesmo cooperativas de reciclagem sem o devido controle, podem causar diversos impactos ao meio ambiente e à saúde humana. Visando reduzir tais impactos, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) reúne um conjunto de princípios e ações visando à gestão integrada e o gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos, incluindo a obrigatoriedade da logística reversa para os REEE. A logística reversa representa uma alternativa de gerenciamento para redução do impacto ambiental causado pela disposição incorreta dos REEE, bem como para valorização dos resíduos por meio da reciclagem. No entanto, para avaliar a sustentabilidade desta alternativa de gerenciamento, é preciso verificar se os benefícios superam os impactos da reciclagem. Diante deste contexto, a Avaliação de Ciclo de Vida tem se consolidado como uma técnica capaz de quantificar os impactos ambientais potenciais de produtos ou sistemas, incluindo os sistemas de gerenciamento de resíduos. O objetivo deste estudo foi avaliar os potenciais impactos e benefícios ambientais do gerenciamento de REEE. A unidade funcional adotada foi o gerenciamento de 1t de REEE. Os processos de coleta, transporte, manufatura reversa (desmontagem), reciclagem mecânica dos materiais e disposição final fizeram parte do sistema de gerenciamento avaliado. Os dados para o inventário dos processos de gerenciamento foram obtidos na literatura internacional e banco de dados adaptando-se, na medida do possível, para a realidade brasileira. A avaliação do impacto do ciclo de vida foi conduzida utilizando-se o método CML2001 para as categorias depleção de recursos abióticos, mudanças climáticas, depleção da camada de ozônio, eutrofização, acidificação e oxidação fotoquímica e o método USEtox para as categorias de toxicidade e ecotoxicidade. Os cálculos e a modelagem foram realizados no

¹ Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Tecnologia/Programa de Pós Graduação em Tecnologia / tiagobarretorocho@gmail.com / carmenlucia@ft.unicamp.br

software Simapro 8. Os resultados demonstram que o sistema de gerenciamento avaliado apresenta benefícios ambientais para quase todas as categorias de impacto avaliadas, com exceção das categorias de toxicidade humana.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida. Logística Reversa. Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos.

Introdução

Nos últimos anos os equipamentos eletroeletrônicos têm revolucionado o estilo de vida das pessoas, tornando-se indispensáveis em todos os segmentos da sociedade. Entretanto, o crescimento vertiginoso na demanda e produção destes equipamentos tem causado diversos impactos ambientais durante sua produção, uso e descarte.

De acordo com dados da United Nations University (BALDÉ et. al., 2014), são gerados aproximadamente 42 milhões de toneladas de Resíduos eletroeletrônicos (REEE) anualmente. Somente no Brasil, estima-se que em 2015 foram geradas aproximadamente 1 milhão de toneladas de REEE (ABDI, 2013). O problema é que além do volume, os resíduos eletroeletrônicos possuem diversas substâncias perigosas como o chumbo e outros metais pesados (SEPÚLVEDA et al., 2010).

O descarte incorreto de REEE, em lixões ou aterros não controlados, promove a lixiviação de substâncias perigosas como os metais pesados, causando diversos impactos ao meio ambiente e à saúde humana (SONG; LI, 2015). Evitar o aumento desse passivo em todo o mundo tem sido a principal motivação para elaboração de legislações que visam reduzir o teor das substâncias perigosas presentes nos REEE, bem como viabilizar sua reciclagem e dar-lhes correta destinação ao final de sua vida útil. Como exemplo, podem ser citadas as diretivas europeias WEEE (*waste electrical and electronic equipment*) (EUROPEAN UNION, 2002a) e RoHS (*Restriction of Hazardous*

Substances) (EUROPEAN UNION, 2002b), que são referências mundiais.

Seguindo essa tendência, o Brasil instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) através da Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010 (BRASIL, 2010). A PNRS reúne o conjunto de princípios, instrumentos, diretrizes, metas e ações visando à gestão integrada e ao gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos, incluindo a obrigatoriedade da logística reversa para os resíduos eletroeletrônicos.

Para que a logística reversa cumpra o seu papel econômico e ambiental, torna-se necessário avaliar de forma holística a viabilidade econômica e os benefícios ambientais em contraposição aos impactos causados pelas ações de coleta, transporte e restituição dos resíduos ao setor industrial (reciclagem).

Nesse contexto, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem se consolidado como uma ferramenta capaz de quantificar os impactos ambientais potenciais de produtos ou sistemas. Aplicada somente a etapa de logística reversa, a ACV pode auxiliar na quantificação dos fluxos ambientais necessários para coleta, manufatura reversa e reciclagem de REEE, bem como estimar os créditos associados à recuperação de materiais que retornam ao ciclo produtivo.

Hischier et al. (2005) introduziram um questionamento: “Do ponto de vista ambiental: faz sentido reciclar resíduos eletroeletrônicos?”. Partindo deste questionamento os autores utilizaram ACV para demonstrar que, no sistema de logística reversa da Suíça, a reciclagem de REEE apresentava enorme vantagem ambiental em relação à incineração. Wäger et. al. (2011), utilizando-se da mesma metodologia e com dados mais atualizados, concluíram que os impactos da reciclagem dos REEE diminuíram em relação aos resultados apresentados em 2005, tornando a alternativa de reciclagem ainda mais benéfica em comparação à incineração ou aterro.

Song et al. (2013) conduziram um estudo de ACV para avaliar os impactos e os benefícios ambientais do sistema de tratamento de REEE na China. Os resultados demonstram que o maior benefício da reciclagem está na recuperação de metais, seguido da recuperação de plástico, isso porque o

processo de reciclagem evita ou reduz a produção primária dos materiais recuperados. Os autores concluíram, portanto, que o processo de reciclagem é benéfico em comparação aos impactos causados pelo próprio processo. Os autores ainda concluíram que a ACV é uma técnica viável para medir o impacto potencial do tratamento de REEE e também pode ser utilizada para comparar o desempenho entre recicladoras.

Diante do exposto, percebe-se que a ACV pode ser utilizada de diversas formas para o suporte ao gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos, sendo uma importante ferramenta no auxílio à tomada de decisão.

O objetivo deste estudo foi avaliar os potenciais impactos e benefícios ambientais decorrentes do gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos.

Metodologia

O escopo do estudo perfaz um sistema de gerenciamento que inclui as etapas de coleta, manufatura reversa, reciclagem e inserção do material recuperado em outros ciclos produtivos. Considera-se como função o gerenciamento adequado de REEE. A unidade funcional refere-se ao gerenciamento de 1 tonelada de REEE.

Sistema de gerenciamento

No Brasil, os recicladores de REEE são também conhecidos por agentes de manufatura reversa ou destinadores. Essa denominação deve-se ao fato de tais empreendimentos serem responsáveis, na maioria dos casos, apenas pela segregação (manual ou manual/mecânica) de materiais, partes e peças que compõem o resíduo. Posteriormente, os materiais potencialmente recicláveis (plástico, metais etc.) são enviados para recicladores especializados, que reinserem os materiais no ciclo produtivo.

Cabe ressaltar que existem diferentes abordagens para contabilidade ou

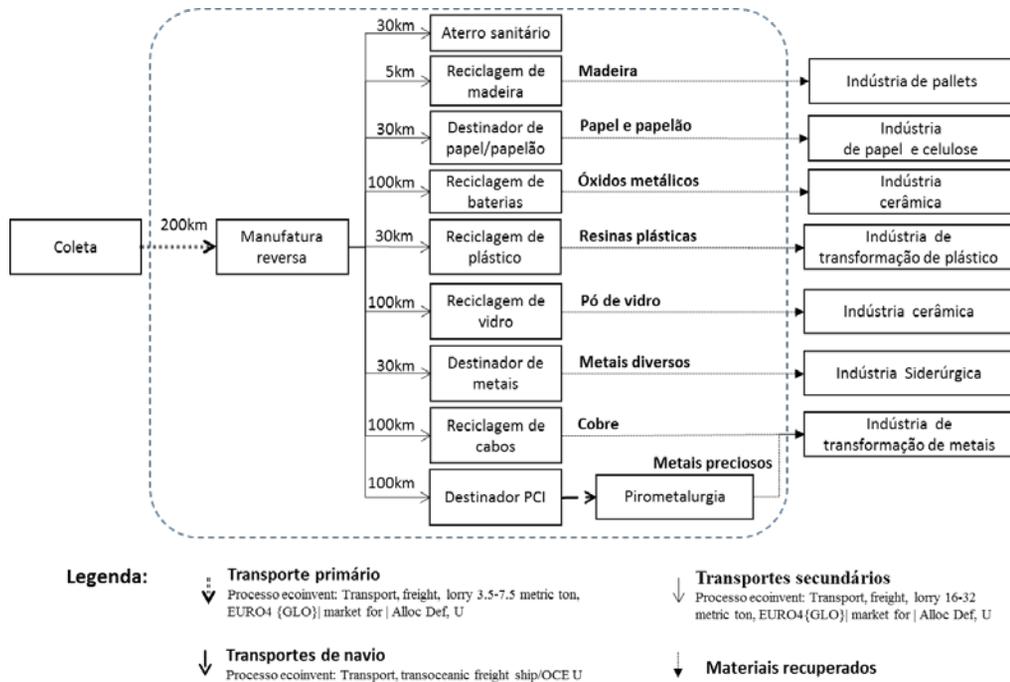
modelagem de sistemas de reciclagem (NICHOLSON et al., 2009). Neste estudo, optou-se por uma abordagem de substituição, em que o material reciclado substitui o material de origem primária, devido ao sistema de reciclagem recuperar e reinserir os materiais reciclados em outro sistema de produto com as mesmas características do material primário. A figura 1 apresenta o sistema de gerenciamento considerado neste estudo.

Inventário, suposições e limitações

Os dados utilizados no sistema modelado foram coletados em uma empresa de manufatura reversa, obtidos de literatura e na base de dados ecoinvent. Assumiu-se a distância de 200 km da coleta dos REEE até a empresa de manufatura reversa (transporte primário), distância estimada conforme raio de atuação da empresa. Para o transporte secundário utilizou-se uma distância média, estimada pela empresa de manufatura reversa, conforme apresentado na figura 1. O quadro 1 mostra os dados coletados na empresa de manufatura reversa e as considerações adotadas para modelagem do sistema.

Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida

Para determinar o impacto ambiental potencial do sistema avaliado, foi utilizado o método CML2001 (baseline) para as categorias depleção de recursos abióticos (DRA), depleção recursos abióticos combustíveis fósseis (DRA-f) mudanças climáticas (GWP), depleção da camada de ozônio (DCO), eutrofização (EU), acidificação (AC) e oxidação fotoquímica (OF) e o método USEtox (consensus only) para as categorias de toxicidade humana câncer (TH-c), toxicidade humana não câncer (TH-nc) e ecotoxicidade (EC). Os cálculos e modelagem foram realizados com auxílio do software Simapro 8.

Figura 1. Representação do sistema de gerenciamento de REEE

Quadro 1. Informações coletadas e considerações adotadas, para o fluxo de 1t de REEE

Informações coletadas		Considerações adotadas na modelagem do sistema			
Processo	Quant.(t)	Material ou processo	Produtos evitados	Quant.(t)	Fonte de dados e adaptações
Reciclagem de baterias	1,19E-02	Disposal, Li-ions batteries, pyrometallurgical/GLO U (adaptado com eletricidade Brasil)	Aluminium oxide ¹	9,55E-03	Processo da base ecoinvent incluindo colorífico para indústria cerâmica como produto evitado, conforme (CAVALCANTE et al., 2009)
Reciclagem de plásticos	3,61E-01	Mixed plastics (waste treatment) recycling of mixed plastics ¹	ABS	1,45E-01	Processo ecoinvent, substituindo os produtos evitados conforme (SCHLUMMER et al., 2007)
			PC	4,70E-02	
			HIPS	1,05E-01	
			PP	6,51E-02	
Reciclagem de metais	1,10E-01	Apenas destinação	Pig iron ¹	1,10E-01	Trata-se de um processo direto de destinação para indústria siderúrgica, incluindo ferro como metal evitado conforme (HISCHIER et.al, 2005)
Reciclagem de cabos	1,07E-01	Disposal, treatment of cables/GLO U	Copper gold-silver-zinc-lead-copper mine operation and refining ³	7,09E-02	Processo ecoinvent, incluindo o cobre como produto evitado.
Reciclagem de vidro	9,66E-03	Disposal, treatment of CRT glass/GLO (adaptado com eletricidade Brasil)	Frit, for ceramic tile ¹	9,66E-03	Processo da base ecoinvent incluindo a fritas como produto evitado conforme (SCHABBACH et al., 2011)

(Continua)

Quadro 1 (conclusão)

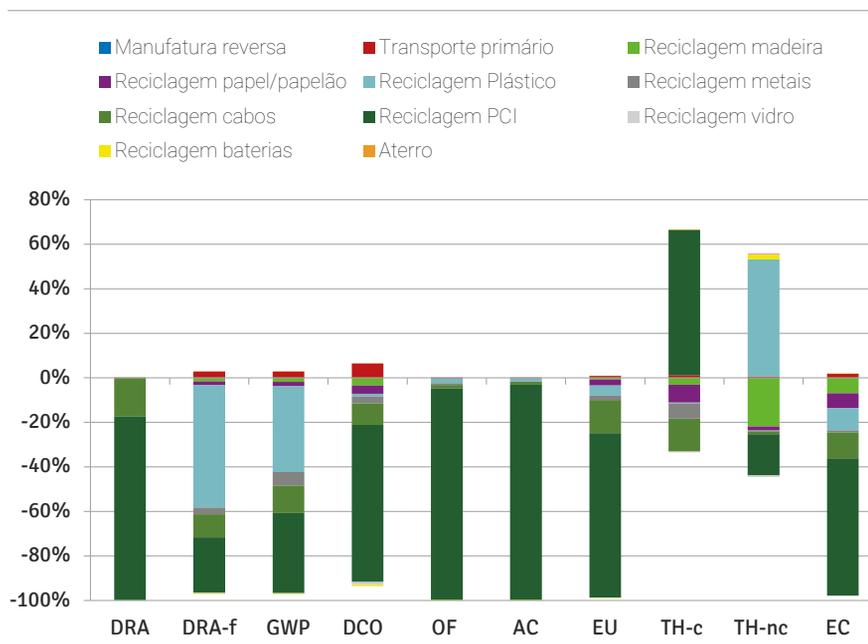
Reciclagem de placas	2,14E-01	Electronics scrap treatment of, metals recovery in copper smelter ²	Lead gold-silver-zinc-lead-copper mine operation and refining ¹	1,24E-03	Processo ecoinvent incluindo a recuperação de metais que retornam ao ciclo produtivo conforme (CLASSEN et al., 2009)
			Nickel, 99.5% nickel mine operation, sulfidic ore ¹	7,13E-03	
			Copper gold-silver-zinc-lead-copper mine operation and refining ²	5,07E-02	
			Palladium platinum group metal mine operation, ore with high content ⁴	6,62E-05	
			Silver gold-silver-zinc-lead-copper mine operation and refining ²	1,20E-03	
			Gold gold-silver-zinc-lead-copper mine operation and refining ²	3,64E-05	
			Aluminium, primary, ingot ¹	1,94E-02	
Reciclagem de madeira	6,28E-02	Apenas destinação	Sawnwood, parana pine from sustainable forest management, kiln dried {BR} sawing and planing, parana pine, kiln dried Alloc Def, U	6,28E-02	Trata-se de um processo direto de destinação para fabricação de pallets incluindo madeira como produto evitado
Reciclagem de papel	1,22E-01	Paper (waste treatment) recycling of paper ¹	Sulfate pulp ¹	1,22E-01	Processo ecoinvent
Disposição final	7,40E-04	Disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill/CH U	Não se aplica	7,40E-04	Processo ecoinvent

¹ {GLO} | market for | Alloc Def, U ² {SE} | market for | Alloc Def, U ³ {ROW} | market for | Alloc Def, U ⁴ {RU} | market for | Alloc Def, U

Resultados e Discussões

Os resultados apontam que o gerenciamento de REEE por meio da logística reversa apresenta benefícios ambientais para a maioria das categorias de impacto ambiental, com exceção das categorias de toxicidade humana. A figura 2 apresenta os impactos e benefícios ambientais, por categoria de impacto.

Figura 2. Benefícios e impactos ambientais, por categoria de impacto, para o gerenciamento de REEE



A reciclagem das placas de circuito impresso (PCI), apesar de representar apenas 21% (em massa) do material reciclado dos REEE, apresenta os maiores benefícios ambientais em quase todas as categorias de impacto, com exceção da categoria TH-c. Entre os benefícios ambientais, destaca-se o potencial

para redução do dano ambiental pela extração de metais preciosos (ouro, prata e paládio) e cobre. Por outro lado, a queima das PCIs no processo pirometalúrgico revela emissões de dioxinas com potencial para causar danos à saúde humana (câncer). No processo pirometalúrgico, as PCIs, compostas basicamente de metais e compostos orgânicos, são fundidas em altas temperaturas, produzindo uma mistura de diversos metais que na sequência são recuperados e refinados. Nesse processo, os compostos orgânicos sofrem combustão incompleta gerando dioxinas (CLASSEN et al., 2009).

Dentre as tecnologias alternativas ao processo pirometalúrgico, merecem destaque os processos hidrometalúrgico e biohidrometalúrgico, que envolvem o uso de reagentes químicos e bactérias, respectivamente, para lixiviação dos metais nas PCIs (CUI; ZHANG, 2008). Ambos os processos surgem como promessas potencialmente menos impactantes que a pirometalurgia.

O processo de reciclagem de plástico se destaca por apresentar os maiores benefícios na categoria DRA-f e GWP e o maior impacto na categoria TH-nc. Os benefícios estão relacionados à redução da exploração de petróleo para fabricação de resinas plásticas (virgem), enquanto o impacto está relacionado ao uso de energia elétrica para moagem e extrusão do plástico durante a reciclagem. A base de dadosecoinvent, utilizada para representar o processo de geração de energia elétrica no Brasil, o bagaço de cana (representa 3% da fonte energética da matriz) carrega parte dos impactos dos agrotóxicos utilizados na plantação na cana-de-açúcar.

Considerações finais

A reciclagem REEEs evita os impactos ambientais na maioria das categorias avaliadas, com exceção das categorias relacionadas à toxicidade humana. Esse paradigma pode ser atenuado com utilização de processos de reciclagem que não utilizem a queima das PCIs para disponibilização dos metais, como por exemplo, os processos hidrometalúrgicos e biohidrometalúrgicos que podem ser alternativas ambientalmente mais corretas para a reciclagem de PCI.

Deve-se atentar que este estudo avaliou apenas o sistema de gerenciamento de REEE por meio da logística reversa e não comparou este sistema aos sistemas alternativos, como aterro, disposição em lixões ou queima a céu aberto dos REEE. Sob esta perspectiva comparativa, os impactos gerados pelo processo de reciclagem de PCI e plásticos, nas categorias de toxicidade humana, podem ser insignificantes.

Este estudo, incluindo comparação com outras formas de gerenciamento de REEE e dados mais representativos, pode ser utilizado como subsídio para avaliação da viabilidade ambiental da implantação de sistema de logística reversa e reciclagem de REEE.

Referências

ABDI (2013). Logística Reversa de Equipamentos Eletroeletrônicos Análise de Viabilidade Técnica e Econômica. Brasília, 2013.

BALDÉ, C.P.; WANG, F.; KUEHR, R. and HUISMAN, J. (2014). The global e-waste monitor. Bonn, Germany, 2014.

BRASIL (2010). Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei no 9605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, 2010.

CAVALCANTE, R. D.; NASCIMENTO, E.V.; ALMEIDA, E. S. and MOITA, M.H.V. (2009) Logística Reversa Como Ferramenta Para Redução Dos Impactos Ambientais : Um Exemplo a Ser Seguindo No Tocante a Reciclagem Química e o descarte de pilhas no Estado Do Amazonas. Encontro Nacional de Engenharia de Produção (ENEGEP). Anais...2009

CLASSEN, M.; ALTHAUS, H.J.; BLASER S.; TUCHSCHIMID, M.; JUNGBLUTH, N.; DOKA, G.; FAIST EMMENEGGER, M.; and SCHARNHORST, W. (2009). Life Cycle Inventories of Metal. Final reportecoinvent data V2.1, No 10. EMPA, Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.

CUI, J. and ZHANG, L (2008). Metallurgical recovery of metals from electronic waste: a review. Journal of hazardous materials, v. 158, n. 2-3, p. 228–56, 30 out. 2008.

EUROPEAN UNION (2002a). Directive 2002/96/EC 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, 2002a.

EUROPEAN UNION (2002b). Directive 2011/65/eu of the european parliament and of the council on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment. Official Journal of the European Union, v. 54, n. 1 July, p. 88–110, 2002b.

HISCHIER, R.; WÄGER, P. and GAUGLHOFER, J (2005). Does WEEE recycling make sense from an environmental perspective? Environmental Impact Assessment Review, v. 25, n. 5, p. 525–539, jul. 2005.

NICHOLSON, A. L.; OLIVETTI, E.A.; GREGORY J.R.; FIELD, F.R. and KIRCHAIN, R E. (2009). End of Life Allocation Methods: Open Loop Recycling Impacts on Robustness of Material Selection Decisions. IEEE International Symposium on Sustainable Systems and Technology OR - IEEE, 2009.

SCHABBACH, L. M.; ANDREOLA, F.; LANCELLOTTI, I. and BARBIERI, L. (2011). Minimization of Pb content in a ceramic glaze by reformulation the composition with secondary raw materials. Ceramics International, v. 37, n. 4, p. 1367–1375, maio 2011.

SCHLUMMER, M.; GRUBER, L.; MAURER, A.; WOLZ, G. and ELDIK, R. (2007). Characterisation of polymer fractions from waste electrical and electronic equipment (WEEE) and implications for waste management. Chemosphere, v. 67, n. 9, p. 1866–76, abr. 2007.

SEPÚLVEDA, A; SCHLUEP, M.; RENAUD, F.G.; STREICHER, M.; KUEHR, R.; HAGELUKEN, C. and GERECKE, A.C. (2010). A review of the environmental fate and effects of hazardous substances released from electrical and electronic equipments during recycling: Examples from China and India. Environmental Impact Assessment Review, v. 30, n. 1, p. 28–41, 2010.

SONG, Q.; WANG, Z.; LI, J. and ZENG, X. (2013). The life cycle assessment of an e-waste treatment enterprise in China. Journal of Material Cycles and Waste Management, v. 15, n. 4, p. 469–475, 2013.

SONG, Q. and LI, J. A. (2015). review on human health consequences of metals exposure to e-waste in China. Environmental Pollution, v. 196, p. 450–461, jan. 2015.

WÄGER, P. A.; HISCHIER, R. and EUGSTER, M (2011). Environmental impacts of the Swiss collection and recovery systems for Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE): a follow-up. The Science of the total environment, v. 409, n. 10, p. 1746–56, 15 abr. 2011.

Contribuições para a adaptação de inventários de ciclo de vida de madeira serrada utilizada em estrutura de telhados no estado de São Paulo

Caroline Almeida Souza¹
Raphael Jaquier Bossler Pigozzo²
Fernanda Belizario Silva¹
Rachel Horta Arduin³
Luciana Alves de Oliveira¹
Cláudia Echevengúá Teixeira¹

Resumo

Este trabalho teve como objetivo desenvolver o inventário de ciclo de vida para madeira empregada na estrutura de telhado de edificações populares do Estado de São Paulo, com base na adaptação de inventários existentes na base de dados ecoinvent (versão 3.1) para a realidade da produção madeireira no Brasil. Considerou-se como sistema de produto a produção de 1m³ de madeira serrada de cambará proveniente de manejo florestal sustentável na Amazônia, desde a extração das toras até a peça de madeira serrada estocada em São Paulo. As informações nacionais foram obtidas da literatura. Apesar das semelhanças entre o sistema de produto da base ecoinvent e a realidade nacional na extração das toras na floresta, há diferenças referentes ao transporte até a serraria, ao desdobro das toras e à geração e destinação de resíduos: no Brasil, todas as etapas são executadas próximas à região de exploração, resultando em alterações no modelo de transporte, máquinas empregadas e resíduos gerados. Além disso, os valores de consumo de diesel e eletricidade apresentaram ordens de grandeza diferentes dos ICVs de referência. Com base nessa análise, conclui-se que a estrutura de dados dos ICVs existentes na base ecoinvent auxilia a construção de inventários nacionais e que a adaptação dos inventários é imprescindível para a realização de estudos de avaliação do ciclo de vida condizentes com as condições do Brasil. Entretanto, considerando as diferenças observadas, é recomendada a apuração dos índices de consumo nacionais por meio de verificação e coleta de dados in loco.

Palavras-chave: *Inventário do ciclo de vida. Madeira serrada. Cambará.*

1 Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo / caroline@ipt.br

2 Suzano Papel e Celulose

3 Arts et Métiers ParisTech, I2M, UMR 5295

Introdução

Devido à grande quantidade de dados necessária para desenvolver estudos de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), é comum a utilização de bases de dados de inventários do ciclo de vida (ICV) para obtenção de parte das informações. Entretanto, o sistema nacional de inventários de ciclo de vida (SICV) ainda se encontra em um estágio incipiente de desenvolvimento, com poucos dados, sendo necessário recorrer frequentemente a bases internacionais. O uso destas informações, contudo, depende da análise crítica dos ICVs disponíveis e de sua eventual adaptação, considerando-se o contexto em que o produto será empregado.

Assim, este trabalho tem como objetivo discutir o desenvolvimento de um inventário de ciclo de vida de madeira serrada empregada na estrutura de telhado de edificações populares no Estado de São Paulo, com base na adaptação de dados de ICVs de exploração florestal e de processamento de madeira em serraria existentes na base de dadosecoinvent (versão 3.1). Busca-se com este inventário modelar o sistema de produto da madeira proveniente de manejo sustentável da Amazônia, da espécie nativa cambará (*Qualea spp*), do berço (exploração florestal) ao portão (madeira serrada estocada em São Paulo). A escolha do sistema de produto se deve a um projeto de pesquisa em andamento, que visa estabelecer um método para avaliação do desempenho ambiental de produtos de construção com base em ACV.

Método

Inicialmente, foi feito um levantamento dos tipos de madeira serrada empregados nas estruturas de telhado de edificações populares do Estado de São Paulo, por meio de consulta a empresas construtoras, tendo sido identificados dois principais produtos com base na procedência da madeira: madeira serrada de cambará advinda de manejo florestal sustentável na

Amazônia; e madeira serrada de pinus advinda de floresta plantada no sul do Brasil. O presente trabalho aborda o sistema de produto da madeira da espécie nativa cambará.

Realizou-se então uma pesquisa bibliográfica em literatura nacional, para verificar a existência de informações de inventário de ciclo de vida desta espécie. Foram encontrados dados ambientais das operações de exploração florestal e de serraria, mas não organizados no formato de um ICV propriamente dito. Assim, realizou-se uma análise dos inventários de madeira serrada disponíveis na base de dados Ecoinvent versão 3.1, que pudessem ser utilizados como referência para a adaptação de dados de produção no Brasil. A escolha da base de dados ecoinvent se deve à apresentação dos ICVs de forma detalhada e à disponibilidade de metadados que subsidiam a compreensão do ICV e possibilitam a realização de alterações. Por meio da análise dos ICVs e do relatório *Life Cycle Inventories of Renewable Materials* (ALTHAUS et al., 2007), foram identificados os seguintes inventários de referência: para a exploração florestal “*roundwood, azobe from sustainable forest management, under bark [m3], RoW*” e para a serraria “*sawnwood, azobe from sustainable forest management, planed, air dried [m3], RoW*”. A escolha do ICV do azobe (*Lophira alata*) deveu-se ao fato de ser obtido em floresta tropical, por meio de manejo florestal com intensidade de manejo similar ao praticado no Brasil, além de utilizar o processo de secagem ao ar, também empregado no âmbito nacional.

A partir dos referidos inventários e de dados disponíveis na literatura, associados ao conhecimento de especialistas em madeira do IPT, realizou-se a adaptação dos inventários considerando como fronteira do estudo desde a Floresta Amazônica (Alta Floresta/MT) até o transporte para São Paulo/SP. O método para adaptação dos inventários é abordado em detalhes em Silva et al. (2015) e em Castro et al. (2015).

Resultados e discussões

A tabela 1 apresenta os dados do inventário adaptado para a produção de toras (exploração florestal) para a espécie nativa cambará, incluindo: os módulos de informação escolhidos do Ecoinvent para os processos a montante e a jusante; as quantidades dos fluxos calculadas com base na literatura nacional; e, na coluna de comentários, as informações utilizadas para cálculo dos fluxos.

Tabela 1: Madeira nativa: dados de inventário para produção de 1m³ de madeira de cambará em tora

Processo (módulo de informação ecoinvent)	Quantidade adaptada	Unid.	Comentários
ENTRADAS			
Transformation, to forest, extensive	8,66E+01	m2	300 t biomassa/ha (CAMPOS, 2012). Fator de expansão de biomassa para florestas tropicais BEF2=3,4, considerando a biomassa seca (IPCC, 2003). Densidade do cambará 764 kg/m ³ (teor de umidade 0%) (ABNT, 1997).
Transformation, from forest, extensive	8,66E+01	m2	
Occupation, forest, extensive	6,49E+03	m2a	Área de transformação florestal apresentada acima, multiplicada pelo ciclo de corte de 75 anos.
Transformation, to traffic area, rail/road embankment (processo inserido)	3,66E+02	m2	Considerou-se que 253 m ² de solo são afetados, por árvore extraída, para a construção de estradas florestais, pátios de armazenamento de toras e trilhas de arraste, na exploração convencional (HOLMES et al., 2002). Volume de uma árvore 0,69 m ³ (GARCIA, 2013).
Transformation, from traffic area, rail/road embankment (processo inserido)	3,66E+02	m2	
Occupation, traffic area, rail/road embankment (processo inserido)	2,74E+04	m2a	Área descrita anteriormente, multiplicada pelo ciclo de corte de 75 anos.
Energy, gross calorific value, in biomass	1,44E+04	MJ	Poder calorífico superior 19,42 MJ/kg (QUIRINO et al., 2005). Densidade básica do cambará 740 kg/m ³ (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2016).
Wood, hard, standing	1,00E+00	m3	Volume da tora extraída sem casca. Teor de umidade 100%.

(Continua)

Tabela 1 (conclusão)

Carbon dioxide, in air	1,34E+03	kg	Quantidade de CO ₂ absorvida do ar por m ³ de madeira. Teor de carbono na biomassa seca 49,4% (ALTHAUS et al., 2007). Densidade básica 740 kg/m ³ .
Diesel, burned in building machine	3,28E+01	MJ	Tratores de esteira e sobre rodas; consumo 0,91 L/m ³ de tora (CAMPOS, 2012), poder calorífico inferior do diesel 10100 kcal/kg e densidade do diesel 0,852 kg/L (ANP, 2011).
Power sawing, without catalytic converter	9,81E-02	h	Consumo de gasolina da motosserra de 1,6 kg/h (ALTHAUS et al., 2007); consumo de gasolina de 0,21 L/m ³ de tora extraída (CAMPOS, 2012), densidade da gasolina 0,747 kg/L.
Lubricating oil	3,65E-03	kg	Óleo utilizado na motosserra, na proporção de 1 parte de óleo p/ 50 partes de gasolina (CAMPOS, 2012). Densidade do óleo 0,87 kg/L. Consumo de gasolina descrito anteriormente.

SAÍDAS

Produtos

Madeira em tora de manejo sustentável, sem casca, Cambará {BR} (produto renomeado)	1,00E+00	m ³	Dado elaborado pelo IPT com base em informações de literatura (teor de umidade 100%).
--	----------	----------------	---

Emissões para o ar

Carbon dioxide, non fossil (excluído)	-	kg	
Dinitrogen monoxide (excluído)	-	kg	
Methane, non fossil (excluído)	-	kg	Os resíduos da biomassa no Brasil decompõem-se naturalmente (CAMPOS, 2012) e, por isso, as emissões da decomposição não foram contabilizadas. Além disso, não há emissão de material particulado na decomposição.
Particulates, < 2.5µm (excluído)	-	kg	
Particulates, > 10µm (excluído)	-	kg	
Particulates, > 2.5µm e < 10µm (excluído)	-	kg	

De forma geral, observa-se que os processos de exploração florestal do azobe considerado na baseecoinvent e do cambará no Brasil são semelhantes. A seguir, são apresentadas algumas explicações mais detalhadas, relativas à adaptação do inventário para o processo de exploração florestal do cambará apresentado na tabela 1:

- O cálculo do uso, ocupação e transformação do solo seguiu o mesmo procedimento adotado pela baseecoinvent. Adotou-se o dado de Campos (2012) (300 t/ha) para a quantidade total de biomassa por hectare na Amazônia e o fator de expansão de biomassa do IPCC (2003) (3,4) para cálculo da biomassa comercializável, uma vez que há outras espécies que são exploradas comercialmente, além do cambará. Apesar disso, para a conversão da biomassa de toneladas para metros cúbicos, adotou-se apenas a densidade do cambará como referência (764 kg/m³);

- Considerou-se para o cambará o mesmo ciclo de corte do que o adotado para o azobe (75 anos). Embora Campos (2012) informe um ciclo de 30 anos, trata-se do valor mínimo estipulado pelo órgão regulador da exploração florestal (Ibama), o que não corresponde necessariamente ao que será praticado na realidade;

- No volume, não foi considerada a casca da árvore, porque o dado de entrada da madeira em tora obtido para a operação subsequente na serraria, proveniente de Garcia (2013), foi obtido para a madeira já sem a casca. Sendo assim, tanto o sequestro de carbono quanto a energia da biomassa da casca não foram calculados. Essa casca, no entanto, é retirada na serraria e queimada/decomposta, o que anula esse fluxo de carbono;

- O valor inventariado de consumo de óleo lubrificante para produção do azobe em tora é significativamente superior (mais de 200 vezes acima) ao obtido para o cambará (3,65x10⁻³ kg/m³). Não há informação detalhada dos equipamentos considerados na exploração do azobe, sendo que, do consumo total de óleo lubrificante, 85% referem-se à extração da árvore e 15% à construção de estradas florestais (ALTHAUS et al., 2007). Por sua vez, para a extração de cambará, foi considerado o uso de óleo lubrificante somente na motosserra para extração da árvore (corte), em proporção de 1:50 em relação à gasolina (CAMPOS, 2012);

- O consumo de diesel do azobe também é significativamente superior (aproximadamente 16 vezes) ao do cambará (32,8 MJ/m³), obtido em

levantamento em quatro empresas na Amazônia por Campos (2012). Imagina-se que essa diferença possa ser atribuída à construção de estradas, que é considerada na base ecoinvent, e não fica claro se é contemplada na literatura nacional. Além disso, parte dessa diferença pode ser atribuída à não consideração da casca no cálculo;

- Na exploração florestal do azobe, os resíduos do corte das árvores são queimados, gerando emissões atmosféricas; enquanto para o cambará, a biomassa destruída é abandonada na floresta e é biologicamente decomposta. Considera-se que as emissões atmosféricas decorrentes da decomposição do cambará ocorrem na natureza e, portanto, não são contabilizadas. Da mesma forma, não há emissão de material particulado pela inexistência da operação de queima no cenário nacional;

- Considera-se que o produto final desse processo, ou seja, a tora de cambará, tem umidade 100%, sendo que essa água é absorvida pela árvore da precipitação natural na floresta e, por isso, não foi declarada.

A tabela 2 mostra o inventário adaptado para operação da serraria para beneficiamento da tora de cambará, em formato semelhante ao adotado na tabela 1. Na sequência, apresenta-se a discussão desses resultados.

Tabela 2: Madeira nativa: dados de inventário para produção de 1m³ de madeira serrada de cambará

Processo (módulo de informação ecoinvent)	Quantidade adaptada	Unid.	Comentários
ENTRADAS			
Sawmill	Mantido	p	Ausência de informações específicas da serraria da Amazônia.
Tap water (excluído)	-	kg	Não há consumo de água de acordo com a literatura nacional.
Petrol (excluído)	-	kg	Não há consumo de petróleo de acordo com a literatura nacional.

(continua)

Tabela 2 (continuação)

Diesel, burned in building machine	1,63E+02	MJ	Consumo de diesel 2,9 L/t de biomassa seca em tora (CAMPOS, 2012); densidade da madeira 0,764 t/m ³ (umidade 0%). Poder calorífico e densidade do diesel: tabela 1.
Heat, district or industrial, natural gas (excluído)	-	MJ	Fluxo não existente no processo brasileiro.
Electricity, medium voltage	1,41E+02	kWh	Equipamentos: guincho elétrico, carro portadoras, serra fita, serra circular e serra circular destopadeira. Consumo energético de 90 kWh/t de biomassa seca em tora (CAMPOS, 2012).
Madeira em tora de manejo sustentável, sem casca, Cambará {BR} (produto alterado)	2,04E+00	m ³	Rendimento na serraria na Amazônia 48,9%, sem a casca. Volume de entrada calculado c/ base no menor diâmetro da tora (GARCIA, 2013).
Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 (processo inserido)	2,75E+02	tkm	Transporte das toras da exploração florestal até a serraria na Amazônia de 90 km (CAMPOS, 2012); densidade 1,529 t/m ³ (umidade 100%), retorno vazio.
Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 (processo inserido)	2,03E+03	tkm	Transporte da madeira serrada desde a serraria na Amazônia (Alta Floresta/ MT) até a serraria que a comercializa em São Paulo/SP (2307 km); densidade 0,879 t/m ³ , (umidade 15%), retorno cheio.
SAÍDAS			
Produtos			
Madeira serrada de manejo sustentável, Cambará {BR} (produto renomeado)	1,00E+00	m ³	Dado elaborado pelo IPT com informações de literatura (umidade 15%). 377 kg de carbono por m ³ de madeira a 15% de umidade.
Residual wood, dry (excluído)	-	m ³	Foi considerada decomposição da madeira (emissões para o ar) e, portanto, não há resíduo.
Emissões para o ar			
Carbon dioxide, biogenic (processo inserido)	1,45E+03	kg	Queima e decomposição de resíduos da serraria.
Non-methane volatile organic compounds (excluído)	-	kg	Emissões da queima do diesel já são contabilizadas no respectivo módulo de informação na base ecoinvent.

(continua)

Tabela 2 (conclusão)

Water	2,41E+03	kg	Água da secagem da madeira serrada ao ar (umidade inicial 100%, final 15%) e da secagem, da queima e da decomposição natural de resíduos.
Emissões para a água			
Water (excluído)	0	m3	
Suspended solids (excluído)	0	kg	
Phenol (excluído)	0	kg	
Chemical Oxygen Demand (excluído)	0	kg	
Hydrocarbons, aliphatic, unsaturated (excluído)	0	kg	Não há emissão de efluentes da serraria de acordo com a literatura nacional.
Biological Oxygen Demand (excluído)	0	kg	
Total Organic Carbon (excluído)	0	kg	
Dissolved Organic Carbon (excluído)	0	kg	
Resíduos			
Municipal solid waste (excluído)	0	kg	Não há geração de resíduos de acordo com a literatura nacional.

Em relação à elaboração do inventário do processamento das toras de cambará na serraria, mostrado na tabela 2, apresentam-se as seguintes considerações:

- A base de dados ecoinvent considera uma etapa intermediária entre a exploração florestal e a serraria, para retirada da casca da árvore. Entretanto, no mesmo processo, denominado “*import of roundwood, azobe from sustainable forest management, CM, debarked*” inclui-se o transporte da tora da África até a Europa (onde está localizada a serraria). No caso do Brasil, a retirada da casca ocorre na serraria, que fica próxima ao local de exploração florestal na Amazônia;

- O volume de tora (entrada) considerado foi calculado com base no menor diâmetro da tora, conforme Garcia (2013), por ser esta a forma em que a madeira é comprada pelas serrarias na Amazônia. Entretanto, o volume real de tora é maior e, dessa maneira, o volume de toras considerado aqui está subestimado. Como os índices de consumo de eletricidade e diesel informados por Campos (2012) são para m^3 de tora, esses valores também estão subestimados, assim como a massa de tora transportada até a serraria;

- O consumo de diesel para produção de $1m^3$ de madeira serrada de cambará é significativamente superior (mais de 7 vezes) ao valor referente ao azobe; enquanto o consumo de energia elétrica é apenas um pouco superior (aproximadamente 1,3 vezes). Os principais equipamentos usados em serrarias na Amazônia foram definidos cruzando-se dados de três serrarias localizadas no estado de Mato Grosso, conforme Silva e Coan (2008), Emer e Melz (2012) e Garcia (2013). O processo da base ecoinvent, por sua vez, refere-se a uma serraria da Holanda, porém não há detalhamento dos equipamentos utilizados. Entretanto, ao menos parte desta diferença pode ser explicada pela diferença de rendimento das serrarias na conversão de toras em madeira serrada: no processo da base ecoinvent, a taxa de conversão é de 1,3 (m^3 tora/ m^3 de madeira serrada), enquanto no cambará é de 2,04, sem considerar a subestimação do volume da tora já relatada;

- Inseriram-se as operações de transporte da madeira serrada no ICV adaptado às condições nacionais, enquanto na base ecoinvent essas operações são modeladas em módulos específicos do tipo “*market activity*”;

- Em relação aos resíduos da serraria, 60% são queimados e 40% são abandonados para degradação natural (Campos, 2012). Optou-se, assim, por não considerar a destinação dos resíduos para aterro sanitário, por não ser condizente com a realidade do Brasil. Aplicaram-se cálculos estequiométricos para quantificar as emissões ao ar (água e CO_2 biogênico) por combustão e digestão aeróbia da decomposição. Trata-se de uma simplificação, pois o processo real possivelmente envolve uma combinação de digestão aeróbia e

anaeróbia, com liberação de metano biogênico (CH₄) no último caso. Além disso, como o volume de toras está subestimado, a quantidade real de resíduos seria maior, assim como as emissões atmosféricas;

- Para o cálculo das emissões de água para o ar para o cambará, considerou-se a evaporação de toda a água contida na madeira que se torna resíduo, com umidade inicial de 100%, além da água liberada pela reação de combustão da celulose, obtida por cálculos estequiométricos. As mesmas considerações feitas para as emissões atmosféricas dos resíduos se aplicam para as emissões de água;

- Quanto às emissões à água, não foram identificados efluentes no processamento da madeira na serraria na Amazônia na literatura consultada; enquanto na baseecoinvent, não há informações detalhadas sobre o processo gerador de efluente na serraria na Holanda. Sendo assim, estes fluxos foram zerados no inventário adaptado.

Conclusões

O processo de análise e adaptação dos inventários de exploração florestal e de beneficiamento em serraria para o sistema de produto madeira serrada mostra que, apesar de se tratarem de sistemas de produto semelhantes, há diferenças importantes entre os dados da baseecoinvent e os dados obtidos em literatura nacional, que extrapolam as características físicas (por exemplo, densidade) das espécies analisadas.

As principais diferenças foram observadas no consumo de diesel e energia elétrica: os valores obtidos para o cambará foram muito inferiores aos do azobe na etapa de exploração florestal, e apresentaram comportamento inverso na etapa da serraria, com valores bem acima dos registrados na baseecoinvent. Considerando-se a importância desses fluxos de energia para os resultados de impacto ambiental, fica evidente a necessidade de apuração dos dados para

que o inventário nacional tenha um grau de precisão adequado, por meio, por exemplo, de verificações *in loco*, uma vez que os dados de literatura foram apenas declarados por fornecedores.

Outra diferença observada foi relativa aos resíduos: na exploração florestal do cambará, a biomassa não aproveitada é abandonada na floresta, decompondo-se naturalmente, diferentemente do que ocorre no contexto do ICV da base de dados ecoinvent, onde os resíduos gerados são queimados, o que leva a uma quantidade menor de emissões diretas (ainda que biogênicas) para o inventário nacional. Na serraria do Brasil, entretanto, há grande geração de resíduos de madeira em função da baixa taxa de conversão de madeira em tora para madeira serrada, sendo os resíduos queimados ou deixados para decomposição, gerando emissões atmosféricas.

Considera-se, portanto, que o uso da estrutura de inventários de ciclo de vida disponível na base de dados ecoinvent configura um bom ponto de partida e ajuda na organização dos dados de inventário nacionais. Além disso, o uso de dados de literatura é especialmente interessante para o sistema de produto em questão, dada a dificuldade de obtenção de dados primários, já que a matéria-prima é explorada na Floresta Amazônica. Entretanto, as discrepâncias observadas entre as informações da base ecoinvent e da literatura nacional são muito grandes e, portanto, recomenda-se a obtenção de novos dados visando à elaboração do inventário nacional de madeira serrada de cambará, o que também supriria algumas lacunas de dados observadas, como, por exemplo, a emissão de material particulado e efluentes na serraria.

Agradecimentos

À Fundação de Apoio ao IPT (Fipt), pelo financiamento da pesquisa.

Ao Dr. Marcio Augusto Rabelo Nahuz (*in memoriam*), pela contribuição científica a esta pesquisa.

Referências

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO. Fatores de conversão, densidades e poderes caloríficos inferiores. São Paulo: ANP, 2011. [online] [accessed 28 June 2016]. Available from: <http://www.anp.gov.br/?dw=60993>.

ALTHAUS, Hans-Jörg, et al. Life Cycle Inventories of Renewable Materials. Ecoinvent Report 21. St. Gallen: The Ecoinvent Centre, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7190: projeto de estruturas de madeira. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

CAMPOS, Érica Ferraz de. Emissão de CO₂ da madeira serrada da Amazônia: o caso da exploração convencional. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

CASTRO, Alessandra L., et al. 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 Congresso Brasileiro do Concreto. 2015.

EMER, Odete Maria Pilati and MELZ, Laércio Juarez. Análise dos custos de extração e transformação de madeira em Cotriguaçu-MT: estudo de caso. Revista UNEMAT de Contabilidade, 2012, vol. 1, nº1, p. 1-21.

GARCIA, Felipe Manente. Rendimento operacional de uma serraria com a espécie Cambará (*Qualea albiflora* Warm.) na região Amazônica. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista “Júlio De Mesquita Filho, Botucatu, 2013.

HOLMES, Thomas. P., et al. Custos e benefícios financeiros da exploração florestal de impacto reduzido em comparação à exploração florestal convencional na Amazônia Oriental. Belém do Pará: Fundação Floresta Tropical, 2002.

INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Geneva: IPCC, 2003.

QUIRINO, Waldir F. et al. Poder calorífico da madeira e de materiais lignocelulósicos. Revista da Madeira, 2005, vol. 89, nº 100, p. 100-106.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Banco de dados: madeiras brasileiras. [online] [accessed 28 June 2016]. Available from: <http://sistemas.florestal.gov.br/madeirasdobrasil/caracteristicas.php?ID=215&caracteristica=311>

SILVA, Fernanda Belizario et al. Development of a method for adapting international LCI data for Brazilian building products. In Proceedings of the Sixth International Conference on Life Cycle Assessment, 2015, p. 21-27.

SILVA, Maria Glasiela and COAN, Fernanda Mosseline Josende. Aplicação de métodos de custeio na indústria madeireira. Contabilidade & Amazônia, 2008, vol. 1, nº 1, p. 33-42.



lalca | Revista Latino-Americana em
Avaliação do Ciclo de Vida

Edição Especial V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida

contato.lalca@ibict.br
e-ISSN 2527-0184