UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO

MICHELLE TEREZA SCACHETTI

Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida: discussão e aplicação comparativa
com a abordagem atribucional

São Carlos
2016

MICHELLE TEREZA SCACHETTI

Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida: discussão e aplicação comparativa
com a abordagem atribucional

Dissertação apresentada à Escola de
Engenharia de São Carlos, da
Universidade de São Paulo, como
requisito para obtenção de título de
Mestre em Engenharia de Produção

Área de concentração:
Processos e Gestão de Operações

Orientador: Prof. Dr. Aldo Roberto
Ometto

São Carlos
2016

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTA TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

S277a Scachetti, Michelle Teresa
Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida: discussão
e estudo de caso comparativo com a abordagem
atribucional / Michelle Teresa Scachetti; orientador
Aldo Roberto Ometto. São Carlos, 2016.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação
em Engenharia de Produção e Área de Concentração em
Processos e Gestão de Operações -- Escola de Engenharia
de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2016.

1. Avaliação Atribucional do Ciclo de Vida. 2.
Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida. 3.
Biocombustíveis. 4. Etanol. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharela **MICHELLE TEREZA SCACHETTI**

Título da dissertação: "Avaliação consequential do ciclo de vida: discussão e estudo de caso comparativo com a abordagem atribucional".

Data da defesa: 28/04/2016

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. **Aldo Roberto Ometto (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Prof. Dr. **Kleber Francisco Espôsto**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Prof. Dr. **Fábio Neves Puglieri**
(Universidade Paulista/UNIP)

Resultado:

Aprovada

Aprovada

Aprovada

Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de
Produção:
Prof. Associada **Daisy Aparecida do Nascimento Rebelatto**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Paulo César Lima Segantine**

Aos meus pais, Rosângela e Jorge, com amor e gratidão dedico este trabalho, por todo o apoio, esforço e compreensão prestados ao longo deste período.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, Rosângela e Jorge, e ao meu irmão, Luiz Fernando, por todo o apoio durante estes anos, especialmente por trazerem tranquilidade nos momentos difíceis, confiarem em mim, me auxiliarem a tomar as decisões corretas e aceitar as minhas decisões individuais.

A toda minha família por sempre estar preocupada comigo e torcendo para que tudo desse certo.

À Paulinha, por todos esses anos de amizade, confiança e lealdade, obrigada por me ajudar em todos os sentidos e aspectos da vida. À Dudinha, obrigada pela parceria nas disciplinas, trabalhos e congressos da pós e pela amizade fora dela. À Thay, pelo apoio nos momentos difíceis e por estar sempre presente na nossa casinha, dividindo angústias e compartilhando bons momentos. À Denise, por toda parceria e amizade que em tão pouco tempo se tornou muito especial. Ao Raphael, por todo o apoio, essencial para o desenvolvimento deste trabalho.

Obrigada Bia, Bruno, Ferzinha, Li, Kaito, Tassi e Ju, pela amizade que supera longas distâncias e permanece muito especial.

Obrigada Camilinha, Fer, Rafis, por me apoiarem e aconselharem em tudo, Gabi, Lá, Stelinha, Mari Hubert, Mari e Emilinha, pela amizade de anos que nunca mudou.

Aos amigos da Embrapa, Letícia, Ju, Ana, Ricardo e Danilo, pelos momentos de descontração e sempre me acolherem com carinho.

À Natália, pelas conversas, conselhos, incentivos, ideias e risadas que tornaram a minha vida em Joinville muito mais agradável.

À Marília Folegatti, por ter me inserido no mundo da ACV, ter sempre acreditado e confiado em mim, proporcionar diversas oportunidades de aprendizado e por toda a colaboração no desenvolvimento deste trabalho, sou imensamente grata.

Aos professores membros da banca, Kleber e Fábio, pelas valiosas contribuições.

Ao Aldo, por toda a confiança, apoio e paciência ao longo destes anos.

A Deus, por me proporcionar paz e tranquilidade e por ter colocado pessoas tão especiais como estas em minha vida

“Deixa estar, a vida é mais sábia,
cada coisa tem seu tempo...”
(Florindo - Duani Martins)

RESUMO

SCACHETTI, M. T. **Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida: discussão e aplicação comparativa com a abordagem atribucional.** 2016. 152 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

A Avaliação do Ciclo de Vida é uma das principais técnicas de avaliação ambiental de bens e serviços e pode ser classificada em duas abordagens: atribucional e consequential. A atribucional, caracterizada pelo uso de dados médios de ICV e de alocação de coprodutos, tem como objetivo a avaliação dos impactos ambientais de um produto do berço ao túmulo, em um sistema estático. A ACV consequential consiste na avaliação das consequências ambientais em um sistema dinâmico, orientado por mudanças. Esta abordagem vem sendo intensamente discutida na literatura internacional, porém, no Brasil ainda se trata de um tema pouco explorado. O presente trabalho visa aprofundar a discussão entre as duas abordagens da ACV. Para isso, utilizaram-se os seguintes procedimentos metodológicos: revisão da literatura e aplicação das abordagens ao biocombustível etanol hidratado de cana-de-açúcar. Os resultados apontam que a ACV atribucional apresentou maiores cargas ambientais em todas as categorias de impacto, com principalmente nas categorias de Ecotoxicidade Aquática, Ecotoxicidade Terrestre e Depleção Abiótica. Isto se deve à subtração das cargas ambientais referentes aos produtos evitados, considerados na análise devido à expansão do sistema realizada na abordagem consequential com a finalidade de evitar a alocação que, por sua vez, foi utilizada na abordagem atribucional. Notou-se que, em teoria, a principal diferença entre as abordagens da ACV consiste em seus distintos alinhamentos quanto à aplicação pretendida, sendo a atribucional voltada ao conhecimento dos impactos ambientais do ciclo de vida de um produto e identificação de pontos críticos no sistema, e a abordagem consequential voltada à identificação das consequências ambientais geradas por uma mudança no sistema de produto investigado. Na prática, entretanto, foram encontradas algumas limitações que comprometeram a operacionalização do estudo consequential, distanciando-a do seu propósito teórico. Dentre estas limitações merecem destaque: o grande número de simplificações intrínsecas ao método aplicado e a falta de transparência quanto à base de dados de *background* utilizada. Notou-se que a operacionalização da ACV consequential é bastante complexa, pois despende muito tempo e recursos, principalmente na coleta e validação de informações de mercado. Portanto, reforça-se a necessidade de esforços no sentido do desenvolvimento de métodos menos subjetivos e mais sistemáticos para a abordagem consequential além de diretrizes mais esclarecedoras explicitando as diferenças quanto ao conteúdo, contextos e formas de aplicação das abordagens atribucional e consequential da ACV e indicando em quais situações elas podem ser complementares.

Palavras-chave: Avaliação Atribucional do Ciclo de Vida; Avaliação Consequencial do Ciclo de vida; Biocombustíveis, Etanol.

ABSTRACT

SCACHETTI, M. T. **Consequential Life Cycle Assessment: discussion and comparative application with the attributional approach.** 2016. 152 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

Life Cycle Assessment is one of the most used tool to assess environmental impact of goods and services. It can be classified into two approaches: attributional and consequential. Attributional LCA, characterized by the use of average data ICV and coproducts allocation is aimed at assessing the environmental impacts of a product from the cradle to the grave, in a static system. The consequential LCA is the evaluation of the environmental consequences in a dynamic system driven by changes. Both approaches have been intensively discussed in the literature in recent years, but in Brazil it is still a little discussed and explored topic. Thus, this study aims to deepen the discussion between the two LCA approaches. For this, the following methodological procedures are used: literature review and application of the approaches on hydrated bioethanol from sugarcane. The results show that the attributional LCA has higher environmental burdens in all impact categories, with greater difference with consequential in the categories of aquatic and terrestrial ecotoxicity and abiotic depletion. This is due to the subtraction of environmental charges related to avoided products, considered at the time of system expansion in consequential approach, which did not occur in attributional (where co-products were treated by means of allocation). The main differences between the approaches reflect their different alignments on the intended application, the attributional approach is mostly focused on the knowledge of the environmental impacts of the life cycle of a product and identification of improvement points to the system, while the consequential approach aims to verify potential environmental consequences generated by the change in product system investigated. In practice, however, it was observed that the consequential LCA results should be interpreted with great caution due to the fact that the application has brought a large number of limitations, such as: great number of simplifications of the method applied, consideration of standard assumptions when the lack of information for the collection of data and lack of transparency as to the basis of background data used. Moreover, its implementation is still quite complex, requiring much time and resources to collect data and market information. Therefore, we reinforce what has already been established through the literature review: efforts are needed towards the development of less subjective methods and more systematic for consequential approach as well as more enlightening guidelines explaining the differences in the content, context and application forms of attributional and consequential LCA approaches.

Keywords: Attributional Life Cycle Assessment; Consequential Life Cycle Assessment; Biofuels; Ethanol.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Produção brasileira de etanol	25
Figura 2 – Projeções regionalizadas da demanda de etanol hidratado	26
Figura 3 - Fases de uma ACV	38
Figura 4 - Procedimentos simplificados para análise de inventário	42
Figura 5 - Abordagens da ACV	50
Figura 6 - Áreas de aplicação e potencial de influência na tomada de decisão	55
Figura 7 - Sistema multifuncional simples	62
Figura 8 - Expansão do sistema por adição	65
Figura 9- Expansão do sistema por subtração/substituição	66
Figura 10 - Cinco passos para a definição da unidade funcional e fluxos de referência	69
Figura 11: Árvore de decisão para a identificação de processos afetados	71
Figura 12: Procedimento simples para casos de multifuncionalidade	77
Figura 13 - Árvore de decisão para delimitação do sistema em ACV Consequencial.....	79
Figura 14: Diferença entre dLUC e <i>iLUC</i>	85
Figura 15 – Quantidade de artigos por ano de publicação	88
Figura 16: Publicações teóricas e aplicadas	90
Figura 17 – Quantidade de artigos relacionada ao seu país de origem	91
Figura 18: Resultados da árvore de decisão aplicada à cultura da cana no Brasil	96
Figura 19: Sistema de produto atribucional do etanol hidratado	101
Figura 20: Sistema de produto consequencial	104
Figura 21 - Resultados da abordagem atribucional.....	109
Figura 22 – Resultados da abordagem consequencial	109
Figura 23 – Resultados da comparação entre as abordagens atribucional e consequencial	112

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Teses e dissertações nacionais que abordam a ACV consequential em diferentes níveis de detalhamento	21
Quadro 2 - Resultados das buscas por teses e dissertações	29
Quadro 3- Definições frequentemente empregadas na literatura para as abordagens atribucional e consequential da ACV	49
Quadro 4: Quantidade de artigos por periódico.....	89
Quadro 5: Principais diferenças entre as abordagens.....	92

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABARE	<i>Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics</i>
ABCV	Associação Brasileira de Ciclo de Vida
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
BLUM	<i>Brazilian Land Use Model</i>
CB-38	Comitê Brasileiro de Gestão Ambiental
CONMETRO	Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial
CMMAD	Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento
dLUC	<i>Direct Land Use Change</i>
ECV	Engenharia do Ciclo de Vida
EMPA	<i>Swiss Federal Laboratories for Testing and Research</i>
EPE	Empresa de Pesquisa Energética
FAO	<i>Food and Agriculture Organization of United Nations</i>
FAPRI	<i>Food and Agricultural Policy Research Institute</i>
FASOM	Modelo de Otimização do Setor de Alimentação e Agricultura
GBEP	<i>Global Bioenergy Partnership</i>
GCV	Gestão do Ciclo de Vida
GEE	Gases de efeito estufa
GTAP	<i>Global Trade Analysis Project</i>
ICONE	Instituto de Estudos do Comércio e Negociações Internacionais
ILCD	<i>International Reference Life Cycle Data System</i>
iLUC	<i>Indirect Land Use Change</i>
ISO	<i>International Standardization Organization</i>

LCE	<i>Life Cycle Engineering</i>
LCM	<i>Life Cycle Management</i>
LUC	<i>Land Use Changes</i>
MMMR-PE	Modelos de Equilíbrio Parcial Multi-Mercado, Multi-Regional
ONU	Organização das Nações Unidas
REPA	<i>Resource and Environmental Profile Analysis</i>
SETAC	<i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>
UNEP	<i>United Nations Environment Programme</i>
USDA	<i>United States Department of Agriculture</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	15
1.1	Contextualização	15
1.2	Objetivos.....	19
1.3	Justificativa	19
1.3.1	Produto de estudo	24
1.4	Estrutura da dissertação	27
2	PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	28
2.1	Revisão da literatura	28
2.2	Consulta a especialistas para a delimitação consequential de sistemas agrícolas.....	31
2.3	Aplicação das abordagens atribucional e consequential da ACV	32
3	REVISÃO DA LITERATURA.....	34
3.1	Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).....	34
3.1.1	Origem e evolução	34
3.1.2	Normas da ISO.....	36
3.1.3	Fases da ACV	38
3.2	Avaliação do Ciclo de Vida Consequencial	46
3.2.1	A influência da aplicação pretendida e do contexto decisório na determinação da abordagem metodológica de uma ACV	53
3.2.2	Tipos de dados e definição da fronteira do sistema	59
3.2.3	A questão da multifuncionalidade: alocação e expansão do sistema.....	61
3.2.4	Classificação e descrição dos modelos utilizados em ACV Consequencial	67
3.3	A mudança no uso da terra e a modelagem consequential	84
3.4	Análise dos resultados da revisão sistemática da literatura	87
3.5	Síntese da revisão da literatura	91
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO DA ANÁLISE PRÁTICA	96
4.1	Delimitação consequential de sistemas agrícolas – Resultados do painel de especialistas.....	96
4.2	Resultados da aplicação das abordagens atribucional e consequential ao bioetanol hidratado	98
4.2.1	Objetivo do estudo e aplicação pretendida	98
4.2.2	Escopo	99
4.2.3	Inventário de Ciclo de Vida.....	106
4.2.4	Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV).....	108
4.3	Discussão.....	115
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	118
	REFERENCIAS.....	121
	APÊNDICE A – Roteiro para a revisão bibliográfica sistemática.....	135
	APÊNDICE B – Quadro informativo dos artigos científicos	136

1 INTRODUÇÃO

Esta seção apresenta uma visão geral do presente trabalho. Inicialmente, é realizada uma contextualização do tema (subseção 1.1). Em seguida são apresentados os objetivos da pesquisa (subseção 1.2) e a sua justificativa (subseção 1.3) e, por fim, é apresentada a estrutura do trabalho (subseção 1.4).

1.1 Contextualização

A consideração da variável ambiental nas pautas de discussões atuais reflete a sua importância e reconhecimento, que teve início a partir da década de 60, devido à rápida expansão da produção industrial, levando a uma melhor compreensão da relação entre a produção e o meio ambiente.

Esta variável é geralmente inserida em um contexto mais amplo: o de desenvolvimento sustentável. Este conceito foi definido pela Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CMMAD) da Organização das Nações Unidas (ONU) como “o desenvolvimento que encontra as necessidades do presente, sem comprometer a capacidade das gerações futuras de satisfazerem as suas próprias necessidades” (THE WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT, 1987).

Derivado do conceito de desenvolvimento sustentável surgiu um conceito mais sistêmico: o de sustentabilidade. De acordo com Elkington (2001), a sustentabilidade visa o balanceamento de três dimensões: ambiental, econômica e social, formando um tripé (*Triple Bottom Line*). Segundo o autor, este conceito está relacionado com sete aspectos intimamente ligados, os quais correspondem à mudança de paradigma em direção ao desafio para um capitalismo sustentável. Cada um deles é brevemente apresentado a seguir:

1- Mercados (*from compliance to competition*): Este primeiro aspecto é impulsionado pela concorrência, gerada pelo crescente número de empresas e a liberação de mercados. As ações de “impacto zero” são substituídas por estratégias inovadoras que permitam chegar a um impacto positivo. Neste sentido, aprender a identificar as condições de mercado é a chave para o futuro e a sobrevivência do negócio;

2- Valores (*from hard to soft*): A mudança de valores humanos e sociais, onde a quantidade é substituída pela qualidade, faz com que as empresas comecem a levar em consideração sua responsabilidade frente aos seus *stakeholders*, uma vez que os novos valores são globais e inseridos em uma grande diversidade cultural;

3- Transparência (*from closed to open*): Uma ampla gama de diferentes *stakeholders* exige cada vez mais informações sobre as empresas. Com isso, os relatórios de sustentabilidade se tornam importantes ferramentas para fornecer uma imagem clara das organizações, servindo também como base para comparar, avaliar e classificar o desempenho de empresas concorrentes;

4- Tecnologia de Ciclo de Vida (*from product to function*): As empresas estão sendo desafiadas sobre as implicações do *Triple Botton Line* nas atividades industriais e agrícolas, tanto à montante da cadeia de suprimentos ou sobre as implicações de seus produtos em trânsito, em uso e, cada vez mais, após sua vida útil. Ou seja, observa-se uma mudança do foco da empresa, da aceitabilidade de seus produtos no ponto de venda para uma nova ênfase sobre o seu desempenho do berço ao túmulo (processos compreendidos desde a extração de matérias-primas até a disposição final do produto);

5- Parceiros (*from subversion to symbiosis*): A cooperação e o desenvolvimento de parcerias são componentes obrigatórios do princípio do *Triple Botton Line*. Esta cooperação vem crescendo e a construção da confiança está se tornando crucial em relações econômicas, o que consiste em um desafio para as organizações;

6- Tempo (*from wider to longer*): A visão de longo prazo é importante e requer muita atenção, pois a previsão é um indicador essencial de sustentabilidade. Portanto, a fim de superar a complexidade do futuro é recomendado o uso de ferramentas baseadas em cenários;

7- Governança corporativa (*from exclusive to inclusive*): Uma grande porção das questões corporativas gira em torno não apenas dos processos ou projetos de produto, mas também do ecossistema empresarial. Assim, a incorporação dos princípios de *Triple Botton Line* deve ser feita a partir de uma maior diversidade nos níveis de tomada de decisão;

Em consonância com estes sete aspectos do *Triple Bottom Line*, o *United Nations Environment Programme* – UNEP (2007) propõe como uma das estratégias para o desenvolvimento sustentável a Gestão do Ciclo de Vida (GCV), ou *Life Cycle Management* (LCM). A GCV é um sistema de gestão destinado a minimizar os impactos ambientais e socioeconômicos associados ao produto ou portfólio de produtos de uma organização durante todo o seu ciclo de vida e cadeia de valor, apoiando a assimilação de políticas de produto adotadas pelos governos. Isto é feito tornando as abordagens de ciclo de vida operacionais e através da melhoria contínua de sistemas de produtos (UNEP, 2010).

Complementar à GCV, a Engenharia do Ciclo de Vida (ECV), ou *Life Cycle Engineering* (LCE), consiste na área de conhecimento que contempla as atividades de engenharia que indicam os impactos ambientais, por meio da aplicação de princípios tecnológicos e científicos no projeto e fabricação de produtos, com vistas a proteger o meio ambiente, encorajando o processo econômico e ao mesmo tempo tendo em mente as necessidades da sustentabilidade (HAUSCHILD; JESWIET; ALTING, 2005).

Dentro das áreas de Engenharia e Gestão do Ciclo de Vida encontra-se como principal prática a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), a qual consiste na definição e quantificação do serviço de um produto, suas trocas ambientais e potenciais impactos ao longo do seu ciclo de vida, isto é, desde a obtenção de matéria-prima até a disposição final (WENZEL; HAUSCHILD; ALTING, 1997).

A aplicação da ACV pode auxiliar seus praticantes em diversos contextos de tomada de decisão, como por exemplo: planejamento estratégico de uma empresa, projeto ou reprojeto de produtos (bens ou serviços), formulação de políticas públicas, declarações ambientais, marketing, entre outros (ABNT, 2009a).

A ACV surgiu no final da década de 60, porém, sua popularização ocorreu a partir da década de 90, principalmente nos países da Europa e nos Estados Unidos, onde grandes empresas começaram a aplicar a técnica nos seus produtos e o conceito de ciclo de vida passou a ser incorporado às legislações nacionais.

Assim, tendo em vista que a ACV ainda se encontra em desenvolvimento (ABNT, 2009a), as pesquisas com o objetivo de aprimorar a técnica tornaram-

se cada vez mais frequentes (EKVALL; TILLMAN, 1997; BAUMANN, 1998; WEIDEMA, 1998; TILLMAN, 2000; GUINÉE et al., 2002; CURRAN; MANN; NORRIS, 2005).

Neste contexto, devido às discussões metodológicas bastante controversas (como definição das fronteiras do sistema, alocação em processos multifuncionais e tipo de dados de inventário¹), a técnica de ACV começou a ser distinguida em duas abordagens: atribucional e consequential.

De acordo com Weidema e Ekvall (2009), a ACV atribucional é considerada uma técnica descritiva ou contábil e tem o objetivo de atribuir a um produto, fabricado em um dado momento, uma parcela das emissões totais de poluentes e do consumo de recursos na economia. Os autores definem a ACV consequential como uma abordagem orientada ao efeito ou à mudança, a qual tem o objetivo de estimar como os fluxos de materiais e poluentes se comportarão em resposta a possíveis mudanças no ciclo de vida do produto estudado.

Diante disso, tendo em vista que a principal finalidade de um estudo de ACV consiste na identificação de oportunidades de melhorias para o sistema investigado ou na comparação de diferentes alternativas que desempenham a mesma função, autores como Weidema² (1998) e Wenzel³ (1999) apud Weidema (2003) começaram a questionar a real relevância da abordagem atribucional da ACV, argumentando que o conhecimento das consequências da implementação de melhorias ao sistema e da escolha entre diferentes alternativas é fundamental para a tomada de decisão.

Assim, para que seja possível o conhecimento das consequências ambientais de um sistema, a consideração de informações de mercado (isto é, como o mercado do produto estudado pode afetar potenciais escolhas e como os mercados relacionados reagirão a estas escolhas) é imprescindível para o estudo de ACV (WEIDEMA, 2003).

¹ Estes conceitos são melhores explicados na seção 2, de revisão da literatura.

² WEIDEMA B. P. Application typologies for life cycle assessment - a review. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 3, n.4, p. 237-240, 1998.

³ WENZEL, H. Life cycle assessment in pollution prevention: trends in method development and simplifications. In: (Ed.) *Tools and methods for pollution prevention*. Dordrecht: Kluwer, 1999. p.119-129.

Além disso, tendo em vista que os dados a serem utilizados em uma ACV devem refletir na medida do possível os processos afetados em consequência da decisão que o estudo pretende suportar, recomenda-se estabelecer sempre um alinhamento entre objetivo e área de aplicação do estudo e as escolhas metodológicas realizadas para conduzi-lo (WEIDEMA, 2003; ABNT, 2009a).

Assim, tendo em vista o contexto cima apresentado, foram definidos os objetivos do presente trabalho, os quais são descritos na subseção seguinte.

1.2 Objetivos

O objetivo geral do presente trabalho é discutir e analisar as abordagens atribucional e consequential da Avaliação do Ciclo de Vida em nível conceitual/teórico e operacional/prático.

Para isso, são definidos os seguintes objetivos específicos:

- a) Identificar e discutir os estudos consequenciais, com base em seus princípios, metodologias, áreas e contextos de aplicação;
- b) Aplicar as abordagens atribucional e consequential da ACV e analisar suas diferenças e semelhanças do ponto de vista operacional.

1.3 Justificativa

Segundo Zanghelini et al. (2014), os primeiros estudos brasileiros a utilizarem a técnica da ACV são datados de 2003, porém, um aumento significativo ocorreu apenas a partir de 2009. Estes autores apontam como fatores que impulsionaram a estruturação e organização da técnica a nível nacional: barreiras não tarifárias na exigência de mercado representada por selos e rótulos ambientais tipo I e tipo III e aspectos legais, como a inclusão do conceito de ciclo de vida na Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº. 12.305 de 2 de Agosto de 2010).

Neste contexto, observam-se importantes iniciativas nacionais (governamentais e privadas) relacionadas à ACV, as quais têm atuado em parceria na maioria das vezes. Exemplos dessas iniciativas são: o Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida, criado em 2010 no âmbito do Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (CONMETRO), a Rede Empresarial de Avaliação do Ciclo de Vida, inaugurada no ano de 2013, além de grupos de pesquisas em universidades, com expressiva participação na temática.

Destacam-se nestas iniciativas duas frentes principais de esforços: o fortalecimento da metodologia nacional para o desenvolvimento de inventários de ciclo de vida de produtos brasileiros e a adaptação de modelos e métodos de avaliação do impacto do ciclo de vida para a realidade brasileira. A abordagem de modelagem utilizada como padrão consiste na ACV atribucional.

Assim, verifica-se que a abordagem consequencial (e a sua diferenciação frente à atribucional) é muito pouco abordada nestes fóruns, assim como na literatura nacional como um todo. O Quadro 1 reflete esta problemática, por meio da compilação dos trabalhos nacionais que abordam a ACV consequencial, indicando seus respectivos níveis de detalhamento.

Autor	Ano	Tipo de trabalho	Instituição	Nível de detalhamento
ALVARENGA, R. A. F.	2010	Dissertação	UFSC	Diferencia as abordagens atribucional e consequencial (em nível de definição)
ARAÚJO, M. G.	2013	Tese	UFRJ	Conceitua a abordagem consequencial na revisão bibliográfica e a aplica na análise de sensibilidade do estudo, como expansão do sistema em cenário alternativo
ARDUIN, R. H.	2013	Dissertação	USP	Realiza a diferenciação conceitual entre as abordagens e cita trabalhos que usam a ACV consequencial na área do estudo
BUENO, C.	2014	Tese	USP	Dedica uma subseção da dissertação à conceituação da abordagem e consequencial
CHOMA, E.	2014	Dissertação	UTFPR	Dedica uma subseção da dissertação à conceituação da abordagem e consequencial e também a diferencia frente à atribucional, de modo a justificar a abordagem utilizada em seu estudo (decisional ⁴)
CUNHA, A. C. L. L.	2012	Dissertação	IPT	Não define a abordagem, apenas menciona que ela já foi aplicada na área do estudo
HABERLAND, N. T.	2014	Dissertação	UTFPR	Diferencia as abordagens atribucional e consequencial no contexto da ACV Social (em nível de definição)

⁴ O autor define a abordagem decisional da ACV como uma abordagem similar à consequencial, tendo em vista que ambas são orientadas à decisão, com a diferença de que os dados utilizados na consequencial são coletados com base em regras de mercado e economia, enquanto que na decisional busca-se identificar as tecnologias com base em informações contratuais ou de planejamentos oficiais. Além disso, a abordagem decisional não avalia as consequências causadas em função de um aumento ou diminuição de consumo. O autor também afirma que essa abordagem é pouco explorada na literatura, citando apenas uma referência sobre a mesma (FRISCHKNECHT; STUCKI, 2010).

KALBUSCH, A.	2011	Tese	UFSC	Conceitua a abordagem consequencial e a aplica na análise de cenários
MUNIZ, V. C. F.	2012	Dissertação	USP	Realiza uma análise da fundamentação teórica da ACV consequencial
NOGUEIRA, A. R.	2012	Dissertação	USP	Não conceitua a abordagem, apenas menciona que ela já foi aplicada na área do estudo
NOVAK, L. H.	2013	Dissertação	UTFPR	Realiza análise teórica e aplica a abordagem consequencial em um estudo de caso
OLSZENSVSKI, F. T.	2011	Dissertação	UFSC	Diferencia as abordagens atribucional e consequencial (em nível de definição) e menciona que existe um estudo consequencial na área do estudo
PAVAN, A. L. R.	2014	Dissertação	USP	Cita trabalhos da área que utilizam a abordagem consequencial
ROMEU, C. C.	2013	Dissertação	USP	Menciona a abordagem consequencial, sem entrar em detalhes
ROJAS, S. P.	2012	Tese	UNB	Diferencia as abordagens atribucional e consequencial (em nível de definição)
SOUZA, H. H. S.	2014	Dissertação	UFBA	Diferencia as abordagens atribucional e consequencial (em nível de definição)
SUGAWARA, E.T.	2012	Dissertação	USP	Dedica uma subseção da dissertação à diferenciação das abordagens atribucional e consequencial e justifica a escolha da abordagem a ser utilizada em seu estudo

Quadro 1 - Teses e dissertações nacionais que abordam a ACV consequencial em diferentes níveis de detalhamento

Fonte: elaborado pela autora

De acordo com o Quadro 1, 17 trabalhos nacionais fazem referência à abordagem consequencial. A maior parte destes trabalhos (70,58%) concentra-se entre os anos de 2012 a 2014, demonstrando o quão recente a temática é abordada no Brasil. Salienta-se ainda o baixo nível de detalhamento com o qual a abordagem é explorada, de modo que maior parte dos trabalhos apenas conceitua as abordagens em nível de definição e/ou menciona que existem estudos consequenciais (internacionais) na área de estudo.

Zanghelini et al. (2014) também constataram que no Brasil, o maior número de publicações referentes à ACV concentra-se na área de biocombustíveis, seguido da área de produtos e sistemas agropecuários.

Com isso, além de verificar a necessidade de um maior número de pesquisas que explorem a abordagem consequencial em âmbito nacional, observa-se ainda um potencial de contribuição do Brasil para esta temática,

sendo um país de economia predominantemente agrícola, com grande extensão territorial e diversidade climatológica.

A preocupação quanto à sustentabilidade dos biocombustíveis deu origem a importantes iniciativas internacionais, como a *Global Bioenergy Partnership*⁵ (GBEP), diretivas europeias e norte-americanas, como a *Fuel Quality Directive*⁶ e a *California Low Carbon Fuel Standard*⁷, as quais recentemente têm realizado ampla discussão e debate quanto ao cálculo dos impactos dos efeitos indiretos⁸ decorrentes de possíveis mudanças no uso da terra geradas a partir do cultivo das matérias-primas de biocombustíveis.

Segundo o Plano Nacional sobre Mudança no Clima (BRASIL, 2008), as vantagens potenciais dos biocombustíveis brasileiros dependem de que o desempenho ambiental e social dos mesmos seja otimizado ao longo da cadeia produtiva. No âmbito da Certificação e Etiquetagem dos Biocombustíveis, o Plano ainda afirma:

Questões como uso do solo e da água, emprego adequado de fertilizantes e agrotóxicos, preservação da biodiversidade, condições de trabalho oferecidas, entre outras, têm que ser rigorosamente avaliadas ao longo de todo o ciclo de vida desses novos produtos, de modo a se assegurar que a expansão de seu uso signifique efetivamente progresso ambiental e social. O desenvolvimento de processos nacionais de certificação e etiquetagem de todo o ciclo produtivo dos biocombustíveis poderia contribuir para a maior garantia para a sociedade da sustentabilidade dos produtos (Plano Nacional sobre Mudança no Clima, 2008, p. 47).

⁵ <http://www.globalbioenergy.org/>

⁶ <http://ec.europa.eu/environment/air/transport/fuel.htm>

⁷ <http://www.arb.ca.gov/fuels/lcfs/lcfs.htm>

⁸ Os efeitos indiretos correspondem aos efeitos sobre a carga ambiental de atividades localizadas fora do ciclo de vida investigado, decorrentes de mudanças ocorridas dentro do ciclo de vida investigado (EKVALL; FINNVEDEN, 2001).

Desta maneira, pode-se observar que as diretrizes nacionais também levam em consideração a avaliação e o monitoramento da sustentabilidade dos biocombustíveis, como resposta à preocupação dos governos para os quais há exportação destes produtos.

Dandres et al. (2011) afirmam que as principais motivações para os países reduzirem o consumo de combustíveis fósseis consistem em diminuir a sua dependência energética e mitigar o aquecimento global. Segundo um grande número de estudos, a substituição de combustíveis fósseis por renováveis tem aparentado favorável em relação a estas questões (KIM; DALE, 2006; ZAH et al.; 2007; YU; TAO, 2009; CHERUBINI et al., 2009; JURY et al, 2010; MIZSEY; RACZ, 2010).

Contudo, Segundo Dufey⁹ (2006 apud SOBRINHO et al., 2008), o debate envolvendo biocombustíveis e desenvolvimento sustentável é variado e complexo. Isso ocorre porque apesar dos biocombustíveis implicarem em maior segurança no suprimento de energia, ganhos econômicos, desenvolvimento de áreas rurais e redução nas emissões dos gases de efeito estufa (GEE), por outro lado, eles expandem a fronteira agrícola, podendo gerar desmatamento, monoculturas, ameaças à segurança alimentar, condições precárias de trabalho e distribuição injusta dos benefícios ao longo da cadeia de valor.

Nesta perspectiva, o estudo de Plevin et al. (2014) aborda o uso apropriado das abordagens da ACV no contexto de informação para definição de políticas climáticas. Segundo os autores, a abordagem atribucional pode induzir os tomadores de decisão ao erro, tendo em vista que ela não objetiva analisar as consequências das mudanças em sistemas. Para eles, a abordagem consequential é a mais adequada, ao passo que a mitigação das mudanças climáticas alcançada por uma ação deveria ser estimada como a diferença em alguma medida relevante do clima em mundos hipotéticos **com e sem a ação**, incluindo todos os processos modificados de **dentro e fora** da cadeia de suprimentos.

De acordo com Rajagopal e Zilberman (2013), os estudos atribucionais se limitam à avaliação dos impactos referentes à cadeia de valor do produto

⁹ DUFEY, A. Biofuels production, trade and sustainable development: emerging issues. **International Institute for Environment and Development**, n.2, p. 37, 2006.

estudado, não levando em consideração emissões não diretamente rastreáveis relacionadas a esta cadeia (indiretas).

Neste contexto, alguns estudos como os de Searchinger et al. (2008) e Fargione et al. (2008) têm demonstrado que as emissões de GEE causadas por consequências indiretas (com relação à mudança de uso da terra) da produção de biocombustíveis podem ser maiores do que a diminuição das emissões atribuídas à substituição do petróleo.

Assim, ao passo que a ACV de combustíveis renováveis tem sido bem documentada em escala nacional (OMETTO et al., 2009; CAVALETT et al., 2011; SEABRA et al., 2011; SOUZA et al., 2012; SOUZA; SEABRA, 2014), observa-se pouca atuação com relação à avaliação das consequências ambientais da substituição de combustíveis fósseis por renováveis utilizando a técnica (ALVARENGA; DEWULF, 2013).

Desta maneira, sendo o Brasil o maior produtor e exportador mundial do biocombustível etanol de cana-de-açúcar (UNICA, 2014), as políticas públicas e legislações nacionais e internacionais passam a ter forte influência na dinâmica do biocombustível, o qual será analisado no presente estudo, sob as ópticas das abordagens atribucional e consequential da ACV.

1.3.1 Produto de estudo

O Brasil apresenta uma experiência de décadas na produção do combustível etanol de cana-de-açúcar. Após a primeira crise do petróleo (no início da década de 70), foi iniciado no Brasil, em 1975, o Programa Proálcool, com vistas a diminuir a dependência das importações do petróleo (KOHLHEPP, 2010).

Este programa passou por uma expansão em 1979, com a segunda crise do petróleo, porém, a partir de 1986, com a crise econômica atravessada pelo Brasil, as vendas dos veículos movidos a etanol começaram a cair, perdendo a competitividade com a gasolina, a qual retomava espaço na matriz energética brasileira (UNICA, 2014).

No início da década de 90, o preço do barril de petróleo diminuiu, fazendo com que a demanda por etanol diminuísse. Mas em 2003, com o sucesso do lançamento dos veículos *flex fuel*, capazes de funcionar tanto com etanol hidratado como com gasolina, a demanda pelo biocombustível foi novamente

impulsionada, fomentando a realização de novos investimentos no setor e a expansão dos canaviais (GOMES, 2013). A Figura 1 apresenta a produção brasileira de etanol por ano-safra.

Figura 1 - Produção brasileira de etanol
Fonte: Elaborado pela autora, com base no UNICADATA (2016)

Em 2007 foi assinado o Protocolo Agroambiental do setor sucroenergético, no qual foram estabelecidas diretrizes ambientais para os produtores do Estado de São Paulo, como, por exemplo: redução do prazo legal de interrupção da queima da palha de cana-de-açúcar (Lei Estadual nº 11.241/02) para 2014, ao invés de 2021, em áreas mecanizáveis e para 2017, ao invés de 2031, em áreas não mecanizáveis; não utilização da queima da cana-de-açúcar para colheita nas áreas de expansão de canaviais; entre outros¹⁰.

Outra iniciativa visando à sustentabilidade do etanol brasileiro é o Zoneamento Agroecológico da cana-de-açúcar, cujo objetivo é fornecer subsídios técnicos para formulação de políticas públicas, visando à expansão e produção sustentável de cana no território brasileiro, promovendo impactos ambientais e socioeconômicos positivos e aumentando a segurança do país em termos de abastecimento (MANZATTO, 2009).

No ano de 2008 foi observada uma queda na expansão do setor sucroalcooleiro, a qual teve como principais fatores: escassez de crédito e

¹⁰ O website do Projeto Etanol Verde (<http://www.ambiente.sp.gov.br/etanolverde/>) apresenta todas diretivas e mais informações sobre o Protocolo Agroambiental.

baixo investimento no setor em função da crise financeira mundial; baixos preços do açúcar e etanol nas safras 2007/2008 e 2008/2009; além de problemas associados ao clima, como chuvas que desfavoreceram a colheita da cana (UNICA, 2009).

Entretanto, apesar das consequências negativas que a crise trouxe para o setor (fechamento de usinas e adiamento de projetos), a demanda por produtos fabricados a partir da cana-de-açúcar manteve-se crescente, representada pela necessidade de abastecimento de etanol no mercado interno e pelas diretrizes de utilização de biocombustíveis e fontes renováveis de energia, mencionadas anteriormente.

A Figura 2, a seguir, apresenta as projeções regionalizadas da Empresa de Pesquisa Energética (BRASIL, 2014) da demanda de etanol hidratado para o ano de 2023.

Ano	Norte	Nordeste	Sul	Sudeste	Centro-Oeste	Brasil
milhões de litros						
2014	168	816	1239	8404	1793	12420
2018	280	1372	1660	13941	3042	20296
2023	441	2105	2158	19671	4433	28807
Período	Variação no período (milhões de litros)					
2013-2023	251	1190	691	10316	2449	14898

Figura 2 – Projeções regionalizadas da demanda de etanol hidratado
Fonte: Adaptado de Brasil (2014)

Nesta perspectiva, tendo em vista os aspectos políticos, mercadológicos, de interesse econômico e ambiental relacionados ao setor sucroenergético, o presente trabalho tem como produto de estudo o biocombustível etanol hidratado de cana-de-açúcar.

1.4 Estrutura da dissertação

Visando uma melhor leitura, a presente dissertação apresenta-se estruturada nas seguintes seções:

- Seção 1: É apresentada uma breve contextualização sobre os princípios da sustentabilidade e sua conexão com as abordagens de ciclo de vida, a técnica da ACV e suas abordagens de modelagem. Em seguida é realizada a justificativa do trabalho e são apresentados seus objetivos. Por fim, é apresentada a estrutura de organização da dissertação.
- Seção 2: Apresenta os procedimentos empregados no desenvolvimento da pesquisa, ou seja, a forma que foi conduzida a revisão da literatura e a descrição dos métodos utilizados, forma de obtenção de dados e demais procedimentos relacionados à análise entre as abordagens.
- Seção 3: Apresenta os resultados da primeira macro etapa da pesquisa, representados pela análise teórica e conceitual da ACV, com foco na abordagem consequencial.
- Seção 4: Apresenta os resultados e discussão da segunda macro etapa do trabalho: aplicação das abordagens atribucional e consequencial.
- Seção 5: Apresenta as considerações finais do trabalho e fornece sugestões para trabalhos futuros.

Na parte pós-textual do trabalho são apresentadas as referências bibliográficas consultadas e os apêndices elaborados no desenvolvimento do presente trabalho.

2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

O presente trabalho é essencialmente constituído por duas macro etapas:

a) Análise teórica e conceitual das abordagens atribucional e consequencial da ACV, com foco nesta última, por meio de revisão da literatura;

b) Análise prática das abordagens atribucional e consequencial, por meio de discussão junto a um painel de especialistas e da sua aplicação prática.

A descrição dos procedimentos referentes às macro etapas é apresentada a seguir, nas subseções 2.1, 2.2 e 2.3.

2.1 Revisão da literatura

Segundo Ganga (2012), o procedimento de revisão da literatura procura explicar um problema a partir de referências teóricas publicadas em documentos, além de buscar conhecer e analisar as contribuições culturais ou científicas do passado existentes sobre um determinado assunto, tema ou problema.

Nesta perspectiva, foi realizada uma revisão aprofundada da literatura referente ao tema “ACV consequencial”. Para tal, foram consultados documentos como: livros, normas técnicas, relatórios técnicos, teses, dissertações e artigos científicos.

Em relação aos livros, normas e relatórios técnicos, foram consultados aqueles disponíveis nas bibliotecas da Universidade de São Paulo, no acervo do laboratório de Gestão de Operações do programa de Engenharia de Produção da Escola de Engenharia de São Carlos (ABNT NBR 14040:2009; ABNT NBR 14044:2009; WENZEL; HAUSCHILD; ALTING, 1997), além daqueles indicados e disponibilizados por meio de contato com especialistas da área (WEIDEMA, 2003; SCHMIDT; THRANE, 2009; REINHARD, WEIDEMA; SCHMIDT, 2011; SCHMIDT; DALGAARD, 2012).

Para a consulta de teses e dissertações nacionais utilizou-se o portal do Google Acadêmico (<http://scholar.google.com.br/>). Inicialmente, realizou-se um ajuste nas configurações do buscador para busca somente em páginas em língua portuguesa. O quadro 5, abaixo, apresenta as palavras-chave pesquisadas e a quantidade de resultados parcial e final da busca. O conjunto de teses e dissertações encontradas e suas informações encontram-se na seção 1.3 deste trabalho.

Palavra-chave	Quantidade de resultados
“Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida”	3
“Avaliação do Ciclo de Vida Consequencial”	3
“ACV consequencial”	14
“Modelagem consequencial”	6
Total	26
Teses/dissertações	25
Repetidos	8
Total geral	17

Quadro 2 - Resultados das buscas por teses e dissertações
Fonte: elaborado pela autora

A maior parte dos resultados de pesquisas relacionadas à ACV consequencial encontra-se documentada no formato de artigos científicos. Portanto, visando à seleção de uma amostra significativa de artigos para embasar as discussões sobre as abordagens da ACV, foram utilizados procedimentos recomendados para realização de revisões sistemáticas da literatura (BIOLCHINI et al., 2005; SAMPAIO; MANCINI, 2007).

Segundo Kitchenham e Charters (2007), a revisão sistemática da literatura é definida como um meio de identificar, avaliar e interpretar todas as pesquisas disponíveis relevantes para uma questão de pesquisa específica, área temática ou fenômeno de interesse. Biolchini et al. (2005) complementam que este tipo de revisão serve como um instrumento para mapear trabalhos publicados, possibilitando a elaboração de uma síntese do conhecimento existente na área.

De acordo com Sampaio e Mancini (2007), a elaboração de uma revisão sistemática deve seguir um conjunto de diretrizes específicas, por exemplo: identificar as bases de dados a serem consultadas, definir palavras-chave e estratégias de busca, estabelecer critérios para a seleção de artigos, comparar as buscas dos examinadores, definir a seleção inicial de artigos, aplicar os critérios na seleção destes e justificar possíveis exclusões.

Biolchini et al. (2005) propõem a realização de revisões sistemáticas por meio de três fases: planejamento, execução e análise dos resultados. Para estes autores, deve-se definir a estratégia de revisão, realizar a avaliação crítica e síntese dos estudos, documentar as atividades e resultados, realizar busca abrangente e exaustiva sobre o assunto, utilizar critérios de qualificação reproduzíveis e claros, entre outros.

Portanto, com base nas recomendações expostas, foi construído um roteiro de condução da revisão sistemática, apresentado com detalhes no Apêndice A do presente trabalho.

Na fase de planejamento, a primeira entrada considerada foi a identificação do problema e a formulação das questões de pesquisa. Sampaio e Mancini (2007) reforçam que uma boa revisão requer uma pergunta bem formulada e clara. Portanto, evidenciou-se a importância da revisão e sua contribuição dentro do contexto da pesquisa.

A segunda entrada é necessária para a busca da evidência, a qual tem início com a definição de termos ou palavras-chave, seguida das estratégias de busca. Além disso, uma busca eficaz não só envolve uma estratégia que inclua termos adequados, mas também a escolha de bases de dados que insiram mais especificamente o tema (SAMPAIO; MANCINI, 2007).

A terceira entrada a se considerar é a definição dos critérios de inclusão dos artigos, os quais devem ser definidos com base na pergunta que norteia a revisão, para conduzir à seleção somente aqueles artigos que atendam às questões de pesquisa.

A última entrada da fase de planejamento consiste na definição de filtros de leitura, os quais servem para auxiliar na seleção dos artigos para leitura, aplicando os critérios de inclusão.

Após o planejamento, inicia-se a fase de execução, na qual realiza-se a busca pelas palavras-chave definidas nas bases de dados estabelecidas e utilizam-se os filtros de leitura e critérios para seleção/exclusão de artigos.

A etapa final da revisão sistemática corresponde à análise dos resultados. Assim, foi conduzida uma análise descritiva dos resultados encontrados (referentes à data dos estudos, países e periódicos de publicação e classificação das publicações), a qual é apresentada na subseção 3.4 do presente trabalho.

Seguindo a recomendação de Sampaio e Mancini (2007), as principais características dos artigos selecionados (desenho metodológico, aplicações e pontos de destaque) foram compiladas em um quadro, o qual é apresentado no Apêndice B do presente trabalho.

Os resultados desta macro etapa da pesquisa encontram-se nas subseções 3.2 e 3.3, servindo como subsídio teórico para as discussões realizadas no decorrer deste trabalho.

2.2 Consulta a especialistas para a delimitação consequential de sistemas agrícolas

Como meio de contribuição com a discussão relacionada à temática de mudança indireta no uso da terra (iLUC), foi realizada uma discussão junto a um painel de especialistas para a aplicação do modelo endógeno de delimitação consequential de sistemas agrícolas, proposto por Schmidt (2008) para a cultura da cana-de-açúcar. A descrição desse modelo encontra-se na seção 3 (revisão da literatura) deste trabalho.

Inicialmente, foi realizada uma consulta a estatísticas e *outlooks* agrícolas¹¹, por meio da qual foram coletados materiais para a discussão junto ao painel de especialistas. Tal painel foi composto por 9 especialistas, nas seguintes áreas de conhecimento: ACV, Agronomia, Economia, Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e Sistemas de Produção Agrícola.

Segundo Weidema (2003), a consulta às estatísticas e *outlooks* agrícolas é classificada como um método de extrapolação, o qual é baseado na extensão de dados históricos e tendências atuais ao futuro. O painel de especialistas, por

¹¹ “Outlook FIESP 2012/2024 – Projeções para o agronegócio brasileiro” e “Projeções do agronegócio 2012/2022 – MAPA”

sua vez, é classificado pelo autor como um método participativo, o qual tem por objetivo buscar opiniões de especialistas e *stakeholders*, tendo como premissa que o futuro é formado pela complexa mistura de tendências, eventos randômicos e ações de indivíduos e instituições. Os resultados destes métodos são muitas vezes mais normativos (o que o futuro deve ser) do que analíticos (o que é provável que ocorra no futuro). No entanto, resultados de modelagens também podem contribuir para orientar os métodos participativos, assim como os resultados gerados a partir de métodos participativos podem ser utilizados como insumos em métodos de modelagem.

Segundo Vázquez-Rowe et al.(2013), embora o uso de opinião de especialistas pode ser visto como fonte de incertezas, é importante levar em consideração o fato que a qualidade dos dados em vários sistemas de produção no mundo é tão limitada que o uso de opinião de especialistas pode ser a única possibilidade factível para conduzir uma análise deste tipo.

Os resultados desta análise encontram-se na subseção 4.1 deste trabalho.

2.3 Aplicação das abordagens atribucional e consequential da ACV

A aplicação das abordagens atribucional e consequential da ACV foi conduzida fundamentalmente com base nas diretrizes das normas ABNT ISO 14040/14044 (2009ab). De maneira complementar às diretrizes, foram seguidas as recomendações do “modelo” endógeno/heurístico de Weidema (2003) para atender às necessidades de informações da abordagem consequential. Ambas as recomendações estão descritas em detalhes na seção 3 (revisão da literatura) do presente trabalho.

Com relação aos dados utilizados na aplicação, todos são provenientes de fontes secundárias: literatura, base de dados de ICV e documentos disponibilizados via comunicação pessoal com especialistas da área. Tais dados apresentam-se descritos na subseção 4.2.3 deste trabalho.

Como ferramenta de apoio às análises, foi utilizado o *software Simapro* 8.0.4.30 (PRE CONSULTANTS, 2015).

De modo a permitir uma comparação entre as abordagens atribucional e consequential da ACV, as informações obtidas por meio da análise teórica e

em um contexto geral foram relacionadas com as informações obtidas com a análise prática em um contexto específico (bioetanol brasileiro), de modo a analisar os pontos fortes, fracos, vantagens, dificuldades, oportunidades de melhoria, entre outros aspectos relacionados às abordagens.

É importante esclarecer que, apesar de apresentados e brevemente comentados na seção 4 (de resultados e discussão) o presente trabalho não teve a intenção de comparar as abordagens atribucional e consequencial com base nos resultados da etapa de AICV, tendo em vista que cada abordagem visa responder a uma questão diferente. A intenção foi comparar ambas as abordagens no que tange à sua **operacionalização**, tendo como critérios os princípios da ACV, definidos pela norma ISO 14040 (ABNT, 2009a).

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

3.1.1 Origem e evolução

Os primeiros estudos relacionados à ACV tiveram origem no final da década de 60, após a crise do petróleo, a qual despertou o interesse mundial para a importância dos recursos naturais, especialmente de combustíveis fósseis e recursos minerais. Conhecidos como “análise de energia” (*energy analysis*), estes estudos objetivavam calcular o consumo de energia por meio da elaboração de um fluxograma de processo com balanço de massa e energia (COLTRO, 2007).

Em 1969 nos Estados Unidos, a *Coca Cola Company* patrocinou um estudo de comparação de diferentes embalagens de bebidas, levando em conta o consumo de recursos e emissões ao meio ambiente. Este estudo ficou conhecido como *Resource and Environmental Profile Analysis* – REPA e foi realizado pelo *Midwest Research Institute*, o qual teve papel fundamental na condução de estudos que deram origem à ACV (HUNT; FRANKLIN, 1996).

Enquanto isso, na Europa, uma abordagem de inventário similar era desenvolvida, a qual mais tarde ficou conhecida como “Ecobalanco” (*Ecobalance*). Porém, com o fim da primeira crise do petróleo, as questões energéticas saíram de destaque e houve uma diminuição do interesse por questões relacionadas a tais metodologias (JENSEN et al., 1997).

Em meados dos anos 80, observou-se um retorno dos estudos americanos e europeus em relação à REPA, aumentando seu escopo para além da análise energética e introduzindo conceitos mais específicos de avaliação de impactos ambientais, gerenciamento de resíduos e saúde humana (FAVA et al.¹², 1991 apud SANTOS, 2007).

Em 1984, inspirado pelos estudos REPA, o instituto *Swiss Federal Laboratories for Testing and Research* (EMPA), por solicitação do Ministério do Meio Ambiente da Suíça, realizou um estudo sobre materiais de embalagem, o qual despertou o interesse da comunidade científica, ao realizar uma análise do impacto potencial das emissões do processo. Este estudo foi publicado na

¹² FAVA, J. A. et al. A technical framework for life cycle assessment. Washington: SETAC, 1991. 134 p.

forma de um banco de dados, contendo informações sobre o ciclo de vida de uma série de materiais, o que acabou contribuindo para a popularização da técnica da ACV (MOURAD; GARCIA; VILHENA, 2002).

A perspectiva de ciclo de vida é um dos princípios da ACV (ABNT, 2009a). Segundo Vigon (1993), o “ciclo de vida” pode ser entendido como o conjunto de etapas necessárias para que um produto cumpra sua função, compreendido desde a obtenção dos recursos naturais até sua disposição final. Estas etapas correspondem à extração e aquisição de matérias-primas, manufatura, distribuição, uso, reuso, remanufatura, reciclagem e disposição final.

Desta perspectiva, deriva-se o Pensamento de Ciclo de Vida (*Life Cycle Thinking*), um conceito que expande a visão tradicional da produção mais limpa para uma visão sistêmica de todo o ciclo de vida dos produtos, considerando as três dimensões da sustentabilidade (UNEP, 2007).

Em 2002, a UNEP e a Sociedade de Toxicologia e Química Ambiental (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry* - SETAC) lançaram a Iniciativa de Ciclo de Vida¹³ (*Life Cycle Initiative*), a qual responde ao apelo dos governos de todo o mundo para uma economia de ciclo de vida estabelecida na Declaração de Malmö (2000). Esta iniciativa destina-se a promover o pensamento do ciclo de vida globalmente e a facilitar o intercâmbio de conhecimentos de especialistas em todo o mundo.

Assim, com o passar dos anos, a interpretação dos resultados das análises ambientais foi evoluindo para além de um inventário de dados de processo, passando a avaliar estas questões sob uma perspectiva mais ampla, tendo como objetivo o conhecimento dos potenciais impactos associados ao ciclo de vida dos produtos. Desse modo, foi a partir da evolução destes estudos que surgiu a denominação “Análise do Ciclo de Vida” (*Life Cycle Analysis*) ou “Avaliação do Ciclo de Vida” (*Life Cycle Assessment*).

No Brasil, os primeiros estudos de ACV datam do início dos anos 2000, impulsionados pela tradução das normas da série ISO 14040 pelo Comitê Brasileiro de Gestão Ambiental da Associação Brasileira de Normas Técnicas (CB38 – ABNT) e pela fundação da Associação Brasileira de Ciclo e Vida

¹³ <http://www.lifecycleinitiative.org/about/about-lci/>

(ABCV). Nesta época, começaram a surgir grupos de pesquisa sobre o assunto e aplicações práticas por instituições, contribuindo com o aumento da credibilidade e aceitação da técnica no país.

3.1.2 Normas da ISO

De acordo com Coltro (2007), muitos estudos de ACV sobre um mesmo produto chegavam a conclusões distintas, devido às diferentes considerações e fronteiras adotadas, idade dos dados, tecnologias, logística de abastecimento de matérias primas e matriz energética, ou seja, fatores críticos para parâmetros inventariados. Além disso, a interpretação dos resultados dos estudos era realizada de forma não padronizada.

A observação dessa problemática levou à necessidade de padronizar a metodologia da ACV. Neste sentido, a SETAC reuniu pesquisadores da área em conferências durante os anos de 1990 e 1993 para discutir estas questões. Como resultado desse esforço, foi publicado o primeiro documento voltado à padronização da metodologia da ACV: *SETAC Guidelines for Life Cycle Assessment – a Code for Practice*. Este documento serviu como base para os trabalhos de normalização da *International Standardization Organization* (ISO) (COLTRO, 2007).

A ISO é uma federação mundial, internacionalmente reconhecida, que tem como objetivo a proposição de normas que padronizem métodos, medidas, materiais e seus usos, em todos os setores, com exceção de atividades da área eletroeletrônica (SANCHES, 2011).

As normas da ISO estão divididas em diferentes séries como, por exemplo: Gestão da qualidade (ISO 9000), Gestão da Segurança Alimentar (ISO 22000), Responsabilidade Social (ISO 26000), Gestão de Energia (ISO 50001), Gestão Ambiental (ISO 14000), entre outras.

Para Finkbeiner et al. (2006), a criação de normas internacionais para a ACV foi um importante marco na consolidação de seus procedimentos e métodos, sendo fundamental para a aceitação da técnica pela comunidade internacional.

As normas de ACV estão inseridas na série ISO 14000 e, segundo Guinée et al. (2011), em 1994 foi criado um Comitê Técnico responsável pela sua elaboração, o qual definiu quatro normas:

- ISO 14040 - *Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*;
- ISO 14041 – *Environmental management – Life cycle assessment – Goal and scope definition and inventory analysis*;
- ISO 14042 – *Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment*; e
- ISO 14043 – *Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle interpretation*.

Mais tarde, a ISO estabeleceu um trabalho de revisão destas normas, de maneira a resumir, melhorar a clareza e corrigir inconsistências, mantendo, porém, seu conteúdo técnico inalterado. Como resultado, foram determinadas duas normas, agrupando o conteúdo das quatro normas anteriores (FINKBEINER et al., 2006):

- ISO 14040 – *Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*; e
- ISO 14044 – *Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines*.

Além destas duas normas, a ISO publicou ainda relatórios e especificações técnicas complementares às normas, os quais contêm diretrizes mais detalhadas e exemplos de aplicação:

- ISO/TR 14047 – *Environmental management – Life cycle impact assessment – Examples of application of ISO 14042*;
- ISO/TS 14048 – *Environmental management – Life cycle assessment – Data documentation format*;
- ISO 14045 – *Environmental management – Eco-efficiency assessment of product systems – principles requirements and guidelines*;
- ISO/TR 14049 – *Environmental management – Life cycle assessment – Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis*.

No Brasil, a entidade responsável por incorporar as normas internacionais ao acervo nacional de normas técnicas é a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). Em 1999, a ABNT criou o Comitê Brasileiro de Gestão Ambiental – CB-38, para a discussão e o desenvolvimento das normas da série

ISO 14000. As normas publicadas pela ABNT em vigor são (ABNT 2009a, 2009b):

- ABNT NBR ISO 14040:2009 – Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura; e
- ABNT NBR ISO 14044:2009 – Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações.

3.1.3 Fases da ACV

Os estudos de ACV são compostos de quatro fases. A Figura 3 ilustra estas fases, suas inter-relações e aplicações. Para haver credibilidade, os estudos de ACV devem ser realizados seguindo as recomendações específicas de cada fase.

Figura 3 - Fases de uma ACV
Fonte: ABNT (2009a)

A norma NBR ISO 14040 faz distinção entre dois tipos de estudos: estudos de ACV e estudos de ICV (Inventário de Ciclo de Vida). Os estudos de ACV ocorrem quando as 4 fases são realizadas, enquanto que estudos de ICV são aqueles que não realizam a fase de avaliação de impacto do ciclo de vida

(AICV). Ainda, a norma alerta que não se deve confundir a fase de Análise de Inventário com estudos de ICV (ABNT, 2009a).

3.1.3.1. Definição do objetivo e escopo

A primeira fase de estudos de ACV e ICV consiste na definição de objetivo e escopo. Nesta etapa, deve-se indicar a abordagem de modelagem a ser utilizada no estudo: atribucional ou consequencial.

O objetivo do estudo deve considerar a aplicação pretendida, razões para execução do estudo, público-alvo a quem se pretende comunicar os resultados do estudo e se existe intenção de utilizar o estudo em afirmações comparativas a serem divulgadas publicamente (ABNT, 2009a).

Após a definição do objetivo do estudo, deve-se definir o seu escopo, o qual abrange:

a) O sistema de produto a ser estudado: Consiste no conjunto de processos elementares¹⁴, com todos os seus fluxos de entrada e de saída, que desempenha uma ou mais funções definidas e que modela o ciclo de vida de um produto (ABNT, 2009b).

b) A função do sistema de produto: Corresponde à finalidade para a qual o produto estudado se destina, definida através do levantamento de suas características de desempenho (CHEHEBE, 1997).

c) A unidade funcional: É a medida do desempenho das saídas funcionais do produto, ou seja, a quantificação da função anteriormente identificada. Deve ser claramente definida e mensurável, a fim de assegurar a comparabilidade dos resultados dos estudos (OMETTO, 2005).

d) O fluxo de referência: é a medida da quantidade de produto necessário para cumprir a função expressa pela unidade funcional.

e) A fronteira do sistema: São as etapas a serem incluídas/excluídas no estudo, ou seja, as unidades de processo que serão e as que não serão consideradas no sistema de produto e o seu nível de detalhamento. Deve ser condizente com o objetivo do estudo e os critérios adotados na sua determinação devem ser identificados e explicados (ABNT 2009a).

¹⁴ Processos elementares são os menores elementos considerados na análise de inventário de ciclo de vida para os quais os dados de entrada e saída são quantificados (ABNT, 2009a).

f) Os procedimentos de alocação: Se o sistema estudado for multifuncional, ou seja, apresentar mais de um produto como saída, deve-se utilizar procedimentos de alocação. A ABNT (2009b) apresenta uma hierarquia para lidar com processos multifuncionais:

- 1- Evitar a alocação (por meio da subdivisão dos processos elementares, quando possível ou pela expansão do sistema por adição ou subtração);
- 2- Utilizar como critério as relações físicas entre os produtos;
- 3- Utilizar como critério outros tipos de relações entre os produtos e as funções, como por exemplo, o valor econômico.

g) A metodologia de AICV e tipos de impactos: Devem ser definidos os métodos de AICV para o estudo, suas categorias de impacto, os indicadores das categorias e modelos de caracterização. A inclusão ou não dos elementos opcionais de uma AICV também deve ser documentada (ABNT, 2009a).

h) A interpretação a ser utilizada: Deve ser relatada como será feita a interpretação dos resultados do estudo.

i) Os requisitos dos dados: Consiste na especificação das características dos dados necessários ao estudo, devendo abranger, segundo ABNT (2009a):

Cobertura temporal: idade dos dados e período mínimo de tempo para que ocorra a coleta;

Cobertura geográfica: área a partir da qual os dados devem ser coletados para cumprir o objetivo do estudo;

Cobertura tecnológica: tecnologia específica ou conjunto de tecnologias consideradas para o estudo;

Além destes, também deve-se definir a precisão, completeza, representatividade dos dados, consistência, reprodutibilidade, fontes e incertezas dos dados.

j) Os pressupostos: Tratam-se das suposições e considerações tomadas para o estudo de ACV e são baseados nas limitações do estudo. Devem ser embasados em justificativas adequadas, as quais devem ser documentadas (ABNT 2009a).

k) As limitações: Devem ser esclarecidas todas as limitações/restrições do estudo, como por exemplo: falta de dados, utilização de métodos de impacto

estrangeiros, restrições devido ao estabelecimento da fronteira do sistema de produto, questões técnicas relacionadas ao produto estudo, etc.

l) O tipo de revisão crítica, se aplicável: A revisão crítica deve ser conduzida para verificar se os resultados, conclusões e recomendações do estudo estão coerentes com os requisitos previstos nas normas 14040 e 14044. Deve-se determinar o modo de condução e o responsável pela revisão crítica do estudo (podendo ser algum especialista da área interno ou externo, ou um painel de partes interessadas). A obrigatoriedade da revisão crítica ocorre quando o propósito da ACV for apoiar afirmações comparativas de produtos a serem divulgadas publicamente.

m) O tipo e formato do relatório requerido para o estudo: Deve-se relatar o estudo de forma fiel, imparcial, completa e exata para a comunicação ao público-alvo estabelecido, sendo o tipo e formato do relatório fixado na etapa de definição do escopo.

Observa-se que a definição do objetivo e escopo é uma das fases mais importantes dos estudos de ACV e ICV, pois é nela que a totalidade dos estudos se baseia, podendo haver modificações ou refinamento da sua definição, caso os requisitos estabelecidos inicialmente não sejam alcançados devido às limitações que podem surgir. De acordo com a ABNT (2009a; 2009b), a documentação e justificativa dessas modificações é fundamental para permitir a transparência do estudo.

3.1.3.2. Análise de Inventário

Na fase de análise de inventário do ciclo de vida, são coletadas e quantificadas todas as variáveis envolvidas durante o ciclo de vida do produto, processo ou atividade e estes dados são adequados à unidade funcional adotada. Para a coleta adequada de dados, é necessário elaborar fluxogramas representando todas as etapas de processo e suas inter-relações (ABNT, 2009a).

As principais atividades da etapa de ICV são esquematizadas como mostra a Figura 4, a seguir (ABNT, 2009b):

Figura 4 - Procedimentos simplificados para análise de inventário
Fonte: ABNT (2009b)

A atividade de coleta de dados é um processo que demanda muitos recursos, no qual o nível de dificuldade é maior. Para executá-la, é essencial que seja feita a preparação para a coleta de dados, a qual envolve estratégias como a elaboração de questionários e de folha de coleta de dados. Em seguida à coleta de dados, deve-se validá-los e aplicar procedimentos de cálculo para o tratamento dos dados, de modo a assegurar a correlação dos dados às unidades de processo e à unidade funcional e a agregação dos dados.

Além dessas atividades, há também a importante atividade da alocação, a qual deve estar alinhada com as definições da etapa de objetivo e escopo. A

questão da alocação é apresentada com mais detalhes na subseção 3.2.3 do presente trabalho.

De acordo com Silva (2012), a fase de ICV é considerada a fase de maior complexidade de um estudo de ACV, devido ao fato de demandar mais tempo e recursos capitais, humanos e financeiros.

3.1.3.3. Avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV)

A terceira fase de um estudo de ACV abrange: a identificação, caracterização e avaliação quantitativa e qualitativa dos impactos potenciais, por meio dos dados obtidos na fase de análise de inventário. Também deve ser feita a escolha dos impactos avaliados e os métodos de AICV. As etapas obrigatórias da AICV são: seleção das categorias de impactos; classificação e caracterização. Dentre as etapas opcionais estão: normalização, agrupamento, ponderação e análise de qualidade dos dados.

As categorias de impacto representam as classes de problemas ambientais relevantes que podem ser provocados ou agravados pelos aspectos ambientais do produto em estudo. Elas devem refletir as principais questões ambientais vinculadas ao sistema de produto estudado, de acordo com o objetivo e escopo do estudo (ABNT, 2009a).

Os indicadores de categoria e os modelos de caracterização são intrínsecos ao método de AICV escolhido para o estudo.

De acordo com Mendes (2013) a maioria dos métodos de AICV mais utilizados (CML 2002; *Eco-indicator* 99; EDIP 97; EDIP 2003; *ReCiPe*) é desenvolvida na Europa. Países como Japão, Canadá e Estados Unidos possuem métodos nacionais (LIME, LUCAS e TRACI, respectivamente). Segundo a autora, as aplicações destes métodos são factíveis em todo o mundo, porém não é possível afirmar que os procedimentos e parâmetros utilizados nos cálculos dos fatores de caracterização de cada método são capazes de representar e avaliar os potenciais impactos ambientais em todas as regiões do mundo.

Considerando que um método para países em desenvolvimento deve se basear em um banco de dados que incorpore corretamente as enormes diferenças existentes, por exemplo, em termos das tecnologias, matriz energética, geologia, clima, densidade populacional, biomas e tipos de

produtos, o Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (PBACV) planeja ações estratégicas para a adaptação de métodos de AICV para a realidade brasileira. Dentre estas ações, estão: definição das categorias de impactos relevantes para a realidade brasileira; coletar, atualizar e disponibilizar dados de modelos de caracterização e realizar adequações para o estabelecimento do método de AICV para o Brasil (BRASIL, 2010).

A etapa de classificação consiste na correlação das cargas ambientais de inventário com as diferentes categorias de impacto selecionadas na etapa precedente. Os resultados de ICV podem ser correlacionados a uma ou mais categorias de impacto. Tal etapa, ao se utilizar softwares de ACV, é executada automaticamente, com a escolha do método de AICV (ABNT, 2009a).

A caracterização envolve a conversão dos resultados de ICV para unidades comuns (indicadores de categoria) e a agregação dos resultados convertidos dentro de cada categoria de impacto (ABNT, 2009a). A etapa de caracterização é feita mediante o uso de fatores de caracterização, os quais foram desenvolvidos de acordo com as propriedades das substâncias e as escalas de abrangência espacial (local, regional ou global) dos efeitos dos impactos. Dependendo do método de AICV escolhido, podem ocorrer variações nos resultados dos indicadores de categoria, por causa das diferenças entre os fatores de caracterização e devido à origem de cada método (ABNT, 2009a).

Em relação aos elementos opcionais, a normalização relaciona os resultados dos indicadores de categoria a uma situação de referência, todos numa mesma unidade, fornecendo informações sobre suas significâncias relativas (ABNT, 2009a).

O agrupamento trata da agregação e possível hierarquização das categorias de impacto (ABNT, 2009a) e a ponderação faz a conversão dos resultados dos indicadores de categorias de impacto por meio do uso de fatores numéricos baseados em escolhas de valores (OMETTO, 2005). A cada categoria de impacto pode ser atribuído um peso (fator de ponderação) destacando sua importância em relação às demais.

Para que a significância, incerteza e sensibilidade dos resultados da AICV sejam melhores compreendidas, ainda é possível fazer uso de técnicas e informações adicionais, tais como: análise de contribuição, análise de incerteza

e análise de sensibilidade. Devido à natureza iterativa da ACV, estas análises podem conduzir a uma revisão da fase de ICV (ABNT, 2009a).

3.1.3.4. Interpretação do ciclo de vida

De acordo com o ILCD Hanbook (JCR, 2010a), a fase de interpretação de um estudo de ACV possui dois propósitos principais, fundamentalmente diferentes:

- Durante os passos iterativos da ACV e para todas as entregas, esta fase serve para orientar o trabalho a fim de encontrar as necessidades derivadas do objetivo do estudo;
- Serve para obter conclusões robustas e recomendações.

Esta fase é composta pela avaliação (checagem de completeza, sensibilidade e consistência), fornecimento das conclusões, identificação das limitações do estudo e elaboração de recomendações para o público-alvo do estudo, de acordo com o objetivo e escopo.

A completeza avalia o quão completo se encontra o ICV, incluindo a abrangência do processo, do fluxo elementar, a operacionalização e clareza dos critérios de corte, critérios adicionais para os fluxos elementares e de resíduos, aproximação, estimativa, quão completo o impacto está e os fluxos deixados de lado. Essa etapa pode levar a um reajuste dos objetivos e escopo.

A avaliação de sensibilidade tem como objetivo verificar se as informações obtidas através de uma análise de sensibilidade são relevantes que o estudo chegue às conclusões e então derive recomendações. Esta análise tem potencial para ajudar na identificação de pontos focais para o melhoramento da coleta de dados do inventário ou avaliação de impacto.

A avaliação de consistência é realizada para investigar se as suposições, métodos e dados tem sido aplicados consistentemente ao estudo de ACV. As questões de dados do inventário interessam a consistência relacionada à representatividade temporal, geográfica e tecnológica dos dados, a escolha apropriada do processo unitário ou resultados do ICV, completeza e precisão dos dados.

Tendo como base os elementos da etapa de avaliação, pode-se prosseguir para a elaboração das conclusões do estudo, a qual deve ser feita de forma iterativa, baseada na identificação das questões significativas e na

avaliação de completeza, sensibilidade e consistência. As conclusões dizem se as questões que foram colocadas na formulação da definição de objetivo podem ser respondidas pela ACV.

Qualquer limitação do estudo deve ser listada para então, ser avaliado seu tipo e magnitude das consequências.

Se a ACV tem a intenção de ser utilizada para afirmações comparativas direcionadas ao público, a norma ISO requer que a avaliação dos elementos incluam afirmações interpretativas baseadas em análise de sensibilidade.

Os resultados, dados, métodos, suposições e limitações devem ser transparentes e apresentados em forma de relatórios com detalhamento suficiente para permitir que o público-alvo compreenda as complexidades e dilemas inerentes à ACV.

3.2 Avaliação do Ciclo de Vida Consequencial

De acordo com a ABNT NBR ISO 14040 (2009a), ao se definir o escopo de uma ACV é necessário considerar o seu contexto decisório, de modo que os sistemas de produto estudados considerem adequadamente os produtos e processos afetados pela aplicação pretendida. Diante disso, a norma menciona que nos últimos anos têm sido desenvolvidas duas possíveis abordagens de ACV:

Uma que aloca fluxos elementares e impactos ambientais potenciais a um sistema de produto específico, tipicamente como um balanço da história do produto, e uma que estuda as consequências ambientais de possíveis (futuras) mudanças entre sistemas de produto alternativos (ABNT, 2009a, p. 20).

A distinção da ACV em duas abordagens metodológicas tem suas raízes no início dos anos 90, a partir de discussões relacionadas à alocação de coprodutos, definição de fronteiras do sistema e aos impactos da tomada de decisão (WEIDEMA, 2012).

Em meio a diferentes tipologias designadas para a distinção entre a abordagem atribucional (“status-quo”; “retrospectiva”; “descritiva”) e consequencial (“prospectiva”; “orientada à mudança”; “*market-based*”), as

nomenclaturas utilizadas atualmente são resultados de uma discussão realizada em um *workshop* ocorrido na cidade de Cincinnati, em Ohio, nos Estados Unidos, no ano de 2001.

Com o título “The international workshop on electricity data for life cycle inventories”, o evento reuniu aproximadamente 40 especialistas da indústria, governos e academia nas áreas de geração de eletricidade e ACV e abordou 5 tópicos: dados marginais vs. médios na modelagem de sistemas de energia; definição das fronteiras do sistema para capturar adequadamente os fluxos ambientais e dados necessários para modelagem de sistemas; alocação de coprodutos; modelagem de tecnologias novas e não tradicionais nas quais os dados são altamente incertos e inclusão da transmissão e distribuição na modelagem de geração de energia (CURRAN; MAN; NORRIS, 2005).

Dentre os principais resultados deste evento, encontra-se a formalização e esclarecimento de terminologias relacionadas à ACV, consolidando as nomenclaturas “atribucional” e “consequencial” e suas definições em termos de adequação, viabilidade e contexto de aplicação.

De acordo com o *Shonan Guidance Principles* da UNEP/SETAC (SONNEMANN; VIGON, 2011, p. 132-133): a abordagem atribucional é uma "abordagem de modelagem na qual as entradas e saídas são atribuídas à unidade funcional de um sistema de produto, ligando e/ou dividindo os processos unitários do sistema de acordo com uma regra normativa". Por outro lado, a abordagem consequencial é definida como uma "abordagem de modelagem em que as atividades são incluídas no sistema do produto na medida em que elas são esperadas a mudar como uma consequência de uma alteração na demanda para a unidade funcional".

Além desta definição, existem outras definições frequentemente empregadas na literatura, as quais são apresentadas no Quadro 3:

Autor (ano)	Abordagem Atribucional	Abordagem Consequencial
WEIDEMA (2003)	Busca atribuir os impactos ambientais ao ciclo de vida do produto levando em conta os seus fluxos físicos, utilizando dados médios e procedimentos de alocação para lidar com processos multifuncionais.	Busca descrever as consequências ambientais determinadas por mudanças na demanda de um produto, sob uma perspectiva dinâmica do sistema, podendo incluir processos marginais que estejam fora do ciclo de vida do produto e excluir processos do ciclo de vida que não são importantes para a análise.
CURRAN et al. (2005)	Objetiva responder à questão: “Como os fluxos de poluentes, recursos e as trocas entre processos fluem dentro de uma janela temporal?”.	Objetiva responder à questão: “Como os fluxos de poluentes, recursos e as trocas entre processos mudam em resposta as decisões?”.
SCHMIDT (2008)	Utiliza dados médios ou específicos de fornecedores e trata a coprodução por meio da aplicação de critérios de alocação.	Utiliza dados marginais e trata a coprodução por meio da expansão do sistema.
FINNVEDEN et al. (2009)	É definida pelo seu objetivo em descrever os fluxos físicos ambientalmente relevantes de e para um ciclo de vida e seus subsistemas.	É definida pelo seu objetivo em descrever como os fluxos físicos ambientalmente relevantes irão mudar em resposta a possíveis decisões.

<i>ILCD Handbook</i> (JRC, 2010)	Modelo de ICV que descreve sua cadeia de suprimentos real ou prevista; especifica ou média; mais seu uso e fim de vida, tudo incorporado em uma tecnosfera estática.	Modelo de ICV que descreve a cadeia de suprimentos como ela é teoricamente esperada em consequência da decisão analisada, incorporada em uma tecnosfera dinâmica que reage a uma mudança na demanda por diferentes produtos.
-------------------------------------	--	--

Quadro 3- Definições frequentemente empregadas na literatura para as abordagens atribucional e consequential da ACV

Segundo Norris (2003), em princípio, os modelos de ACV eram lineares e visavam responder questões de natureza estática, devido à formação em engenharia da maioria dos analistas praticantes da técnica, além dos requisitos práticos por bases de dados genéricas e reutilizáveis.

Porém, o autor argumenta que uma perspectiva de tomada de decisão (*what if perspective*) requer uma modelagem consideravelmente diferente da modelagem “tradicional”, fornecendo um exemplo simples da diferenciação entre as abordagens:

Considerando um produto P cuja manufatura demanda intenso uso de eletricidade, uma ACV atribucional é construída questionando: “De onde vem a eletricidade?”. O modelo então caracteriza os recursos para a geração de eletricidade na região de interesse e atribui as cargas ambientais entre os diferentes tipos de usinas, com base em suas contribuições ao mix médio de energia regional, durante certo período. Em contraste, uma perspectiva *what if* (consequential) deve perguntar quais as consequências ambientais de se produzir mais ou menos unidades do produto P. Neste caso, quando a demanda pelo produto P aumenta ou diminui, nem todos os tipos de usina respondem em iguais proporções à saída atual. Por exemplo, se a energia hidrelétrica contribui com 50% dos

kWh gerados na região de interesse, um aumento na demanda do produto P não levará a chover mais (maior saída de energia hidrelétrica) no curto ou médio prazo. E no longo prazo, os tipos de usina esperados a terem um maior custo-benefício serão adicionados ao mix de geração de energia (NORRIS, 2003, p. 21-22).

A Figura 5 a seguir, ilustra a diferença entre as abordagens atribucional e consequential. De acordo com Weidema (2003), os círculos representam o total global de trocas ambientais e as linhas tracejadas representam as cargas ambientais. Enquanto que no círculo da esquerda (abordagem atribucional), as cargas calculadas pertencem a uma atividade humana específica, o círculo à direita (abordagem consequential) representa as trocas ambientais que mudam como consequência da adição ou remoção de uma atividade humana específica.

Figura 5 - Abordagens da ACV
Fonte: adaptado de Weidema (2003)

Como apontado por Weidema (2003), não há maneira objetiva de separar uma atividade específica do resto da tecnosfera (ou seja, desenhar a linha pontilhada no círculo esquerdo), uma vez que todos os sistemas de produto e

atividades humanas encontram-se interligados via mecanismos de mercado. Assim, qualquer separação de sistemas de produtos será inerentemente normativa, devendo, portanto, tornar clara a questão investigada, por exemplo: "Utilizando o método X para separar o sistema de produto do resto da tecnosfera, qual será a sua contribuição ambiental?".

A ACV atribucional, portanto, implica a utilização de premissas para suportar a pergunta que pretende responder e tem como objetivo atribuir aos sistemas de produto parcelas de culpa ou responsabilidade pelos danos ambientais (WEIDEMA, 2003).

Para Muniz (2012) apud Weidema (2003), a ACV consequential, representada na figura à direita, considera as potenciais variações da carga ambiental frente à carga total do planeta (representada pelos círculos) em um determinado intervalo de tempo.

Embora Weidema (2003) reconheça que a modelagem consequential é passível de muitas incertezas, uma vez que o conhecimento atual utilizado para avaliar as consequências futuras é incerto, o autor defende a abordagem argumentando que sua incerteza pode ser estimada e controlada, enquanto o erro inerente à abordagem atribucional é fundamentalmente incompreensível e incontrolável.

O autor associa a ACV atribucional a uma abordagem inerentemente errada afirmando que apesar de precisa, a abordagem por si só é menos exata.

Porém, apesar das afirmações de que a abordagem consequential propõe resultados mais próximos da realidade (mais exatos) do que os estudos atribucionais, na prática, as incertezas inerentes aos modelos econômicos utilizados na ACV consequential ou relacionadas à simplificação e grande número de premissas adotadas nos modelos endógenos e heurísticos¹⁵ para sua condução podem não levar a resultados tão exatos como esperado.

Todavia, apesar de não coberta totalmente pelas diretrizes da ABNT (2009b), a medição e declaração de resultados de análise de precisão e acurácia é integralmente coberta pelas diretrizes do *ILCD Handbook* (JCR,

¹⁵ Tais modelos são apresentados e discutidos na subseção 3.2.4.1. do presente trabalho

2010) o qual apresenta os mesmos procedimentos tanto para estudos atribucionais como consequenciais, dessa forma podendo-se compará-las quanto às incertezas de forma mais justa.

Gaudreault et al. (2010), aplicaram as abordagens atribucional e consequencial de maneira comparativa em um estudo sobre a redução de dependência de compra de energia elétrica em uma fábrica de papel e celulose. Segundo os autores, as indústrias de papel e celulose norte-americanas necessitavam que os seus processos fossem modificados e modernizados de modo a superar os desafios com os quais estavam passando, tendo essa mudança implicações ambientais tanto no ciclo de vida dos seus produtos, como também em outros sistemas interconectados.

Neste contexto, os autores analisaram as limitações e benefícios das duas abordagens da ACV (atribucional utilizando dados médios e alocação e consequencial utilizando dados marginais e expansão do sistema), de forma a contribuir com as discussões sobre o assunto. Na abordagem consequencial, no que se refere à identificação dos processos afetados, os autores fizeram uso de valores-padrões de elasticidade de preço, os quais foram reconhecidos pelos mesmos como passíveis de muitas incertezas. Neste sentido, afirmam que é necessário definir procedimentos para a identificação de quais fluxos deve-se focar quando se realiza uma análise consequencial.

Apesar de os autores concluírem por meio do estudo de caso que os resultados obtidos através da abordagem consequencial não alteraram a conclusão do estudo (pelo fato dos sistemas analisados apresentarem resultados de AICV muito semelhantes), foi possível traçar algumas conclusões no que diz respeito à aplicação das diferentes abordagens:

- 1) A abordagem consequencial fornece informações mais completas para a tomada de decisão para os casos nos quais a maior parte das consequências ocorre fora do ciclo de vida do produto investigado. Em contrapartida, esta abordagem não se mostrou eficaz na identificação de *hot spots* ambientais, fundamental para a definição de novas configurações de processo para as instalações de papel e celulose.

2) Com relação à abordagem atribucional, sua principal limitação principal se dá em ter que utilizar mais de um critério de alocação, de modo a tentar superar as incertezas provenientes da arbitrariedade destas escolhas. Os autores concluem que como a aplicação do estudo consistiu em realizar o design de novas configurações de processo em fábricas de papel e celulose, ambas as abordagens foram importantes a análise ambiental, pois houve a necessidade de identificar oportunidades de melhoria (ACV atribucional) e analisar as consequências ambientais da sua implementação (ACV consequencial). Desta maneira, sugerem para obtenção de resultados mais adequados, que estudos deste tipo utilizem ambas as abordagens de ACV.

Na seção seguinte, são descritas algumas recomendações sobre definição da aplicação pretendida em estudos de ACV e sua relação com as escolhas metodológicas derivadas das abordagens atribucional e consequencial.

3.2.1 A influência da aplicação pretendida e do contexto decisório na determinação da abordagem metodológica de uma ACV

Como já mencionado no presente trabalho, a abordagem metodológica a ser utilizada em uma ACV deve ser determinada durante a primeira fase do estudo (definição de objetivo e escopo), em alinhamento a aplicação pretendida e o contexto decisório do mesmo.

Tillman (2000) afirma que, se um estudo de ACV pretende atribuir cargas ambientais às diferentes fases do ciclo de vida do produto (identificação de *hot spot*) ou apresentar o perfil ambiental de um produto, visando o conhecimento dos aspectos ambientais do produto, é relevante utilizar a abordagem atribucional, enquanto que, se o estudo pretende prestar suporte à tomada de decisão, a abordagem mais apropriada deve ser a consequencial.

Segundo Tilmann (2000) apud Bauman (1998), a tomada de decisão pode ser descrita como um procedimento no qual:

- 1) Um problema é formulado
- 2) Alternativas são definidas
- 3) Uma escolha é feita entre soluções alternativas para o problema

A ACV pode auxiliar tanto na definição do problema quanto na avaliação das alternativas. Nas fases iniciais de um procedimento de tomada de decisão, o problema é definido e soluções alternativas são geradas. O desempenho ambiental do ciclo de vida de produtos e suas possibilidades de melhoria são essencialmente desconhecidos. Uma descrição do *status* atual é então necessária, a qual é suportada por uma ACV atribucional. Propósitos de aprendizado e a identificação de possibilidades de melhoria, portanto, referem-se às etapas iniciais do procedimento de tomada de decisão. Porém isso não significa que nada pode ser apreendido por uma ACV consequential ou que nenhuma possibilidade de melhoria pode ser identificada com esta abordagem (TILMANN, 2000 apud BAUMAN, 1998).

Segundo a mesma autora (2000 apud BAUMAN, 1998), frequentemente, alguns elementos sobre ciclo de vida de produtos são conhecidos antes de uma ACV quantitativa formal ser realizada e algumas possibilidades de melhoria podem ter sido elaboradas de antemão. Uma ACV realizada dentro destas condições está mais relacionada às fases finais/posteriores do procedimento de tomada de decisão (avaliação e escolha entre alternativas) sendo neste caso uma ACV consequential mais relevante.

Nesta mesma perspectiva, Weidema (2003) argumenta que, como na maioria dos casos, o propósito final dos resultados de uma ACV estará sempre conectado à tomada de decisão, mesmo que o estudo seja de identificação de *hot spot*, por exemplo, para ele poder realmente servir como base para a tomada de decisão, deve-se realizar uma análise consequential considerando a diferença entre o novo sistema de produto (o qual implementaria as ações de melhorias indicadas através da análise atribucional) e o sistema de produto inicial.

Weidema (2003) ainda afirma que alguns elementos da ACV (como unidade funcional e delimitação do sistema) são fundamentalmente determinados pelos aspectos temporais e espaciais dos sistemas estudados e pelos produtos e grupos de interesses afetados. Posto isso, o autor distingue seis áreas de aplicação bem definidas, relacionadas com o seu potencial de influência na tomada de decisão, conforme ilustrado na Figura 6:

Figura 6 - Áreas de aplicação e potencial de influência na tomada de decisão

Fonte: adaptado de Weidema (2003)

Segundo o autor, o potencial de influência do tomador de decisão sobre os diferentes processos nos sistemas de produtos aumenta na medida em que o horizonte temporal de decisão se encaminha ao longo prazo.

É importante levar em conta que no longo prazo os cenários analisados são mais passíveis de subjetividades e incerteza, tendendo a respostas inconclusivas.

No contexto histórico ou atual, quando não existe escolha para influenciar, as aplicações referentes são: identificação de *hot spot* e declaração ambiental de produto.

Do curto ao médio prazo, em situações onde os sistemas de produtos são muito bem definidos e o tomador de decisão possui alta influência em outros atores do ciclo de vida, as aplicações ocorrem para propósitos de marketing, atendimento a requisitos de fornecedores e desenvolvimento de produto.

Mesmo em um nível social, pode ser possível influenciar escolhas específicas ao longo do ciclo de vida, quando os produtos são relativamente

bem definidos e/ou possuem os grupos de interesse bem definidos (incluindo produtores e usuários).

Neste caso, quando o horizonte temporal é suficiente para permitir uma infraestrutura reguladora e técnica necessária (longo prazo) as áreas de aplicação da ACV são: planos de ação sociais e legislações de produtos.

Quando os produtos são muito genéricos ou envolvem muitos grupos de interesse é complicado permitir que a tomada de decisão influencie escolhas específicas ao longo do ciclo de vida. Este é o caso de estudos que visam à informação geral ao consumidor e à rotulagem ecológica.

Desta forma, tendo como base o acima exposto, Weidema (2003) esboça algumas condições específicas para serem levadas em conta durante as escolhas metodológicas em ACV:

1. Estudos atribucionais não são aplicáveis para comparação entre sistemas de produto alternativos, de modo que a unidade funcional não possui papel importante na avaliação e pode, portanto, ser escolhida de maneira arbitrária e os processos a serem incluídos na análise são aqueles esperados a contribuir com a mesma e os coprodutos são tratados via alocação econômica.

2. Em estudos de produtos específicos, que afetam grupos de interesse específicos no médio prazo (1-5 anos), a unidade funcional deve refletir os produtos existentes no mercado e suas propriedades obrigatórias¹⁶, os processos a serem incluídos são aqueles que são afetados no curto ou longo prazo pela decisão a ser suportada, os coprodutos são tratados por meio de expansão do sistema e a previsão de processos, quando necessária, é feita por meio do método de extrapolação. Este método visa estender as tendências históricas e atuais para o futuro, baseando-se na crença de que o futuro representa uma extensão lógica do passado e que as informações contidas nos dados históricos podem ser extraídas, analisadas e reduzidas a uma ou mais equações que podem ser utilizadas para prever futuros eventos.

3. Em estudos de grupos de produtos (genéricos) no médio prazo, devem ser seguidas as mesmas condições sugeridas para estudos de produtos

¹⁶ O conceito de propriedades obrigatórias é definido na subseção 3.2.4.1.

específicos, com exceção para a previsão, a qual, quando necessária, deve ser realizada através de técnicas de modelagem¹⁷ ou métodos participativos¹⁸.

4. Para estudos que visam apoiar planos de ação social, legislação de produtos ou critérios de desempenho genéricos, a unidade funcional pode ser ampliada para incluir alternativas assumidas relevantes em condições futuras de disponibilidade, preço e informação de produto, os processos a serem incluídos são aqueles afetados pelas decisões a serem suportadas, os coprodutos são tratados por expansão do sistema e previsões são feitas por meio de métodos de modelagem e aplicação de cenários.

5. Para os estudos utilizados no desenvolvimento de produto e para critérios de desempenho específicos em empresas, a unidade funcional pode ser ampliada para incluir mais alternativas em todas as partes da cadeia de produção, os processos a serem incluídos são aqueles afetados pelas decisões a serem suportadas e os coprodutos são tratados por expansão do sistema. A previsão é realizada por meio de métodos de modelagem e cenário enquanto que, para processos onde se assume um elevado grau de controle, também podem ser aplicados métodos exploratórios e normativos.

Na mesma perspectiva acima descrita, o *ILCD Handbook* (JRC, 2010) também apresenta algumas recomendações referentes às áreas de aplicação das abordagens metodológicas da ACV, levando em consideração determinadas “Situações-Alvo” de apoio à tomada de decisão:

- Situação A (“apoio à tomada de decisão em nível micro”): fornece recomendações tipicamente voltadas para questões relacionadas a produtos, por exemplo: melhoria de sistemas de produto; comparação de produtos, rotulagem ambiental, etc.;

¹⁷ As técnicas de modelagem procuram identificar os mecanismos determinantes modelar como os efeitos combinados de diversos mecanismos irão influenciar o futuro. Baseiam-se na crença de que os eventos futuros serão influenciados por mecanismos análogos aos determinados em eventos passados, sendo consideradas as probabilidades em vez das possibilidades.

¹⁸ Estes métodos buscam o conhecimento e opiniões de especialistas e partes interessadas, baseando-se na crença de que o futuro é moldado pela complexa mistura de tendências, eventos aleatórios e ações de indivíduos e instituições.

- Situação B (“apoio à tomada de decisão em nível meso/macro”): fornece recomendações voltadas as questões em nível estratégico, por exemplo: desenvolvimento de políticas (previsão e análise do impacto ambiental de tecnologias difundidas, estratégias para matérias-primas, etc.); informações sobre políticas (identificação de grupos de produtos com maior potencial de melhoria ambiental), entre outros;

Situação C (“contabilização”): consiste na documentação puramente descritiva do sistema estudado, sem abordar quaisquer possíveis consequências, por exemplo: monitoramento e reporte de impactos ambientais. Divide-se em C1, para estudos de monitoramento em nível micro e macro, utilizando-se as mesmas disposições apresentadas para a situação A, e em C2, que se difere da anterior pela obrigatoriedade de se resolver a questão de multifuncionalidade por meio de alocação. Para todas as três situações o *Handbook* recomenda utilizar a abordagem atribucional, exceto para processos presentes na situação B que sejam afetados por consequências em larga escala (processos os quais devem ser modelados com base no mix de processos/sistemas marginais de longo prazo).

A diferença entre as situações A e B está que na primeira, assume-se que as consequências das decisões são limitadas e não há consequências estruturais fora do contexto decisório, não havendo alteração na capacidade de produção disponível. Enquanto isso, na situação B é assumido que também existem consequências estruturais que ocorrem fora do contexto decisório, passíveis de alterar a capacidade de produção disponível. Considerando o acima exposto, pode-se notar algumas semelhanças e diferenças entre recomendações de Weidema (2003) e do ILCD *Handbook* (JRC, 2010). Estes documentos, juntamente com o *Handbook on Life Cycle Assessment* (GUINÉE et al., 2002) constituem as publicações mais completas encontradas na literatura atual sobre ACV e visam complementar as normas da ISO, para as quais argumenta-se que são bastante genéricas, necessitando, portanto, de orientações mais detalhadas.

Contudo, apesar de iniciativas como estas serem muito importantes para o desenvolvimento metodológico da ACV, de certa forma, a diferença entre as orientações fornecidas pode acarretar em dúvidas e incertezas pelo praticante

de ACV e possivelmente vir a interferir negativamente no desenvolvimento e na interpretação dos resultados dos estudos.

Neste sentido, uma importante tarefa para pesquisadores de ACV está no desenvolvimento de procedimentos e diretrizes específicas para a ACV consequencial, visando à redução de suas subjetividades e incertezas. Também é muito importante que seja adicionada à norma ISO 14044 uma descrição de maneira clara, completa e inequívoca da abordagem consequencial, explicitando sua diferença frente à atribucional, especialmente no sentido de especificar para quais questões cada abordagem é relevante (EKVALL; WEIDEMA, 2004).

3.2.2 Tipos de dados e definição da fronteira do sistema

De acordo com Muniz (2012), na abordagem consequencial, o mercado no qual o sistema de produto está inserido tem influência tanto nos dados a serem incluídos no estudo como na construção da fronteira do sistema. Como resultado, os processos incluídos no sistema de produto consequencial tendem a ser diferentes daqueles incluídos no sistema atribucional.

Segundo Rebitzer et al. (2004), na modelagem atribucional, devem ser incluídos todos os fluxos físicos, ou seja, de materiais e de energia, a montante do processo (referentes à extração de recursos naturais e matérias-primas) e à jusante (referentes a todos os processos do ciclo de vida, até a disposição final e tratamento dos resíduos). A consideração de informações de mercado (como por exemplo, alterações na demanda do produto, situação dos fornecedores de produtos concorrentes, potenciais substituições) não é relevante nesse tipo de abordagem.

Para Ekvall e Weidema (2004), a inclusão de todos os fluxos no sistema de produto, seguindo a abordagem “do berço ao túmulo”, tipicamente empregada em estudos atribucionais, pode ser irrelevante e insuficiente quando se segue uma perspectiva consequencial.

Os autores justificam esta irrelevância pelo fato de que a decisão de comprar um produto (que induz ao aumento da sua demanda), não irá obrigatoriamente aumentar a extração de recursos naturais utilizados para produzir tal produto (os quais podem ter capacidade limitada por questões

naturais, políticas ou legislativas). Ao mesmo tempo, esta decisão pode ser insuficiente, pelo fato de que as consequências de possíveis mudanças não propagam somente no ciclo de vida investigado e podem se estender a outros ciclos de vida que possuem alguma relação de causa e efeito com o ciclo de vida do sistema investigado.

Dessa maneira, na modelagem consequencial, os processos a serem incluídos no sistema de produto correspondem àqueles afetados pelas decisões a serem suportadas pelo estudo. Ekvall (2002); Weidema (2003); Ekvall e Weidema (2004); Weidema et al. (2009) descrevem em detalhes como determinar quais processos devem ser inclusos em uma ACV consequencial. Tais autores afirmam que a definição das fronteiras do sistema de produto depende de como é esperado que os mercados reajam à mudança estudada, tendo em vista que:

- os fornecedores ou mercados individuais podem ser restringidos, o que significa que não sofrem nenhuma influência (não são afetados) quando ocorre um aumento ou diminuição na demanda do produto estudado, e

- uma mudança na demanda de um produto muitas vezes é tão pequena, comparada ao total do mercado desse produto, que só afeta os processos de produção marginais¹⁹ a montante.

Portanto, os dados a serem considerados na fase de inventário em uma ACV consequencial são os dados marginais, ou seja, os dados que representam os fornecedores ou as tecnologias afetadas por uma mudança na demanda do produto. Diferentemente dos dados médios (isto é, correspondentes à contribuição média de todas as tecnologias disponíveis no mix de mercado, restringidas e não restringidas, para um determinado processo) utilizados em inventários atribucionais, os dados marginais consistem nos fluxos de entrada e saída relacionados às mudanças em uma dada quantidade de bens de capital (GUINÉE et al., 2002).

¹⁹ Os processos marginais consistem nos processos ou tecnologias afetados por mudanças/efeitos marginais. A sua capacidade de produção pode ser ajustada em resposta a mudanças no ciclo de vida investigado (EKVALL; WEIDEMA, 2004).

Tendo em vista que os processos a serem incluídos no sistema de produto de uma ACV consequential podem não pertencer ao ciclo de vida do produto investigado, assim como é possível também, por esta abordagem, excluir processos pertencentes ao ciclo de vida do produto, informações de situação de mercado devem ser utilizadas durante a definição das fronteiras do sistema na abordagem consequential.

Muniz (2012) ressalta que muitas vezes a identificação dos processos afetados pode não ser tão trivial, requerendo que os praticantes do estudo realizem simplificações e assumam premissas para auxiliar na consideração desses processos.

Desta maneira, observa-se um grande esforço da comunidade de ACV no desenvolvimento e adaptação de modelos e métodos, visando à identificação de quais processos são afetados e como eles os são. Estes modelos e métodos empregados na ACV consequential estão descritos na subseção 3.2.4 deste trabalho.

3.2.3 A questão da multifuncionalidade: alocação e expansão do sistema

A alocação em sistemas multifuncionais é um tópico bastante discutido e controverso na literatura de ACV. Um sistema multifuncional, como o próprio nome já sugere, consiste em um sistema que fornece mais de uma função e ocorre em diferentes situações (ARDUIN, 2013):

- Sistema que possui mais de um produto de valor econômico como saída (coproduto), por exemplo, o bagaço gerado no sistema de produção de etanol, o qual é utilizado para outras funções;
- Reciclagem, em que um processo converte os resíduos em insumos para fabricação de outros produtos;
- Sistema que possui mais de uma entrada, como no caso de um sistema de tratamento de diferentes tipos de resíduos.

Um sistema multifuncional teórico simplificado, representando a primeira situação, é ilustrado pela Figura 7, abaixo.

Figura 7 - Sistema multifuncional simples
 Fonte: Adaptado de Ekvall e Weidema (2004)

O sistema multifuncional deste exemplo fornece dois produtos (A e B), de modo que somente um deles é de interesse para o estudo. O consumo de recursos e as emissões geradas são comuns aos dois produtos. Neste caso, é questionado: como dividir (alocar) de forma justa as responsabilidades das cargas ambientais entre os produtos A e B?

Segundo Ekvall e Finnveden (2011), a solução para o problema da alocação pode ter resultados bastante decisivos na fase de análise do inventário do ciclo de vida. Por isso, é necessário grande cuidado na escolha do procedimento mais adequado para a modelagem de processos multifuncionais.

3.2.3.1 Diretrizes da ISO 14044 para processos multifuncionais

A ABNT (2009b) propõe uma hierarquia de procedimentos para tratar o problema de alocação em sistemas multifuncionais, a saber:

- a) a alocação deve ser evitada, sempre que possível, por meio de:
 - desagregação do sistema em subsistemas (subdivisão);
 - expansão do sistema de produto.

b) caso não seja possível evitar a alocação, as entradas e saídas do sistema devem ser distribuídas entre as suas funções de maneira a refletir relações físicas;

c) em último caso, deve ser realizada a alocação com base no valor econômico de cada coproduto do sistema.

Apesar de bem estabelecida pela norma, esta hierarquia tem sido bastante criticada, por não levar suficientemente em conta o fato de que diferentes abordagens para o problema de alocação são relevantes para diferentes situações (BAUMANN, 1998; EKVALL; FINNVEDEN, 2001; EKVALL; WEIDEMA, 2004; GUINÉE; HEIJUNGS, 2007).

A subseção seguinte discutirá com maior detalhamento os critérios de alocação mais utilizados nos estudos de ACV.

3.2.3.2 Critérios de alocação

Segundo Guinée e Heijungs (2007), a alocação é um processo artificial pelo qual, a partir de construções matemáticas, são obtidos processos monofuncionais independentes, passíveis de atribuição das cargas ambientais dos estudos de ACV.

Os critérios de alocação podem ser: critérios físicos (massa, volume e energia) e critério econômico. Segundo Cherubini et al. (2011), cada critério possui suas vantagens e desvantagens e a sua seleção deve estar sempre alinhada à pergunta que o estudo objetiva responder. Os autores ressaltam ainda que os resultados de estudos de ACV podem variar de acordo com os critérios de alocação utilizados.

A alocação por critérios físicos é muito utilizada em estudos de ACV, pelo fato de ser um procedimento mais simples de obtenção de dados e aplicação (WARDENAAR, 2012). Porém, quando um critério é utilizado (por exemplo, massa), o balanço de outro possível critério (por exemplo, energia) geralmente é alterado. A alocação por critérios econômicos consiste na atribuição das cargas ambientais de um processo produtivo entre os coprodutos de acordo com os seus valores monetários. Para Weidema (2003), este critério de alocação é a única opção plausível para alocação em estudos atribucionais, tendo em vista que o interesse econômico é a única motivação para a produção de um produto.

Porém, um dos princípios da ACV consiste na prioridade da abordagem científica, sendo as decisões preferencialmente embasadas nas ciências naturais e apenas quando isso não for possível, outras abordagens científicas (como as advindas das ciências sociais e econômicas) devem ser empregadas (ABNT, 2009a).

Entretanto, a alocação econômica também torna impossível manter inalterados os balanços elementares e de massa dos sistemas de produtos resultantes (WEIDEMA; SCHMIDT, 2010).

Com base em tal afirmação, Weidema (2003), recomenda alguns cuidados a serem tomados quando da aplicação do critério econômico para a alocação: o processo deve ser bem descrito, podendo conter regras adicionais de como lidar com preços que flutuam no tempo e espaço, conversões, taxas e subsídios atuais, o ponto da alocação, correção de valores e informação se algum desequilíbrio de balanço de massa resultante deve ser corrigido.

Outro problema relacionado à alocação e observado em algumas publicações (RENOUF et al., 2010; AMORES et al., 2013) está na combinação de mais de um critério de alocação em um mesmo sistema de produto. Isto torna obscura a pergunta que o estudo pretende responder (WEIDEMA, 2013).

Observa-se também que muitas vezes, não são apresentadas justificativas sobre a escolha pelos critérios utilizados. Esta escolha arbitrária pode levar ao comprometimento dos resultados do estudo.

Contudo, Ekvall e Weidema (2004) afirmam que quando o problema de alocação for insignificante para as conclusões do estudo (por exemplo, tendo como base a experiência de estudos anteriores ou porque possíveis ações têm pouco efeito sobre a demanda para o produto principal no sistema investigado), o critério de alocação de mais fácil aplicação pode ser utilizado. Qual critério é mais fácil de aplicar depende, por exemplo, de quais dados foram coletados para o processo multifuncional.

Os mesmos autores afirmam que quando o problema de alocação tiver potencial para afetar as conclusões do estudo de ACV, o critério adequado a ser utilizado dependerá de como os processos reagem com relação a uma mudança na demanda pelo produto principal cujo ciclo de vida está sendo investigado. Para isso existe a análise de sensibilidade, que tem como objetivo

determinar como os resultados de uma AICV são afetados por mudanças nas escolhas metodológicas de uma ACV.

3.2.3.3 Subdivisão e expansão do sistema

Como descrito anteriormente, a primeira recomendação da norma NBR ISO 14044 (2009b) como forma de resolução da multifuncionalidade é evitar a alocação. Isso pode ser feito de duas maneiras: subdivisão e expansão do sistema, as quais, na modelagem consequential, são as únicas alternativas para tratar processos multifuncionais.

A subdivisão é recomendada em casos de produção combinada (na qual a desagregação em subsistemas é passível de ser realizada) e a expansão do sistema para casos de produção conjunta, ou seja, quando todos os consumos de recursos e emissões são comuns aos coprodutos (EKVALL; WEIDEMA, 2004).

Para Ekvall e Finnveden (2001), este procedimento pode contribuir para a compreensão de um cenário mais detalhado das consequências que uma ação pode provocar, facilitando a modelagem dos efeitos ambientais das atividades fora da fronteira do ciclo de vida investigado no estudo.

De acordo com Azapagic e Clift (1999), a expansão do sistema pode ser feita por adição ou subtração/substituição. Em ambos os casos, é necessário estabelecer um meio de comparação. As Figuras 8 e 9, a seguir, apresentam duas maneiras de realizar a expansão do sistema, tendo como sistema comparativo o Sistema 2 (que tem como saída o produto C).

Figura 8 - Expansão do sistema por adição
Fonte: Adaptado de Azapagic e Clift (1999)

Neste exemplo, a expansão do sistema ocorre quando adiciona-se ao Sistema 2 uma maneira alternativa de produzir o coproduto B (representada

pelo Sistema 3). Compara-se, portanto, o Sistema 1 (o qual produz A e B) com os Sistemas 2 e 3 (os quais produzem C e B).

Figura 9- Expansão do sistema por subtração/substituição
Fonte: Adaptado de Azapagic e Clift (1999)

A Figura 8 ilustra a segunda maneira de expansão do sistema (mais típica), na qual se realiza a subtração das cargas ambientais do produto B (Sistema 3) do Sistema 1. Para tal, deve-se considerar um produto alternativo no mercado cuja produção e uso seriam evitados pelo coproduto B gerado no sistema 1.

Para Weidema (2003, p.84), a expansão do sistema visa responder à seguinte questão: “como o volume de produção e as demais entradas e saídas do processo serão afetados por uma mudança na demanda para o coproduto de interesse do estudo?”.

Apesar de ser mais conhecido como um procedimento da abordagem de modelagem consequencial, Brander e Wylie (2015) afirmam que a expansão do sistema (por substituição) também é reconhecida como procedimento válido em estudos atribucionais por alguns autores e diretrizes de ACV (CURRAN, 2007; THOMASSEN et al., 2008; BSI, 2011; entre outros).

Entretanto, Brander e Wylie (2015) questionam a utilidade deste procedimento em estudos atribucionais, argumentando que como o objetivo dos mesmos é atribuir as responsabilidades sobre as cargas ambientais lançadas ao meio ambiente, o fato do procedimento da substituição se basear na determinação das cargas hipoteticamente evitadas por um substituto do produto no mercado pode não responder adequadamente a pergunta destes estudos.

3.2.4 Classificação e descrição dos modelos utilizados em ACV Consequencial

A partir da revisão da literatura, foi possível identificar duas principais categorias de modelos para operacionalização da ACV consequencial: modelos endógenos e modelos econômicos.

3.2.4.1 Modelos endógenos

Os modelos endógenos procuram modelar as influências do mercado no sistema de produto analisado sem combinar a ACV com metodologias econômicas externas, isto é, não são empregados modelos econômicos para chegar às conclusões do estudo, apenas são utilizadas informações de mercado que podem ser provenientes de modelagens anteriormente realizadas, como dados de outlooks, por exemplo. (VÁZQUEZ-ROWE et al., 2013).

As recomendações mais utilizadas na literatura para realizar a modelagem endógena consequencial (EKVALL; WEIDEMA; 2004; SCHMIDT, 2008; WEIDEMA; EKVALL, 2009) derivam essencialmente do relatório “*Market Information in Life Cycle Assessment*”, de autoria de Weidema (2003). Earles e Halog (2011) consideram-no uma abordagem heurística, pelo fato de serem recomendadas como padrão algumas premissas simplificadoras quando necessário.

Nestes modelos, a identificação dos processos afetados por uma decisão é realizada por meio da obtenção e interpretação de informações de mercado (tendência do mercado, segmentação do mercado, tecnologias disponíveis e restritas e custos de produção), buscadas em documentos oficiais, como *outlooks* e planos governamentais. Apesar de haver recomendações sobre o uso de elasticidades de preço como apoio em algumas situações, os autores afirmam que a abordagem consequencial não é sinônimo de modelagem de equilíbrio econômico.

Para eles, a maior parte dos modelos de equilíbrio se concentra em efeitos de curto prazo, muitas vezes assumindo valores de elasticidades altamente especulativos. Em contraste, a modelagem consequencial tem seu

foco nos efeitos de longo prazo²⁰ das mudanças, implicando, na maioria dos casos, que as restrições de curto prazo da oferta foram superadas, a capacidade de produção foi ajustada, e os preços são determinados pelos custos marginais de produção, o que significa que a mudança na demanda é refletida em uma mudança semelhante na oferta e, portanto, não leva a reduções no consumo.

Tendo como base trabalhos anteriores (WEIDEMA; FREES; NIELSEN, 1999; WEIDEMA, 1993), Weidema (2003) propõe, inicialmente, que sejam consideradas informações de mercado já no momento da definição da unidade funcional e dos fluxos de referência do sistema de produto de estudo e sistemas alternativos. Para tal, é estabelecido um conjunto de 5 passos, apresentado na Figura 10 e descrito a seguir:

²⁰ O horizonte temporal do estudo é determinado pelo período em que as conclusões do estudo do ciclo de vida devem ser válidas mais o tempo de vida dos investimentos de capital afetados, sendo este último tipicamente mais longo do que o tempo de vida do produto. O período para o qual as conclusões devem ser válidas está relacionado com a área de aplicação do estudo (WEIDEMA, 2003).

Figura 10 - Cinco passos para a definição da unidade funcional e fluxos de referência
Fonte: Adaptado de Weidema (2003)

Segundo Weidema (2003), as propriedades do produto podem ser obrigatórias, ou seja, aquelas propriedades que o produto precisa ter (*must have properties*), por exemplo: uma garrafa de bebida **não pode deixar o líquido vazar**.

As propriedades também podem ser classificadas como propriedades de posicionamento, ou seja, aquelas consideradas *nice to have* pelo cliente e que, conseqüentemente, posicionam o produto como mais favorável em relação a outros produtos com as mesmas propriedades obrigatórias. Um exemplo desse tipo de propriedade, na mesma linha do exemplo anterior, é: a garrafa de bebida pode ser **mais ou menos fácil de manusear**.

Por último, devem-se identificar as propriedades irrelevantes para o mercado, as quais não interferem nas preferências do consumidor, mas podem fazer diferença na identificação dos impactos ambientais, por exemplo, uma garrafa de bebida (se for retornável) pode **ser mais ou menos fácil de limpar**, implicando conseqüências ambientais como maior ou menor quantidade de água e produtos de limpeza utilizados quando a embalagem retorna ao fabricante.

Os passos dois e três consistem em determinar o segmento de mercado em que o produto está inserido e os produtos alternativos, que são considerados a título de substituição. O segmento de mercado consiste no grupo de compradores identificados a partir de suas preferências, poder de compra, localização geográfica, atitudes e hábitos de compra similares de modo que, para que produtos pertençam ao mesmo segmento, devem ser considerados substituíveis pelos clientes desse segmento, isto é, devem possuir as mesmas propriedades obrigatórias.

Portanto, os mercados devem ser identificados: geograficamente, temporalmente e em relação ao segmento de clientes.

Em relação à segmentação geográfica, podem ser determinados aspectos como a geografia natural (em termos de clima, paisagem, distâncias de

transportes, etc.), regulatório-administrativa (regulação de competição e transparência de mercados, requisitos legislativos de produtos, normas e taxas) e cultura do cliente.

Em relação à segmentação temporal, para bens físicos, os mercados são geralmente segmentados quando a oferta adequada ou capacidade de armazenamento está em falta, devido à natureza do produto (por exemplo, produtos alimentares), ou devido a mercados imaturos ou instáveis, como alguns materiais reciclados.

Os dois últimos passos consistem na definição propriamente dita da unidade funcional e dos fluxos de referência, considerando todos os aspectos anteriormente levantados. A unidade funcional corresponde à quantificação da função do produto, a qual estabelece uma base para comparação em relação às alternativas estudadas. O fluxo de referência consiste na especificação da quantidade necessária de cada alternativa para atender à unidade funcional.

Weidema (2003) deixa claro que não há necessidade de seguir os cinco passos na ordem previamente estabelecida, de modo que são passos iterativos, à medida que são coletadas as informações de mercado.

Weidema et al. (1999) sugerem que os impactos ambientais são mais corretamente modelados utilizando dados ambientais das tecnologias marginais, isto é, as tecnologias realmente afetadas por uma pequena mudança na demanda.

Nesta perspectiva, e ampliando o conceito de modo a incluir mudanças de larga escala, Weidema (2003) apresenta outro procedimento de 5 passos, com vistas à identificação de processos/tecnologias afetados por mudanças, os quais devem ser inseridos na fronteira do sistema.

Weidema (2003) ressalta a importância desta atividade pelo fato de a incerteza total para uma ACV ser sempre determinada por quais processos estão inclusos e excluídos dos sistemas de produtos analisados.

Este procedimento é caracterizado por uma árvore de decisão, apresentada pela Figura 11, abaixo:

Passo 1:
delimitação da escala e
horizonte temporal

Passo 2:
delimitação do mercado

Passo 3: identificação da
tendência do mercado

Passo 4: identificação
de restrições na produção

Passo 5: identificação do
processo mais sensível à
mudança na demanda

Figura 11: Árvore de decisão para a identificação de processos afetados
Fonte: Adaptado de Weidema (2003)

Weidema (2003) afirma que para tornar o procedimento menos subjetivo, a explicação de cada passo é realizada tendo como base uma mudança na **demanda** do produto a ser estudado, visto que é a situação típica, já que a unidade funcional é frequentemente determinada com relação à fase de uso do produto e a maior parte do ciclo de vida costuma vir antes desta fase.

Porém, o autor afirma que tanto este procedimento, bem como os conceitos gerais indicados para a inclusão de informações de mercado na ACV também são aplicáveis à identificação de efeitos de mudanças na oferta de um produto.

O pressuposto implícito do procedimento apresentado por Weidema (2003) é que, no longo prazo, a oferta dos bens é completamente elástica, ou seja, um aumento na demanda do produto no ciclo de vida investigado resultará em um aumento correspondente na produção daquele produto. Esta suposição é justificada pelo fato de que a maior parte das consequências ambientais tende a ocorrer no horizonte temporal de longo prazo.

Se esta hipótese for considerada muito simplificadora, o sistema do produto deve incluir todos os fornecedores possivelmente afetados e todos os compradores que ajustam a sua demanda em resposta a mudanças no preço de mercado. Isto pode ser realizado por meio de cenários separados (WEIDEMA, 2003).

O primeiro passo da árvore de decisão proposta consiste na **identificação da escala e do horizonte temporal** da mudança estudada. A escala pode ser pequena ou grande e, quando for pequena, é necessário definir o horizonte temporal (curto ou longo prazo).

Uma substituição de produto é considerada pequena quando ela não afeta os parâmetros determinantes da tendência geral do mercado, ou seja, a direção de volume de produção (aumentando ou diminuindo), restrições e custos de produção dos produtos e tecnologias envolvidas. Neste caso, tanto um aumento como um decréscimo na demanda do produto estudado irão afetar os mesmos processos.

Geralmente, mudanças estudadas por ACVs são mudanças pequenas. Como demonstrado por Mattsson et al. (2001) apud Weidema (2003), uma mudança na demanda de eletricidade de 1 TWh pode ser considerada pequena, pois afeta as mesmas tecnologias que uma mudança por 1 kWh

afetaria. Assim, os efeitos apresentam-se linearmente relacionados ao tamanho da mudança.

Uma substituição de produto pode ser definida como grande quando ela afeta os parâmetros determinantes da situação geral do mercado (direção do volume de produção, restrições e custos de produção de produtos e tecnologias envolvidos), trazendo em foco novos fornecedores, novos mercados ou até novos produtos e tecnologias. Nesta situação, aumentos e diminuições no volume de mercado podem afetar diferentes processos.

Uma mudança grande ocorre quando uma nova tecnologia ou uma nova legislação é introduzida em um mercado significativo, por exemplo, se todos os carros fossem produzidos de polímeros e fibras de carbono ao invés de aço, o que, entre outras consequências, faria o mercado de aço mudar de crescente para decrescente.

Em relação ao horizonte temporal, uma substituição pode ser de curto ou de longo prazo. Uma mudança no curto prazo afeta apenas a utilização da capacidade de produção e não a capacidade em si, enquanto isso, uma mudança no longo prazo afeta a capacidade de produção, por meio de investimentos de capital (instalação de novas máquinas ou desativação de antigas).

É importante notar que mudanças grandes sempre afetarão investimento de capital, ou seja, se dão no longo prazo. Já mudanças pequenas podem ocorrer tanto no curto, como no longo prazo (raramente ocorrem isoladas no curto prazo, visto que cada decisão de compra no curto prazo irá contribuir cumulativamente na tendência de volume de mercado, a qual consiste na base para decisões em investimentos de capital – longo prazo).

Portanto, efeitos isolados de mudanças no curto prazo podem ser vistos apenas em mercados nos quais não há investimento de capital planejado (mercados em declínio), ou quando a situação de mercado tem pouca influência nos ajustes de capacidade (mercados monopolizados ou fortemente regulamentados).

Um exemplo de substituição com efeito apenas no curto prazo seria a decisão isolada de remover metais pesados de componentes de um produto, o que não envolveria investimento de capital na indústria de metal, visto que os metais pesados já estão sendo eliminados do mercado.

Porém, mudanças que apresentam efeitos apenas no longo prazo também são raras e ocorrem, por exemplo, quando são planejadas e anunciadas bem antes da sua implementação (por exemplo, instalação de uma capacidade totalmente nova para uma tecnologia). A situação mais comum observada é de que mudanças de longo prazo também produzem efeitos de curto prazo.

Um exemplo de substituição com efeito apenas no longo prazo seria o planejamento e comunicação referentes à implementação de um novo gasoduto. Neste caso, os efeitos da instalação e produção de nova capacidade instalada ocorreriam apenas no longo prazo.

Para este primeiro passo do procedimento, Weidema (2003) recomenda que sejam tomados como padrão (quando não houver informações disponíveis) que as mudanças sejam de pequena escala e ocorram no longo prazo, visto que esta é a situação mais comum encontrada.

O segundo passo do procedimento consiste na **delimitação do mercado**. Para tal, são utilizadas as informações obtidas no procedimento anterior (propriedades obrigatórias, segmentos de mercado) para identificar as potenciais tecnologias/processos/fornecedores que compõem o mercado estudado e dentre eles, quais são realmente afetados pela mudança na demanda do produto de estudo.

Caso apenas um fornecedor ou um grupo específico de fornecedores forem identificados, o procedimento termina neste ponto, sendo tais fornecedores considerados afetados pela mudança. Isso pode ocorrer quando o tomador de decisão do estudo espera controlar ou influenciar o volume de produção de um fornecedor específico ou grupo de fornecedores ou quando duas empresas são tão próximas na cadeia de suprimentos que os volumes de produção de fornecedores específicos flutuam com a demanda de clientes específicos.

Nestas situações, Weidema (2003) indica que seja aplicado o passo 4 do presente procedimento, visando justificar se o volume de produção desses processos podem realmente mudar como resultado da mudança estudada.

Caso o mercado seja afetado, o passo 3 consiste em identificar a **tendência** do mesmo (aumento ou diminuição). Em um mercado que diminui a um ritmo maior do que o planejado pela eliminação progressiva de bens de

capital, os fornecedores afetados tipicamente serão aqueles menos competitivos. Se o mercado está aumentando (ou diminuindo a uma taxa menor do que a taxa média de substituição de bens de capitais), nova capacidade deve ser instalada no longo prazo, afetando fornecedores com tecnologia moderna e competitiva.

Weidema (2003) explicita que o que deve ser verificado é a tendência geral do mercado estudado e não a direção (aumento ou diminuição) da demanda específica do estudo. As informações sobre a tendência no mercado são obtidas combinando dados estatísticos do passado e presente do mercado com previsões, as quais tipicamente estão disponíveis em órgãos e autoridades nacionais ou supranacionais e, em caso de produtos mais específicos, por organizações industriais.

Weidema (2003) afirma que, na falta de informações, é recomendado assumir como padrão que está havendo um aumento na tendência do mercado, pois, visto que a população mundial está crescendo e enriquecendo, esta é a situação típica.

Para tal afirmação, o autor utiliza dados mais genéricos e considera a população mundial como um todo. Porém, é necessário cuidado ao assumir este padrão, pois a realidade e as peculiaridades de cada país podem ser bastante diferentes. Assim, é interessante criar diferentes cenários, contendo diferentes premissas nesta etapa da análise também.

O passo 4 visa analisar as possíveis restrições de fornecedores, os quais devem ser excluídos da análise. Se a tendência no mercado for crescente ou estável, a análise de restrições deve contemplar apenas os fornecedores que podem ser afetados a um aumento na demanda do produto e, caso a tendência seja decrescente, deve-se analisar aqueles que podem ser afetados por uma redução na demanda.

Segundo Weidema (2003) as restrições podem ter caráter regulatório, político ou originarem-se de falhas de mercado, assim como podem vir de restrições na disponibilidade de fatores de produção, qualidade, entre outros. Sua análise deve ser feita considerando a escala da mudança, horizonte temporal e segmentação geográfica do mercado.

Se todos os fornecedores de um segmento específico de mercado forem restritos, ou então se um ou mais fatores de produção não forem totalmente

elásticos, uma mudança na demanda levará a uma alteração do preço de mercado e um consequente ajuste da demanda (mudança de comportamento). Esse ajuste será acomodado pelo cliente mais sensível às variações de preço, medido em termos de sua elasticidade de demanda (mudança relativa na demanda em resposta a uma mudança no preço). Estas elasticidades de longo prazo podem ser consideradas na análise.

Finalmente, o último passo do procedimento consiste em identificar, dentre os fornecedores afetados pela mudança (identificados no passo anterior) quais deles são mais sensíveis à mudança. Para isso, Weidema (2003) define que no longo prazo, em um mercado crescente, a o fornecedor mais sensível é o mais competitivo. Para mudanças de curto prazo e de longo prazo em um mercado em declínio, será o menos competitivo.

Para determinar a competitividade dos fornecedores é necessário analisar os seus custos médios de produção (de curto e longo prazo). Porém, quando não for possível determinar esses custos, Weidema (2003) recomenda assumir que o fornecedor mais competitivo apresenta a tecnologia moderna, enquanto que o menos competitivo apresenta uma tecnologia mais antiga.

Weidema (2003) apresenta também um procedimento simplificado para realizar a expansão do sistema em caso de processos multifuncionais (Figura 12). O procedimento é realizado através da análise de processos afetados, semelhante ao procedimento de cinco passos apresentado anteriormente, realizando assim o balanceamento entre uma mudança no volume de um coproduto em um sistema com uma mudança equivalente em outro sistema de produto, a fim de manter as saídas dos sistemas de produtos comparáveis.

Figura 12: Procedimento simples para casos de multifuncionalidade
Fonte: Adaptado de Weidema (2003)

Para realizar o procedimento, Weidema (2003) afirma que inicialmente, deve-se definir qual é o coproduto determinante do processo multifuncional (aquele para o qual o volume de produção afetará o processo como um todo) e o coproduto dependente (aquele para o qual uma mudança na demanda não afetará o processo multifuncional em estudo). O coproduto determinante consiste em uma restrição no volume de produção dos outros coprodutos da produção conjunta.

Além disso, deve-se definir se o coproduto dependente é totalmente ou parcialmente utilizado, para que se possa identificar se o processo de tratamento intermediário (I) ou de resíduos (W) é afetado.

Para o caso de processos multifuncionais com mais de dois coprodutos dependentes ou mais de dois coprodutos determinantes, as consequências para cada coproduto devem ser analisadas isoladamente.

Em caso de coprodutos dependentes que apresentam mais de uma possibilidade de aplicação, o processo a ser considerado na expansão do sistema é aquele mais sensível a uma mudança na oferta.

Por fim, quando ocorrer dos processos substituídos também serem multifuncionais, deve ser realizada a repetição do procedimento para cada um dos processos multifuncionais. Neste caso, o número de processos analisados pode ser delimitado por uma linha de corte, pois a cada nova iteração, o volume do processo deslocado tende a diminuir. Assim, sendo o coproduto determinante geralmente de maior quantidade que o coproduto dependente que prossegue na iteração seguinte, a significância tende a decrescer.

Segundo Weidema (2003), uma completa identificação das mudanças no volume de produção em função de mudanças na demanda requer uma análise econômica, utilizando modelos econômicos para todos os processos e produtos envolvidos. Porém, o autor afirma que o procedimento apresentado envolve pressupostos simplificados, como o de que a mudança na demanda por um coproduto dependente não afeta o volume de produção do processo multifuncional.

Os modelos econômicos mais utilizados em ACV consequential são apresentados e brevemente descritos nas próximas subseções do presente trabalho.

Outro modelo endógeno de ACV consequential bastante citado na literatura é o modelo de árvore de decisão para delimitação de sistemas agrícolas, proposto por Schmidt (2008). O método segue as mesmas premissas de Weidema (2003) e seu diferencial consiste em ser um modelo específico para produtos agrícolas, contendo informações necessárias para esta área de aplicação da ACV.

A árvore de decisão (apresentada na Figura 13) busca identificar quais sistemas de produção são afetados por uma mudança (geralmente um aumento) na demanda da cultura agrícola estudada.

De acordo com Schmidt (2008), este método é baseado principalmente na análise de um número de variáveis e conceitos econômicos (advindos essencialmente de estatísticas²¹ e *outlooks*²² agrícolas), formando um conjunto coerente de “regras de ouro” e exigindo um profundo conhecimento dos mercados afetados pela decisão investigada.

²¹ Como, por exemplo, dados da FAO, FAOSTAT.

²² FAPRI, US and World Agricultural Outlook, entre outros.

O método parte da premissa de que o aumento da demanda de uma determinada cultura agrícola (X) instalada em uma determinada região (A) pode afetar um ou uma combinação de quatro diferentes sistemas, os quais determinam a maneira pela qual esse aumento é compensado.

Figura 13 - Árvore de decisão para delimitação do sistema em ACV Consequencial

Fonte: Adaptado de Schmidt (2008)

O sistema 1 resulta em mudanças na produção agrícola da cultura que ocorrem na região onde ela encontra-se instalada, como por exemplo, aumento da produtividade dado pelo uso de fertilizantes, irrigação, defensivos agrícolas, melhorias de sementes, práticas agrícolas ou transformação de terras não cultivadas (naturais) em terras agrícolas.

O sistema 2 resulta em mudanças na área cultivada com outras culturas (Y), gerando desequilíbrios, os quais são regulados por meio de fornecedores de outras regiões (B). Neste caso, as regiões fornecedoras marginais das culturas deslocadas devem ser identificadas.

No sistema 3, as mudanças que ocorrem em outras regiões (B,C) independente de se referirem à cultura de estudo ou outra cultura, não são

compensadas, resultando em uma diminuição da disponibilidade da cultura e, portanto, no aumento dos preços de mercado globais. Isso pode vir a causar desequilíbrios na segurança alimentar e gerar impactos de difícil identificação ou caráter social, os quais, segundo Schmidt (2008), não são investigados no âmbito deste método.

O sistema 4 representa a situação na qual o aumento da demanda pela cultura de estudo é atendido por meio do aumento da sua importação. Este sistema pode ocorrer em regiões com produção agrícola limitada e não regulamentada.

Após a identificação do sistema afetado, Schmidt (2008) propõe que sejam calculadas ou estimadas as porcentagens responsáveis pelo aumento de produtividade (s%) e área (t%) decorrentes do aumento da demanda da cultura estudada.

Para tal, o autor propõe algumas equações, as quais são baseadas em elasticidades de preço de oferta e demanda, tendo como pressuposto padrão que nem a oferta nem a demanda afetam os preços, sendo estes determinados pelos custos de produção marginais de longo prazo (Weidema, 2003 apud Schmidt, 2008).

Em geral, grande parte dos artigos encontrados na revisão sistemática fazem uso das recomendações de Weidema (2003)²³. Mais informações acerca destes artigos são reunidas no Apêndice 2 deste trabalho.

3.2.4.2 Modelos econômicos

Modelos econômicos procuram representar o comportamento de agentes econômicos (consumidores, empresas, setores produtivos, governo) por meio de relações matemáticas que permitam explicar e/ou prever os fenômenos da economia (ICONE, 2015). Estes modelos têm sido amplamente testados e aplicados no âmbito da ACV consequencial.

²³ Alguns artigos da revisão sistemática fazem referência a outras publicações, tais como: Weidema, Frees e Nielsen (1999); Weidema et al. (2001); Ekvall e Weidema (2004); Schmidt (2008); Weidema e Ekvall (2009). Estes artigos foram analisados e constatou-se que a base metodológica (proveniente principalmente de Weidema) é a mesma. Portanto, tais artigos foram classificados como artigos que utilizam abordagem metodológica endógena de ACV consequencial.

Nos países desenvolvidos, principalmente EUA, países da União Europeia e Austrália, modelos econômicos têm sido utilizados há mais tempo como instrumentos de avaliação de políticas. As políticas propostas, antes de sua implementação, são avaliadas por meio de pesquisas de universidades e outras instituições, como por exemplo, o Centro para Análise de Comércio Global, da Universidade de Purdue, pesquisadores ligados à FAO (*Food and Agriculture Organization of United Nations*), pesquisadores da ABARE (*Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics*), USDA (*United States Department of Agriculture*) entre outros (ICONE, 2015).

Os modelos econômicos podem ser divididos em: modelos de equilíbrio parcial (*Partial Equilibrium Models*) e modelos de equilíbrio geral computáveis (*Computable General Equilibrium Models*). As principais características relacionadas a estas duas categorias são apresentadas nas subseções seguintes, assim como sua discussão com relação à aplicação no âmbito das mudanças no uso da terra (subseção 3.3).

3.2.4.2.1 Modelos de equilíbrio parcial

Os modelos de equilíbrio parcial permitem investigar a maneira como produtos substituíveis e complementares se relacionam quando ocorre uma mudança no preço. Eles são normalmente utilizados para analisar os possíveis efeitos de uma política em um mercado ou um conjunto de mercados (FRANÇOIS; HALL²⁴, 1997 apud EARLES; HALOG, 2011).

De acordo com Earles e Halog (2011), os modelos de equilíbrio parcial podem ser relativamente pequenos e simplificados ou grandes modelos que incorporam centenas de bens de diversos setores.

Um exemplo de modelo simples de equilíbrio parcial utilizado de forma integrada à ACV é o modelo de Ekvall (2000). O autor derivou, a partir de conceitos da microeconomia (elasticidade de preço), uma técnica quantitativa para estimar os impactos indiretos do ciclo de vida de produtos.

²⁴ FRANÇOIS, J.; HALL, H. Partial Equilibrium Modeling. In: FRANÇOIS, J; REINERT, K. (Ed.). **Applied Methods for Trade Policy Analysis: a handbook**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997.

Dentre os modelos maiores, denominados modelos de equilíbrio parcial Multi-Mercado, Multi-Regional (MMMR-PE), tem-se como exemplo o FASOM – Modelo de Otimização do Setor de Alimentação e Agricultura, o qual inclui centenas de produtos agrícolas, florestais, biocombustíveis e *commodities*, em 11 regiões de mercados globais (ADAMS et al., 2005).

Outro modelo pertencente a esta categoria é o modelo BLUM (*Brazilian Land Use Model*), o qual foi desenvolvido recentemente pelo Instituto de Estudos do Comércio e Negociações Internacionais (ICONE) em parceria com o *Food and Agricultural Policy Research Institute* (FAPRI) da Universidade de Iowa dos Estados Unidos.

O objetivo do BLUM é mensurar a mudança no uso da terra e estimar a expansão das principais atividades do setor agropecuário brasileiro para os próximos 10 a 20 anos. Ele vem sendo utilizado como ferramenta para análise e formulação de políticas públicas americanas e brasileiras para o setor e é composto por dois módulos: oferta e demanda e uso da terra, contemplando os seguintes produtos: soja, milho (primeira e segunda safras), algodão, arroz, feijão (primeira e segunda safras), cana-de-açúcar, trigo, cevada, pecuária de leite e de corte, carnes bovina, suína e de frango e ovos (ICONE, 2015).

De acordo com Vázquez-Rowe et al. (2013), os modelos de equilíbrio parcial contêm algumas falhas, como a inconsistência na interrelação entre mercados, fornecendo uma representação limitada da realidade e portanto constituindo uma das principais fontes de incerteza.

Os autores aplicaram dois modelos de equilíbrio parcial para o mesmo sistema e notaram algumas diferenças nos resultados, as quais explicitam as diferentes escolhas realizadas. Um dos modelos incluía diversos parâmetros agrícolas (como a resposta da cultura ao uso de fertilizantes, endogenamente), o que implica a inclusão de um mecanismo de não linearidade no modelo. Por outro lado, o outro modelo utilizado apenas considera decisões exógenas ligadas a sistemas agrícolas e, portanto, não é possível prever nenhuma otimização no processo de tomada de decisão.

Bouman et al.²⁵ (2000) apud Muniz (2012) afirmam que a vantagem dos modelos de equilíbrio parcial é que tais modelos permitem a análise de políticas ambientais baseada no preço. Contudo, os mesmos autores apresentam uma série de pontos fracos, dentre eles:

- Grande quantidade de informação requerida;
- Revelam a complexidade das relações econômicas e a interdependência dos agentes econômicos;
- A necessidade de manter o modelo matematicamente tratável limita a forma funcional das equações do modelo, muitas vezes necessitando considerar suposições implausíveis.

Kretschmer and Peterson (2009) afirmam que o campo das políticas de bioenergia não pode ser estudado sem levar em consideração todos os setores da economia, devido às relações diretas e indiretas entre ambos.

3.2.4.2.2 Modelo de equilíbrio geral

Da mesma forma que os modelos de equilíbrio parcial, os modelos equilíbrio geral são tipicamente empregados para modelar os efeitos de uma política através de agentes de maximização (EKVALL, 2002).

No entanto, os modelos de equilíbrio geral são mais abrangentes que os modelos de equilíbrio parcial, pois incluem todos os setores dentro do sistema econômico, analisando-os de maneira simultânea (PINDYCK; RUBINFELD, 2005; KLØVERPRIS; WENZEL; NIELSEN, 2008).

O modelo GTAP (*Global Trade Analysis Project*), por exemplo, mantém uma base de dados que representa a economia global (87 regiões com 57 setores cada). Os fatores de produção (capital, trabalho e terra) são considerados restritos e a interação entre os setores e regiões é baseada em bases de dados econômicas, estimação empírica ou calibração de elasticidades da oferta e demanda, regulamentações do comércio internacional e acordos comerciais (bilaterais e multilaterais).

Kløverpris (2011) utilizou uma versão modificada do método GTAP como método de identificação de biomas afetados pela expansão agrícola global causada pelo consumo marginal de trigo no Brasil, China, Dinamarca e

²⁵ BOUMAN et al. Material flows and economic models an analytical comparison of SFA, LCA and partial equilibrium models. **Ecological Economics**, n. 32, p. 195-216, 2000.

Estados Unidos. Apesar de haver incertezas no método (por exemplo, referentes aos critérios utilizados para determinar os biomas mais afetados diante do grande número de biomas existentes), o autor afirma que como não há alternativas metodológicas disponíveis para Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) das áreas afetadas pela expansão agrícola, esta metodologia pode contribuir na identificação de características destas áreas.

Kløverpris; Wenzel e Nielsen (2008) propuseram um modelo para a análise de consequências no uso da terra derivadas de mudanças na demanda de culturas específicas. O modelo possui alta complexidade, devido aos diversos parâmetros e pressupostos adotados pelo modelo GTAP e é orientado a mudanças induzidas pelo consumo de culturas e não pela sua produção, representando uma nova concepção de realização de ICVs.

3.3 A mudança no uso da terra e a modelagem consequential

Segundo Gawel e Ludwig (2011), a expansão do uso de biocombustíveis de origem agrícola atualmente tem ocorrido em âmbito mundial, devido à globalização dos mercados e ao comércio internacional. Assim, a expectativa de redução de gases de efeito estufa (GEE) tem levantado uma questão atual, sobre a real eficácia dos biocombustíveis no direcionamento destas emissões quando são levadas em conta as mudanças no uso da terra (NASSAR et al., 2011).

As mudanças no uso da terra – *Land Use Changes* (LUC) consistem nas alterações no uso ou manejo da terra. Elas são classificadas em diretas e indiretas, de modo que as diretas (*direct Land Use Change* – dLUC) ocorrem dentro do sistema de produto que está sendo avaliado e as indiretas (*indirect Land Use Changes* – iLUC) são aquelas que ocorrem como consequências da mudança direta do uso da terra, fora do sistema de produto a ser avaliado (ISO, 2013).

As mudanças diretas ocorrem quando, por exemplo, o cultivo de matéria-prima para produção de biocombustíveis modifica um uso da terra anterior, podendo gerar alterações no estoque de carbono do solo. Já as mudanças indiretas ocorrem quando o cultivo de matéria-prima desloca outro uso produtivo da terra, é intensificado ou leva à redução no consumo de produtos

advindos de outra atividade agrícola (SCHMIDT et al., 2015). A Figura 14, abaixo, ilustra a diferença entre os tipos de LUC:

Figura 14: Diferença entre dLUC e iLUC
Fonte: adaptado de Schmidt et al. (2015)

Gawel e Ludwig (2011) apud DiMaria e Van der Werf (2008) apontam uma consequência não muito positiva derivada da iLUC, que consiste no aumento das emissões fora de uma região como um resultado da sua política de incentivo à bioenergia, a qual tem por propósito a redução de GEE para a mitigação de fenômenos como o aquecimento global. Isto expressa a preocupação dos tomadores de decisão na hora do estabelecimento de políticas públicas climáticas.

Neste sentido, o debate “alimentos versus combustíveis” no âmbito das políticas públicas e a discussão sobre o desempenho ambiental dos biocombustíveis em geral levou à proposta de incluir os fatores de iLUC em avaliações ambientais de biocombustíveis (FINKBEINER, 2013).

Autores como Reinhard and Zah (2011), Sánchez et al. (2012) e Searchinger et al. (2008) reconhecem a abordagem consequential da ACV como útil para monitorar as consequências ambientais indiretas ligadas à produção de bioenergia, tendo como argumento que a perspectiva orientada à mudança que a ACV consequential possui potencial para contabilizar os efeitos das iLUC.

Contrariamente, Finkbeiner (2013, p. 9) apresenta um extenso estudo defendendo o argumento de que “não há qualquer suporte baseado em fatos para uma inclusão cientificamente robusta e consistente de fatores de iLUC em estudos de ACV e Pegada de Carbono”. Tal afirmação é baseada em 12 argumentos, dentre os quais merecem destaque:

- Não é possível observar ou medir a iLUC;
- A quantificação dos efeitos da iLUC baseia-se em modelos teóricos que, por sua vez, se baseiam principalmente em suposições hipotéticas e previsões de mercado;
- Os modelos econômicos de LUC não podem diferenciar entre dLUC e iLUC, pois não há iLUC sem dLUC. A iLUC consiste numa dupla contagem da dLUC;
- Há um consenso no seio da comunidade científica que os fatores de iLUC são altamente incertos. Os valores de iLUC encontrados na literatura variam muito (desde valores negativos até valores positivos em termos de CO₂ equivalente).
- Para uma comparação justa dos biocombustíveis com os combustíveis fósseis, as mesmas regras que são aplicadas para identificar as iLUC dos primeiros devem ser consideradas também para os segundos.

Segundo Finkbeiner (2013), os efeitos da iLUC devem ser analisados separadamente da ACV, tendo em vista a diferença de natureza entre estes com os fluxos de materiais e energia tipicamente analisados na ACV. O autor justifica esse ponto de vista fazendo referência à ISO 14044, a qual afirma que a ACV não é uma avaliação completa de todas as questões ambientais relacionadas ao produto sob estudo, portanto, o fato dela não conseguir capturar os efeitos da iLUC não a torna uma metodologia menos íntegra e confiável.

A ACV consequencial, no entanto, por ser amplamente difundida na área agrícola e de biocombustíveis, têm se desenvolvido visando à captura de todos os efeitos indiretos, principalmente aqueles relacionados à iLUC. O fato da norma ISO 14044 afirmar que a ACV não cobre todas as questões ambientais não deve ser tratado como uma justificativa para o não desenvolvimento de novas metodologias, tendo em vista que a própria norma sinaliza a ACV como

uma “técnica em desenvolvimento para melhor compreender e lidar com possíveis impactos relacionados aos produtos” (ABNT 2009b, p.2).

Com isso, em oposição à visão limitada de Finkbeiner (2013), verifica-se uma abertura da técnica a novos desenvolvimentos, visando fortalecer a metodologia. Tanto que muitos estudos (Fargione et al., 2008; Searchinger et al., 2008; Silalertruksa et al., 2009; Renouf et al., 2013; Schmidt et al., 2015) têm surgido no âmbito da investigação e discussão dos efeitos da iLUC em relação aos cálculos de fatores para a mesma.

Nesta perspectiva, Gawel e Ludwig (2011) afirmam que é urgentemente necessário que sejam elaborados pareceres científicos sobre este dilema da iLUC, uma vez que as políticas de bioenergia vêm sendo promovidas em todo o mundo e devem basear-se em informações confiáveis sobre a sustentabilidade das possíveis vias de bioenergia.

Os modelos encontrados na revisão da literatura realizada neste trabalho que incluem as mudanças indiretas no uso da terra são o modelo de Kløverpris et al. (2008) e de Schmidt et al. (2015). O primeiro se trata de uma proposta metodológica com base na integração da ACV com o modelo de equilíbrio geral GTAP e o segundo é classificado pelos próprios autores como um modelo biofísico, o qual agrega informações de mercado com dados específicos das culturas em análise, diferindo dos modelos econômicos utilizados para o mesmo fim.

3.4 Análise dos resultados da revisão sistemática da literatura

Esta subseção apresenta um panorama das principais informações referentes aos artigos analisados no presente trabalho, os quais foram selecionados por meio de uma revisão sistemática de literatura²⁶.

Os resultados da busca, aplicação dos critérios de inclusão/exclusão e de filtros de leitura dos artigos são apresentados na tabela abaixo:

²⁶ Os procedimentos utilizados para conduzir a revisão sistemática são descritos em detalhes na subseção 3.1 deste trabalho.

Tabela 1: Resultados da busca nas bases de dados
Fonte: elaborado pela autora

Busca nas bases de dados	Quantidade	%
Scopus	125	56,31
Web of knowledge	97	43,69
Total inicial	222	100
Aplicação dos critérios de inclusão/exclusão de artigos		
Repetidos	91	40,99
Não disponíveis para download	8	3,60
Total parcial	123	55,40
Aplicação do primeiro filtro de leitura (título, abstract e palavras-chave)		
Excluídos	9	7,31
Total parcial	114	51,35
Aplicação do segundo filtro de pesquisa (leitura dos artigos na íntegra)		
Excluídos	2	1,75
Total final selecionado	112	50,45

A primeira análise realizada foi com relação às publicações por ano, a qual permitiu identificar a evolução das publicações que abordam o tema “ACV consequential”. O gráfico abaixo ilustra este resultado. Verificou-se uma alta concentração de publicações sobre o tema nos anos de 2011, 2013 e 2014 e uma baixa ocorrência em 2015, comparado aos anos anteriores.

Figura 15 – Quantidade de artigos por ano de publicação
Fonte: elaborado pela autora

Outra análise realizada consistiu na quantidade de publicações por periódico científico. Ao todo, foram identificados 29 periódicos. Os periódicos e o número de artigos publicados em cada um deles são apresentados no Quadro 4, abaixo:

Título do Periódico	Quantidade de Artigos
Applied Energy	2
Aquacultural Engineering	1
Biofuels, Bioproducts and Biorefining	1
Biomass and bioenergy	2
Bioresource Technology	3
Climatic change	1
Current Sustainable/Renewable Energy Reports	1
Ecological Economics	1
Energy	3
Energy Policy	3
Environment International	1
Environmental Impact Assessment Review	1
Environmental Management	1
Environmental Science & Technology	8
Global Change Biology Bioenergy	2
Greenhouse Gas Measurement and Management	1
IEEE Transactions on intelligent transportation system	1
Insciencences Journal	1
International Journal of Life Cycle Assessment	37
Journal of Cleaner Production	15
Journal of Industrial Ecology	13
Journal of Environmental Management	1
Sustainability	1
Marine Policy	1
Renewable and Sustainable Energy Reviews	4
Science of the Total Environment	1
Resources, Conservation and Recycling	2
Soldering & Surface Mount Technology	1
Waste Management	2

Quadro 4: Quantidade de artigos por periódico
Fonte: elaborado pela autora

Dentre os periódicos com maior número de publicações estão: *International Journal of Life Cycle Assessment* (37 publicações), *Journal of Cleaner Production* (15 publicações), *Journal of Industrial Ecology* (13 publicações) e *Environmental Science & Technology* (8 publicações). A soma das publicações correspondentes a estes quatro periódicos corresponde a 65,18% do total.

As publicações também foram classificadas como teóricas e práticas. Dos 112 artigos analisados, 67 (59,82%) apresentam aplicações da ACV consequential e 41 (36,6%) consistem em estudos de caráter teórico, apresentando discussões metodológicas. Quatro artigos foram classificados como simultaneamente teóricos e aplicados, devido ao fato deles apresentarem tanto uma discussão conceitual sobre a abordagem consequential como uma aplicação prática da mesma.

Figura 16: Publicações teóricas e aplicadas
Fonte: elaborado pela autora

Destes estudos, 26 artigos (23,21%) apresentam uma comparação entre as abordagens atribucional e consequential, sendo 15 em nível conceitual (teórico) e 11 em nível de aplicação.

Outra análise feita foi em relação aos países de origem dos estudos, como pode ser visto no gráfico abaixo, a maior parte dos estudos é proveniente da Dinamarca (21 artigos), seguida dos Estados Unidos (12 estudos). A maior parte dos estudos é europeia, correspondendo a 69,87 do total de artigos. Não foi encontrado nenhum artigo proveniente do Brasil nesta amostra.

É importante ressaltar que o critério utilizado para identificar o país do estudo é o endereço profissional do primeiro autor do artigo analisado.

Figura 17 – Quantidade de artigos relacionada ao seu país de origem
Fonte: elaborado pela autora

3.5 Síntese da revisão da literatura

A partir dos resultados da revisão da literatura foi possível compreender os diferentes pontos de vista de diversos autores sobre as abordagens atribucional e consequencial da ACV. O quadro 5, abaixo, apresenta um resumo dos aspectos principais de cada uma delas, explicitando suas principais diferenças.

Parâmetro	Abordagem atribucional	Abordagem consequencial
Objetivo	Avaliar os encargos ambientais de sistemas de produtos seu ciclo de vida	Avaliação das consequências ambientais da substituição entre sistemas de produtos
Aplicações	“Aprendizado” de ciclo de vida, identificação de <i>hot spots</i> , declaração ambiental de produtos	Auxílio à tomada de decisão (desenvolvimento de produtos, apoio à formulação de políticas, melhorias em sistemas produtos, entre outros)
Fronteira do sistema	Delimitada pelo ciclo de vida estudado	Possibilidade de ampliação para inclusão de processos de

		outros ciclos de vida ou exclusão de processos do ciclo de vida do produto estudado
Solução para multifuncionalidade	Tratada majoritariamente via alocação, e em alguns casos, via expansão do sistema	Tratada obrigatoriamente via expansão do sistema
Tipo de dados	Dados representativos de fornecedor específicos ou médios de fornecedores históricos	Dados que representam tecnologias/processos/produtos marginais (afetadas por mudanças)
Recursos de modelagem	Baseada em ciências naturais (exceto em caso de alocação)	Baseada em ciências naturais, acrescida de informações advindas das ciências econômicas
Acurácia e Precisão	Mais precisa, porém menos exata	Menos precisa (mais incerta), porém mais exata
Reprodutibilidade	Dependente da escolha de modelagem	Dependente de cenários
Resultados	Descreve um único sistema de produto, claramente definido e usualmente existente	Descreve as consequências de vários sistemas de produto usualmente com base em cenários hipotéticos
Efeitos de mercado	Ignorados	Identificados
Aceitabilidade	Amplamente aceita	Medianamente aceita, ainda é alvo de muitas discussões na literatura

Quadro 5: Principais diferenças entre as abordagens

Fonte: Adaptado de Weidema, Frees e Nielsen (1999), Tillman (2000), Ekvall e Weidema (2004), Ekvall, Tillman e Molander (2005), Rosell e Moisander (2008), Dalgaard et al. (2008), Schmidt (2008), Brandão et al. (2014).

Os resultados apresentados neste quadro apresentam a síntese de todo o referencial teórico apresentado nas subseções anteriores, o qual permitiu a compreensão dos aspectos fundamentais da ACV consequencial, bem como dos princípios nos quais a abordagem é baseada e as teorias que norteiam o seu desenvolvimento.

Em geral, pode-se perceber que a Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida tem sido bastante explorada na literatura acadêmica, contemplando principalmente as áreas: agrícola, energia e biocombustíveis.

Como apresentado ao longo da revisão, o principal foco de debate na ACV consequencial é a identificação de processos (ou tecnologias) afetados, os quais devem ser incorporados no sistema de produto da análise. O debate

ocorre, sobretudo, entre quais tipos de ferramentas utilizar para tal finalidade: modelos econômicos vs. modelos endógenos de coleta de informações de mercado.

Um grande problema da utilização dos modelos econômicos está no seu grande número de variáveis, as quais devem ser bem detalhadas e explicitadas na descrição do estudo consequencial para que este seja analisado de maneira mais objetiva. Diferenças na consideração do horizonte temporal adotado, fatores locais de determinação climática e regionalização tendem a acarretar em resultados diferentes, dificultando a tomada de decisão.

Assim, de modo a fortalecer a tomada de decisão baseada em ACV consequencial, notou-se como elemento fundamental (porém não corriqueiro) haver o envolvimento de todos os *stakeholders* relacionados ao sistema investigado, tendo em vista o elevado grau de incertezas praticamente inerente à metodologia, que pode ser melhor analisado a partir da elaboração de diversos cenários.

Entretanto, a análise de diferentes cenários pode levar muito tempo e consumir um grande número recursos, porém é a maneira mais correta de se tomar uma decisão baseada nos resultados da ACV consequencial. O grande desafio, portanto, pauta-se no estabelecimento de um consenso entre todos os envolvidos na tomada de decisão.

Notou-se também, que poucos estudos (WEIDEMA; FREES; NIELSEN, 1999; KLØVERPRIS, 2010; SCHMIDT, 2010) têm como objetivo a criação de conjuntos de dados consequenciais ou então apresentaram tais dados como resultados. Esta questão de indisponibilidade de dados consequenciais na literatura ainda persiste como uma lacuna de desenvolvimento para a área.

Para Ekvall (2004) é razoável esperar que as incertezas da análise econômica sejam significativas. O autor afirma que descrever as consequências das decisões também significa enfrentar os desafios gerais de estudos futuros. O futuro é inerentemente incerto, e as consequências futuras reais de decisões são altamente incertas. As grandes incertezas também fazem com que seja impossível ou inútil estimar as consequências além das cadeias de causa e efeito. Isto implica que as fronteiras do sistema investigado sejam idealmente bem definidas no ponto onde as consequências são tão pequenas, ou as incertezas tão grandes, que outras expansões das fronteiras

do sistema não trarão nenhuma informação que seja significativa para qualquer decisão realista.

Weidema (2003) comparam a incerteza em relação aos dados usados nas abordagens atribucional e consequencial. Para ele, o uso de dados médios (considerando o mix de tecnologias limitadas e não limitadas) é por si só passível de mais incertezas do que o uso de dados marginais (tecnologias realmente afetadas pela mudança estudada). A grande questão é que o procedimento proposto pelo autor para a identificação das tecnologias marginais é tão simplificador que pode vir a excluir processos importantes que poderiam ter contribuição significativa nos resultados da ACV. Ao mesmo tempo, como posto anteriormente, o uso de modelos econômicos para a identificação das tecnologias marginais é muito complexo e requer inúmeras premissas, o que também aumenta as incertezas na hora da tomada de decisão.

Portanto, observa-se que, apesar dos avanços na literatura, ainda não chegou-se a um consenso entre os especialistas em qual abordagem é melhor. Poucos autores reconhecem que as duas abordagens podem ser utilizadas de maneira conjunta (SANDÉN; KARLSTRÖM, 2007; EKVALL et al., 2005). Ao invés de unirem esforços no sentido de estabelecer diretrizes para a integração das duas abordagens e/ou mais esclarecimento de suas aplicações, o que se percebe na literatura é que há um embate no sentido de quem apresenta melhores argumentos para defender as duas abordagens.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO DA ANÁLISE PRÁTICA

Esta seção apresenta os resultados do painel de especialistas para a cultura da cana-de-açúcar e da aplicação das abordagens atribucional e consequential ao biocombustível etanol hidratado.

4.1 Delimitação consequential de sistemas agrícolas – Resultados do painel de especialistas

A Figura 18, abaixo, apresenta os resultados da aplicação da árvore de decisão proposta por Schmidt (2008) junto ao painel de especialistas.

Figura 18: Resultados da árvore de decisão aplicada à cultura da cana no Brasil

Fonte: Elaborado pela autora.

De acordo com o método, inicialmente define-se a cultura (X) e a região (A) de interesse para a análise. A cultura X, neste caso, se trata da cana-de-açúcar, principal matéria-prima para a produção do produto de estudo – bioetanol –, cujos subprodutos e resíduos são utilizados para cogeração de energia elétrica e fertilização de lavouras.

Para a definição da região (A) a ser analisada, levou-se em consideração que a cana-de-açúcar é atualmente produzida em quase todos os estados do Brasil, tendo como foco duas grandes regiões: Centro-Sul e Nordeste, merecendo como destaque o estado de São Paulo, que produz aproximadamente 60% de toda a cana do país.

Entretanto, segundo os especialistas, o estado de São Paulo não mais se caracteriza pela expansão da cultura, em vez disso, a tendência para o horizonte de médio prazo é de retração da cultura no estado. Deste modo, o painel de especialistas chegou ao consenso de que a região brasileira que apresenta perspectiva de expansão, melhor enquadrando-se para a análise consiste na região Centro-Oeste (representada principalmente pelos estados do Mato Grosso e Goiás).

Por este motivo, os resultados desta análise não foram considerados na aplicação da abordagem consequencial para o bioetanol, visto que para nela foram consideradas as características de cultivo de cana do estado de São Paulo.

Assim, dando início ao preenchimento da árvore de decisão, teve-se como resposta para a primeira pergunta a alternativa “SIM”, pois a cultura de cana é produzida atualmente na região Centro-Oeste, correspondendo a 18,3% da produção brasileira de cana durante a safra 2013/2014 (CONAB, 2014).

Em relação à segunda questão, chegou-se ao consenso de que o aumento na produção da cana pode ou não afetar a área cultivada com outras culturas, ou seja, ambas as alternativas “SIM” e “NÃO” devem ser levadas em consideração. Após algumas discussões, os especialistas concordaram que a maior parte (em torno de 80%) do aumento da produção de cana se dá via expansão do cultivo sobre outras culturas, enquanto que uma porção menor (20%) não expande sobre outras culturas.

Em relação à questão 3, dos 20% que não expandem sobre outras culturas, o painel de especialistas chegou ao consenso que o aumento da produção de cana ocorre em áreas de pastagem degradada ou se dá por meio do aumento de sua produtividade, não havendo expansão sobre área de vegetação natural.

Desta maneira, tem-se como primeiro sistema resultante o sistema 1 (mesma cultura, mesma região).

Após este primeiro resultado, foi dada continuidade às discussões, retomada pela questão 4, a qual visa determinar qual é a cultura marginal para a qual ocorre expansão de cana-de-açúcar.

Neste sentido, chegou-se a conclusão de que a cana expandirá em área de pecuária, a qual, por sua vez, não é deslocada para nenhuma outra região, mas é totalmente (100%) compensada pelo aumento na sua produtividade, o qual ocorre por meio de confinamento dos rebanhos (diminuição de área e aumento de produção) e melhoramento genético.

Como se pode observar na Figura 18, na prática não foi possível chegar a nenhum outro sistema proposto pelo método da árvore de decisão, de modo que não há alternativa para a resposta da questão 5, pois a pecuária não se desloca para outra região nem é suprida pela importação de outros fornecedores.

Portanto, chegou-se à conclusão de que não há nenhum sistema que se enquadre para o caso do aumento do cultivo de cana na região analisada. Assim, foi criado um sistema alternativo aos sistemas da árvore de decisão: “outra cultura, mesma região”.

A partir dos resultados da aplicação deste método, foi possível concluir que a delimitação consequential do sistema deveria incluir os efeitos indiretos relacionados ao aumento da produtividade da cana-de-açúcar e da pecuária.

4.2 Resultados da aplicação das abordagens atribucional e consequential ao bioetanol hidratado

4.2.1 Objetivo do estudo e aplicação pretendida

Abordagem atribucional

Avaliar os potenciais impactos ambientais do ciclo de vida do biocombustível etanol hidratado, visando à identificação de pontos de melhoria ao sistema (*hot spot identification*).

Abordagem consequential

Avaliar os potenciais impactos ambientais da mudança (aumento) na demanda pelo biocombustível etanol hidratado, visando fornecer informações que possam dar suporte à tomada de decisão no âmbito das políticas públicas de incentivo ao uso de combustíveis renováveis.

4.2.2 Escopo

a) Função do sistema de produto

A definição da função de um sistema de produto independe do tipo de abordagem de modelagem utilizada. Desta maneira, a função do biocombustível etanol hidratado é **movimentar um veículo**, ou seja, ser utilizado como combustível um automóvel.

b) Unidade funcional e fluxo de referência

Abordagem atribucional

Movimentar um automóvel popular por 10.000 km em ciclo urbano utilizando como combustível o etanol hidratado de cana-de-açúcar.

O fluxo de referência necessário para atender a esta unidade funcional é de 1011,25 kg do biocombustível. Este valor foi calculado levando-se em consideração que o consumo médio deste combustível para as condições acima estabelecidas é de 8 km/l (BRASIL, 2011) e sua densidade 0,809 kg/l (EPE, 2010).

Abordagem consequencial

➤ Propriedades do produto

Obrigatória: capacidade para movimentar veículos.

Posicionamento: imagem positiva - de combustível renovável/ambientalmente amigável e atratividade de preço em determinadas regiões do país e períodos.

Irrelevante para o mercado: não foi encontrada alguma propriedade irrelevante para o mercado para o caso do bioetanol.

➤ Segmento de mercado de interesse

O segmento de mercado no qual o bioetanol se enquadra é o de combustíveis para transporte em automóveis e o seu nicho de mercado consiste nos combustíveis utilizados em automóveis com tecnologia *flexible-*

fuel (funcionam tanto com gasolina como etanol hidratado ou uma mistura de ambos).

Com relação à segmentação geográfica, este mercado encontra-se delimitado pela região Centro-Sul do Brasil.

➤ **Produtos alternativos relevantes no mercado**

A gasolina consiste na única alternativa relevante neste mercado que compete com o bioetanol hidratado no presente.

➤ **Unidade funcional e fluxos de referência**

Movimentar um automóvel popular por 10.000 km em ciclo urbano utilizando como combustível o bioetanol hidratado.

O fluxo de referência necessário para atender a esta unidade funcional é de 1011,25 kg de bioetanol hidratado.

O fluxo de referência da gasolina (produto alternativo considerado no estudo consequencial) é de 616,67 kg.

Tais valores foram calculados levando-se em consideração que o consumo médio do bioetanol é de 8 km/l e da gasolina C é de 12 km/l (BRASIL, 2011) e suas respectivas densidades são de 0,809 kg/l e 0,740 kg/l (EPE, 2010).

c) Sistema de produto e fronteira do sistema

Abordagem atribucional

O sistema de produto atribucional (ilustrado na Figura 19) é composto por três subsistemas: fase agrícola, representada pelo cultivo da cana-de-açúcar, fase industrial, representada pela coprodução de etanol e eletricidade e fase de uso, representada pela utilização do biocombustível em automóveis.

Os ciclos de vida de insumos agrícolas, maquinários, equipamentos, transporte, entre outros, também foram considerados.

Figura 19: Sistema de produto atribucional do etanol hidratado
Fonte: Elaborado pela autora

Abordagem consequencial

➤ Identificação da escala e horizonte temporal da mudança estudada

A mudança estudada consiste no aumento futuro da demanda por bioetanol, como pode ser verificado no Plano de Expansão de Energia 2023 do Ministério de Minas e Energia, elaborado pela Empresa de Pesquisa Energética (BRASIL, 2014). Tal documento foi utilizado como referência no presente trabalho, pelo fato do mesmo constituir um dos principais instrumentos de planejamento da expansão energética nacional.

Como descrito na seção de revisão bibliográfica, Weidema (2003) afirma que as mudanças estudadas em ACVs consequenciais podem ser classificadas como de pequena ou grande escala, sendo a primeira opção a situação mais típica.

Verifica-se que o aumento na demanda de etanol hidratado não irá afetar os parâmetros determinantes da tendência geral do mercado de combustíveis para transporte, de modo que o volume de produção deste mercado continuará crescendo, por exemplo.

Além disso, o bioetanol hidratado não se trata de uma nova tecnologia, pelo contrário, encontra-se bem estabelecido no mercado nacional. Assim, fica evidente que o aumento na sua demanda reflete uma mudança **pequena**, a qual tende a apresentar linearidade frente aos seus efeitos.

Em relação ao horizonte temporal, Weidema (2003) afirma que mudanças pequenas raramente ocorrem isoladas no curto ou longo prazo. Uma mudança no curto prazo afeta apenas a utilização da capacidade de produção e não a capacidade em si, já uma mudança no longo prazo afeta a capacidade de produção, por meio de investimentos de capital (instalação de novas máquinas ou desativação de antigas).

No caso do aumento da demanda de bioetanol hidratado, poderão ser observados efeitos tanto de curto (utilização da capacidade de produção atual) como longo prazo (abertura de novas usinas).

Desta maneira, considera-se que o horizonte temporal da mudança estudada (10 anos, de acordo com o PDE) é de **longo prazo**.

➤ A mudança afeta alternativas específicas ou o mercado?

O aumento da demanda de bioetanol hidratado afeta o mercado no qual o mesmo encontra-se inserido. Entretanto, o mercado de combustíveis para transporte em veículos *flex fuel* no Brasil é composto apenas por etanol hidratado e gasolina C (mistura entre etanol anidro e gasolina pura). Assim, só existe uma alternativa dentro deste mercado, logo ela é a afetada e o procedimento de identificação da tecnologia afetada é finalizado neste passo.

Tendo em vista o acima exposto, o sistema de produto consequencial apresenta-se composto por três subsistemas: fase agrícola, representada pelo cultivo da cana-de-açúcar, fase industrial, representada pela coprodução de

etanol (coproduto determinante) e eletricidade (coproduto dependente) e fase de uso, representada pela utilização do biocombustível em automóveis.

Além desses três subsistemas, são incluídos na fronteira do sistema de produto consequencial: o ciclo de vida da gasolina (produto substituído à medida que ocorre um aumento na demanda de etanol) e o mix marginal brasileiro de eletricidade²⁷ (substituído pelo excedente de eletricidade gerado como coproduto durante a produção de etanol).

O uso do mix marginal de eletricidade na abordagem consequencial é recomendado por autores como Weidema (2003), Ekvall e Andræ (2006), Schmidt et al. (2011) e Merciai et al. (2011), e consiste em uma média ponderada das tecnologias marginais de longo-prazo dos mercados de eletricidade afetados. As fontes de eletricidade marginais no longo prazo de um país são definidas como o mix nacional de novas instalações planejadas/previstas durante um período de tempo específico, identificado em planos de energia nacionais.

Os ciclos de vida consequenciais de insumos agrícolas, maquinários, equipamentos, transporte, entre outros, também foram considerados, conforme ilustrado na Figura 20, a seguir.

²⁷ A justificativa para a inclusão do mix marginal brasileiro de energia elétrica é apresentada na sequência, quando abordada a questão do procedimento de alocação (d).

Figura 20: Sistema de produto consequencial
Fonte: Elaborado pela autora

d) Procedimento de alocação

Abordagem atribucional

O critério de alocação utilizado na modelagem atribucional foi o critério econômico (CAVALETT et al., 2012). Os autores não justificam a escolha deste critério no trabalho.

Porém, de acordo com Thomassen et al. (2008), um argumento utilizado para justificar a utilização de alocação econômica é que o valor dos coprodutos representam o fator causal para um processo de produção. Weidema e Schmidt (2010) reafirmam que este é o único fator de alocação plausível para uma abordagem atribucional.

Abordagem consequencial

A modelagem consequencial exige a realização da expansão do sistema quando o sistema estudado se tratar de uma produção conjunta (*joint production*), tendo como saída mais de um produto de valor econômico.

No caso do sistema estudado, encontram-se como saídas seguintes coprodutos: etanol, bagaço (transformado em energia térmica e elétrica), vinhaça, torta de filtro e cinzas.

Os três últimos possuem ofertas restritas, isto é, não possuem um valor suficiente para sustentar sua produção sozinhos, sendo a coprodução a única rota de produção disponível para eles. Além disso, também ocorre uma restrição nas distâncias para onde tais coprodutos são transportados, de modo que não compensa financeiramente transportá-los para locais muito distantes.

Para os demais coprodutos, foi necessário distingui-los entre coproduto determinante e dependente. O coproduto determinante é aquele para o qual o volume de produção afetará o processo como um todo e o coproduto dependente aquele para o qual uma mudança na demanda não afetará o processo multifuncional em estudo (WEIDEMA, 2003).

Assim, identificou-se como coproduto determinante o bioetanol hidratado, pois é ele que direciona o volume de produção do sistema, pelo fato de apresentar maior valor econômico.

A eletricidade é o produto final comercializado no sistema (usina moderna, que visa maximizar a produção de eletricidade), a qual é gerada através da queima do bagaço da cana-de-açúcar (coproduto do sistema, totalmente aproveitado).

Assim, a expansão do sistema deve ser conduzida de modo a considerar a eletricidade que é evitada/substituída pela geração de eletricidade deste sistema de produção, a qual é comercializada à rede de distribuição.

A eletricidade evitada considerada na presente modelagem consiste no mix consequencial de longo prazo da matriz elétrica brasileira, adaptado de Merciai et al. (2011).

e) Método de AICV e tipos de impactos:

Quanto ao método de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida, foi utilizado o método *CML-IA baseline V3.01/World 2000*, pelo fato do CML ser um dos métodos mais utilizados em estudos na área de biocombustíveis (ZAPPAROLI; SILVA, 2011; SILVA, 2013; entre outros), permitindo possível comparabilidade futura. Consideraram-se as seguintes categorias de impacto, apontadas pelo guia de métodos de AICV do ILCD (JRC, 2010b) como aquelas que possuem validade global, podendo assim ser utilizadas na presente análise: depleção abiótica, aquecimento global, depleção da camada de ozônio, toxicidade humana, ecotoxicidade e eutrofização.

f) Pressupostos e limitações

Devido ao fato do presente estudo utilizar dados de inventário de fontes secundárias, tanto as abordagens atribucional como consequential foram mantidos os mesmos pressupostos utilizados nas publicações de referência.

Na modelagem consequential, as alternativas como o etanol de milho e etanol de segunda geração não foram consideradas na etapa de delimitação do mercado, devido à sua inexpressiva participação no horizonte temporal preestabelecido.

As limitações do estudo são apresentadas nas considerações finais do presente trabalho.

4.2.3 Inventário de Ciclo de Vida

Abordagem atribucional

Os ICVs atribucionais das fases agrícola (cultivo da cana-de-açúcar) e industrial (produção do biocombustível etanol hidratado) foram retirados de Cavalett et al. (2012) e Chagas et al. (2015) e não foi feita nenhuma alteração nos mesmos. Estes dados são representativos da região Centro-Sul brasileira, com foco no estado de São Paulo, referente à safra 2010/2011. Tais dados são os mais atuais encontrados na literatura relacionados ao bioetanol e foram utilizados como alternativa aos dados presentes na base de dados *Ecoinvent*, os quais encontram-se bastante desatualizados.

Para a fase de uso do biocombustível, utilizou-se como base o conjunto de dados de processo “*Transport, passenger car, small size, petrol, EURO 5 {GLO} Alloc Def, U*”, disponível na base de dados do *Ecoinvent* v. 3.01.

Este conjunto de dados foi escolhido por ser, dentre os disponíveis na base de dados, o mais próximo das condições assumidas no presente estudo. Assim, realizaram-se adaptações no inventário no que se refere às emissões referentes ao combustível utilizado, substituindo aquelas já estabelecidas (do combustível fóssil) pelas emissões do bioetanol hidratado. Tais emissões foram retiradas do relatório “1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários” (BRASIL, 2011).

Abordagem consequential

Com relação aos dados de ICV utilizados na abordagem consequential, foram utilizados os mesmos dados de Cavalett et al. (2012) e Chagas et al. (2015), referentes ao bioetanol hidratado e anidro (também utilizado nesta abordagem, para compor o conjunto de dados da gasolina C, produto evitado e, portanto, considerado na análise).

Como se tratam se inventários atribucionais, os conjuntos de dados de *background* foram substituídos por conjuntos de dados correspondentes e/ou similares, disponíveis na base de dados *Ecoinvent* versão 3.01 (ECOINVENT, 2013), a qual disponibiliza versões consequenciais para a maioria dos processos.

Além disso, a modelagem dos inventários de *foreground* foi alterada quando necessário, visando atender os princípios da abordagem consequential. Tais situações refletem as expansões do sistema realizadas, de modo a incluir os dados de ciclo de vida da gasolina C, a qual deixa de ser demandada quando ocorre aumento na demanda de etanol; e da inclusão dos dados referentes ao mix marginal de longo prazo da matriz elétrica brasileira, composição a qual é evitada pela comercialização na rede nacional do coproduto “eletricidade”, advindo da queima do bagaço de cana na usina estudada.

Desta maneira, de modo a considerar o ciclo de vida da gasolina C, foi criado o inventário referente a este combustível, utilizando os conjuntos de dados consequenciais do etanol anidro (“*ethanol, without water, in 99.7%*

solution state, from fermentation, BR | Conseq, U e da gasolina A (*“market for petrol, unleaded, RoW | Conseq, U”*), nas proporções de 25% e 75%, respectivamente.

O ICV referente ao mix marginal da matriz elétrica brasileira foi constituído seguindo a metodologia de desenvolvimento de ICV consequential para eletricidade proposta por Schmidt et al. (2011) e Merciai et al. (2011). Estes autores apresentam o inventário consequential da matriz elétrica brasileira, entretanto, utilizam como fonte um órgão internacional, passível de dados menos precisos e atualizados - a *International Energy Agency* (IEA). Tendo isto em vista, os dados foram atualizados de modo a refletir a matriz energética brasileira com dados de fonte nacional e mais recente (BRASIL, 2014).

O conjunto de dados utilizado para a fase de uso do ciclo de vida foi o *“Transport, passenger car, small size, petrol, EURO 5 {GLO}| Conseq, U”*. Da mesma maneira como foi realizada para a abordagem atribucional, foram alteradas as emissões atmosféricas do bioetanol hidratado, etanol anidro e gasolina durante a fase de uso.

4.2.4 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV)

Com relação aos procedimentos de condução da fase de AICV, não há diferenças entre abordagem atribucional e consequential. A seguir, são apresentados e analisados os resultados de cada abordagem.

Abordagem atribucional

As figuras 21, 22 e 23 apresentam, respectivamente, os resultados da fase agrícola, industrial e de uso do bioetanol.

Figura 21 - Resultados da abordagem atribucional – Fase agrícola
Fonte: elaborado pela autora

Figura 22 – Resultados da abordagem atribucional – Fase industrial
Fonte: elaborado pela autora

Figura 23– Resultados da abordagem atribucional – Fase de Uso
Fonte: elaborado pela autora

Abordagem consequencial

As figuras 24, 25 e 26 apresentam, respectivamente, os resultados da fase agrícola, industrial e de uso do bioetanol.

Figura 24 - Resultados da abordagem atribucional – Fase agrícola
Fonte: elaborado pela autora

Figura 25 - Resultados da abordagem atribucional – Fase agrícola

Fonte: elaborado pela autora.

Figura 26 - Resultados da abordagem atribucional – Fase agrícola

Fonte: elaborado pela autora.

De modo geral, os resultados de ambas as abordagens de modelagem apresentam padrões similares, com a diferença de a abordagem consequential

apresentar impacto positivo (sinal negativo no gráfico) devido às cargas ambientais evitadas na etapa de expansão do sistema por substituição, pela qual foi considerado o ciclo de vida da gasolina substituída em mesma proporção (1:1) devido ao aumento da demanda de etanol, assumindo-se que em condição *ceteris paribus*, o aumento na demanda do etanol por 1L leva à diminuição da demanda de 1L de gasolina C, sem levar em conta o rendimento de cada combustível.

Como carga ambiental evitada também foi considerado o mix marginal de energia elétrica brasileiro de longo prazo, substituído em igual proporção (1:1) pela quantidade de eletricidade excedente gerada no processo de produção de etanol de cana-de-açúcar.

Há maneiras diferentes de interpretação dos resultados de cada abordagem, sendo a atribucional passível de identificação de *hot spots*, tais dados refletindo o perfil médio do bioetanol hidratado em uma janela temporal e a consequential vista como uma possível resposta de como seriam os impactos potenciais caso a demanda por etanol aumentasse no longo prazo.

As Figuras 27, 28 e 29, a seguir, apresentam comparações diretas entre as abordagens nas fases agrícola, industrial e de uso do bioetanol:

Figura 27 – Resultados da comparação entre as abordagens atribucional e consequential para a fase agrícola

Fonte: elaborado pela autora

Figura 28 – Resultados da comparação entre as abordagens atribucional e consequential para a fase industrial

Fonte: elaborado pela autora

Figura 29 – Resultados da comparação entre as abordagens atribucional e consequential para a fase de uso

Fonte: elaborado pela autora

Observa-se que na fase agrícola, que a abordagem atribucional apresenta maiores cargas ambientais para as categorias analisadas, com exceção da categoria de eutrofização, na qual os impactos são maiores pela abordagem consequential. Não foi possível identificar com precisão o que levou a esta diferença, podendo ser o fato dos ciclos de vida adicionais ao sistema de

produto consequencial (gasolina e eletricidade) não apresentarem contribuição representativa para esta categoria de impacto.

Para a fase industrial (produção do bioetanol) observa-se o mesmo padrão da fase agrícola, de modo que para as ambas as fases do ciclo de vida do bioetanol, as maiores diferenças entre as abordagens de modelagem se dão em relação às categorias ecotoxicidade aquática, ecotoxicidade terrestre e aquecimento global.

Para a fase de uso do combustível, em todas as categorias de impacto analisadas, os resultados da ACV atribucional se sobressaem aos da consequencial. A maior diferença entre as abordagens ocorre nas categorias de ecotoxicidade aquática, ecotoxicidade terrestre (assim como nas demais fases do ciclo de vida), depleção da camada de ozônio e depleção abiótica.

Assim como encontrado por Cavalett et al. (2013), nestas categorias, a gasolina apresenta pior desempenho ambiental do que o etanol, portanto, os créditos gerados pela consideração das cargas evitadas relacionadas ao ciclo de vida da gasolina refletem esta maior diferença entre os resultados das abordagens.

Deve-se levar em conta que as diferenças entre os dados de *background* utilizados (atribucional vs. consequencial) também refletem nos resultados acima apresentados.

Apesar de apresentados de forma comparativa, é importante ressaltar que a comparabilidade dos seus resultados não leva a respostas significativas, pois as duas abordagens visam responder perguntas diferentes e, portanto, são aplicadas em contextos diferentes.

Tendo isto em vista, o foco da discussão apresentada na próxima subseção são as diferenças entre o que foi encontrado de resultados por meio da revisão da literatura, considerando a abordagem consequencial sob o ponto de vista conceitual e levando em consideração as suas aplicações em diferentes áreas e produtos e os resultados encontrados na operacionalização da técnica em um contexto específico, o do bioetanol hidratado de cana-de-açúcar.

4.3 Discussão

A partir da análise conceitual, foi possível verificar a evolução do nível de maturidade em relação à distinção da abordagem consequencial frente à abordagem atribucional, podendo-se observar, ao contrário da visão inicial que estimulou a pesquisa, que a abordagem consequencial não é uma abordagem recente, levando em conta a idade da técnica de ACV como um todo. Independente disso é muito claro o fato de que a abordagem consequencial é muito debatida na literatura internacional e pouquíssimo discutida na literatura nacional.

Com a análise prática, ainda que de maneira limitada, ficou mais evidente a identificação de pontos positivos e negativos de cada abordagem da ACV, os quais são comentados nos parágrafos seguintes.

O modelo de Weidema (2003), em especial o conjunto de 5 passos para a identificação de tecnologias afetadas (a serem incluídas no sistema de produto) utilizado no presente estudo, apesar de ser apontado como simplificador (MATHIESEN; MUNSTER; FRUERGAAARD, 2009) não foi simples de ser colocado em prática, pelo contrário, demandou extensa pesquisa na literatura nacional e internacional, além de discussões com especialistas de áreas como ACV, economia e agronomia, para a sua determinação.

Este método leva à determinação do processo marginal, mas na realidade podem existir diversos processos afetados, em diferentes proporções; neste sentido, a metodologia cita a possibilidade da aplicação de elasticidades, porém, para que o método se torne viável, há necessidade de esclarecimentos sobre este procedimento.

Os dados de *background* consequenciais utilizados na presente análise foram retirados da base de dados *Ecoinvent* (2013) e caracterizam-se em sua maioria por extrapolações de conjuntos de dados antigos, adaptados para a abordagem consequencial. No entanto, não foi encontrada até o momento da análise nenhuma alternativa mais adequada, a não ser utilizar tais dados.

Desta maneira, ao envolver tantas premissas “simplificadoras”, o modelo pode levar a escolhas que, apesar de aparentemente inequívocas, são imprecisas e podem resultar em impactos ambientais completamente diferentes dos previstos.

Uma alternativa apontada por Muniz (2012) para que os dados da ACV consequential se tornem mais precisos, consiste no aprimoramento dos modelos econômicos utilizados na ACV consequential. A autora afirma que novos trabalhos na área econômica, como o de Pedott (2008) e Wright (2004) que estudam diversos cenários para um país em desenvolvimento, podem auxiliar nestes ajustes da modelagem econômica para que o modelo consequential se aproxime do ideal.

Trabalhos como Deng, Babbitt e Williams (2011), Bouman et al. (2000), Sandén e Karlstrom (2007), Hertwich (2005), Whitefoot et al. (2011) e Thiesen et al. (2008), que estudam os efeitos da economia na avaliação do ciclo de vida do produto, também podem auxiliar na análise e aprimoramento da integração da ACV com diversas ferramentas econômicas. Não é possível dizer qual abordagem é mais ou menos incerta, pois ambas possuem limitações metodológicas que fazem com que seus resultados se afastem do ideal.

Para Ekvall (2002), quanto mais aspectos são incluídos em um modelo para aproximação da realidade, mais o modelo se torna complexo.

Na presente aplicação, por se tratar de um produto de origem agrícola, as maiores controvérsias observadas na literatura foram relacionadas à modelagem quanto às mudanças no uso da terra (LUC). Por este motivo, foram excluídas da análise principal e analisadas em paralelo por meio de consulta a um painel de especialistas.

Como defendido por Weidema (2003), Brander et al. (2008), Schmidt (2008), e outros autores, no âmbito de gerar informações relevantes para auxiliar à formulação de políticas públicas de incentivo à utilização de biocombustíveis, a abordagem consequential é a mais apropriada.

Entretanto, autores como Suh e Yang (2014), questionam a real operacionalização da abordagem consequential, tendo em vista a dinâmica dos efeitos de mercado e o acesso a tais informações. Defendem que alguns estudos rotulados como ACV consequential, apenas exploram um subconjunto de possíveis consequências de uma decisão.

Tal afirmação pôde ser comprovada com a presente aplicação, a qual apresentou diversas limitações, o que compromete seu objetivo principal que é dar suporte à tomada de decisão robusta em uma questão tão importante como a mitigação de impactos climáticos pelos biocombustíveis.

A divisão da ACV entre atribucional e consequential dificulta um diálogo construtivo e o uso criativo da modelagem. Neste sentido, é imprescindível que haja um alto grau de transparência em relação às escolhas metodológicas e premissas de um estudo de ACV, devido à ampla gama de resultados que podem ser obtidos a partir dos estudos, mesmo quando conduzidos para produtos idênticos. (GNANSOUNOU et al., 2009).

Como já mencionado neste trabalho, as normas 14040 e 14044 (ABNT, 2009ab) consistem nas diretrizes mais seguidas pelos praticantes de ACV, assegurando assim credibilidade aos estudos. Entretanto, essas normas apresentam disposições passíveis de diferentes interpretações, o que pode causar conflitos entre diferentes estudos que seguem a metodologia.

Segundo Guinée et al. (2011), o fato da ISO nunca ter objetivado padronizar métodos de ACV em detalhes e de não existir um acordo comum sobre como interpretar alguns dos seus requisitos pode manifestar uma relação tensa com alguns dos princípios básicos das normas ISO.

Isto pôde ser observado na revisão da literatura, em que muitos artigos apenas por realizarem a expansão do sistema (em conformidade com as recomendações da ISO) se dizem estudos consequenciais, mas na realidade seguem a abordagem atribucional em todo o restante do estudo.

TILMANN (2000) reconhece que não é possível aplicar a abordagem consequential quando uma padronização detalhada da metodologia é requerida, como, por exemplo, nas declarações ambientais de produto (EDP). Para assegurar uma comparação entre produtos, necessita-se que os estudos sigam o mesmo padrão.

Deste modo, tendo em vista que o seguimento das diretrizes destas normas ainda é muito recomendado e imprescindível para o reconhecimento e confiabilidade de estudos de ACV, é urgente a necessidade de que estas normas sejam revisadas.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como aponta Guinée et al. (2011), a transição para a década atual da ACV é marcada por sofisticações, não se tratando de uma década de elaboração, mas sim de divergência entre métodos.

Nesta perspectiva, buscou-se com o presente trabalho o esclarecimento de alguns pontos chave relacionados às duas abordagens divergentes de modelagem na ACV, a atribucional e a consequencial, apresentando a análise destas, com foco nesta última, por meio de um viés teórico/conceitual e outro operacional. Desta forma, foi possível estabelecer o estado da arte da abordagem e verificar na prática, como se dá sua operacionalização.

As principais diferenças entre as abordagens refletem seus distintos alinhamentos quanto à aplicação pretendida, sendo a atribucional mais voltada ao conhecimento dos impactos ambientais do ciclo de vida de um produto e identificação de pontos de melhoria ao sistema, e a consequencial mais voltada à verificação das potenciais consequências ambientais geradas pela mudança no sistema de produto investigado.

Na prática, entretanto, observou-se que os resultados da ACV consequencial devem ser interpretados com muito cuidado, devido ao fato da aplicação prática ter apresentado um grande número de limitações, como, por exemplo: grande número de simplificações presentes no método aplicado, consideração de premissas-padrão quando da falta de informações para a coleta de dados e falta de transparência quanto à base de dados de *background* utilizada.

Quanto à operacionalização do método aplicado, esta se mostrou bastante complexa, necessitando dispendir muito tempo e recursos para a coleta de dados e de informações de mercado. Portanto, reforça-se o que já havia sido constatado por meio da revisão de literatura: são necessários esforços no sentido do desenvolvimento de métodos menos subjetivos e mais sistemáticos para a abordagem consequencial além de diretrizes mais esclarecedoras explicitando as diferenças quanto ao conteúdo, contextos e formas de aplicação das abordagens atribucional e consequencial da ACV.

Ao identificar claramente as limitações dos resultados da ACV, e traçar apenas conclusões que respeitem esses limites, os praticantes de ACV podem

fornecer aos tomadores de decisões políticas uma avaliação mais precisa do estado do conhecimento científico e, assim, auxiliar na elaboração de políticas ambientais mais eficazes e robustas.

Por fim, o presente estudo tratou essencialmente da análise entre as abordagens atribucional e consequential da ACV tendo como produto de estudo o bioetanol brasileiro, de forma que a intenção não foi realizar um estudo de caso para direcionar o planejamento energético, mas sim, para explorar as possibilidades que permitem a ACV consequential ser julgada tão importante para a área de energias renováveis e biocombustíveis.

Desta maneira, sugere-se que em trabalhos futuros, a abordagem consequential seja profundamente analisada com atenção especial às limitações das metodologias utilizadas, contando com auxílio e/ou contribuição de especialistas de diferentes áreas do conhecimento (especialmente de economia) e análise de cenários, fundamental para a minimização das incertezas inerentes à abordagem.

REFERÊNCIAS²⁸

ADAMS, D. et al. (2005). **FASOMGHG: Conceptual Structure and Specification: Documentation.** 2010. Disponível em: <http://agecon2.tamu.edu/people/faculty/%20mccarl%20bruce/papers/1212FASOMGHG_doc.pdf> Acesso em: 12 Jan. 2015

ALVARENGA, R. A. F.; DEWULF, J. Plastic vs. fuel: Which use of the Brazilian ethanol can bring more environmental gains? **Renewable Energy**, v. 59, p. 49-52, 2013.

ALVARENGA, R. A. F. **Avaliação de métodos de AICV: Um estudo de caso de quatro cenários de ração para frangos de corte.** 2010. 158 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

AMORES, M. J. et al. Life cycle assessment of fuel ethanol from sugarcane in Argentina. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.18, n.7, p. 1344–1357, 2013.

ARAÚJO, M. G. **Modelo de avaliação do ciclo de vida para a gestão de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos no Brasil.** 2013. 217 f. Tese (Doutorado) – Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

ARDUIN, R. H. **Avaliação do ciclo de vida de produtos têxteis: implicações da alocação.** 2013. 100 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO 14040: **Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura.** Brasil, 2009a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO 14044: **Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e diretrizes.** Brasil, 2009b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO/TS 14067: **Gases de efeito estufa – Pegada de carbono de produtos – Requisitos e diretrizes para a quantificação e comunicação.** Brasil, 2013.

²⁸ De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6023.

AZAPAGIC, A.; CLIFT, R. Allocation of environmental burdens in multiple-function systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 7, n. 2, p. 101-119, 1999.
 BAUMANN, H. **Life cycle assessment and decision making**: theories and practices. Technical Environmental Planning. Göteborg, Sweden: Chalmers University of Technology; 1998.

BIOLCHINI, J. C. A. et al. Scientific research ontology to support systematic review in software engineering. **Advanced Engineering Informatics**, v. 21, n. 2, p. 133-151, 2007.

BRANDER, M., WYLIE, C. The use of substitution in attributional life cycle assessment. **Greenhouse Gas Measurement and Management**, v.1, n. 4, p. 161–166, 2011.

BRANDER, M. et al. Methodology and evidence base on the indirect greenhouse gas effects of using wastes, residues, and by-products for biofuels and bioenergy: report to the renewable fuels agency and the department for energy and climate change. Technical report, Ecometrica, Eunomia, and Imperial College of London. 2009.

BRASIL. **1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários**: Relatório Final. Ministério do Meio Ambiente, 2011. 114p. Disponível em: <
http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_publicacao/163_publicacao27072011055200.pdf>. Acesso em: Set. 2015.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial – CONMETRO. Resolução nº 04, de 15 de dezembro de 2010. Dispõe sobre a Aprovação do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida e dá outras providências.

BRASIL. **Plano Nacional sobre Mudança do Clima – PNMC**. Brasil. Brasília, Decreto n.6.263 de 21 de novembro de 2007, 2008.

BRUNDTLAND, G. H. (Editor). **Our Common Future**: The World Commission on Environment and Development. Oxford University Press. 398 p. 1987.

BSI. PAS, 2050 – Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. BSI – British Standards Institution; 2011. Disponível em:

<<http://www.bsigroup.com/upload/Standards%20&%20Publications/Energy/PA S2050.pdf>> Acesso em: Jun 2015.

BUENO, C. **Avaliação do Ciclo de Vida na Construção Civil**: Análise de Sensibilidade. 2014. 268 f. Tese (Doutorado) – Instituto de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

CAVALETT, O. et al. **Sugarcane Life Cycle Inventory**. Brazilian Bioethanol Science and Technology Laboratory. 2013.

CAVALETT, O. et al. Environmental and economic assessment of sugarcane first generation biorefineries in Brazil. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 14, n. 3, p. 399-410, 2011.

CAVALETT, O., et al. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.18, n.3, p. 647–658, 2012.

CHAGAS, M. F. et al. **Ethanol Life Cycle Inventory**. Brazilian Bioethanol Science and Technology Laboratory. 2015.

CHEHEBE, J. R. B. **Análise do ciclo de vida de produtos**: ferramenta gerencial da ISO 14000. Rio de Janeiro: Qualitymark, 1997.

CHERUBINI, F. STRØMMAN, A. H. Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges **Bioresource Technology**, v. 102, p. 437–451, 2011.

CHERUBINI, F. et al. Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations, **Resources, Conservation and Recycling**, v. 53, p. 434-447, 2009.

CHOMA, E. F. **Avaliação de impactos ambientais da oferta e demanda de energia para automóveis no Brasil utilizando a avaliação do ciclo de vida**. 2014.140 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

COLTRO, L. (Org.) **Avaliação do ciclo de vida como instrumento de gestão**. 1 ed. Campinas: CETEA/ITAL, v.1. 2007. 75 p.

CUNHA, A. C. L. L. **Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de tecnologias de remediação:** contextualização e proposta de aplicação para uma área contaminada por Hexaclorociclohexano (HCH). 2012. 138 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo, 2012.

CURRAN, M. A. Studying the Effect on System Preference by Varying Coproduct Allocation in Creating Life-Cycle Inventory. **Environmetal Science Technology**, v. 41, 2007.

CURRAN, M. A.; MANN, M.; NORRIS, G. The international workshop on electricity data for life cycle inventories. **Journal of Cleaner Production**, v. 13, n.8, p. 853-862, 2005.

DALGAARD, R.; SCHMIDT, J.; FLYSJÖ, A. Generic model for calculating carbon footprint of milk using four different life cycle assessment modelling approaches. **Journal of Cleaner Production**. v.73. n.15. p.146-153, 2008.

DANDRES T et al. Assessing non-marginal variations with consequential LCA: application to European energy sector. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.15, 3121–3132, 2011.

DENG, L.; BABBITT, C; W.; WILLIAMS, E. R. Economic-balance hybrid LCA extended with uncertainty analysis: case study of a laptop computer. **Journal of Cleaner Production**, n. 19, p. 1198-1206, 2011.

DIMARIA, C., VAN DER WERF, E., 2008. Carbon leakage revisited: unilateral climate policy with directed technical change. **Environmental & Resource Economics** 39, 55–74.

DUFÉY, A. Biofuels production, trade and sustainable development: emerging issues. **International Institute for Environment and Development**, n.2, p. 37, 2006.

EARLES, J. M.; HALOG, A. Consequential life cycle assessment: a review. **International Journal of Life Cycle Assessment**. vol.16, p. 445-453, 2011.

EKVALL, T. (2000): A Market-Based Approach to Allocation at Open-Loop Recycling. **Resources, Conservation and Recycling**. 29, 91–109.

EKVALL, T. A market-based approach to allocation at open-loop recycling. **Resources, Conservation and Recycling**, n. 29. p. 91-109, 2000.

EKVALL, T., TILLMAN, A-M. Open-loop recycling; criteria for allocation procedures. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 23, p. 155-162, 1997.

EKVALL, T.; FINNVEDEN, G. Allocation in ISO 14041 – a critical review. **Journal of Cleaner Production**, n.9, p. 197-208, 2001.

EKVALL, T.; TILLMAN, A. M.; MOLANDER, S. Normative ethics and methodology for life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 13, n. 13-14, p. 1225- 1234, 2005.

ELKINGTON, J. **Canibais com garfo e faca**. São Paulo: Makron Books, 2001. 444 p.

EUROPEAN COMMISSION. **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook**: general guide for life cycle assessment. European Union: Joint Research Centre: Institute for Environment and Sustainability, 2010a. 417 p.

EUROPEAN COMMISSION. **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook**: Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment, First Edition. European Commission – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability. Sine loco: European Commission, 2010b. 115 p.

FARGIONE, J. *et al.* Land clearing and the biofuel carbon debt. **Science**, v. 319, p. 1235-1238, 2008.

FINKBEINER, M. *et al.* The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, n. 2, p. 80-85, 2006.

FINNVEDEN, G. *et al.* Recent developments in life cycle assessment. **Journal of Environmental Management**, n. 91, p. 1-21, 2009.

FRANÇOIS, J.; HALL, H. **Partial Equilibrium Modeling**. In: FRANÇOIS, J; REINERT, K. (Ed.). *Applied Methods for Trade Policy Analysis: a handbook*. Cambridge: Cambridge University Press, 1997.

FRISCHKNECHT, R.; STUCKI, M. Scope-dependent modelling of electricity supply in life cycle assessments. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, n.8, p. 806-816, 2010.

GANGA, G. M. D. **Trabalho de Conclusão de curso na Engenharia de Produção: um guia prático de conteúdo e forma**. São Paulo: Atlas, 2012 (Prelo).

GAWEL, E. ; LUDWIG, G. The iLUC dilemma: How to deal with indirect land use changes when governing energy crops? **Land Use Policy**, v. 28, n. 4, p. 846–856, 2011.

GNANSOUNOU, E.; DAURIAT, A., PANICHELLI, L. VILLEGAS, J. D. Life cycle assessment of biofuels: Energy and greenhouse gas balances. **Bioresource Technology**, vol. 100, p. 4919–4930, 2009.

GOMES, P. M. **Modelagem dinâmica do uso da terra e instrumentos de política ambiental: expansão da cana-de-açúcar na bacia hidrográfica do Tietê/Jacaré (UGRHI 13)**. 2013. 127 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

GUINÉE, J. B. et al. Life cycle assessment: past, present, and future. **Environmental Science & Technology**, v.45, n.1, p.90-96, 2011.

GUINÉE, J. B. (Ed). **Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002.

HEIJUNGS, R., GUINÉE, J.B. Allocation and “what-if” scenarios in life cycle assessment of waste management systems. **Waste Management**, n. 27, 997–1005, 2007.

HABERLAND, N. T. **Avaliação social de cadeias de fornecimento: método e aplicação na avaliação de nanocristais de celulose**. 2014. 126 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

HAUSCHILD, M.; JESWIET, J.; ALTING, L. From Life Cycle Assessment to Sustainable Production: Status and Perspectives. In: CIRP CONFERENCE ON MANUFACTURING TECHNOLOGY, 54., 2005, **Proceedings...** CIRP, 2005.

HERTWICH, E. Consumption and the rebound effect – an industrial ecology perspective. **Journal of Industrial Ecology**, v.9, n. 1-2, p. 85-98, 2005.

HUNT, R. G.; FRANKLIN, W. E. LCA – How it Came About – Personal Reflections on the Origin and the Development of LCA in the USA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 1, n.1. p. 4-7, 1996.

INTITUTO DE ESTUDOS DO COMÉRCIO E NEGOCIAÇÕES. São Paulo, 2015. Disponível em: <<http://www.iconebrasil.com.br>>. Acesso em Mai, 2015.

JENSEN, A. A. et al. **Life Cycle Assessment (LCA): A guide to approaches, experiences and information sources**. Folkmann Design & Promotion, 1997. 119 p. (Environmental Issues Series, 6). Disponível em: <<http://www.epa.gov/nrmrl/std/lca/pdfs/Issue20report20No206.pdf>> Acesso em: Out 2014.

JURY, C. et al. Life Cycle Assessment of biogas production by monofermentation of energy crops and injection into the natural gas grid. **Biomass and Bioenergy**, v.3, n.4, p.-54-66, 2010.

KALBUSH, A. **Método para avaliação do impacto ambiental da substituição de equipamentos convencionais por equipamentos economizadores de água a partir da avaliação do ciclo de vida**. 2011. 242 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

KENDALL, A.; YUAN, J. Comparing life cycle assessments of different biofuel options. **Current Opinion in Chemical Biology**, v.17, n. 3, p. 439-443, 2013.

DALE, B. KIM, S. Can the predictions of consequential life cycle assessment be tested in the real world? Comment on “Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate ClimateChange Mitigation...” **Journal of Industrial Ecology**, v.18, n. 3, p. 466-467, 2014.

KITCHENHAN, B. A.; CHARTERS, S. **Guidelines for performing Systematic Literature Reviews**. Software Engineering Technical Report, Keele University, 2007.

KLØVERPRIS, J.; WENZEL, H.; NIELSEN, P. H. Life cycle inventory modelling of land use induced by crop consumption. Part 1: conceptual analysis and methodological proposal. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n.1, p. 13-21, 2008.

KOHLHEPP, G. Análise da situação da produção de etanol e biodiesel no Brasil. *Estudos Avançados*, v. 24, n. 68, p. 223-253, 2010.

KRETSCHMER, B.; PETERSON, S. Integrating bioenergy into computable general equilibrium models – a survey. **Energy Economics**, v. 32, p. 673–686, 2010.

MANZATTO, C. V. (Org.) **Zoneamento agroecológico da cana-de-açúcar**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. 55 p.

MATHIESEN, B. V.; MUNSTER, M.; FRUERGAARD, T. Uncertainties related to the identification of the marginal energy technology in consequential life cycle assessments. **Journal of Cleaner Production**, n. 17, p. 1331–1338, 2009.

MCMANUS, M. C. et al., 2015. Challenge clusters facing LCA in environmental decision-making—what we can learn from biofuels. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 20 (10), pp. 1399-1414.

MENDES, N. C. **Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil**. 2013. 149 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

MERCIAI, S. et al. **Inventory of country specific electricity in LCA - Brazil. Inventory report**. V2. 2.-0 LCA consultants, Aalborg, 2011. Disponível em: <http://www.lca-net.com/projects/electricity_in_lca/> Acesso em Jan 2015.

MIZSEY, P.; RACZ, L. Cleaner production alternatives: biomass utilisation options. **Journal of Cleaner Production**, n.18, p.767–770, 2010.

MOURAD, A. L.; GARCIA, E. E. C.; VILHENA, A. **Avaliação do Ciclo de Vida: Princípios e Aplicações**. Campinas: CETEA/CEMPRE, 92p. 2002.

MUNIZ, V. C. F. **Análise da fundamentação da avaliação do ciclo de vida consequencial**. 2012. 87 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

NASSAR, A. M. et al., Biofuels and land-use changes: searching for the top model. **Interface Focus**, v.1, n. 2, p. 224-232, 2011.

NOGUEIRA, A. R. **Modelagens de sistemas de produto em estudos de ACV abrangendo o reaproveitamento de rejeitos**. 2012. 86 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

NORRIS, G. A. Life Cycle Development: expanding the life cycle framework to address issues of sustainable development. In: **The national academies press**. Washington, 2003.

NOVAK, L.H. **Avaliação consequencial do ciclo de vida: inventário do uso do solo para produção prevista de biodiesel no Brasil em 2030**. 2013. 154 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

OLSZENSVSKI, F. T. **Avaliação do ciclo de vida da produção de leite em sistema semi extensivo e intensivo: estudo aplicado**. 2011. 198 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

OMETTO, A. R. **Avaliação do ciclo de vida o álcool etílico hidratado combustível pelos métodos EDIP, Exergia e Emergia**. 2005. 200 f. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

OMETTO, A. R.; HAUSCHILD, M. Z.; ROMA, W. N. L. Lifecycle assessment of fuel ethanol from sugarcane in Brazil. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.14, n.3, p. 236-247, 2009.

PAVAN, A. L. R. **Análise de modelos de caracterização de impactos do uso da terra para a Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida e recomendações para subsidiar a aplicação no Brasil**. 133 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

PEDOTT, M. **Perspectivas para o crescimento econômico do Brasil em diferentes cenários**. 126p. Dissertação (Mestrado). Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2008.

PINDYCK, R.; RUBINFELD, D. **Microeconomia**. Person Prentice Hall, São Paulo, 2005.

Plano Decenal de Expansão de Energia 2023. Brasília, DF: Ministério de Minas e Energia, Empresa de Pesquisa Energética, 2014. 434 p. Disponível em: <<http://www.mme.gov.br/mme/galerias/arquivos/noticias/2014/PDE2022.pdf>>. Acesso em: Fev de 2015. PRÉ CONSULTANTS. SIMAPRO versão 8.0.4.30. PRÉ-Consultants, 2015. Países Baixos.

RAJAGOPAL, D. Consequential Life Cycle Assessment of Policy Vulnerability to Price Effects. **Journal of Industrial Ecology**, p. 1-12, 2013.

RAJAGOPAL, D.; ZILBERMAN, D. On market-mediated emissions and regulations on life cycle emissions. **Ecological Economics**, v. 90, p. 77-84, 2013.

REBITZER, G. et al. Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. **Environment International**, v. 30, p. 701-720, 2004.

REINHARD, J.; ZAH, R. Global environmental consequences of increased biodiesel consumption in Switzerland: consequential life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 17, n. 9, p. 846-856, 2009.

RENOUF, M. A. et al. Life cycle assessment of Australian sugarcane products with a focus on cane processing. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.16, n. 2, p. 125-137, 2010.

Empresa de Pesquisa Energética – EPE. **Balanço Energético Nacional 2010: Ano base 2009**. Rio de Janeiro, 2010. (Séries completas, capítulo 3). Disponível em: <https://ben.epe.gov.br/BENSeriesCompletas.aspx>

ROCHA, W.; BORINELLI, M. L. Análise estratégica de cadeia de valor: um estudo exploratório do segmento indústria-varejo. **Revista Contemporânea de Contabilidade**. v. 1, n. 7, p.145-165, 2007.

ROJAS, S. P. **Contribuição do Enfoque de Ciclo de Vida da Ecologia Industrial na Economia do Meio Ambiente**: Estudo de caso: Etanol Derivado do Bagaço da Cana-de-Açúcar. 183 p. Tese (Doutorado) – Departamento de Economia, Universidade de Brasília, Brasília, 2012.

ROMEY, C. C. **Comparação do desempenho ambiental de dois sabonetes cosméticos utilizando a técnica da ACV**. 141 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.

ROSELL, J. C. G., MOISANDER, J. Ethical dimensions of sustainable marketing: a consumer policy perspective. **European Advances in Consumer Research**. v. 8, 2008.

RUDORFF, B. F. T. et al. Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo State (Brazil) Using Landsat Data. **Remote Sensing**, v. 2, n. 4, p. 1057-1076, 2010.

SAMPAIO, R. F.; MANCINI, M. C. Estudos de Revisão Sistemática: Um guia para síntese criteriosa da evidência científica. **Revista brasileira de fisioterapia**, v. 11, n. 1, p. 83-89, 2007.

SANCHES, R. **A avaliação de impacto ambiental e as normas de gestão ambiental da série ISO 14000**: características técnicas, comparações e subsídios à integração. 2011. 268 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

SÁNCHEZ, S.T. et al. Accounting for indirect land-use change in the life cycle assessment of biofuel supply chains.. **Journal of Royal Social Interface**, v. 9, p. 1105–1119, 2015.

SANDÉN, B. A.; KARLSTROM, M. Positive and negative feedback in consequential life-cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**. V. 15, n. 15, p. 1469-1481. 2007.

SANTOS, L. J. C. **Avaliação do ciclo de vida e custeio do ciclo de vida de evaporadores para usina de açúcar**. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de engenharia metalúrgica e de materiais. São Paulo, 2007, 227 p.

SCHMIDT, J. H. et al. A framework for modelling indirect land use changes in Life Cycle Assessment. **Journal of Cleaner Production**, p. 1-9, 2015.

SCHMIDT, J. H. System delimitation in agricultural consequential LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**. V.13. p. 350-364. 2008.

SCHMIDT, J. H. ; THRANE, M. **Life cycle assessment of aluminium production in new Alcoa smelter in Greenland**, 2009.

SEABRA, J. E. A. et al. Life cycle assessment of Brazilian sugarcane products: GHG emissions and energy use. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, v. 5, n. 5, p. 519-532, 2011.

SEARCHINGER, T. et al. Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land–use change. **Science**, v. 319, p. 1238-1240, 2008.

SILALERTRUKSA et al. Impacts of Thai bio-ethanol policy target on land use and greenhouse gas emissions. **Applied Energy**, n. 86, p. 170-177, 2009.

SILVA, D. A. L. (2012). **Avaliação do ciclo de vida da produção do painel de madeira MDP no Brasil**. 207p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

SOBRINHO, R. F. et al. Certificação socioambiental: oportunidades para o etanol brasileiro. **Revista de Estudos Sociais**, v. 2, n. 20, p. 18-43, 2008.

SOUZA, H. H. S. **Avaliação do ciclo de vida e influência do tempo de vida útil dos postes de madeira e de concreto do sistema de distribuição de energia elétrica**. 158 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica. Universidade Federal da Bahia, 2014.

SOUZA, S. P.; ÁVILA, M. T.; PACCA, S. Life cycle assessment of sugarcane ethanol and palm oil biodiesel joint production. **Biomass and Bioenergy**, v. 44, p. 70-79, 2012.

SOUZA, S. P.; SEABRA, J. E. A. Integrated production of sugarcane ethanol and soybean biodiesel: Environmental and economic implications of fossil diesel displacement. **Energy Conversion and Management**, 2014.

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)**. 238 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

SUH, S., YANG, Y. On the uncanny capabilities of consequential LCA, **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, 1179–1184, 2014.

SWISS CENTRE FOR LIFE CYCLE INVENTORIES. **Ecoinvent Unit Process Database v.3.01**. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2014.

THIESEN, J. et al. Rebound Effects of Price Differences. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 2, p. 104-114, 2008.

THOMASSEN et al. Attributional and consequential LCA of milk production. **International Journal of Life Cycle Assessment**, n. 13, p. 339-349, 2008.

TILLMAN, A-M. et al. Choice of system boundaries in life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**. V. 2, n.1, p. 21-29. 1994.

TILLMAN, A-M. Significance of decision-making for LCA methodology. **Environment Impact Assessment**, n. 20, p. 113-23, 2000.

UNEP. **Global guidance principles for life cycle assessment databases a basis for greener processes and products**. “Shonan Guidance Principles”. Life cycle initiative. SETAC and United Nations Environment Programme. 2011.

UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA-DE-AÇÚCAR (UNICA). **Histórico de produção e moagem de etanol**. São Paulo, Brasil: UNICA, 2014.

UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA-DE-AÇÚCAR (UNICA). **Moagem de cana . na safra 2009/2010 na região Centro-Sul pode atingir 550 milhões de toneladas**. São Paulo, Brasil: UNICA, 2009.

UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA-DE-AÇÚCAR (UNICA). **UnicaData**. São Paulo, Brasil. Disponível em: <<http://www.unicadata.com.br>>. Acesso em Dez 2015.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – UNEP. **ABC of SCP** – Clarifying Concepts on Sustainable Consumption and Production. 2010.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – UNEP. **Life Cycle Management** – A business guide to sustainability. 2007.

VÁZQUEZ-ROWE, I. et al. Applying consequential LCA to support energy policy: Land use change effects of bioenergy production. **Science of the Total Environment**, n. 472, p.78–89, 2013.

VIGON, B.W. (Org). **Life-cycle assessment: inventory guidelines and principles**. Cincinnati, RREL/USEPA, 108 p. 1993.

WARDENAAR, T et al. Differences between LCA for analysis and LCA for policy: A case study on the consequences of allocation choices in bio-energy policies. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 17, n. 8, p.1059–1067, 2012.

WEIDEMA B. P. Application typologies for life cycle assessment - a review. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 3, n.4, p. 237-240, 1998.

WEIDEMA, B. P. Market aspects in product life cycle inventory methodology. **Journal of Cleaner Production** v. 1, p.161-166, 1993.

WEIDEMA, B. P.; FREES, N.; NIELSEN, A. M. Marginal production technologies for life cycle inventories. **International Journal of Life Cycle Assessment**. v. 04, n.1, p.48-56, 1999.

WEIDEMA. B. P.; EKVALL, T. **Guidelines for applications of deepened and broadened LCA: consequential LCA**. Chapter for CALCAS project. Deliverable D18, 2009. Disponível em: <http://www.lcanet.com/files/consequential_LCA_CALCAS_final.pdf>. Acesso em 21/10/2013.

WENZEL, H. **Life cycle assessment in pollution prevention: trends in method development and simplifications**. In: (Ed.) Tools and methods for pollution prevention. Dordrecht: Kluwer, 1999. p.119-129.

WENZEL, H.; HAUSCHILD, M. Z.; ALTING, A. (1997). **Environmental assessment of products. Methodology, tools and case studies in product development**. Dordrecht: Kluwer Academic. v.1.

WHITEFOOT, K. S. et al. Consequential life cycle assessment with market-driver design – development and demonstration. **Journal of Industrial Ecology**, v. 15, n.5, p. 726-742, 2011.

WILLERS, C. D.; RODRIGUES, L. B.; SILVA, C. A. (2012). Avaliação do ciclo de vida no Brasil: uma investigação das principais bases de dados nacionais. **Produção**. v.23, n.2, p.436-447. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/prod/v23n2/aop_t6_0009_0533.pdf>. Acesso em: 28 set. 2014.

YU, S.; TAO, J. Economic. energy and environmental evaluations of biomass-based fuel ethanol projects based on life cycle assessment and simulation. **Applied Energy**, n.86, p.178–188, 2009.

ZAH et al. **Life Cycle Assessment of Energy Products**: Environmental Assessment of Biofuels, EMPA, Bern, Switzerland, 2007.

ZANGHELINI, G. M. et al. A Aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil na Última Década. In: CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO PELO CICLO DE VIDA, 4., 2014, São Bernardo do Campo. **Anais...** São Bernardo do Campo: 2014. p. 267-27.

APÊNDICE A – Roteiro para a revisão bibliográfica sistemática

Planejamento

1.1 Identificação do problema e das questões de pesquisa

A ACV Consequencial é uma abordagem recente e pouco explorada no Brasil. Trata-se de um tema bastante controverso na literatura e constante alvo de discussões. Portanto, as seguintes questões conduziram a revisão:

- a) O que é a Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida?
- b) Como é realizada a Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida?
- c) Como a Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida pode ser classificada?
- d) Aonde e como a Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida vem sendo desenvolvida?

1.2 Definição das bases de dados e palavras-chave

As bases de dados utilizadas para a seleção de artigos foram a *Web of Science* (apps.webofknowledge.com) e a *Scopus* (www.scopus.com), por disponibilizarem periódicos relacionados ao tema pesquisado, além de possuírem fator de impacto de publicação e abrangência internacional.

Após alguns testes de combinações de palavras-chave e operadores lógicos, optou-se por realizar a busca nas bases de dados (nos campos “título, abstract e palavras-chave” para a *Scopus* e “tópico” para a *Web of Science*) considerando a seguinte combinação: “Consequential LCA” OR “Consequential Life Cycle Assessment” OR “Consequential modelling AND Life Cycle Assessment” OR “Consequential modeling AND Life Cycle Assessment”.

1.3 Definição dos critérios de inclusão dos artigos

Os critérios definidos para inclusão de artigos foram: artigos completos, em língua inglesa, disponíveis para download e não repetidos.

1.4 Definição de filtros de leitura dos artigos

Foram definidos dois filtros de leitura, sendo o primeiro a leitura do título, abstract e palavras-chave; e o segundo a leitura completa dos artigos.

APÊNDICE B – Quadro informativo dos artigos científicos

Nº	Título	Autor	Periódico	Tipo	Área	Método utilizado/desenvolvido	País	Ano
1	A graphical representation for consequential life cycle assessment of future technologies - Part 1: methodological framework	CHEN, I-C.; FUKUSHIMA, Y.; KIKUCHI Y.; HIRAO, M.	International Journal of Life Cycle Assessment	Teórico	Discussões metodológicas	Representação gráfica para avaliação de tecnologias em ACV consequential (CHEN et al.; 2012)	Taiwan	2012
2	A graphical representation for consequential life cycle assessment of future technologies - Part 2: two case studies on choice of technologies and evaluation of technology improvements	CHEN, I-C.; FUKUSHIMA, Y.; KIKUCHI Y.; HIRAO, M.	International Journal of Life Cycle Assessment	Aplicação	Energia/Bioenergia	Representação gráfica para avaliação de tecnologias em ACV consequential (CHEN et al.; 2012)	Taiwan	2012
3	A Macroscopic Forecasting Framework for Estimating Socioeconomic and Environmental Performance of Intelligent Transport Highways	KOLOSZ, B. W.; GRANT-MULLER, S. M.; DJEMAME, K.	IEEE Transactions on intelligent transportation system	Aplicação	Transportes	Utilização de Dados/Processos/Tecnologias marginais/afetados	Reino Unido	2014
4	A world with CO2 caps - Electricity production in consequential assessment	FINNVEDEN, G.	International Journal of Life Cycle Assessment	Teórico	Discussões metodológicas/ Energia/Bioenergia	-	Suécia	2008

5	An attributional and consequential life cycle assessment of substituting concrete with bricks	KUA, H. W.; KAMATH, S.	Journal of Cleaner Production	Aplicação/AxC	Materiais de construção	Elaboração de cenários consequenciais	Singapura	2014
6	Application of three independent consequential LCA approaches to the agricultural sector in Luxembourg	VÁZQUEZ-ROWE, I.; REGE, S.; MARVUGLIA, A.; THÉNIE, J.; HAURIE, A.; BENETTO, E.	International Journal of Life Cycle Assessment	Teórico/Aplicação	Discussões metodológicas/Agricultura	2 modelos de Equilíbrio Parcial (PE) e Schmidt (2008)	Luxemburgo	2013
7	Applying consequential LCA to support energy policy: Land use change effects of bioenergy production	VÁZQUEZ-ROWE, I.; MARVUGLIA, A.; REGE, S.; BENETTO, E.	Science of the Total Environment	Aplicação	Energia/Bioenergia	2 modelos de Equilíbrio Parcial (PE) e Schmidt (2008)	Luxemburgo	2014
8	Applying life cycle assessment to low carbon fuel standards - How allocation choices influence carbon intensity for renewable transportation fuels	KAUFMAN, A.; MEIER, P.J.; SINISTORE, J.C.; REINEMANN, D.J.	Energy Policy	Aplicação	Biocombustíveis	Modelo MARKAL	Estados Unidos	2010
9	Aspiring for environmentally conscious aquafeed: comparative LCA of aquafeed manufacturing using different protein sources	SAMUELFITWI, B.; MEYER, S.; RECKMANN, K.	Journal of Cleaner Production	Teórico/Aplicação/AxC	Discussões metodológicas/Aquacultura	Expansão do sistema e Utilização de Dados/Processos/Tecnologias marginais ou afetados	Alemanha	2013

		SCHROEDE R, J. P.; SCHULZ,C.						
10	Assessing corn ethanol - Relevance and responsibility	ANEX, R.; LIFSET, R.	Journal of Industrial Ecology	Teórico	Agricultura	Modelo GTAP	Estados Unidos	2009
11	Assessing environmental consequences of using co-products in animal feed	VAN ZANTEN, H. H. E.; MOLLENHORST, H.; DE VRIES, J. W.; VAN MIDDELAAR, C. E.; VAN KERNEBEEK, H. R. J.; DE BOER, I. J. M.	International Journal of Life Cycle Assessment	Aplicação	Pecuária	Extensão do modelo de Weidema et al. (2009) considerando uma situação de mercado estável	Holanda	2014
12	Assessing non-marginal variations with consequential LCA: Application to European energy sector	DANDRES, T.; GAUDREAU LT, C.; TIRADO-SECO, P.; SAMSON, R.	Renewable and Sustainable Energy Reviews	Teórico/ Aplicação	Discussões metodológicas/ Energia/Bioenergia	Modelo GTAP	Canadá	2011
13	Assessing the Environmental Impact of Flax Fibre Reinforced Polymer Composite from a Consequential Life Cycle Assessment Perspective	DENG, Y.; TIAN, Y.	Sustainability	Aplicação/AxC	Biomateriais	Weidema (2003)	Estados Unidos	2015

14	Assessment of the potential of digestibility-improving enzymes to reduce greenhouse gas emissions from broiler production	BUNDGAARD, A. M.; DALGAARD, R.; GILBERT, C.; THRANE, M.	Journal of Cleaner Production	Aplicação	Avicultura	Weidema (2003)	Dinamarca	2014
15	Attributional and Consequential Environmental Assessment of the Shift to Lead-Free Solders	EKVALL, T.; ANDRÆ, A. S.G	International Journal of Life Cycle Assessment	Aplicação/AxC	Indústria Eletrônica	Modelo de equilíbrio parcial (PE)	Suécia	2006
16	Attributional and consequential LCA in the ILCD handbook	EKVALL, T.; AZAPAGIC, A.; FINNVEDEN, G.; RYDBERG, T.; WEIDEMA, B.P.; ZAMAGNI, A.	International Journal of Life Cycle Assessment	Teórico/AxC	Discussões metodológicas	-	Suécia	2016
17	Attributional and consequential LCA of milk production	THOMASSEN, M. A.; DALGAARD, R.; HEIJUNGS, R.; BOER, I.	International Journal of Life Cycle Assessment	Aplicação/AxC	Pecuária de leite	Expansão do sistema e Utilização de Dados/Processos/Tecnologias marginais ou afetados	Holanda	2008
18	Attributional and Consequential Life-cycle Assessment in Biofuels: a Review of Recent Literature in the Context of System Boundaries	MARTIN, E. W.; CHESTER, M. V.; VERGARA,	Current Sustainable/Renewable Energy Reports	Teórico/AxC	Discussões metodológicas/Biocombustíveis	-	Estados Unidos	2015

		S.E.						
19	Avoiding Allocation in Life Cycle Assessment Revisited	WEIDEMA, B. P. ; SCHMIDT, J.	Journal of Industrial Ecology	Teórico	Discussões metodológicas	-	Dinamarca	2010
20	Bioenergy Production from Perennial Energy Crops: A Consequential LCA of 12 Bioenergy Scenarios including Land Use Changes	TONINI, D.; HAMELIN, L.; WENZEL, H.; ASTRUP, T.	Environmental Science & Technology	Aplicação	Energia/Bioenergia	Hamelin et al. (2012) e versão modificada do modelo GTAP	Dinamarca	2012
21	Biomass from agriculture in small-scale combined heat and power plants - A comparative life cycle assessment	KIMMING, M.; SUNDBERG, C.; NORDBERG, A.; BAKY, A.; BERNESSON, S.; NORÉN, O.; HANSSON, P.A.	Biomass and bioenergy	Aplicação	Agricultura	Modelo ICBM	Suécia	2011
22	Can the Predictions of Consequential Life Cycle Assessment Be Tested in the Real World? Comment on “Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation...”	DALE, B. E.; SEUNDO, K.	Journal of Industrial Ecology	Teórico	Discussões metodológicas	-	Estados Unidos	2014

23	Cattle feed or bioenergy? Consequential life cycle assessment of biogas feedstock options on dairy farms	STYLES, D.; GIBBONS, J.; WILLIAMS, A. P.; STICHNOTH E, H.; CHADWICK, D. R.; HEALEY, J. R.	Global Change Biology Bioenergy	Aplicaçã o	Energia/Bioene rgia	LCAD tool	Reino Unido	2014
24	Challenge clusters facing LCA in environmental decision-making— what we can learn from biofuel	MCMANUS, M. C.; TAYLOR, C. M.; MOHR, A.; WHITTAKER, R. C.; SCOWN, C.D.; BORRION, A. L.; GLITHERO, N. J. ; YIN, Y.	International Journal of Life Cycle Assessment	Teórico	Discussões metodológicas/ Energia/Bioene rgia	-	Reino Unido	2015
25	Cleaner production tools: LCA and beyond	EKVALL, T.	Journal of Cleaner Production	Teórico	Discussões metodológicas	-	Suécia	2002
26	Climate Policy Decisions Require Policy-Based Lifecycle Analysis	BENTO, A. M.; KLOTZ, R.	Environmental Science & Technology	Aplicaçã o	Biocombustíveis	Modelo de equilíbrio geral (Multimarket)	Estado s Unidos	2014

27	Comparative LCA of treatment options for US scrap tires: material recycling and tire-derived fuel combustion	FERALDI, R.; CASHMAN, S.; HUFF, M.; RAAHAUGE, L.	International Journal of Life Cycle Assessment	Aplicação/AxC	Tratamento/Geestão de resíduos	Utilização de Dados/Processos/Tecnologias marginais/afetados	Alemanha	2013
28	Comparative life cycle assessment (LCA) of raising rainbow trout (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) in different production systems	SAMUEL-FITWI, B.; NAGEL, F.; MEYER, S.; SCHROEDER, J.P.; SCHULZ, C.	Aquacultural Engineering	Aplicação	Aquacultura	Weidema (2003)	Alemanha	2013
29	Comparative life cycle assessment of rapeseed oil and palm oil	SCHMIDT, J. H.	International Journal of Life Cycle Assessment	Aplicação/AxC	Agricultura	Weidema (2003), consulta a Outlook agrícola (FAPRI)	Dinamarca	2010
30	Comparing environmental consequences of anaerobic mono- and co-digestion of pig manure to produce bio-energy – A life cycle perspective	DE VRIES, J.W.; VINKEN, T.M.W.J.; HAMELIN, L.; DE BOER, I.J.M.	Bioresource Technology	Aplicação	Energia/Bioenergia	Weidema (2003)	Holanda	2012
31	Consequential Environmental and Economic Life Cycle Assessment of Green and Gray Stormwater Infrastructures for Combined Sewer Systems	WANG, R.; ECKELMAN, M.J.; ZIMMERMAN, J. B.	Environmental Science & Technology	Aplicação	Sistema de infraestrutura de águas pluviais	Expansão do sistema	Estados Unidos	2013
32	Consequential environmental system analysis of expected offshore wind electricity production	PEHNT, M.; OESER, M.; SWIDER,	Energy	Aplicação	Energia/Bioenergia	Modelo estocástico E2M2	Alemanha	2008

	in Germany	D.J.						
33	Consequential LCA of switching from maize silage-based to grass-based dairy systems	NGUYEN, T. T. H.; CORSON, M. S.; DOREAU, M.; EUGÈNE, M.; VAN DER WERF, H. M. G.	International Journal of Life Cycle Assessment	Aplicação	Pecuária	Modelos GTAP e LEITAP (Edwards et al. 2010)	França	2013
34	Consequential life cycle assessment: a review	EARLES, J. M.; HALOG, A.	International Journal of Life Cycle Assessment	Teórico	Discussões metodológicas	-	Estados Unidos	2011
35	Consequential Life Cycle Assessment of Policy Vulnerability to Price Effects	RAJAGOPAL, D.	Journal of Industrial Ecology	Aplicação	Biocombustíveis	Modelo de equilíbrio parcial (PE)	Estados Unidos	2013
36	Consequential life cycle assessment of biogas, biofuel and biomass energy options within an arable crop rotation	STYLES, D.; GIBBONS, J.; WILLIAMS, A. P.; DAUBER, J.; STICHTHOFF, H.; URBAN, B.; CHADWICK, D.R.; JONES, D.L.	Global Change Biology Bioenergy	Aplicação/AxC	Energia/Bioenergia	LCAD tool	Reino Unido	2015

37	Consequential Life Cycle Assessment of Nitrogen Fertilisers Based on Biomass – a Swedish perspective	AHLGREN, S.; BAKY, A.; BERNESSEN, N.; NORDBERG, S. Å.; NORÉN, O.; HANSSON, P.	Insciences Journal	Aplicação	Energia/Bioenergia	Elaboração de cenários consequenciais	Suécia	2012
38	Consequential life cycle assessment of the environmental impacts of an increased rapemethylester (RME) production in Switzerland	REINHARD, J.; ZAH, R.	Biomass and bioenergy	Aplicação	Biocombustíveis	Expansão do sistema e Utilização de Dados/Processos/Tecnologias marginais ou afetados	Suíça	2011
39	Consequential Life Cycle Assessment With Market-Driven Design Development and Demonstration	WHITEFOOT, K. S.; GRIMES-CASEY, H. G.; GIRATA, C. E.; MORROW, W. R.; WINEBRAKE, J. J.; KEOLEIAN, G. A.; SKERLOS, S.J.	Journal of Industrial Ecology	Aplicação	Market-Drive Design (MDD)	cLCA-MDD (baseado em modelo de equilíbrio parcial)	Estados Unidos	2011
40	Consequential LCA of two alternative systems for biodiesel consumption in Spain, considering	ESCOBAR, N.; RIBAL, J.;	Journal of Cleaner Production	Aplicação	Biocombustíveis	Dalgaard et al. (2008) ; Reinhard e Zah (2009); Ekvall and Finnveden	Espanha	2014

	uncertainty	CLEMENTE, G.; SANJUÁN				(2001)		
41	Crediting Aluminium Recycling in LCA by Demand or by Disposal	FREES, N.	International Journal of Life Cycle Assessment	Aplicação	Tratamento/Gestão de resíduos	Elasticidades de Preço	Dinâmica	2008
42	Critical aspects in the life cycle assessment (LCA) of bio-based materials – Reviewing methodologies and deriving recommendations	PAWELZIK, P.; CARUS, M.; HOTCHKISS, J.; NARAYAN, R.; SELKE, S.; WELLISCH, M.; WEISS M.; WICKE, B.; PATEL, M.K.	Resources, Conservation and Recycling	Teórico/AxC	Biomateriais	-	Holanda	2013
43	Energy decision making in a pulp and paper mill: selection of LCA system boundary	GAUDREAU LT, C.; SAMSON, R.; STUART, P. R.	International Journal of Life Cycle Assessment	Teórico/Aplicação/AxC	Discussões metodológicas/Energia/Bioenergia	Elasticidades de Preço Padronizadas para identificação de como os processos são afetados (Ekvall e Weidema, 2004) ; Weidema et al. Para identificação de processo eletricidade afetado (1999)	Canadá	2010
44	Energy system analysis of marginal electricity supply in consequential LCA	LUND, H; MATHIESEN B.V.; CHRISTENSEN, P.;	International Journal of Life Cycle Assessment	Aplicação	Energia/Bioenergia	Weidema (2003) e Modelo <i>EnergyPLAN</i>	Dinâmica	2010

		SCHMIDT, J. H.						
45	Environmental Assessment of Brownfield Rehabilitation Using Two Different Life Cycle Inventory Models Part 1: Methodological Approach	LESAGE, P. ; EKVALL, T.; DESCHENE S, L.; REJEAN, S.	International Journal of Life Cycle Assessment	Teórico/ AxC	Discussões metodológicas/ Gestão de áreas contaminadas	-	Canadá	2007
46	Environmental Assessment of Brownfield Rehabilitation Using Two Different Life Cycle Inventory Models Part 2: Case Study	LESAGE, P. ; EKVALL, T.; DESCHENE S, L.; REJEAN, S.	International Journal of Life Cycle Assessment	Aplicação/AxC	Gestão de áreas contaminadas	Modelo de Equilíbrio Parcial (PE)	Canadá	2007
47	Environmental Assessment of Digestibility Improvement Factors Applied in Animal Production - Use of Ronozyme® WX CT Xylanase in Danish Pig Production	NIELSEN, P.H.; DALGAARD, R.; KORSBAK, A.; PETTERSSON, D.	International Journal of Life Cycle Assessment	Aplicação	Suinocultura	Expansão do sistema e Utilização de Dados/Processos/Tecnologias marginais ou afetados	Dinamarca	2007
48	Environmental Comparison of Bio based Chemicals from Glutamic Acid with Their Petrochemical Equivalents	LAMMENS, T. M.; POTTING, J.; SANDERS, J. P. M.; DE BOER, I. J. M.	Environmental Science & Technology	Aplicação	Biomateriais	Expansão do sistema	Holanda	2011

49	Environmental consequences of different carbon alternatives for increased manure-based biogas	HAMELIN, L.; NAROZNOV A, I.; WENZEL, H.	Applied Energy	Aplicação	Energia/Bioenergia	Weidema et al. (1999); Ekvall e Weidema (2004); Weidema (2003)	Dinamarca	2014
50	Environmental Consequences of Future Biogas Technologies Based on Separated Slurry	HAMELIN, L.; WESNAES, M.; WENZEL, H.; PETERSEN, B. M.	Environmental Science & Technology	Aplicação	Energia/Bioenergia	Weidema et al. (1999); Ekvall e Weidema (2004); Weidema (2003)	Dinamarca	2011
51	Environmental consequences of recycling aluminum old scrap in a global market	SEVIGNÉ-ITOIZ, E.; GASOL, C. M.; RIERADEVALL, J.; GABARRELL, X.	Resources, Conservation and Recycling	Aplicação	Tratamento/Gestão de resíduos	Weidema et al. (2009)	Espanha	2014
52	Evaluating Holistic Environmental Consequences of Brownfield Management Options Using Consequential Life Cycle Assessment for Different Perspectives	LESAGE, P. DESCHENE S, L.; REJEAN, S.	Environmental Management	Aplicação	Gestão de áreas contaminadas	Expansão do sistema	Canadá	2007
53	Fossil energy and GHG saving potentials of pig farming in the EU	NGUYEN, T.L.; HERMANSEN, J.E.; MOGENSEN	Energy Policy	Aplicação	Suinocultura	Expansão do Sistema	Dinamarca	2010

		, L.						
54	Generalized Make and Use Framework for Allocation in Life Cycle Assessment	SUH, S; WEIDEMA, B.; SCHMIDT, J. H.; HEIJUNGS, R.	Journal of Industrial Ecology	Teórico	Discussões metodológicas	-	Estados Unidos	2010
55	Generic model for calculating carbon footprint of milk using four different life cycle assessment modelling approaches	DALGAARD, R.; SCHMIDT, J.; FLYSJÖ, A.	Journal of Cleaner Production	Aplicação/AxC	Pecuária de leite	Weidema (2003)	Dinamarca	2004
56	Global environmental consequences of increased biodiesel consumption in Switzerland: consequential life cycle assessment	REINHARD, J.; ZAH, R.	Journal of Cleaner Production	Aplicação	Biocombustíveis	Weidema (2003)	Suíça	2009
57	Global environmental impact assessment of the Pb-free shift	ANDRAE, S.G.A.; IBABA, N. I. A.	Soldering & Surface Mount Technology	Aplicação	Indústria Eletrônica	Expansão do sistema	Japão	2007
58	Heat pumps versus combined heat and power production as CO2 reduction measures in Finland	RINNE,S.; SYRI, S.	Energy	Aplicação	Energia/Bioenergia	Expansão do sistema	Finlândia	2013
59	Impacts of Thai bio-ethanol policy target on land use and greenhouse gas emissions	SILALERTRUKSA, T.; GHEEWALA, S. H.; SAGISAKA,	Applied Energy	Aplicação	Biocombustíveis	Schmidt (2008)	Tailândia	2009

		M.						
60	Integrated Economic Equilibrium and Life Cycle Assessment Modeling for Policy-based Consequential LCA	EARLES, J. M.; HALOG, A.; INCE, P.; SKOG, K.	Journal of Industrial Ecology	Teórico	Discussões metodológicas/Bicombustíveis	Modelo de equilíbrio parcial integrado à ACV (USFPM-LCA)	Estados Unidos	2012
61	LCA of Danish Fish Products - New methods and insights	THRANE, M.	International Journal of Life Cycle Assessment	Aplicação	Piscicultura	Weidema (2003)	Dinamarca	2006
62	LCA of Soybean Meal	DALGAARD, R.; SCHMIDT, J.; HALBERG, N.; CHRISTENSEN, P.; THRANE, M.; PENGUE, W. A.	International Journal of Life Cycle Assessment	Aplicação	Agricultura	Weidema (2003) e Modelo ESMERALDA	Dinamarca	2008
63	Life Cycle Assessment Different Models for Different Purposes	ANEX, R.; LIFSET, R.	Journal of Industrial Ecology	Teórico/AxC	Discussões metodológicas	-	Estados Unidos	2014
64	Life cycle assessment of alternative bedpans e a case of comparing disposable and reusable devices	SØRENSEN, B. L.; WENZEL, H.	Journal of Cleaner Production	Aplicação	Tratamento/Gestão de resíduos	Ekvall e Weidema (2004)	Dinamarca	2014
65	Life cycle assessment of an advanced bioethanol technology in the perspective of constrained	HEDEGAARD, K.; THYO, K.A.;	Environmental Science & Technology	Aplicação	Bicombustíveis	Utilização de Dados/Processos/Tecnologias marginais/afetados	Dinamarca	2008

	biomass availability	WENZEL, H.						
66	Life cycle assessment of bioethanol-based PVC. Part 2: Consequential approach	ALVARENGA, R. F. ; DEWULF, J; DE MEESTER, S.; WATHELET, A.; VILLERS, J.; THOMMERT, R.; HRUSKA, Z.	Biofuels, Bioproducts and Biorefining	Aplicação	Biocombustíveis	Lapola et al. (2010) e Modelo BLUM	Bélgica	2013
67	Life cycle assessment of biofuel production from brown seaweed in Nordic conditions	ALVARADO-MORALES, M.; BOLDRIN, A.; KARAKASHEV, D.B.; HOLDT, S.L.; ANGELIDAKIS, I.; ASTRUP, T.	Bioresource Technology	Aplicação	Biocombustíveis	ILCD Handbook	Dinamarca	2013
68	Life cycle assessment of commercial furniture: a case study of Formway LIFE chair	GAMAGE, G.B. ; BOYLE, C.; MCLAREN, S.J.; MCLAREN,	International Journal of Life Cycle Assessment	Aplicação	Móveis	Expansão do Sistema	Nova Zelândia	2008

		J.						
69	Life cycle assessment of construction materials: the influence of assumptions in end-of-life modelling	SANDIN, G.; PETERS, G. M.; SVANSTRÖM, M.	International Journal of Life Cycle Assessment	Aplicação	Materiais de construção	Expansão do sistema	Suécia	2014
70	Life cycle assessment of energy generation from biogas—Attributional vs. consequential approach	REHL, T.; LANSCHE, J.; MÜLLER, J.	Renewable and Sustainable Energy Reviews	Aplicação/AxC	Energia/Bioenergia	Expansão do sistema	Alemanha	2012
71	Life cycle assessment of energy self-sufficiency systems based on agricultural residues for organic arable farms	KIMMING, M.; SUNDBERG, C.; NORDBERG, Å.; BAKY, A.; BERNESSON, S.; NORÉN, O.; HANSSON, P.A.	Bioresource Technology	Aplicação	Energia/Bioenergia	Identificação de processos afetados (porém os autores não especificam qual procedimento foi adotado para identificação)	Suécia	2011
72	Life cycle assessment of fuels for district heating: A comparison of waste incineration, biomass- and natural gas combustion	ERIKSSON, O.; FINNVEDEN, G.; EKVALL, T.; BJORKLUND, A.	Energy Policy	Aplicação	Tratamento/Gestão de resíduos	Modelo de otimização dinâmica ("NELSON")	Suécia	2007

73	Life cycle assessment of the waste hierarchy – A Danish case study on waste paper	SCHMIDT, J.H.; HOLM, P.; MERRILD, A.; CHRISTENSEN, P.	Waste Management	Aplicação	Tratamento/Gestão de resíduos	Weidema (2003)	Dinamarca	2007
74	Life cycle assessment Part I: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications	REBITZER, G.; EKVALL, T.; FRICHKNECHT, R.; HUNKELER, D.; NORRIS, G.; RYDBERG, T.; SCHMIDT, W. P.; SUH, S.; WEIDEMA, B. P.; PENNINGTON, D.	Environment International	Teórico	Discussões metodológicas	-	Suíça	2004
75	Life cycle energy and GHG emissions of PET recycling: change-oriented effects	SHEN, L.; NIEUWLAAER, E.; WORRELL, E.; PATEL, M. K.	International Journal of Life Cycle Assessment	Aplicação	Tratamento/Gestão de resíduos	Expansão do sistema	Holanda	2011

76	Life Cycle Inventory Modelling of Land Use Induced by Crop Consumption Part 1: Conceptual Analysis and Methodological Proposal	KLØVERPRI S, J.; WENZEL, H.; NIELSEN, P.H.	International Journal of Life Cycle Assessment	Teórico	Agricultura	Modelo GTAP	Dinamarca	2008
77	Life cycle inventory modelling of land use induced by crop consumption - Part 2: Example of wheat consumption in Brazil, China, Denmark and the USA	KLØVERPRI S, J. H.; BALTZER, K.; NIELSEN, P.H.	International Journal of Life Cycle Assessment	Aplicação	Agricultura	Modelo GTAP	Dinamarca	2010
78	Lights and shadows in consequential LCA	ZAMAGNI, A.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; MASONI, P.; RAGGI, A.	International Journal of Life Cycle Assessment	Teórico	Discussões metodológicas	-	Itália	2012
79	Macroanalysis of the economic and environmental impacts of a 2005–2025 European Union bioenergy policy using the GTAP model and life cycle assessment	DANDRES, T.; GAUDREAU LT, C.; TIRADO-SECO, P.; SAMSON, R.	Renewable and Sustainable Energy Reviews	Aplicação	Energia/Bioenergia	Modelo GTAP	Canadá	2012
80	Marginal production technologies for life cycle inventories	WEIDEMA, B. P. ; FREES, N.; NIELSEN, A. M.	International Journal of Life Cycle Assessment	Teórico	Discussões metodológicas	-	Dinamarca	1999

81	Material Resources, Energy, and Nutrient Recovery from Waste: Are Waste Refineries the Solution for the Future?	TONINI, D.; MARTINEZ-SANCHEZ, V.; ASTRUP, T.	Environmental Science & Technology	Aplicação	Tratamento/Gestão de resíduos	Expansão do sistema	Dinamarca	2013
82	Methodological Aspects of Applying Life Cycle Assessment to Industrial Symbioses	MATTILA, T.; LEHTORANTA, S.; SOKKA, L.; MELANEN, M.; NISSINEN, A.	Journal of Industrial Ecology	Teórico	Simbiose Industrial	ILCD Handbook	Finlândia	2012
83	Methodology of supporting decision-making of waste management with material flow analysis (MFA) and consequential life cycle assessment (CLCA): case study of waste paper recycling	SEVIGNÉ-ITOIZ, E.; GASOL, C.M.; RIERADEVALL, J.; GABARRELL, X.	Journal of Cleaner Production	Aplicação	Tratamento/Gestão de resíduos	Weidema (2003)	Espanha	2014
84	Modelling approaches for consequential life-cycle assessment (C-LCA) of bioenergy: Critical review and proposed framework for biogas production	MARVUGLIA, A.; BENETTO, E.; REGE, S.; JURY, C.	Renewable and Sustainable Energy Reviews	Teórico	Discussões metodológicas/Energia/Bioenergia	-	Luxemburgo	2013
85	Normative ethics and methodology for life cycle assessment	EKVALL, T.; TILLMAN, A.; MOLANDER, S.	Journal of Cleaner Production	Teórico/AxC	Discussões metodológicas	-	Suécia	2005

86	On market-mediated emissions and regulations on life cycle emissions	RAJAGOPAL, D.; ZILBERMAN, D.	Ecological Economics	Teórico/AxC	Biocombustíveis	-	Estados Unidos	2013
87	On the uncanny capabilities of consequential LCA	SUH, S. & YANG, Y.	International Journal of Life Cycle Assessment	Teórico/AxC	Discussões metodológicas	-	Estados Unidos	2014
88	Optimal utilization of waste-to-energy in an LCA perspective	ASTRUP, T.; FRUERGAAARD, T.	Waste Management	Aplicação	Energia/Bioenergia	Utilização de Dados/Processos/Tecnologias marginais/afetados	Dinamarca	2011
89	Parametric assessment of climate change impacts of automotive material substitution	GEYER, R.	Environmental Science & Technology	Aplicação	Indústria Automotiva	Expansão do Sistema	Estados Unidos	2008
90	Positive and negative feedback in consequential life-cycle assessment	SANDÉN, B. A.; KARLSTROM, M.	Journal of Cleaner Production	Teórico	Discussões metodológicas	-	Suécia	2007
91	Rationales for and limitations of preferred solutions for multi-functionality problems in LCA: is increased consistency possible?	PELLETIER, N.; ARDENTE, F.; BRANDÃO, M.; DE CAMILLIS, C.; PENNINGTON, D.	International Journal of Life Cycle Assessment	Teórico	Discussões metodológicas	-	Itália	2015

92	Rebound Effects of Price Differences	THIESEN, J.; CHRISTENSEN T.S.; KRISTENSEN T.G.; ANDERSEN R.D.; BRUNOE, B.; GREGERSEN T.K.; THRANE, M.; WEIDEMA, B.P.	International Journal of Life Cycle Assessment	Teórico	Discussões metodológicas	-	Dinamarca	2008
93	Recent developments in Life Cycle Assessment	FINNVEDEN, G; HAUSCHILD, M. Z. EKVALL, T.; GUINEE, J.; HEIJUNGS, R.; HELLWEG, S.; KOEHLER, A.; PENNINGTON, D.; SUH, S.	Journal of Environmental Management	Teórico	Discussões metodológicas	-	Suécia	2009

94	Replacing fossil energy for organic milk production - potential biomass sources and greenhouse gas emission reductions	KIMMING, M.; SUNDBERG, C.; NORDBERG, A.; BAKY, A.; BERNESSON, S.; HANSSON, P.-A.	Journal of Cleaner Production	Aplicação	Energia/Bioenergia	Utilização de Dados/Processos/Tecnologias marginais/afetados	Suécia	2014
95	Response to “On the uncanny capabilities of consequential LCA” by Sangwon Suh and Yi Yang	PLEVIN, R. J.; DELUCCHI, M.A.; CREUTZIG, F.	International Journal of Life Cycle Assessment	Teórico/AxC	Discussões metodológicas	-	Estados Unidos	2014
96	Scope-dependent modelling of electricity supply in life cycle assessment	FRISCHKNECHT, R.; STUCKI, M.	International Journal of Life Cycle Assessment	Teórico/AxC	Discussões metodológicas/Energia/Bioenergia	-	Suíça	2010
97	Significance of decision-making for LCA methodology	TILLMAN, A. M.	Environmental Impact Assessment Review	Teórico	Discussões metodológicas	-	Suécia	2000
98	Shift in the Marginal Supply of Vegetable Oil	SCHMIDT, J. H. & WEIDEMA, B.P.	International Journal of Life Cycle Assessment	Aplicação	Agricultura	Weidema (2003), consulta a <i>Outlook</i> agrícola (FAPRI) e à informação de relações de preço	Dinamarca	2008
99	System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis	EKVALL, T.; WEIDEMA, B. P.	International Journal of Life Cycle Assessment	Teórico	Discussões metodológicas	-	Suécia	2004

100	System delimitation in agricultural consequential LCA	SCHMIDT, J. H.	International Journal of Life Cycle Assessment	Teórico	Agricultura	Schmidt (2008)	Dinamarca	2008
101	System delimitation in life cycle assessment (LCA) of aquaculture: striving for valid and comprehensive environmental assessment using rainbow trout farming as a case study	SAMUEL-FITWI, B.; SCHROEDER, J. P.; SCHULZ, C.	International Journal of Life Cycle Assessment	Aplicação	Aquacultura	Weidema (2003)	Alemanha	2013
102	The complexity and challenges of determining GHG (greenhouse gas) emissions from grid electricity consumption and conservation in LCA (life cycle assessment) - A methodological review	SOIMAKALLIO, S.; KIVILUOMA, J.; SAIKKU, L.	Energy	Teórico	Energia/Bioenergia	-	Finlândia	2011
103	The Consequences of Substituting Sand with Used Copper Slag in Construction: An Embodied Energy and Global Warming Potential Analysis using Life Cycle Approach and Different Allocation Method	KUA, H. W.	Journal of Industrial Ecology	Aplicação/AxC	Materiais de construção	Sanden e Karlstrom (2007) e Reinhard e Zah (2009).	Singapura	2013
104	The global warming potential of two healthy Nordic diets compared with the average Danish diet	SAXE, H.; LARSEN, T. M.; MOGENSEN, L.	Climatic change	Aplicação	Dieta humana	Weidema, 2009	Dinamarca	2012
105	The international workshop on electricity data for life cycle inventory	CURRAN, M. A.; MANN, M.; NORRIS, G.	Journal of Cleaner Production	Teórico	Discussões metodológicas	-	Estados Unidos	2005

106	The use of a consequential perspective to upgrade the utility of Life Cycle Assessment for fishery managers and policy makers	VÁZQUEZ-ROWE, I.; BENETTO, E.	Marine Policy	Teórico	Discussões metodológicas	-	Luxemburgo	2014
107	The Use of LCA in the Support of Robust (Climate) Policy-Making: Comment on “Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change ...”	BRANDÃO, M. ; CLIFT, R.; COWIE, A; GREENHALGH, S.	Journal of Industrial Ecology	Teórico	Discussões metodológicas	-	Nova Zelândia	2014
108	The use of substitution in attributional life cycle assessment	BRANDER, M.; WYLIE, C.	Greenhouse Gas Measurement and Management	Teórico/AxC	Discussões metodológicas	-	Reino Unido	2011
109	Uncertainties related to the identification of the marginal energy technology in consequential life cycle assessments	MATHIESEN, B. V; MUNSTER, M.; FRUERGAA RD, T.	Journal of Cleaner Production	Teórico	Discussões metodológicas	-	Dinamarca	2009
110	Understanding the Climate Mitigation Benefits of Product Systems: Comment on “Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation. . . ”	HERTWICH, E.	Journal of Industrial Ecology	Teórico/AxC	Discussões metodológicas	-	Noruega	2014
111	Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation Benefits Misleads Policy Makers	PLEVIN, R. J.; DELUCCHI, M.A.; CREUTZIG, F.	Journal of Industrial Ecology	Teórico/AxC	Discussões metodológicas	-	Estados Unidos	2013

11 2	2nd Generation biofuels a sure bet? A life cycle assessment of how things could go wrong	MELAMU, R.; BLOTTNITZ, H.	Journal of Cleaner Production	Aplicaçã o	Biocombustíveis	Expansão do sistema	África do Sul	2011
---------	--	------------------------------------	----------------------------------	---------------	-----------------	---------------------	------------------	------