ALEX RODRIGUES NOGUEIRA

**Avaliação do desempenho ambiental de biodiesel produzido a partir
de gordura animal segundo diferentes abordagens para situações
de multifuncionalidade**

São Paulo
2018

ALEX RODRIGUES NOGUEIRA

**Avaliação do desempenho ambiental de biodiesel produzido a partir de
gordura animal segundo diferentes abordagens para situações de
multifuncionalidade**

Tese apresentada à Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo para obtenção do
título de Doutor em Ciências

Orientador:
Prof. Dr. Luiz Alexandre Kulay

São Paulo
2018

ALEX RODRIGUES NOGUEIRA

**Avaliação do desempenho ambiental de biodiesel produzido a partir de
gordura animal segundo diferentes abordagens para situações de
multifuncionalidade**

Tese apresentada à Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo para obtenção do
título de Doutor em Ciências

Área de Concentração:
Engenharia Química

Orientador:
Prof. Dr. Luiz Alexandre Kulay

São Paulo

2018

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, 26 de fevereiro de 2018.

Assinatura do autor:

Assinatura do orientador:

CATALOGAÇÃO-NA-PUBLICAÇÃO

Nogueira, Alex Rodrigues

Avaliação do desempenho ambiental de biodiesel produzido a partir de gordura animal segundo diferentes abordagens para situações de multifuncionalidade / A. R. Nogueira – versão corr. - São Paulo, 2018.
140 p.

Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química.

1.Avaliação do Ciclo de Vida de produtos 2.Biodiesel
3.Multifuncionalidade 4.Gordura bovina I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Química II.t.

A Derci Nogueira e João Nogueira

AGRADECIMENTOS

Inicialmente, agradeço a Deus por me acompanhar, proteger e guiar em todos os momentos da minha vida.

Aos meus pais (João e Derci), meu irmão (André) e demais familiares, pelos exemplos, integridade, e pelo apoio incondicional sobretudo nos momentos mais difíceis e incertos.

À Susi Chauque, pelo companheirismo, pelos constantes exemplos de superação, pelo apoio, e por fazer despertar o que existe de melhor em mim.

Ao amigo e orientador Prof. Dr. Luiz Kulay, pelas oportunidades, ensinamentos, pelas discussões sempre construtivas, e, principalmente, por confiar em mim até mesmo nos momentos em que eu deixei de confiar.

Ao amigo Prof. Dr. Gil Anderi da Silva, pelas conversas, pelos conselhos, pela confiança, pelas oportunidades oferecidas ao longo dos últimos anos.

À Rose Baldi, pelos conselhos, pelos exemplos de superação, pela atenção oferecida nos momentos complicados, e pela alegria transmitida durante as muitas conversas.

Aos amigos do Grupo de Prevenção da Poluição (GP2), muito obrigado pelas risadas, pelas trocas de experiências e pelos momentos compartilhados.

Aos amigos Eduardo, Rafael, Guilherme e Renata, pelo apoio, pelos conselhos nos momentos de aflição, pelas gargalhadas constantes, e pela inspiração.

Ao Prof. Dr. Alexandre Igari, pelos exemplos, pelos conselhos dados ao longo dos últimos anos, e por me aceitar como estagiário do PAE.

Aos colegas funcionários do Departamento de Engenharia Química da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, em especial à Elisete, Graça, Antônio Carlos, Alexandre e Valter, pelo apoio em diversos momentos desta pós-graduação.

Aos amigos Eduardo, Fernanda, Heloisa e Lucas Pereira, pela cumplicidade, estímulos, gargalhadas, e pelas aventuras, e por mostrar que as verdadeiras amizades superam qualquer distância.

Aos amigos da República Zimbabwe – Gustavão, Ana, Alessandro, Brian, Flavinha, Renan, Renata, Camila, Rute, Gilberto, Evandro, Jasmin, Gustavinho, Rodolfo, Juliano e tantos outros – com os quais tive o privilégio de conviver e compartilhar momentos de alegria, frustrações, angústia e superações ao longo dos últimos nove anos.

À Renata e à Maria Esther, pela atenção e preocupação, e por me ajudarem a superar barreiras.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo auxílio financeiro que possibilitou o desenvolvimento deste trabalho.

[...]

quando a falta de esperança decidir lhe açoitar;

se tudo o que for real, for difícil suportar;

é hora do recomeço;

recomesse a sonhar.

[...]

Bráulio Bessa

RESUMO

O Brasil é um país que se destaca pela pujança da pecuária e como importante ator no mercado de biodiesel. Entretanto, há uma carência de estudos que investiguem o desempenho ambiental do biodiesel produzido a partir de gordura animal segundo uma lógica sistêmica. Trata-se de um tema controverso em função do tratamento dado à gordura pois, embora haja demanda e mercado bem estabelecido, há casos em que esta substância é tratada como um rejeito da produção de carne, desconsiderando-se os impactos ambientais pregressos. Neste contexto, o presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de avaliar a criticidade de diferentes abordagens para as situações de multifuncionalidade da cadeia de produção do biodiesel obtido de gordura animal. Para tanto, fez-se uso da técnica de Avaliação do Ciclo de Vida de produtos segundo o enfoque atribucional com escopo do “berço-ao-portão” para se determinar o desempenho do biodiesel produzido nas regiões Sul, Centro-Oeste e Sudeste, e disponibilizado (tanto puro quanto na forma das misturas B15 e B8) para a região metropolitana de São Paulo entre os anos de 2013 e 2015. As situações de multifuncionalidade foram analisadas a partir da aplicação de critérios físicos (proporção mássica e conteúdo energético), de critérios econômicos e do Método Surplus, além da expansão das fronteiras do sistema e substituição de cargas ambientais evitadas. Os resultados foram expressos em termos das categorias de impacto de Mudanças Climáticas, Acidificação terrestre, Eutrofização aquática, Formação fotoquímica de oxidantes, Demanda de Energia Primária. Adicionalmente, foram feitas considerações a respeito do indicador de Energy Return On Investment (EROI) e do balanço de emissões de gases de efeito estufa. Os resultados indicaram que a alocação das cargas ambientais do processo de refino de petróleo – para a produção do diesel fóssil usado em atividades de transporte – mostrou-se irrelevante no contexto do presente estudo. No que diz respeito ao processo de transesterificação, os efeitos das abordagens para as situações de multifuncionalidade foram pouco influentes sobre os resultados. Isto porque a magnitude do impacto da atividade pecuária foi tamanha que a amplitude dos resultados variou cerca de 817 vezes (no caso da categoria de Mudanças Climáticas) ou até 1084 vezes (para a Demanda de Energia Primária).

Palavras-Chave: Avaliação de Ciclo de Vida. Biodiesel. Multifuncionalidade. Gordura animal.

ABSTRACT

Brazil is a country that stands out for the internal importance of cattle farming and as an important player in the biodiesel market. However, there is a lack of studies focusing the investigation of the environmental performance of biodiesel produced from animal tallow according to a systemic scope. This is a controversial issue, due to the treatment given to tallow as, although there is consistent market demand, there are cases in which this substance is treated as a waste from meat production activities. In this context, this study was conducted aiming the evaluation of the criticality of different approaches to multifunctional situations of the biodiesel production chain from animal tallow. In order to do so, attributional Life Cycle Assessment technique was used according to a "cradle-to-gate" scope in order to determine the environmental performance of biodiesel produced in the South, Midwest and Southeast regions, and commercialized (either purely or in the form of B15 and B8 mixtures) at São Paulo metropolitan region between 2013 and 2015. Multifunctionality situations were analyzed based on the application of physical criteria (mass ratio and energy content), economic criteria and the Surplus Method, as well as based on system boundaries expansion and the substitution of avoided environmental burdens. The results were expressed in terms of the following impact categories: Climate Change, Terrestrial Acidification, Aquatic Eutrophication, Photochemical Oxidants Formation, and Primary Energy Demand. In addition, considerations were made regarding the Energy Return On Investment (EROI) indicator and the greenhouse gases emission balance. The results indicated that the allocation of environmental burdens at petroleum refining process – for the production of fossil diesel used in transport activities – proved to be irrelevant in the context of the present study. Regarding the transesterification process, the effects of the approaches for multifunctionality situations were not very influential on the results. This is because the magnitude of the impact of cattle raising activity was such that the results varied by about 817 times (in the case of the Climate Change impact category) or up to 1084 times (considering the Primary Energy Demand).

Keywords: Life Cycle Assessment. Biodiesel. Multifunctionality. Tallow

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Evolução da oferta e demanda de biodiesel no mercado brasileiro entre os anos de 2007 e 2016.	25
Figura 2 – Evolução da produção de biodiesel cada região do Brasil.....	27
Figura 3 – Evolução da participação percentual das principais matérias-primas para a produção de biodiesel na região Centro-Oeste do Brasil entre 2013 e 2016.	28
Figura 4 – Evolução da participação percentual das principais matérias-primas para a produção de biodiesel na região Sul do Brasil entre 2013 e 2016.....	28
Figura 5 – Evolução da participação percentual das principais matérias-primas para a produção de biodiesel na região Sudeste do Brasil entre 2013 e 2016.	29
Figura 6 – Estimativa da produção de biodiesel exclusivamente a partir de gordura animal no Brasil entre Agosto/2013 e Dezembro/2016.	30
Figura 7 – Etapas de um estudo de ACV.	35
Figura 8 – Diferença entre as abordagens de ACV atribucional e consequential.....	41
Figura 9 – Representação esquemática do sistema de produto considerado neste estudo...	66
Figura 10 – Localização das plantas produtoras de biodiesel no Brasil, no ano de 2015.	88
Figura 11 – Evolução da oferta e da demanda de biodiesel em cada região do Brasil.	89

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Principais países produtores de biodiesel no ano de 2016.....	24
Tabela 2 – Consolidação de informações a respeito de estudos envolvendo a produção de carne, e de biodiesel a partir de gordura animal.	48
Tabela 3 – Valores de Fluxo de Referência equivalentes ao fornecimento de 1,0 GJ	64
Tabela 4 – Fatores de alocação adotados para a repartição das cargas ambientais associadas ao refino de petróleo	70
Tabela 5 – Fatores de alocação considerados para a repartição de cargas ambientais entre os co-produtos do processo de transesterificação.....	70
Tabela 6 – Fatores de alocação considerados para a repartição das cargas ambientais associadas ao abate e processamento dos animais.....	72
Tabela 7 – Definição dos cenários de estudo, a partir da variação das abordagens adotadas para tratamento de multifuncionalidade nos principais processos elementares.	73
Tabela 8 – Informações adotadas para a logística de fornecimento de metanol para as plantas industriais no Brasil.....	79
Tabela 9 – Entradas e saídas consideradas para o processo de transesterificação.....	80
Tabela 10 – Informações adotadas como referência para o cálculo dos fatores de alocação atribuídos aos co-produtos da transesterificação.....	80
Tabela 11 – Composição dos efluentes líquidos gerados no processo de abate e processamento do gado, após o tratamento.....	81
Tabela 12 – Entradas e saídas consideradas no abate e processamento do gado	82
Tabela 13 – Entradas e saídas associadas à atividade de pecuária.....	84
Tabela 14 – Produção de derivados de petróleo nas refinarias do Estado de São Paulo	85
Tabela 15 – Produção consolidada de diesel fóssil nas refinarias do Estado de São Paulo	86
Tabela 16 – Relação dos principais fornecedores de diesel para o Brasil entre 2013 e 2015.	86

Tabela 17 – Informações adotadas como referência para o cálculo dos fatores de alocação atribuídos aos co-produtos derivados do petróleo.....	87
Tabela 18 – Consolidação da demanda e da oferta de biodiesel nas regiões do Brasil entre agosto/2013 e dezembro/2015.....	91
Tabela 19 – Oferta de biodiesel produzido a partir de gordura animal para a região Sudeste, estimada por meio de escalonamento.	91
Tabela 20 – Dados de referência para a modelagem do biodiesel de gordura animal nos terminais de distribuição.....	92
Tabela 21 – Principais consumidores da glicerina exportada pelo Brasil entre 2013 e 2015 .	94
Tabela 22 – Resultados do indicador de Mudanças Climáticas para os diferentes cenários de análise e misturas entre biodiesel e diesel fóssil.	100
Tabela 23 – Resultados do indicador de Acidificação Terrestre para os diferentes cenários de análise e misturas entre biodiesel e diesel fóssil.	102
Tabela 24 – Resultados do indicador de Eutrofização aquática para os diferentes cenários de análise e misturas entre biodiesel e diesel fóssil.	104
Tabela 25 – Resultados do indicador da categoria de impacto de Formação Fotoquímica de Oxidantes para os diferentes cenários de análise e misturas entre biodiesel e diesel fóssil.	106
Tabela 26 – Resultados do indicador de Ecotoxicidade Aquática para os diferentes cenários de análise e misturas entre biodiesel e diesel fóssil.	108
Tabela 27 – Resultados do indicador de Demanda de Energia Primária para os diferentes cenários de análise e misturas entre biodiesel e diesel fóssil.....	111
Tabela 28 – Resultados do indicador de retorno sobre a energia investida (EROI) para os diferentes cenários de análise e misturas entre biodiesel e diesel fóssil.....	114
Tabela 29 – Resultados do Balanço de Carbono Ajustado para os diferentes cenários de análise do biodiesel (B100).	116
Tabela 30 – Resultados do Balanço de Carbono Ajustado para os diferentes cenários de análise no âmbito da mistura B15.....	117

Tabela 31 – Resultados do Balanço de Carbono Ajustado para os diferentes cenários de análise no âmbito da mistura B8.....	118
Tabela 32 – Perfil Ambiental do biodiesel (B100) produzido a partir de gordura animal, considerando-se o método de substituição dos co-produtos da transesterificação.....	119
Tabela 33 – Perfil Ambiental do biodiesel (B100) produzido a partir de gordura animal, considerando-se o método de substituição dos co-produtos da transesterificação e também do abate.	121

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABIEC	Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carnes
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRA	Associação Brasileira de Reciclagem Animal
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
ANP	Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis
AT	Acidificação Terrestre
B100	Biodiesel puro
B15	Mistura contendo 15% _(v/v) de biodiesel e 85% _(v/v) de óleo diesel
B8	Mistura contendo 8% _(v/v) de biodiesel e 92% _(v/v) de óleo diesel
CEIB	Comissão Executiva Interministerial do Biodiesel
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CH ₄	Metano
CML	Institute of Environmental Sciences (Universiteit Leiden)
CO ₂	Dióxido de Carbono
CO _{2,b}	Dióxido de Carbono Derivado do Uso de Ativos de Origem Biogênica
CO _{2,fix}	Dióxido de Carbono Removido da Atmosférica por Atividade Biogênica
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CTUe	Comparative Toxic Units
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EROI	Energy Return On Investment
ET	Ecotoxicidade Aquática
Eut	Eutrofização Aquática
FFO	Formação Fotoquímica de Oxidantes
GEE	Gases de Efeito Estufa
IBICT	Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia
ILCD	International Reference Life Cycle Data System
IPCC	Intergovernmental Panel for Climate Change
ISO	International Organization for Standardization
MC	Mudanças Climáticas

MDIC	Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços
MMA	Ministério do Meio Ambiente
N ₂ O	Óxido Nitroso
NMVOC	Compostos Orgânicos Voláteis Não Metânicos
PCI	Poder Calorífico Inferior
PED	Demanda de Energia Primária
PNPB	Programa Nacional de Produção e Uso de Biodiesel
RBPC	Refinaria Presidente Bernardes
Recap	Refinaria de Capuava
Replan	Refinaria de Paulínia
Revap	Refinaria Henrique Lage
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SO ₂	Dióxido de Enxofre
UNEP	United Nations Environment Programme
ρ	Massa Específica

SUMÁRIO

RESUMO	9
ABSTRACT	10
LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE TABELAS	12
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	15
1. INTRODUÇÃO	19
2. OBJETIVOS.....	22
3. REVISÃO DA LITERATURA.....	23
3.1. Contexto da produção de biodiesel no Brasil	23
3.2. Avaliação do Ciclo de Vida de produtos	31
3.3. Situações de multifuncionalidade em estudos de ACV	39
3.4. Estudos de ACV envolvendo biodiesel proveniente de gordura animal	46
4. MÉTODO DE TRABALHO.....	62
4.1. Definição do objeto de estudo.....	62
4.2. Considerações sobre a revisão da literatura.....	63
4.3. Definição da Função, Unidade Funcional e Fluxos de Referência.....	63
4.4. Considerações sobre a qualidade dos dados	65
4.5. Definição do Sistema de Produto.....	66
4.6. Tratamento de situações de multifuncionalidade	68
4.7. Avaliação dos impactos ambientais	74
4.8. Análise dos resultados obtidos e formulação de recomendações.....	76
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	77
5.1. Inventários dos principais subsistemas considerados no estudo	77
5.1.1. Inventário do processo de transesterificação	77
5.1.2. Inventário do processo de abate do gado	81
5.1.3. Inventário da Pecuária	83
5.1.4. Inventário da produção de diesel	84
5.1.5. Subsistema de mistura entre biodiesel e diesel fóssil	88
5.1.6. Cenários baseados no método de substituição de cargas ambientais evitadas	93

5.2.	Perfil Ambiental do biodiesel e suas misturas com diesel fóssil.....	96
5.2.1.	Mudanças climáticas	97
5.2.2.	Acidificação terrestre	101
5.2.3.	Eutrofização aquática.....	103
5.2.4.	Formação fotoquímica de oxidantes	105
5.2.5.	Ecotoxicidade Aquática	107
5.2.6.	Demanda de energia primária.....	109
5.2.7.	Energy Return on Investment – EROI.....	112
5.2.8.	Balanço de Carbono ajustado.....	115
5.2.9.	Perfil Ambiental do Biodiesel B100 segundo o Método de Substituição.....	119
6.	CONCLUSÃO	122
7.	SUGESTÃO DE TRABALHOS FUTUROS.....	125
	REFERÊNCIAS	126

1. INTRODUÇÃO

No que diz respeito aos modais de transporte de mercadorias no Brasil, o transporte rodoviário prevalece em relação aos demais. Tal situação acaba por motivar uma relação de dependência por parte do país em relação a fornecedores de petróleo e de diesel. Somam-se, ainda, os consequentes impactos ambientais na forma, por exemplo, de consumo de recursos fósseis e também de emissões de substâncias poluentes para a atmosfera.

A busca por modais de transporte mais eficientes é um desafio para os centros urbanos. Além disso, é sempre esperado que o desempenho ambiental destes modais melhore continuamente (JANAUM e ELLIS, 2010). Neste contexto, a poluição gerada pelo consumo de combustíveis em operações de transporte tem motivado pesquisas a fim de se desenvolver combustíveis alternativos considerados mais vantajosos do ponto de vista ambiental, como é o caso do biodiesel (NIGRO et al., 2008; CASTRO et al. 2010; XUE et al., 2011; SÁNCHEZ et al., 2012; SAJID et al. 2016).

Com o objetivo de alavancar oportunidades econômicas, ambientais e sociais associadas à introdução de um mercado nacional de biodiesel, o governo brasileiro decidiu criar, no fim do ano de 2004, o Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel (PNPB). Segundo este programa, quantidades cada vez maiores de biodiesel deverão ser misturadas ao diesel de origem fóssil comercializado no país (ANP, 2017).

Do ponto de vista técnico, alguns autores têm observado vantagens decorrentes do uso de biodiesel em motores. Alptekin e Canakci (2008) relataram qualidades superiores de combustão em função do elevado índice de cetano deste combustível, bem como do seu percentual de oxigênio. Da mesma forma, propriedades como a boa lubricidade e o baixo teor de enxofre no biodiesel contribuem para uma maior vida útil dos motores abastecidos por este combustível (ALPTEKIN e CANAKCI, 2008; NIGRO et al., 2008; SUGAWARA, 2012). Há, ainda, autores que afirmam que o transporte e o armazenamento de biodiesel são mais seguros em comparação com o diesel de origem fóssil, uma vez que o biocombustível tem ponto de fulgor superior a 150 °C (ALPTEKIN e CANAKCI, 2008; ÖZENER et al., 2014; SUGAWARA, 2012).

Por outro lado, o uso de biodiesel também apresenta algumas desvantagens, as quais devem ser consideradas ao se avaliar este combustível. Uma delas diz respeito aos custos elevados, que acabam por reduzir a competitividade desta alternativa de origem renovável

(ALPTEKIN e CANAKCI, 2008; SUGAWARA, 2012; ÖZENER et al., 2014; SOUZA e SEABRA, 2013). Estes mesmos autores também observaram que o biodiesel possui pontos de névoa e de fluidez muito baixos, bem como maior susceptibilidade à oxidação. Tais propriedades são relevantes pois podem restringir as condições em que o biodiesel é comercializado e consumido.

Há, também, relatos de que o consumo de biodiesel implica perda de potência do motor (SERRANO et al., 2012; XUE et al., 2012). Entretanto, boa parte da literatura dedicada a este tema considera que a diferença em comparação com o desempenho do diesel de origem fóssil não é relevante. Nigro et al. (2008) também contribuíram para esta discussão ao concluírem que as performances de motores abastecidos com biodiesel produzido a partir de diferentes combinações de óleos vegetais e álcoois não mostram diferenças estatísticas entre si.

Um outro aspecto que normalmente é considerado ao se comparar o biodiesel e o diesel de origem fóssil é o resultado em termos de desempenho ambiental. Na maior parte dos casos, os estudos se restringem a avaliar o consumo de energia e também as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) que ocorrem até a produção do combustível, (abordagem chamada “do berço-ao-tanque” do veículo¹), desconsiderando-se a operação do veículo (HUO et al., 2008; JANAUM e ELLIS, 2010; SÁNCHEZ et al., 2012; SOUZA e SEABRA, 2013). Nestes casos, o desempenho ambiental do biodiesel normalmente é preferível ao da alternativa fóssil.

Outro grupo de pesquisadores é composto por aqueles que focam apenas os aspectos ambientais relacionados à performance dos motores (abordagem conhecida como “do tanque-ao-eixo” do veículo²), e calculam apenas as emissões atmosféricas que ocorrem durante a operação do motor. Nesta perspectiva, os pesquisadores afirmam que misturas entre biodiesel e diesel fóssil com maior concentração do biocombustível implicam reduções da emissão de materiais particulados, de monóxido de carbono, de dióxido de carbono e de hidrocarbonetos. Por outro lado, os autores observaram que as emissões de óxidos de nitrogênio podem aumentar acima de 20% conforme mais biodiesel é adicionado à mistura (LEAL, 2007; NIGRO et al., 2008; ÖZENER et al., 2014; SERRANO et al., 2012; XUE et al., 2012).

¹ Em inglês, esta abordagem é chamada “well-to-tank” ou WTT.

² Em inglês, esta abordagem é chamada “tank-to wheel” ou TTW.

Finalmente, é importante salientar que existem outras categorias de impacto ambiental (tais como: acidificação terrestre, eutrofização aquática, ecotoxicidade, etc.) que também devem ser consideradas, a fim de que a avaliação do biodiesel seja feita de forma sistêmica. Estudos executados segundo esta abordagem mais ampla são baseados na técnica de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de produtos, e consideram os aspectos ambientais mais relevantes associados ao biocombustível (JANAUM e ELLIS, 2010; SUGAWARA, 2012; HERRMANN et al., 2013). Esta perspectiva também permite que matérias-primas alternativas sejam avaliadas, na busca por alternativas que impliquem melhor desempenho ambiental do biodiesel.

Porém, alguns pontos da técnica de ACV ainda são controversos e permitem diversas interpretações por parte dos executores de estudos. Consequentemente, a credibilidade da técnica acaba sendo afetada (WERNER, 2005; REAP et al., 2008a; CHERUBINI et al., 2011; ZAIMES e KHANNA, 2014; PELLETIER et al., 2015).

Um destes pontos diz respeito a situações de multifuncionalidade, ou seja, situações em que co-produtos de um sistema atendem mais de uma função. Nestes casos, a literatura que trata do tema admite diferentes abordagens metodológicas, com implicações diretas sobre o resultado dos estudos (REAP et al., 2008a; CHERUBINI et al., 2011; ZAIMES e KHANNA, 2014; PELLETIER et al., 2015; EKVALL et al., 2016; MACKENZIE et al., 2016; SCHRIJVERS et al., 2016).

Os efeitos destas abordagens possíveis raramente são discutidos ao se definir o objetivo e o escopo de estudos de ACV, de forma que a execução dos mesmos se restringe apenas à reprodução de soluções pré-concebidas. Logo, iniciativas que se propõem a discutir o efeito de decisões metodológicas podem contribuir para a consolidação da técnica de ACV.

2. OBJETIVOS

Tendo em vista o contexto apresentado no capítulo introdutório deste documento, o objetivo principal do trabalho pode ser expresso como: avaliar a influência de diferentes abordagens para o tratamento de situações de multifuncionalidade sobre o desempenho ambiental do biodiesel produzido a partir de gordura animal e suas misturas com o diesel de origem fóssil.

O estudo discute, ainda, o grau de criticidade dos processos multifuncionais existentes ao longo da mesma cadeia produtiva sobre os resultados do perfil ambiental do combustível em questão.

Como objetivos complementares, mas nem por isso, menos importantes, da mesma iniciativa, podem ser destacados também:

- ✓ Contribuir para o desenvolvimento da Avaliação do Ciclo de Vida de produtos no Brasil, por meio da discussão do efeito de práticas metodológicas (neste caso, o tratamento da multifuncionalidade) sobre o resultado do estudo;
- ✓ Fornecer informações que permitam subsidiar desenvolvimentos futuros – na forma de estudos técnicos complementares, ou mesmo, de políticas públicas – voltados especificamente ao incentivo da produção de biodiesel a partir de gordura animal; e,
- ✓ Contribuir para a composição do banco de dados brasileiro para apoio à condução de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1. Contexto da produção de biodiesel no Brasil

Ao longo das últimas décadas, o Brasil tem desempenhado um papel importante em termos de produção de biodiesel. Do ponto de vista ambiental e social, as autoridades brasileiras afirmam que este combustível seria uma alternativa preferível ao diesel fóssil devido ao seu melhor desempenho (CASTRO et al., 2012; PEREIRA et al. 2012; COSTA et al., 2013; CASTANHEIRA et al., 2014; MAPA, 2014).

Tradicionalmente, a rota tecnológica mais utilizada para a produção de biodiesel é a transesterificação. Trata-se da reação entre um óleo vegetal ou gordura animal e um álcool de cadeia curta, resultando na produção de ésteres (biodiesel) e glicerol (CASTRO et al., 2012; ABBASZADEH et al., 2012; ARANSIOLA et al., 2014).

No âmbito mundial, a produção de biodiesel aumenta a cada ano, e alcançou a marca de 30,8 milhões de m³ no ano de 2016 (REN21, 2017). Conforme apresentado na Tabela 1, o principal país produtor são os Estados Unidos da América, responsável por cerca de 18% da produção mundial. Logo em seguida, aparece o Brasil, onde a produção de biodiesel equivaleu a aproximadamente 12% do total global em 2016. Somadas, as produções ocorridas no Brasil, Argentina e Colômbia colocam a América do Sul entre as principais regiões produtoras, com a marca de 7,3 milhões de m³ no ano em questão.

Merece destaque, ainda, a produção observada em países membros da União Europeia, responsáveis por cerca de 26% do total, sendo que a Alemanha, a França, a Espanha e a Polônia são os principais países produtores neste bloco econômico.

A produção de biodiesel começou a se destacar no Brasil já no fim da década de 1970 (RICO e SAUER, 2015). Entretanto, a falta de incentivos e de comprometimento por parte do governo federal (evidenciada pela não implementação de políticas públicas) fez com que este setor ficasse em segundo plano. Somente no ano de 2003 é que foram retomados os estudos para a criação de incentivos para a produção de biodiesel, com a criação de uma Comissão Executiva Interministerial do Biodiesel (CEIB) (ANP, 2017).

Tabela 1 – Principais países produtores de biodiesel no ano de 2016.

País/Região	Produção (milhões de m³)
Estados Unidos	5,5
Brasil	3,8
Alemanha	3,0
Argentina	3,0
Indonésia	3,0
França	1,5
Tailândia	1,4
Espanha	1,1
Polônia	0,9
Bélgica	0,5
Colômbia	0,5
Canadá	0,4
China	0,3
Reino Unido	0,2
EU-28	8,0
Total mundial	30,8

Fonte: REN21 (2017)

A fim de gerir a introdução gradual deste combustível no mercado interno brasileiro, foi lançado em 2004 o Programa Nacional de Produção e Consumo de Biodiesel (PNPB), segundo o qual biodiesel deve ser misturado com o diesel fóssil.

Inicialmente, ao longo do ano de 2004, esta mistura foi analisada de forma experimental. Já em 2005, com a publicação da Lei Federal 11097/2005, passou a ser voluntária a mistura de 2,0% (em volume) de biodiesel e 98% (em volume) de diesel fóssil – mistura chamada de B2, onde o número representa o percentual volumétrico de biodiesel. Somente a partir do ano de 2008 é que esta mistura B2 passou a ser obrigatória no território brasileiro (ANP, 2017; OLIVEIRA e COELHO, 2017).

Com o desenvolvimento do mercado nacional de biodiesel, o percentual obrigatório deste combustível na mistura com diesel fóssil foi sendo sucessivamente incrementado pelo Conselho Nacional de Políticas Energéticas (CNPE), conforme os marcos indicados a seguir:

- A partir de janeiro/2008 – mistura B2;
- A partir de julho/2008 – mistura B3;

- A partir de julho/2009 – mistura B4;
- A partir de janeiro/2010 – mistura B5;
- A partir de agosto/2014 – mistura B6;
- A partir de novembro/2014 – mistura B7.

Desde o mês de março/2017, 8,0% (em termos de volume) de biodiesel deve ser misturado com o diesel fóssil comercializado no Brasil. De acordo com a Lei Federal 13263/2016, o volume de biodiesel a ser misturado deverá aumentar gradualmente nos próximos anos³, sendo que até o ano de 2019 este percentual deverá ser de 10% (BRASIL, 2016). Portanto, espera-se um grande aumento da demanda por biodiesel no país.

A evolução da oferta e da demanda de biodiesel no mercado brasileiro entre os anos de 2007 e 2016 é apresentada da Figura 1. Vale destacar que a capacidade instalada para a produção de biodiesel tem apresentado tendência de redução a partir do ano de 2013, ao passo que a demanda mantém tendência crescente, impulsionada pelos aumentos graduais do percentual de biodiesel nas misturas obrigatórias.

Figura 1 – Evolução da oferta e demanda de biodiesel no mercado brasileiro entre os anos de 2007 e 2016.

Fonte: ANP (2017).

³ Durante o desenvolvimento da presente tese, o percentual vigente no país era de 8,0%_{v/v}. Entretanto, em 09 de novembro de 2017, o Conselho Nacional de Política Energética aprovou, em reunião extraordinária, a antecipação da mistura obrigatória contendo 10,0%_{v/v} de biodiesel, a partir de fevereiro/2018.

Estima-se que o aumento esperado da demanda não deverá provocar a instalação de novas unidades industriais no médio-prazo. Isto porque a capacidade nominal de produção de biodiesel no Brasil em 2016 foi reportada pela ANP (2017) como sendo 7,5 milhões de m³ (o que equivale à produção diária de 20 mil m³). Considerando-se que a produção nacional no mesmo período foi de apenas 3,8 milhões de m³, a conclusão é de que somente 50,9% da capacidade instalada foi efetivamente aproveitada.

Por outro lado, a boa notícia é que esta capacidade já instalada permitiria praticamente dobrar a produção de biodiesel em um curto período. Tal potencial contribuiria para reduzir a dependência em relação às importações de diesel fóssil que ocorrem atualmente, e atenderia o teor percentual máximo de biodiesel nas misturas previsto atualmente na Lei Federal 13263/2016, que é de 15% em volume (mistura B15). Porém, esta afirmação abstrai, por um momento, as limitações existentes no que diz respeito à oferta de matérias-primas e à logística de transporte predominante no país.

De acordo com a ANP (2017) a região Centro-Oeste foi a maior produtora nacional no ano de 2016, responsável por 43% do total. Na segunda posição, apareceu a região Sul, com 41% da produção. A evolução da produção de biodiesel em cada região entre agosto/2013 e dezembro/2016 é apresentada na Figura 2.

Em relação às matérias-primas para a produção de biodiesel, o óleo de soja é a fonte mais comum de ácidos graxos. Em 2016, cerca de 3,0 milhões de m³ de óleo de soja – 79% da demanda total – foram consumidos para esse fim (ANP, 2017). No entanto, a soja também tem uma demanda consolidada pelo mercado de alimentos, de modo que a sua utilização para a produção de biodiesel leva à concorrência entre setores importantes (SUNDE et al., 2011; DUFOUR e IRIBARREN 2012; TOKARSKI et al., 2015).

Possíveis substitutos para o óleo de soja, como os óleos de algodão, palma, amendoim, girassol e óleos de mamona, que também são produzidos no Brasil, representaram 4,5% da demanda de óleo para produção de biodiesel em 2016 (ANP 2017). Apesar das suas semelhanças com óleo de soja do ponto de vista técnico, estas alternativas também têm sido utilizadas por outros setores – e.g. indústrias de alimentos e químicos (CASTANHEIRA et al., 2014). A competição com outros mercados poderia ser minimizada por meio do aumento da demanda por gordura animal, uma vez que o Brasil tem o maior rebanho bovino comercial do mundo, com mais de 209 milhões de cabeças em 2015 (MILLEN et al., 2011; BUSTAMANTE et al., 2012; ABIEC, 2016).

Figura 2 – Evolução da produção de biodiesel cada região do Brasil.

Fonte: Adaptado de ANP (2017)

De acordo com a ANP (2017), o consumo de gordura animal para a produção de biodiesel no Brasil em 2016 somou 622.311 m³, o que representou 16,3% da demanda de substâncias oleaginosas para a produção de biodiesel no país. Tamaña participação percentual reforça a relevância desta matéria-prima, muito embora, em relação ao ano de 2015, tal consumo tenha representado uma redução de 15,8%.

As Figuras 3, 4 e 5 apresentam a evolução da participação percentual das matérias-primas nas três principais regiões produtoras de biodiesel no período compreendido entre janeiro/2013 e dezembro/2016, intervalo para o qual há maior disponibilidade de dados detalhados.

A partir de uma análise das Figuras 3, 4, 5 e 6, é possível estimar a existência de uma certa complementação entre o óleo de soja e a gordura animal ao longo do período. Em épocas chuvosas, em que há maior produtividade por parte das pastagens (e, consequentemente, maior engorda dos animais previamente ao abate), nota-se um aumento da participação da gordura animal como matéria-prima. Por outro lado, nos períodos tradicionalmente mais secos do ano, a participação percentual da soja é elevada para atender a demanda de biodiesel indicada anteriormente.

Já a participação das demais matérias-primas revelou-se constantemente baixa ao longo de praticamente todo o período em questão, sendo notadas apenas algumas exceções pontuais ocorridas na região Sudeste em decorrência da realização de testes que utilizaram óleos de fritura reciclados ou óleo de algodão como fontes de material graxo para o processo.

Figura 3 – Evolução da participação percentual das principais matérias-primas para a produção de biodiesel na região Centro-Oeste do Brasil entre 2013 e 2016.

Fonte: Adaptado de ANP (2017)

Figura 4 – Evolução da participação percentual das principais matérias-primas para a produção de biodiesel na região Sul do Brasil entre 2013 e 2016.

Fonte: Adaptado de ANP (2017)

Figura 5 – Evolução da participação percentual das principais matérias-primas para a produção de biodiesel na região Sudeste do Brasil entre 2013 e 2016.

Fonte: Adaptado de ANP (2017)

As Figuras 3 a 5 também indicam que a produção de biodiesel na região Centro-Oeste – ou seja, a maior do Brasil – foi feita com predomínio absoluto do óleo de soja como matéria-prima. Em média, a participação da gordura animal foi de apenas 10% no período. No caso da região Sul, onde a produção de biodiesel também é muito elevada, o uso do óleo de soja é um pouco menor. Deste modo, a participação percentual média da gordura animal foi de 24% entre os anos de 2013 e 2016.

Por fim, nota-se que esta tendência não foi observada na região Sudeste, na qual a gordura animal foi precursora, em média, de 49% do biodiesel produzido no período. Salienta-se, porém, que o volume total produzido na região corresponde a apenas 6,7% do total nacional (ANP, 2017).

Sendo assim, associando-se os dados apresentados pela ANP (2017), foi feita uma estimativa do volume de biodiesel produzido exclusivamente a partir de gordura animal em cada região do Brasil entre os anos de 2013 e 2016. Os resultados são apresentados a seguir na Figura 6.

Figura 6 – Estimativa da produção de biodiesel exclusivamente a partir de gordura animal no Brasil entre Agosto/2013 e Dezembro/2016.

Fonte: Adaptado de ANP (2017)

Conforme poderia ser esperado, a Figura 6 mostra que a maior produção de biodiesel especificamente a partir de gordura animal ocorreu na região Sul. Além disso, também vale destacar que a elevada participação percentual da gordura animal como matéria-prima na região Sudeste fez com que esta região seja considerada relevante.

Embora a gordura animal venha sendo muito utilizada como insumo para a produção de biodiesel, a determinação do desempenho ambiental do combustível obtido a partir desta origem ainda é um tema controverso (BRANDER et al., 2009; BRUYNINCKX 2010; SUNDE et al., 2011; THAMSIRIROJ e MURPHY 2011; ZAIMES e KHANNA, 2014; ESTEVES et al. 2017; OLIVEIRA e COELHO, 2017).

Neste contexto, a aplicação de abordagens sistêmicas, como a da Avaliação do Ciclo de Vida de produtos, pode contribuir para que o combustível seja avaliado de forma robusta e consistente.

3.2. Avaliação do Ciclo de Vida de produtos

Estudos de Avaliação do Ciclo de vida de produtos ganharam popularidade principalmente a partir do início da década de 1970. Neste período, surgiram na Europa iniciativas de pesquisa voltadas à comparação entre plásticos e vidro para a fabricação de embalagens (BOUSTEAD, 1996; HELWEG e CANALS, 2014).

Entretanto, a disseminação do uso da ACV levou a uma exposição das principais limitações da técnica. Por ser uma ferramenta ainda incipiente, não havia uma padronização dos procedimentos adotados para a sua execução, de modo que as decisões metodológicas eram tomadas arbitrariamente em cada estudo. Soma-se, ainda, a falta de bancos de dados voltados a apoiar a condução de estudos, o que levava à diminuição da consistência dos mesmos e, por conseguinte, de seus resultados.

Assim, muito embora houvesse um número crescente estudos realizados àquela época, foi possível observar que trabalhos realizados em contextos semelhantes, porém por diferentes pesquisadores, chegavam a conclusões incompatíveis entre si. Adicionalmente, ainda surgiam dúvidas com relação a eventuais manipulações dos resultados, o que colocava em cheque a credibilidade da ACV em geral (CURRAN, 1996; CHEHEBE, 1997; BAUMANN e TILLMAN, 2004; PELLETIER et al., 2015; MACKENZIE et al., 2016). Neste contexto, o nível de imprecisão associado aos primeiros estudos de ACV fez com que muitas instituições deixassem esta técnica em segundo plano, de tal forma que os efeitos negativos começaram a ser notados a partir da década seguinte, de 1980. Como consequência, percebeu-se uma queda brusca da quantidade de publicações contemplando estudos de Avaliação do Ciclo de Vida de produtos (BOUSTEAD, 1996; HUNT e FRANKLIN, 1996; LIMA, 2007).

A técnica de ACV poderia ter sua reputação ainda mais afetada negativamente, não fossem as contribuições proporcionadas pela SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) e pela a UNEP (*United Nations Environment Programme*). Tradicionalmente, entende-se que estas instituições foram as maiores incentivadoras de iniciativas com o objetivo de aprimorar a ACV, e têm contribuído desde então para uma harmonização de métodos para a condução de estudos (CURRAN, 1996; CHEHEBE, 1997; BAUMANN e TILLMAN, 2004; VALT, 2004; LIMA, 2007; HORNE et al., 2009; FAVA et al., 2014; SONNEMANN e VALDIVIA, 2014). Entre as principais contribuições da UNEP e da SETAC, vale a pena ressaltar a promoção da Lógica do Ciclo de Vida (do inglês, *Life Cycle Thinking*), abordagem que busca

adicionar uma perspectiva sistêmica à gestão ambiental, e também aos padrões de consumo (SILVA e KULAY, 2006; LIMA, 2007; HORNE et al., 2009; SONNEMANN e MARGNI, 2015).

No que diz respeito à condução de estudos de ACV, as iniciativas organizadas pela SETAC e UNEP despertaram o interesse até mesmo da ISO (*International Organization for Standardization*), instituição passou a publicar diretrizes para a condução de estudos de ACV a partir do ano de 1997. Neste caso, as tentativas de harmonização da técnica ocorreram por meio das normas da série ISO 14040 (ISO, 2000; ABNT, 2009a; ABNT, 2009b; FINKBEINER, 2014).

É importante ressaltar também as contribuições proporcionadas pelo *Ecoinvent Centre* instituição formada por vários institutos federais de pesquisa da Suíça. Muito embora a especialidade do *Ecoinvent Centre* seja a consolidação de Inventários do Ciclo de Vida de produtos, deve-se reconhecer que esta instituição tem oferecido contribuições relevantes para o aprimoramento metodológico da ACV por meio da proposição de critérios para o estabelecimento de bancos de dados de apoio à execução de estudos, e também para a elaboração de inventários consistentes e tão representativos de atividades antrópicas quanto possível (LIMA, 2007; DOKA, 2009; HORNE et al., 2009; HELWEG e CANALS, 2014; STEUBING et al., 2016).

No contexto da América do Sul, merece destaque o estudo pioneiro realizado por ARENA (2001). O foco do estudo à época era a Argentina e a abordagem do autor consistiu em uma *survey* para elaboração de um panorama do grau de amadurecimento da Avaliação do Ciclo de Vida naquele país. Para tanto, o autor consultou pouco mais de 30 pessoas envolvidas com a questão ambiental na Argentina (ARENA, 2001). A análise em questão mostrou que o país tinha grande potencial para popularização da ACV. Entretanto, a técnica ainda era pouco conhecida pela comunidade científica e pelo setor empresarial.

No período em que a iniciativa foi conduzida, não se identificaram demandas para estudos de ACV. Isso deveu-se ao pequeno número de especialistas no país, ou mesmo, em função da indisponibilidade de dados representativos. Os resultados obtidos por ARENA (2001) não indicavam a ocorrência de discrepâncias metodológicas para execução de estudos de ACV. Entretanto, uma análise mais detalhada mostrou que esse fato se devia à inexistência de massa crítica de praticantes no país. O autor sugeriu que se estabelecessem parcerias internacionais como possível solução para esta circunstância, tendo em vista as potenciais

possibilidades que ações dessa natureza trariam em termos de disseminação da técnica na Argentina.

Com relação ao Brasil, ROCHA et al. (2015) afirmam que a ACV vem sendo cada vez mais aplicada por diferentes setores da economia. Segundo investigações realizadas por LIMA (2007), e mais recentemente, por CHERUBINI e RIBEIRO (2015) e também SOUZA et al. (2016), são predominantes no país estudos de Avaliação do Ciclo de Vida de produtos conduzidos por grupos de pesquisa radicados em universidades. No contexto empresarial, as iniciativas são concentradas por organizações de grande porte, muito embora o número de casos publicados seja ainda muito pequeno.

É esperada, porém, uma mudança no panorama de utilização da ACV no contexto empresarial nos próximos anos em função da atuação da Rede Empresarial Brasileira de Avaliação do Ciclo de Vida. Trata-se de uma iniciativa conjunta de empresas lançada no ano de 2013 com o objetivo de promover e popularizar a aplicação da Lógica do Ciclo de Vida no país, por meio da capacitação e da troca de experiências entre as instituições envolvidas no que se refere a benefícios decorrentes do emprego da ACV (ROCHA et al., 2015).

Registre-se também a participação do IBICT (Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia). Esta instituição, ligada ao governo federal brasileiro, tem articulado iniciativas para popularização da Lógica do Ciclo de Vida no país, bem como, coordenado a implantação de um banco de dados nacional de apoio à elaboração de estudos dessa natureza (IBICT, 2005; LIMA, 2007; SILVA, 2007; CHERUBINI e RIBEIRO, 2015).

SOUZA et al. (2016) advertem, porém, que há desafios a serem superados para a se atender o objetivo de consolidar a técnica de ACV no Brasil. Neste sentido, deve-se combater a carência de mão-de-obra qualificada no país. Dada a grande quantidade de informação demandada, e a complexidade inerente à elaboração de modelos em estudos de ACV, é fundamental que a equipe responsável pela condução dos trabalhos seja formada por pessoas que compreendam a técnica e sejam capazes de formular estratégias que minimizem as limitações da mesma.

Com a atual baixa quantidade de profissionais devidamente treinados para a adequada realização de estudos de ACV, pessoas não comprometidas com o bom desenvolvimento da técnica podem passar a oferecer este tipo de assessoria. Contudo, estudos conduzidos de maneira inadequada podem ter sua qualidade comprometida, fazendo com que a credibilidade da ACV no país seja invariavelmente afetada de forma negativa. Tal desfecho

representaria uma repetição indesejada do contexto já observado internacionalmente nas décadas de 1970 e 1980, época em do surgimento e popularização da técnica.

Adicionalmente, ainda é importante que sejam incentivadas a construção de iniciativas conjuntas entre universidades, empresas e órgãos do governo. Este tipo de parceria tem grande potencial de contribuição para se elaborar um banco de dados amplo com produtos de interesse para o país (LIMA, 2007; SILVA, 2007; ROCHA et al., 2015; SOUZA et al., 2016). Tal parceria deveria considerar, fundamentalmente, a necessidade de harmonização de procedimentos e condutas inerentes à condução de estudos desta natureza, a fim de se maximizar a consistência dos resultados obtidos por diferentes executores ao longo do tempo.

Conforme indicado tradicionalmente por meio das iniciativas visando padronizações internacionais (UNEP, 1996; CHEHEBE, 1997; ISO, 2006; SILVA, 2007a; ABNT, 2009; HORNE et al., 2009; ILCD, 2010; SONNEMANN e VIGON, 2011; FINKBEINER, 2014), o método de execução de um estudo de Avaliação do Ciclo de Vida pode ser formalmente dividido nas seguintes quatro etapas principais:

- ✓ Definição do Objetivo e do Escopo, que aborda a motivação, a abrangência do estudo, e também aspectos metodológicos que deverão ser considerados;
- ✓ Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV), que se atem à avaliação qualitativa e quantitativa dos aspectos ambientais e dos fluxos de matéria e energia relacionados ao sistema de produto em estudo;
- ✓ Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida, que se ocupa da quantificação e da classificação dos impactos ambientais potenciais derivados dos fluxos inventariados;
- ✓ Interpretação do Ciclo de Vida, que tem em conta a consolidação dos resultados das etapas anteriores, com os objetivos de identificar conclusões, e também propor recomendações para o público-alvo (tomadores de decisão), bem como análise da consistência do estudo.

A forma como as etapas supracitadas se inter-relacionam para efeito de aplicação da técnica são apresentadas a seguir na Figura 7.

Figura 7 – Etapas de um estudo de ACV.
Fonte: Adaptado de ABNT (2009a)

Um diferencial normalmente associado à metodologia de ACV é o fato de a mesma permitir a quantificação de impactos sobre o ambiente e sobre o ser humano de forma clara e ampla, ou melhor dizendo: sistêmica (EKVALL e TILLMAN, 1997; BAUMANN e TILLMAN, 2004; ABNT, 2009b; CHOATE, 2007; SILVA, 2007b; RAMÍREZ, 2009; FRISCHKNECHT, 2010; HELWEG e CANALS, 2014).

Tradicionalmente, esta abordagem é chamada do “Berço-ao-Túmulo”. Klöpffer (2017) explica que este termo pressupõe que todos os estágios mais relevantes do ciclo de vida do produto em questão (extração de recursos naturais, produção de bens de capital, produção de bens de consumo, uso dos bens de consumo e destinação final dos resíduos) são contemplados pela investigação.

Alternativamente, há ainda a abordagem conhecida como “Berço-ao-Portão”, a qual compreende apenas os estágios iniciais da cadeia de valor, desde a obtenção dos recursos naturais até a fabricação dos bens de produção ou dos produtos finais. Esta abordagem é muito interessante nos casos em que um bem pode ser utilizado para diversas finalidades – ou seja, para o provimento de diferentes funções – pois permite o entendimento das etapas iniciais comuns ao ciclo de vida de diferentes produtos. Neste contexto, resultados de estudos conduzidos segundo esta abordagem podem ser usados em iniciativas voltadas à declaração

do desempenho ambiental, à escolha de insumos menos impactantes para um processo produtivo, etc.

Dada essa característica, de técnica de diagnóstico, a ACV pode contribuir para a formulação de estratégias de redução – ou mesmo de minimização – de impactos ambientais associados a um determinado sistema de produto em questão. Consequentemente, esta ferramenta vem sendo empregada com incidência gradativamente maior como meio de fornecimento de subsídios consistentes para fundamentar a tomada de decisão em processos gerenciais que visem a sustentabilidade (CHEHEBE, 1997; WEIDEMA, 2003; NYLAND et al., 2004; LIMA, 2007; SCHMIDINGER e NARODOSLAWSKY, 2008; FEIFEL et al., 2010; HELWEG e CANALS, 2014; CHERUBINI e RIBEIRO, 2015).

A Avaliação do Ciclo de Vida de produtos vem sendo empregada com boa repercussão desde a sua origem com o objetivo de se comparar o desempenho ambiental de produtos capazes de atender a uma mesma função (HUNT e FRANKLIN, 1996; KIRKPATRICK, 1996; BAUMANN e TILLMAN, 2004; CURRAN, 2014; KLÖPFFER, 2014; SONNEMANN e MARGNI, 2015). Dada a sua abordagem sistêmica, sua natureza quantitativa e ter seu foco voltado para a função atendida pelos produtos, é possível afirmar até mesmo que a ACV é a única técnica capaz de realizar tal tarefa de forma adequada.

A ACV também se distingue de outras técnicas de gestão ambiental pelo fato de possibilitar a identificação de oportunidades potenciais de melhoria do desempenho ambiental de produtos no exercício de uma função (KIRKPATRICK, 1996; BAUMANN e TILLMAN, 2004; ABNT, 2009b; HORNE et al., 2009; HELWEG e CANALS, 2014). Os resultados derivados da condução de um estudo de ACV permitem a identificação de etapas compreendidas pelo ciclo de vida de um produto nas quais os impactos ambientais são mais acentuados. Desta forma, é possível classificar as etapas para as quais eventuais ações de prevenção da poluição devem ser adotadas com prioridade sob o ponto de vista ambiental.

Por outro lado, ACV também vem sendo empregada como ferramenta a partir da qual são extraídos subsídios que fundamentem a elaboração de políticas públicas. Estudos de ACV podem gerar informações que auxiliem na tomada de decisões que impliquem menores consequências ambientais, ou também que colaborem para a definição de padrões legais a serem atendidos por produtos do ponto de vista ambiental (NYLAND et al., 2003; WEIDEMA, 2003; LIMA, 2007; SILVA, 2007; HORNE et al., 2009; FEIFEL et al., 2010; WARDENAAR et al., 2012; HELWEG e CANALS, 2014).

A técnica de Avaliação do Ciclo de Vida de produtos vem sendo também aplicada positivamente em iniciativas de marketing ambiental. Neste contexto, resultados obtidos a partir de um estudo de ACV são usados como ponto de partida para a obtenção de rótulos ambientais, e publicações de indicadores do perfil ambiental do produto (IEC, 2008; HORNE et al., 2009; FEIFEL et al., 2010; WARDENAAR et al., 2012). Como este tipo de informação tem sido cada vez mais demandada por consumidores, entende-se que a obtenção de rótulo ambiental poderia distinguir o produto em questão de seus concorrentes. Além disso, ao explicitar o desempenho ambiental de um produto, os fabricantes também demonstram certo grau de transparência e comprometimento com a questão ambiental, o que, em última análise, pode ser revertido em ganhos de imagem e contribuir para o fortalecimento das suas marcas.

Entretanto, por se tratar de uma técnica ainda em desenvolvimento, a Avaliação do Ciclo de Vida de Produtos possui algumas limitações a serem superadas. Vale destacar, neste caso, que a área acadêmica (principal promotora de aprimoramentos desta ferramenta nos últimos anos) poderá oferecer contribuições decisivas para que este objetivo seja atingido (BAUMANN e TILLMAN, 2004; UDO DE HAES, et al., 2004; WERNER, 2005; SILVA, 2007b; REAP et al., 2008a; REAP et al., 2008b; NICHOLSON, 2009; RAMÍREZ, 2009; FEIFEL et al., 2010; WARDENAAR et al., 2012; CURRAN, 2014; HELWEG e CANALS, 2014; CHERUBINI e RIBEIRO, 2015; PELLETIER et al., 2015; EKVALL et al., 2016; SCHRIJVERS et al., 2016).

Neste contexto, são apresentados a seguir algumas das limitações deferentes ao método de condução de estudos de ACV e ainda carentes de consolidação, quais sejam:

- ✓ Necessidade de critérios mais objetivos para estabelecimento das fronteiras do sistema de produto em questão. Tal prática relevante para os resultados de um estudo tem não deveria ser balizada apenas por valores pessoais do responsável pela condução do estudo;
- ✓ Falta de harmonização no que se refere à escolha das categorias de impacto ambiental que serão consideradas no estudo. Muito embora esta escolha deva ser influenciada pelos objetivos do estudo, faltam diretrizes visando a compatibilização de estudos que forem conduzidos por diferentes pesquisadores;
- ✓ Necessidade de diretrizes referentes à comunicação dos resultados. Este aspecto tem influência direta sobre as eventuais decisões que futuramente serão tomadas por

parte do público-alvo do estudo. Assim, são necessárias recomendações com o objetivo de aumentar a transparência dos relatórios que forem produzidos;

- ✓ Necessidade de dados representativos. Sabe-se que a condução de estudos de ACV requer uma vasta quantidade de dados, e que as conclusões do estudo melhoram conforme as informações obtidas são mais representativas da realidade. Assim, deve-se incentivar o estabelecimento de bancos de dados consistentes e que considerem as especificidades do contexto ao qual estão relacionados;
- ✓ Modelagem do fim do Ciclo de Vida de produtos: trata-se de um problema potencial associado ao método de execução de estudos de ACV decorrente da falta de consenso a respeito da forma mais adequada para se modelar as cargas ambientais nos casos em que um resíduo é aproveitado para a fabricação de um novo produto;
- ✓ Tratamento de situações de multifuncionalidade: problema originado quando um sistema de produto atende mais de uma função, normalmente em decorrência da geração de co-produtos que são aproveitados em outros sistemas e não fazem parte do foco original do estudo. Neste caso, os executores de estudos de ACV podem adotar diferentes abordagens metodológicas, as quais afetam diretamente os resultados do estudo.

3.3. Situações de multifuncionalidade em estudos de ACV

Ao longo da cadeia produtiva, são relativamente comuns os casos em que um mesmo processo produz mais de um produto de interesse comercial. Exemplos típicos neste contexto são as refinarias de petróleo, os sistemas que produzem simultaneamente hidróxido de sódio e cloro, ou as usinas processadoras de cana-de-açúcar que produzem etanol e eletricidade.

Cada um desses co-produtos atenderá uma função específica; por conta disso, os processos desde onde eles se originam são chamados de Processos Multifuncionais (HEIJUNGS e SUH, 2002; SONNEMANN e VIGON, 2011; JUNG et al., 2014). De acordo com Heijungs e Suh (2002), os casos típicos de multifuncionalidade em estudos de ACV são aqueles em que:

- ✓ Dois ou mais produtos são originados em um único processo (e.g. co-produção de óleos vegetais e de farelos usados como alimentos);
- ✓ Dois ou mais resíduos de sistemas de produto distintos são submetidos a um mesmo processo de tratamento (e.g. incineração de plásticos e de papel);
- ✓ Um processo proporciona, simultaneamente, o tratamento de certo resíduo, e a co-produção de um bem de interesse econômico (e.g. disposição final de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários, com a co-produção de eletricidade a partir do biogás recuperado).

De uma forma mais ampla, entende-se que as implicações de cada caso de multifuncionalidade em estudos de ACV vão variar em função do tipo de abordagem dada ao estudo em referência (WEIDEMA, 2003; WERNER, 2005; HEIJUNGS e GUINÉE, 2007; JUNG et al., 2014; PELLETIER et al., 2015; EKVALL et al., 2016; MACKENZIE et al., 2016; SCHRIJVERS et al., 2016).

Tradicionalmente, os estudos têm seguido uma abordagem chamada de ACV atribucional (CURRAN et al., 2005; MUNIZ, 2012). Esta visa a obtenção de informações sobre a parcela de impacto ambiental que pode ser associada ao ciclo de vida de um produto. Sonnemann e Vigon (2011) relatam que, se em tese, estudos de ACV atribucional fossem executados para todos os produtos existentes, a soma dos resultados seria equivalente à soma dos impactos ambientais ocorridos no planeta no mesmo período. Esta é, portanto, uma abordagem descritiva e estática.

No âmbito da abordagem atribucional os casos de multifuncionalidade são tratados repartindo-se os impactos ambientais do sistema entre cada um dos co-produtos (HEIJUNG e GUINÉE, 2007; JUNG et al., 2014; MACKENZIE et al., 2016). Tradicionalmente, tal partição é feita por meio de critérios que reflitam alguma relação entre os co-produtos, sejam eles de natureza física (por exemplo, proporção mássica, conteúdo energético, etc.) ou não (por exemplo, seu valor econômico) (CURRAN, 2014; PELLETIER et al., 2015).

No entanto, o enfoque atribucional é criticado por alguns autores pelo fato de não mostrar como os impactos ambientais podem mudar em decorrência de decisões que afetem a demanda pelo produto de interesse ou a forma como este é produzido (HEIJUNGS e SUH, 2002; WEIDEMA, 2003; MUNIZ, 2012; WARDENAAR et al., 2012; EKVALL et al., 2016).

Este outro aspecto pode ser atendido por meio de outra abordagem metodológica, conhecida como ACV consequencial. Trata-se de uma forma de modelagem do ciclo de vida de produtos na qual os processos são interligados incluindo apenas aquelas atividades para as quais são esperadas alterações de demanda em consequência de alguma intervenção provocada no sistema. Ou seja, esta abordagem analisa apenas as mudanças esperadas em atividades tidas como marginais (SONNEMANN e VIGON, 2011; EKVALL et al., 2016; WEIDEMA, 2017). Trata-se, portanto, de uma abordagem de caráter prospectivo.

A diferença conceitual entre estas duas abordagens está apresentada na Figura 8. Admitindo-se por premissa que os círculos indicados na figura representam o impacto ambiental causado por todas as atividades antrópicas em um determinado instante, ao fazer uso da abordagem atribucional (Figura 8a), o responsável pela condução do estudo irá estimar a fração deste impacto total que cabe apenas ao produto em análise, e que corresponde, hipoteticamente, à área hachurada.

Por outro lado, ao optar pela abordagem consequencial (Figura 8b), o praticante da ACV será capaz de prever potenciais oscilações do impacto que ocorreriam em função do consumo do produto de interesse, por exemplo, em detrimento de outro. Sendo assim, a área hachurada na Figura 8b será o resultado de um balanço que considera tanto os impactos que deixariam de ocorrer (e que por isso, levariam a redução da área do círculo), quanto impactos gerados por conta de o produto cumprir efetivamente uma determinada função para a qual foi concebido e manufaturado.

Figura 8 – Diferença entre as abordagens de ACV atribucional e consequential.
Fonte: WEIDEMA (2003).

Muitos autores afirmam não haver uma maneira natural, objetiva, e inequívoca de se isolar os impactos de um único sistema de produto, como indicado na Figura 8a. Isto porque todas as atividades antrópicas estão, em última análise, interligadas. Sendo assim, existe o risco de que cada executor de estudos de ACV adote seus próprios procedimentos para a alocação (ou repartição) das cargas ambientais (de acordo com juízos próprios de valores), o que, mais uma vez, poderia comprometer a credibilidade da técnica (EKVALL e TILLMAN, 1997; WERNER, 2005; HEIJUNGS e GUINÉE, 2007; REAP et al., 2008a; RAMIREZ, 2009; JUNG et al., 2014; ZAIMES e KHANNA, 2014; WEIDEMA, 2014; PELLETIER et al., 2015).

Ciente deste desafio, e motivada pela atuação da UNEP e da SETAC, a ISO (International Organization for Standardization) dedicou uma seção da norma ISO 14044 para apresentar diretrizes a serem consideradas no caso de situações de multifuncionalidade (ISO 2000; ABNT 2009b).

O item 4.3.4.2 da norma ISO 14044 estabelece que:

“O estudo deve identificar os processos compartilhados com outros sistemas de produto e tratá-los de acordo com o procedimento passo-a-passo apresentado abaixo:

- a) Passo 1:** *Convém que a alocação seja evitada, sempre que possível, por meio de:*
 - 1) *divisão dos processos elementares a serem alocados em dois ou mais subprocessos e coleta dos dados de entrada e saída relacionados a esses subprocessos;*
 - 2) *expansão do sistema de produto de modo a incluir as funções adicionais aos co-produtos.*
- b) Passo 2:** *Quando a alocação não puder ser evitada, convém que as entradas e saídas do sistema sejam subdivididas entre seus diferentes produtos ou funções, de maneira a refletir as relações físicas subjacentes entre eles; isto é, convém que seja refletida a maneira pela quais as entradas e saídas são alteradas por mudanças quantitativas nos produtos ou funções providas pelo sistema.*
- c) Passo 3:** *Quando uma relação física por si só não puder ser estabelecida ou usada como base para a alocação, convém que as entradas sejam alocadas entre os produtos e funções*

de uma maneira que reflita outras relações entre eles. Por exemplo, dados de entrada e saída podem ser alocados entre co-produtos proporcionalmente ao seu valor econômico.

Algumas saídas podem ser parcialmente co-produtos e parcialmente resíduo. Em tais casos, é necessário identificar a razão entre co-produtos e resíduos, uma vez que as entradas e saídas devem ser alocadas apenas à parcela dos co-produtos.

Procedimentos de alocação devem ser aplicados de forma uniforme a entradas e saídas similares do sistema em consideração. Por exemplo, se a alocação for feita para produtos utilizáveis (isto é, produtos intermediários ou descartados) que deixam o sistema, então o procedimento de alocação deve ser similar ao utilizado para tais produtos entrando no sistema.

O inventário é baseado em balanços de material entre entrada e saída. Convém, portanto, que os procedimentos de alocação se aproximem tanto quanto possível de tais relações fundamentais entre entrada/saída e suas características. “

O texto da norma permite projetar a dimensão do reconhecimento que a comunidade de ACV dá para a influência das situações de multifuncionalidade sobre os resultados de um estudo. Isto porque as mesmas diretrizes sugerem, em verdade e preferencialmente, que a repartição de cargas entre co-produtos gerados em um mesmo estágio do ciclo de vida seja evitada.

Inicialmente, a recomendação é que se aumente o grau de detalhamento dos estudos, de forma que apenas os processos efetivamente relacionados ao produto de interesse sejam considerados. Uma situação que pode potencialmente ser resolvida desta forma é o caso de unidades industriais produtoras de bebidas, onde é possível subdividir as operações segundo as linhas de produção de cada bebida e, assim, quantificar as respectivas cargas ambientais.

Contudo, este procedimento não é, francamente suficiente para solucionar todas as situações de multifuncionalidade (HEIJUNGS e SUH, 2002; PELLETIER et al., 2012). Há situações em que os co-produtos são gerados de forma conjunta e indissociável, como é o caso das produções de óleo e de farelo de soja a partir da prensagem dos grãos.

Casos como este necessitam invariavelmente de outra abordagem, que consiste da expansão das fronteiras do sistema em análise. Havendo geração de co-produtos, ambos devem ser considerados no estudo, de tal forma que o sistema atenderá duas funções distintas (HEIJUNGS, 2014). Como exemplo, pode ser destacada a co-produção de eletricidade de vapor em plantas de cogeração.

Tal abordagem, de fato, evita a repartição das cargas ambientais. Entretanto, também não permite que se responda à questão inicial motivadora do estudo; ou seja:

‘Qual é, de fato, o impacto ambiental associado a um produto específico?’ (WERNER, 2005; PELLETIER et al., 2015; SCHRIJVERS et al., 2016).

Embora não explicitado entre as recomendações da norma ISO 14044, a interpretação mais usual entre os pesquisadores da área é que a expansão do sistema deve ser feita de modo a identificar produtos sucedâneos que seriam substituídos pelos co-produtos do sistema originalmente em estudo (produtos marginais) e subtrair suas respectivas cargas ambientais. Desta forma, o resultado representa a parcela de impacto ambiental estimada isoladamente para o produto de interesse (JUNG et al., 2014; PELLETIER et al., 2015).

Segundo Heijungs (2014) esta abordagem é muitas vezes referida como “método de substituição” ou “método de cargas evitadas”. Caso decidam seguir por este caminho, o autor propõe que os praticantes de ACV atribucional explicitem em suas comunicações que se trata de uma adaptação daquilo que é recomendado pelas normas ISO.

No exemplo da co-produção de vapor e eletricidade e, admitindo-se que apenas o primeiro destes seja o produto de interesse, a adoção do método de cargas evitadas implicaria: (i) identificar a fonte de provimento de eletricidade que deixaria de ser demandada, fonte marginal (e.g. eletricidade produzida a partir de óleo combustível); para a seguir, (ii) subtrair-se os impactos associados à sua geração, do total de impactos imputado ao vapor caso este fosse o único produto da cogeração. Embora haja uma dificuldade inerente à identificação de tais produtos marginais, esta prática é a mais adequada à natureza nos casos de ACV consequential, ou seja, nos casos em que o objetivo seja a prospecção das modificações provocadas por alterações na demanda pelo produto de interesse (WEIDEMA, 2003; SONNEMANN, 2011; JUNG et al., 2014; EKVALL et al., 2016).

A associação entre a expansão de fronteiras e a substituição de impactos é uma prática controversa quando se trata de estudos de ACV atribucional. Isto porque ela vai de encontro a natureza daquele tipo de abordagem, assim como fora exemplificado na Figura 8a (WERNER, 2005; FRISCHKNECHT, 2010; HEIJUNGS, 2014; PELLETIER et al., 2015).

Como alternativa, a norma que estabelece diretrizes para execução de estudos de ACV recomenda que se proceda a alocação (ou repartição) das cargas ambientais por meio de alguma relação física existente entre os co-produtos (ABNT, 2009b). Trata-se esta de uma abordagem alinhada aos ideais originais da ACV enquanto técnica inspirada nas ciências naturais (PELLETIER et al., 2015; MACKENZIE et al., 2016).

No entanto, um problema recorrente nestes casos consiste da escolha do critério mais adequado em meio a diferentes propriedades dos fluxos de co-produtos (RAMIREZ, 2009; FRICHKNECHT, 2010; WANG et al., 2011; GAC et al., 2012; ZAIMES e KHANNA, 2014; PELLETIER et al., 2015; MACKENZIE et al., 2016; SCHRIJVERS et al., 2016; SILVEIRA et al., 2017).

Um exemplo disso reside no refino de petróleo, para o qual a alocação de cargas entre co-produtos poderia ser realizada tomando-se por critérios: massa; volume produzido; ou mesmo, conteúdo energético dos produtos (SILVEIRA et al., 2017).

Nos casos em que a alocação por critério físico não puder ser realizada, as diretrizes normativas admitem a possibilidade de adotar um critério econômico para a repartição das cargas ambientais (ABNT, 2009b). Esta abordagem pode ser fundamentada por uma premissa consolidada por Huppés (1993). Segundo o autor, do ponto de vista socioeconômico, os processos industriais são motivados pelo valor que criam para a sociedade. Logo, se não há valor agregado, o processo em questão deixará de ocorrer e, conseqüentemente, também não ocorrerão os respectivos impactos ambientais.

A alocação segundo critérios econômicos também tem méritos onde os co-produtos têm qualidades intangíveis que as propriedades físicas não refletem adequadamente. De acordo com Pelletier et al. (2015), as diferenças entre os preços dos produtos refletem o balanço de qualidades entre os mesmos, sendo decisivas para a escolha por parte dos usuários.

Infelizmente, a adoção de critérios econômicos para a repartição de cargas ambientais traz consigo uma potencial vulnerabilidade decorrente de oscilações do mercado. Isto porque em uma sociedade globalizada, os preços de muitos produtos são influenciados por fatores muitas vezes externos até mesmo à própria cadeia de valor em questão. Conseqüentemente, ao variarem, podem alterar a parcela de carga ambiental que será atribuída a cada co-produto sem que ocorra qualquer modificação de parâmetros de operação dos processos envolvidos e, no limite, podem distorcer os resultados da análise. Por outro lado, um exemplo de boa prática empregada para minimizar tal risco consiste na ampliação do escopo temporal da investigação de modo a compreender uma série de dados mais ampla e menos susceptível a flutuações pontuais de mercado (INTERNATIONAL REFERENCE LIFE CYCLE DATA SYSTEM – ILCD, 2010).

O uso de um critério econômico também pode incentivar soluções de aproveitamento de produtos de menor valor agregado que, se não fossem comercializados, seriam tratados

como rejeitos (EKVALL, 2000; FRISCHKNECHT, 2010). Entretanto, deve-se tomar o cuidado de não se associar o baixo custo de um produto à ocorrência de pouco impacto ambiental. Ao contrário do que pode parecer, os custos reduzidos podem muitas vezes estar associados ao negligenciamento de externalidades ambientais (PELLETIER et al., 2015).

Além destes procedimentos indicados na norma ISO 14044, Heijungs e Suh (2002) também propuseram à época uma abordagem conhecida como Esgotamento (ou, do inglês: *Surplus*). Os autores basearam sua proposta em outra premissa formulada por Huppes (1993) de que, em geral, os processos operam em função de um produto, tido como ‘principal’ em uma comparação com outros co-produtos, e que justifica a ocorrência da atividade antrópica. Segundo Weidema (2003), este é o produto determinante para a análise, uma vez que é somente a sua demanda que dita a intensidade da produção, sem que o processo responda a oscilações da demanda dos outros co-produtos.

Assim, muito embora trate-se este de um contexto de multifuncionalidade, as cargas ambientais quantificadas até (inclusive) este estágio do ciclo de vida, seriam atribuídas em sua totalidade, e apenas, ao produto principal, sem que houvesse repartições ou amortecimentos. Logo, nenhum impacto ambiental fica sob responsabilidade dos demais co-produtos.

Para Heijungs e Suh (2002) o *Surplus Method* pode ser visto como uma abordagem conservadora mas com grande potencial para aplicação para efeito de análises preliminares de desempenho ambiental, uma vez que simplifica a execução do estudo.

Por outro lado, o uso desta prática implica, invariavelmente, a superestimação dos impactos atribuídos ao produto principal. Tal característica pode ser revertida, entretanto, em um outro uso potencial do *Surplus Method*, o qual se refere à quantificação dos piores índices de desempenho ambiental de um produto. Esses resultados poderiam ser usados, posteriormente, para elaboração de políticas públicas – por exemplo, na forma de padrões de emissão a serem usados como referência legal – que balizariam a operação de um setor produtivo.

Uma limitação desta abordagem, porém, consiste no fato de que, dada a sua natureza, o uso do *Surplus Method* pode ser questionado quando o foco do estudo se volta a algum dos produtos secundários, como no caso do reaproveitamento de fluxos de matéria ou energia tidos como resíduos. Nestas situações, a abordagem trata os produtos secundários como

fluxos elementares⁴ (ou seja, livres de carga ambiental pregressa) e acaba por excluir da análise alguns processos que, potencialmente, poderiam influenciar o desempenho ambiental do produto que utiliza o resíduo.

3.4. Estudos de ACV envolvendo biodiesel proveniente de gordura animal

A gordura animal é uma matéria-prima amplamente consumida para a produção de biodiesel, e seu uso é incentivado como alternativa aos óleos de origem vegetal (ADEWALE et al., 2015). Um argumento recorrentemente empregado para tanto diz respeito à consideração da gordura como um rejeito da produção de carne e, por conseguinte, a não atribuição de cargas ambientais para a sua obtenção. Entretanto, o fato de existir em muitos países um mercado estruturado para o aproveitamento da gordura animal acaba por fragilizar esta abordagem. Neste contexto, o mesmo material passa a ser tratado como um co-produto.

Tamanha disparidade afeta diretamente a definição do escopo de investigações que se proponham a avaliar o desempenho ambiental do biocombustível resultante do processamento da gordura, dando margem a divergências do ponto de vista metodológico (BRANDER et al., 2009; BRUYNINCKX 2010; SUNDE et al., 2011; THAMSIRIROJ e MURPHY 2011; GAC et al., 2012; HAN et al., 2013; MACKENZIE et al., 2016; ESTEVES et al., 2017).

Na Tabela 2, são apresentadas informações que descrevem estudos identificados junto à literatura sobre ACV de biodiesel produzido a partir de gordura animal. Foram destacados, adicionalmente, três iniciativas voltadas para a análise do perfil ambiental da produção de carne, nas quais foram feitas considerações a respeito de questões de multifuncionalidade inerente ao sistema.

Ao analisar esses dados foi possível verificar outras discrepâncias quanto às definições do objetivo e da unidade funcional entre os estudos, bem como nas abordagens adotadas para contornar situações de multifuncionalidade (NIEDERL e NARODOSLAWSKY 2004; BARBER et al., 2007; JENSEN et al., 2007; GRANT et al., 2008; BRANDER et al., 2009; PRABHU et al.,

⁴ A norma ABNT NBR ISO 14040, define fluxo elementar como: “material ou energia retirado do meio ambiente e que entra no sistema em estudo sem sofrer transformação prévia por interferência humana, ou material ou energia que é liberado no meio ambiente pelo sistema em estudo sem sofrer transformação subsequente por interferência humana”.

2009; BRUYNINCKX, 2010; SUNDE et al., 2011; THAMSIRIROJ e MURPHY, 2011; DUFOUR e IRIBARREN, 2012; JORGENSEN et al., 2012; HAN et al., 2014; ESTEVES et al., 2017).

Um objetivo usual entre os desenvolvimentos remete a comparação do desempenho ambiental do biodiesel produzido a partir de diferentes matérias-primas alternativas. Além disso, parte dos autores também investigou se a redução de emissões de GEE proporcionada pela produção do biodiesel comparativamente ao diesel de origem fóssil seria suficiente para atender aos requisitos de sustentabilidade da Diretiva da União Europeia voltada para promoção do consumo de energias de origem renovável (BRANDER et al., 2009; THAMSIRIROJ e MURPHY, 2011; DUFOUR e IRIBARREN, 2012).

Outro objetivo recorrente entre os casos consiste da obtenção de informações capazes de subsidiar o estabelecimento de políticas públicas. Nestes casos, os resultados derivados da investigação poderiam sinalizar se a eventual promoção do consumo de biodiesel derivado de gordura animal é, de fato, uma estratégia auspiciosa do ponto de vista ambiental (BARBER et al., 2007; GRANT et al., 2008; BRANDER et al., 2009; THAMSIRIROJ e MURPHY, 2011).

No que se refere à abordagem metodológica adotada para modelagem do sistema de produto, Jensen et al. (2007), Grant et al. (2008) e Jorgensen et al. (2012) optaram pela ACV consequential e avaliaram os efeitos, em termos de impactos ambientais, decorrentes do uso de gordura como matéria-prima para a produção de biodiesel. Vale destacar que Grant et al. (2008) argumentaram, inclusive, que a abordagem consequential era a mais adequada aos objetivos do estudo que conduziram, qual seja: fornecer informações de apoio para a elaboração de políticas públicas visando o incentivo ao uso de biocombustíveis.

Por outro lado, a maior parte dos estudos identificados junto a literatura técnica seguiu a abordagem atribucional (NIEDERL e NARODOSLAWSKY 2004; BARBER et al. 2007; NEMECEK e KÄGI 2007; PRABHU et al. 2009; BRUYNINCKX 2010; SUNDE et al. 2011; THAMSIRIROJ e MURPHY 2011; DUFOUR e IRIBARREN 2012; HAN et al., 2013; ESTEVES et al., 2017). Neste caso, muitos autores reconhecem que a falta de uma diretriz ou, sequer, uma convenção, a respeito do status da gordura no processo – rejeito, ou co-produto – acaba por influenciar de maneira decisiva quaisquer decisões relacionadas à delimitação das fronteiras do sistema de produto.

Tabela 2 – Consolidação de informações a respeito de estudos envolvendo a produção de carne, e de biodiesel a partir de gordura animal.

AUTOR/ANO	OBJETIVO	ABORDAGEM METODOLÓGICA	UNIDADE FUNCIONAL	ABORDAGEM PARA QUESTÕES DE MULTIFUNCIONALIDADE	AValiação DE IMPACTOS	RESULTADOS
Niederl e Narodoslawsky 2004	Avaliar a pegada ecológica do biodiesel	Atribucional, considerando desde a fazenda até o uso, ou desde o portão da indústria até o uso, dependendo dos cenários	Fornecimento de 1,0 MJ de biodiesel como combustível para motores veiculares	Três cenários: I) gordura animal foi considerada como fluxo elementar; II) gordura animal foi considerada um co-produto do abatedouro; III) inclui a pecuária, as atividades do abatedouro e o processo de transesterificação. Os autores consideraram a alocação segundo o critério econômico e também a expansão do sistema	Os autores combinaram um Índice de Sustentabilidade de Processos e uma abordagem voltada à resolução de problemas (baseada no método desenvolvido pelo CML) para avaliar a pegada ecológica	Os autores reconhecem a importância de se delimitar adequadamente as fronteiras do sistema de produto. Ainda assim, também afirmam que deve ser feita uma investigação acerca da influência das atividades de produção e beneficiamento das matérias-primas, uma vez que elas responderam por uma parcela muito grande dos resultados observados no estudo
Barber et al. 2007	Fornecer subsídios para o desenvolvimento de políticas públicas	Atribucional, considerando desde a fazenda até o portão da indústria, ou apenas as atividades da usina de transesterificação, dependendo dos cenários	Produção de 1,0 kg de biodiesel a partir de gordura animal	Impactos associados aos co-produtos foram submetidos a alocação segundo o critério econômico. A única exceção diz respeito à glicerina derivada do processo de transesterificação, a qual foi abordada a partir da expansão do sistema de produto. Os autores definiram dois cenários: A) considerando a pecuária, as atividades do abatedouro e o processo de transesterificação; B) considerando apenas o processo de transesterificação	Foram avaliadas as emissões de GEE, e também a demanda de energia	A demanda de energia e as emissões de GEE associadas ao biodiesel de gordura animal foram estimadas em 20,0 MJ/kg e 1,75 kg CO ₂ eq/kg, respectivamente. As maiores reduções de impactos em comparação com o diesel fóssil ocorreram nos casos em que poucos processos foram considerados (cenário B). Entretanto, este cenário seria representativo apenas caso a gordura fosse tratada como um resíduo dos abatedouros, o que não é o caso na Nova Zelândia (cobertura geográfica)

AUTOR/ANO	OBJETIVO	ABORDAGEM METODOLÓGICA	UNIDADE FUNCIONAL	ABORDAGEM PARA QUESTÕES DE MULTIFUNCIONALIDADE	AValiação DE IMPACTOS	RESULTADOS
Jensen et al. 2007	Investigar as consequências ambientais de se empregar a gordura animal para a produção de biodiesel, ao invés de sua aplicação original como combustível em caldeiras industriais	Consequencial	Deslocamento ao longo de 10 km por meio de um automóvel compacto, típico europeu, com capacidade de acomodar até 5 passageiros	Os autores assumem que o biodiesel substitui o diesel fóssil ou gasolina, dependendo do cenário. Já a glicerina e os resíduo de catalisadores a base de enxofre substituem, respectivamente, o gás natural (combustível para geração de energia térmica) e fertilizantes químicos equivalentes. De acordo com os autores, a gordura animal não é um produto determinante derivado do abatedouro. Portanto, o abate dos animais não deve ser considerado, pois não é influenciado por mudanças na demanda de gordura	A avaliação dos impactos foi baseada no método EDIP. Porém, os autores consideraram apenas as emissões de GEE, e as demandas de energia e de recursos fósseis	Os autores observaram que a intensidade das emissões de GEE, e do consumo de recursos evitados em decorrência da utilização da gordura animal para a produção de biodiesel é maior do que as cargas ambientais provocadas pelo seu uso original. Assim, eles afirmam que a gordura é melhor aproveitada como matéria-prima para a produção de biodiesel do que como combustível
Nemecek e Kägi 2007	Elaboração de inventário do ciclo de vida a ser incorporado ao banco de dado do Ecoinvent	Atribucional, considerando apenas o beneficiamento da gordura	Produção de 1,0 kg de gordura animal beneficiada	Aspectos ambientais derivados do processo de beneficiamento foram alocados entre os co-produtos (gordura animal e ração) de acordo com o critério mássico	Não se aplica	O inventário em questão representa apenas o processo de beneficiamento. De acordo com os autores, estes fluxos derivados da produção de carne são considerados rejeitos, com valor econômico negativo. Assim, por se tratar de um rejeito, as cargas ambientais associadas à pecuária e ao abate dos animais não devem ser consideradas

AUTOR/ANO	OBJETIVO	ABORDAGEM METODOLÓGICA	UNIDADE FUNCIONAL	ABORDAGEM PARA QUESTÕES DE MULTIFUNCIONALIDADE	AValiação DE IMPACTOS	RESULTADOS
Grant et al. 2008	Fornecer dados quantitativos para o <i>Western Australia Department of Agriculture and Food</i> a fim de fundamentar o desenvolvimento de políticas públicas	A abordagem de referência foi consequential. Porém, os autores consideraram uma alternativa atribucional	Utilização de biodiesel a partir de gordura, em quantidade suficiente para deslocar um caminhão médio ao longo de 70800 km	A abordagem de referência é baseada na expansão do sistema de produto. Já no caso da abordagem alternativa, foi feita a alocação de cargas ambientais segundo o critério econômico	Os autores consideraram apenas as emissões de GEE, de acordo com o método desenvolvido pelo IPCC	Como a gordura animal não é considerada determinante entre os co-produtos da produção de carne, então nenhuma parcela de carga ambiental da pecuária deve ser associada ao biodiesel. Assim, o resultado de emissões de GEE variam desde (-)43,8 Gg/Unidade funcional até 415 Gg/Unidade funcional
Brander et al. 2009	Fornecer subsídios para o desenvolvimento de políticas públicas	Consequencial	Aumento de 1,0 kg na demanda por biodiesel produzido a partir de gordura animal	Os autores consideraram que a oferta de gordura animal é inelástica em relação à demanda. Assim, as formas atuais de destinação da gordura seriam substituídas pelo uso como matéria-prima para a produção de biodiesel. Consequentemente, seria esperado um aumento da intensidade de emissões indiretas provocadas pelo aumento da demanda por sucedâneos da gordura	Os autores consideraram apenas as emissões de GEE	Embora a diretiva da União Europeia para promoção de energias renováveis afirme que os benefícios decorrentes da produção de biodiesel a partir de rejeitos sejam contabilizados em dobro, a mesma diretiva não faz uma distinção clara entre o que é resíduo, rejeito ou subproduto. Ainda, efeitos indiretos da produção de biodiesel a partir de gordura variaram desde 24,7 até 84,2 g CO ₂ eq/MJ, dependendo das premissas admitidas. Entende-se que o modelo ora proposto pode servir para a execução de estudos de ACV no futuro

AUTOR/ANO	OBJETIVO	ABORDAGEM METODOLÓGICA	UNIDADE FUNCIONAL	ABORDAGEM PARA QUESTÕES DE MULTIFUNCIONALIDADE	AValiação DE IMPACTOS	RESULTADOS
Cederberg et al. 2009	Avaliar as emissões de GEE, demanda energética e uso da terra para a produção de carne bovina no Brasil (no contexto tropical) e a sua exportação para a Europa, segundo uma perspectiva <i>top-down</i>	Atribucional, restrita à fazenda, ou desde a fazenda até o porto europeu, dependendo do cenário considerado	A) 1,0 kg de carne bovina na forma de carcaça, na fazenda; B) 1,0 kg de carne bovina brasileira desossada, no porto de Estocolmo (Suécia)	Os autores incluíram as atividades dos abatedouros no caso do cenário B. Entretanto, toda a carga ambiental foi atribuída somente à carne (ou seja, optou-se pelo método Surplus)	Os autores avaliaram a demanda de energia primária, o uso da terra e as emissões de GEE	Emissões de GEE, demanda de energia primária e uso da terra para a produção de 1,0 kg de carcaça bovina foram estimadas em 28,2 kg CO ₂ eq, 4,00 MJ e 175 m ² , respectivamente. Os autores concluíram que seria preferível a adoção de uma perspectiva mais detalhada (bottom-up). Porém, dados voltados à realidade brasileira são muito escassos
Prabhu et al. 2009	Avaliação da demanda energética e das emissões de GEE associados à produção de biodiesel por craqueamento térmico de gordura animal e posterior uso em veículos pesados	Atribucional, desde o beneficiamento da gordura animal até o uso	Uso de 1,0 MJ de biodiesel em veículos pesados	Cargas ambientais associadas aos co-produtos do processo de craqueamento (admitidos como sendo o biodiesel e propano) foram alocadas de acordo com o critério energético. Além disso, os autores não consideraram nenhum efeito indireto decorrentes do uso de gordura para a produção de biodiesel	Os autores avaliaram a demanda de energia e as emissões de GEE	A emissão de GEE foi estimada em 39,3 g CO ₂ eq/MJ, sendo que 68% das emissões são provenientes do beneficiamento da gordura. Além disso, a demanda energética também seguiu um comportamento similar, no qual o beneficiamento da gordura foi responsável por 70% do total até a produção do combustível

AUTOR/ANO	OBJETIVO	ABORDAGEM METODOLÓGICA	UNIDADE FUNCIONAL	ABORDAGEM PARA QUESTÕES DE MULTIFUNCIONALIDADE	AValiação DE IMPACTOS	RESULTADOS
Bruyninckx 2010	O estudo avalia o balanço energético e a emissão de GEE associadas ao biodiesel produzido a partir de gordura animal	Atribucional, desde a fazenda até o uso	Fornecimento de 1,0 MJ por meio do combustível	Carga ambiental foi repartida entre os co-produtos por meio de alocação segundo o critério mássico	Os autores avaliaram a demanda de energia e as emissões de GEE	Emissões de GEE totalizaram 62,0 g CO ₂ eq/MJ. Foi observado que a pecuária, as atividades do abatedouro e a produção de biodiesel representam, 90%, 4% e 5%, deste montante, respectivamente. O autor ainda afirma que comparações com resultados de outros estudos devem ser feitas com cautela, uma vez que alguns autores não consideram etapas críticas em termos de demanda energética e emissão de GEE, tais como a pecuária e a operação dos veículos
Peters et al. 2010	Dada a relevância das emissões de GEE no contexto da Austrália, o estudo visa a avaliação da produção de carne bovina, a fim de melhorar a representatividade de estudos prévios	Atribucional, desde a fazenda até o abatedouro	Produção de 1,0 kg de carcaça (<i>Hot Standard Carcass Weight – HSCW</i>), na saída do abatedouro	Carga ambiental foi repartida entre os co-produtos por meio de alocação segundo o critério mássico	Os autores avaliaram a demanda de energia, as emissões de GEE, a geração de resíduos sólidos e os efeitos em termos de erosão do solo	Foi observado que a carcaça representa entre 55% e 60% do peso do animal vivo, e entre 86% e 89% do faturamento do abatedouro. Além disso, também se notou que a emissão de GEE devidos à atividade entérica bovina foi a principal contribuição para a pegada de carbono da carne. Por outro lado, as atividades do abatedouro foram as maiores demandantes de energia

AUTOR/ANO	OBJETIVO	ABORDAGEM METODOLÓGICA	UNIDADE FUNCIONAL	ABORDAGEM PARA QUESTÕES DE MULTIFUNCIONALIDADE	AValiação DE IMPACTOS	RESULTADOS
Sunde et al. 2011	O estudo propõe uma classificação do desempenho ambiental e custos de combinações entre combustíveis e matérias-primas, por meio de revisão da literatura	Atribucional, desde a fazenda até a produção de biodiesel, ou restrita à indústria produtora de biodiesel, dependendo do estudo considerado na revisão	Fornecimento de 1,0 MJ por meio do combustível	Os autores observaram a ausência de um consenso quanto à forma como a gordura deve ser considerada: seja como um co-produto (passível de alocação), ou como um rejeito	Os autores procuraram informações sobre a demanda de energia primária, o uso da terra e as emissões de GEE nos estudos identificados	Os autores reconhecem que, nos casos em que a atividade pecuária é considerada, o desempenho do biodiesel resultante é afetado negativamente
Thamsiroj e Murphy 2011	Fornecer subsídios para o desenvolvimento de políticas públicas	Atribucional, desde o beneficiamento da gordura até a indústria produtora de biodiesel	Fornecimento de 1,0 GJ por meio do combustível	Co-produtos derivados do beneficiamento das matérias-primas (gordura animal e ração) e derivados da transesterificação (biodiesel, glicerol e resíduos de catalisadores) foram considerados segundo três cenários: 1) sem alocação; 2) alocação de acordo com o critério energético; 3) expansão do sistema de produto (e substituição de cargas ambientais evitadas)	Os autores avaliaram a demanda de energia e as emissões de GEE	Os autores afirmaram que a gordura é um rejeito do processamento da carne. Sendo assim, cargas ambientais associadas à atividade pecuária não deveriam ser consideradas no estudo. Neste contexto, a emissão de GEE para os cenários 1, 2 e 3 totalizaram, respectivamente 58,8; 40,0; e (-)43,0 kg CO ₂ eq/GJ. Foi observado que o biodiesel estudado atende os requisitos da diretiva europeia para a promoção de energias renováveis, e que os melhores resultados foram aqueles do cenário 3

AUTOR/ANO	OBJETIVO	ABORDAGEM METODOLÓGICA	UNIDADE FUNCIONAL	ABORDAGEM PARA QUESTÕES DE MULTIFUNCIONALIDADE	AValiação DE IMPACTOS	RESULTADOS
Dufour e Iribarren 2012	Comparar o desempenho ambiental de biodiesel produzido a partir de: (i) óleo de fritura reciclado; (ii) gordura bovina; (iii) gordura de frango; e (iv) lodo derivado do tratamento de esgoto	Atribucional, desde o beneficiamento das matérias-primas até a indústria produtora de biodiesel	Produção de 1,0 t de biodiesel	Carga ambiental associada aos co-produtos das atividades de beneficiamento de gordura e de transesterificação foi repartida segundo o critério mássico e o critério econômico	Avaliação baseada no método CML. Foram consideradas as seguintes categorias de impacto ambiental: mudanças climáticas, acidificação, eutrofização, depleção do ozônio estratosférico, formação fotoquímica de oxidantes, e demanda de energia não renovável	Apesar das elevadas contribuições devidas ao fornecimento de eletricidade e também à produção de energia térmica, a emissão de GEE decorrentes da produção de biodiesel mostrou-se 72% menor em comparação ao diesel fóssil. Portanto, esta opção atende os requisitos da diretiva europeia de promoção de energia renovável. Os autores também observaram que em um cenário de eventual competição entre os mercados de alimentos e de combustíveis, apenas o óleo de fritura e as gorduras de origem animal seriam recomendadas como matérias-primas
Gac et al. 2012	Estimar a pegada de carbono para a produção de carne no contexto da França	Atribucional, desde a fazenda até o abatedouro	Produção de 1,0 kg de carne na forma de carcaça	Os autores estimaram fatores de alocação com base nos seguintes critérios: (i) mássico; (ii) econômico; (iii) energético; (iv) teor de proteínas; e (v) teor de lipídios. Entretanto, eles reconhecem que a gordura deva ser considerada como rejeito, em função de imposições legais da União Europeia	Apenas as emissões de GEE foram consideradas, de acordo com o método desenvolvido pelo IPCC	Os autores estimaram que a pegada de carbono da carne pode variar entre 18,5 e 35,6 kg CO ₂ eq/kg carcaça, sendo que mais de 98% deste resultado se deve às emissões associadas à atividade pecuária, e não ao processamento da carne

AUTOR/ANO	OBJETIVO	ABORDAGEM METODOLÓGICA	UNIDADE FUNCIONAL	ABORDAGEM PARA QUESTÕES DE MULTIFUNCIONALIDADE	AVALIAÇÃO DE IMPACTOS	RESULTADOS
Jorgensen et al. 2012	Investigar as possíveis consequências, em termos de emissão de GEE, na hipótese de haver um aumento da demanda por biodiesel produzido a partir de gordura de frango	Consequencial	Aumento de 1,0 kg na demanda pelo biodiesel em questão	Os autores afirmaram que a produção de gordura não seria influenciada por um eventual aumento da demanda. Sendo assim, tanto a criação dos animais quanto o beneficiamento deveriam ser excluídos da análise. Além disso, também admitiram que a demanda adicional de matérias-primas seria atendida por meio do fornecimento de óleos de palma e de soja. Finalmente, os autores também assumiram a premissa de que o biodiesel substituiria a oferta de diesel fóssil, e que a glicerina resultante pode substituir sua sucedânea de origem petroquímica	Apenas as emissões de GEE foram consideradas, de acordo com o método desenvolvido pelo IPCC	Os autores estimaram que a produção adicional de biodiesel implica, na maioria dos casos, uma pequena redução da emissão de GEE. No melhor cenário, a redução seria de 16%. Já no pior caso, haveria um aumento de 4% na emissão destes gases considerando-se a etapa de uso do biodiesel. Também se chegou à conclusão de que o uso da gordura, mesmo como matéria-prima para a produção de biodiesel, também provoca impactos indiretos em função da necessidade de produção dos seus sucedâneos para atender as aplicações tradicionais
Han et al. 2013	Identificar informações que fundamentem estimativas de emissões atmosféricas e consumo de energia para a produção de biodiesel a partir de gordura animal no contexto dos Estados Unidos da América	Atribucional, desde o beneficiamento da gordura até a produção do combustível	Produção de 1,0 lb de biodiesel	Os autores entendem que a carga ambiental associada à atividade pecuária não deve ser considerada pois a gordura é um rejeito. Além disso, recomendam a aplicação de alocação segundo o critério econômico para a repartição das cargas ambientais dos processos de beneficiamento da gordura e de produção de biodiesel	Não se aplica	Os autores reconhecem que os resultados dos estudos serão influenciados por eventuais expansões das fronteiras do sistema de produto, e recomendam que este aspecto metodológico seja melhor avaliado

AUTOR/ANO	OBJETIVO	ABORDAGEM METODOLÓGICA	UNIDADE FUNCIONAL	ABORDAGEM PARA QUESTÕES DE MULTIFUNCIONALIDADE	AValiação DE IMPACTOS	RESULTADOS
Esteves et al. 2017	Avaliar emissões de GEE associadas ao biodiesel produzido a partir e gordura animal na região Centro-Oeste do Brasil, incluindo considerações a respeito de mudanças do uso da terra	Atribucional, desde a fazenda até a produção do combustível	Produção de biodiesel a partir de 1,0 hectare em um ano	Os autores consideram as seguintes alternativas: (i) ausência de alocação (ou seja, toda a carga ambiental do sistema é atribuída exclusivamente ao biodiesel; (ii) alocação pelo critério mássico; (iii) alocação pelo critério econômico; (iv) alocação pelo critério energético; e (v) média dos fatores de alocação estimados nos cenários anteriores	Apenas as emissões de GEE foram consideradas, de acordo com o método desenvolvido pelo IPCC	Embora o objeto de estudo seja o biodiesel, os autores apresentam os resultados somente em função da área ocupada pela atividade pecuária em um ano, o que acaba limitando a interpretação dos resultados. A emissão de GEE foi estimada entre 6,40 e 377 kg CO ₂ eq/ha/ano, sendo que aproximadamente 97% deste total é derivado das estimativas de mudanças do uso da terra

Em relação à definição da unidade funcional de cada estudo, foram identificadas três opções predominantes. A primeira segue a abordagem “berço-ao-portão” e é baseada na quantidade de biodiesel a ser produzida pelo sistema, sendo expressa em termos de massa de combustível, ou da energia a ele associada. A segunda opção é derivada do enfoque “berço-ao-túmulo” e considera a distância percorrida por veículo movido a biodiesel e, portanto, tem em conta o uso deste produto como combustível. A terceira opção remete a adoção do enfoque consequencial e considera uma mudança da demanda de gordura justamente para a produção de biodiesel.

Abordagens para a situação da multifuncionalidade que se configura nos processos de abate e processamento da carne representam uma questão controversa entre os estudos identificados. Por um lado, chama a atenção o fato de que os autores que seguiram a abordagem consequencial acabaram por adotar uma postura uniforme, e sempre baseada na estratégia de expansão das fronteiras do sistema. Além disso, muito embora não tenham discutido os fundamentos de tal decisão, Jensen et al. (2007), Grant et al. (2008) e Jorgensen et al. (2012) usaram a premissa de que a gordura não é um produto determinante para justificar a ocorrência da criação dos animais e, assim, não contabilizaram em seus estudos as cargas ambientais associadas à etapa agrícola.

Já os estudos executados segundo a abordagem de ACV atribucional consideraram tanto os procedimentos de alocação das cargas ambientais quanto os procedimentos de expansão das fronteiras do sistema em conjunto com a substituição das cargas ambientais dos processos marginais evitados, dependendo dos objetivos informados em cada caso.

Além disso, muitos autores que optaram pelo procedimento de alocação realizaram uma análise de sensibilidade para verificar os efeitos dessa decisão metodológica. Para tanto, constituíram cenários alternativos para os quais a multifuncionalidade foi observada segundo critérios físicos, econômicos ou mesmo, via *Surplus Method*. Para esta situação em particular, a gordura foi considerada fluxo elementar.

Embora os estudos em questão sejam baseados na lógica do ciclo de vida de produtos, observou-se que a avaliação dos impactos ambientais se restringiu na maior parte dos casos à categoria de Mudanças Climáticas, associada eventualmente à quantificação de Demanda de Energia Primária (BARBER et al., 2007; JENSEN et al., 2007; GRANT et al., 2008; BRANDER et al., 2009; PRABHU et al., 2009; BRUYNINCKX 2010; SUNDE et al., 2011; THAMSIRIROJ e MURPHY 2011; JORGENSEN et al., 2012; ESTEVES et al., 2017). A principal exceção diz respeito

ao estudo conduzido por Dufour e Iribarren (2012), em que, além destas, os autores também consideraram potenciais contribuições para as categorias de impacto de: Acidificação, Eutrofização, Depleção da Camada de Ozônio e Formação Fotoquímica de Oxidantes.

No que se refere aos principais resultados dos estudos, alguns autores reconhecem explicitamente que a inclusão das cargas ambientais associadas aos processos de criação de gado e abate implica piora do desempenho ambiental do biodiesel estudado (NIEDERL e NARODOSLAWSKY 2004; BARBER et al., 2007; GRANT et al., 2008; BRUYNINCKX 2010; SUNDE et al., 2011). Muito embora se trate de uma conclusão esperada, principalmente pelo fato de a atividade pecuária acumular impactos ambientais relevantes para muitas categorias de impacto na cadeia de produção do biodiesel, tal constatação merece destaque pois evidencia um descompasso entre a percepção declarada por estes pesquisadores e a prática metodológica muitas vezes baseada na não contabilização dos impactos ambientais proporcionados por este estágio do ciclo de vida.

Ao comparar o desempenho ambiental e os custos de diferentes combinações de matérias-primas, Sunde et al. (2011) destacaram a falta de consenso a respeito da forma como a gordura animal deveria ser classificada naquele caso (como um produto, ou como um rejeito), e a influência desta decisão metodológica sobre os resultados. Tal preocupação também foi compartilhada anteriormente por Brander et al. (2009).

Barber et al. (2007) e Grant et al. (2008) assumiram por premissa que a gordura animal é um co-produto da cadeia de produção de carne na Nova Zelândia e na Austrália, respectivamente. Sendo assim, os autores reconheceram que uma parcela da carga ambiental da criação do gado deveria ser atribuída à gordura ao se executar um estudo de ACV atribucional. Por outro lado, Thamsiroj e Murphy (2011) afirmaram que a gordura é um resíduo de abatedouros localizados na Europa e, portanto, os impactos ambientais dos processos pregressos não deveriam ser considerados na análise (ou seja, a gordura foi incorporada ao sistema de produção de biodiesel como um fluxo elementar). Como poderia ser esperado, tais abordagens metodológicas distintas resultaram em conclusões conflitantes por parte de cada grupo de autores.

Embora o objetivo fosse avaliar a Pegada de Carbono da carne no contexto francês, o estudo conduzido por Gac et al. (2012) também aborda o tema. De acordo com esses autores, no cenário europeu, um fluxo de saída de qualquer processo será classificado como co-produto caso, ao menos uma das condições a seguir for satisfeita:

- ✓ A futura utilização do fluxo de saída em alguma atividade antrópica seja considerada como certa, em função da existência de demanda de mercado pelo mesmo; ou,
- ✓ Ainda que não haja mercado constituído para tal fluxo, o mesmo seja aproveitado em uma atividade antrópica sem sofrer um eventual tratamento suplementar além daqueles considerados como usuais do setor que utiliza o material; ou,
- ✓ A geração deste fluxo seja parte indissociável de um processo produtivo; ou ainda,
- ✓ O aproveitamento do fluxo de saída ocorra em conformidade com exigências sanitárias e ambientais vigentes.

De acordo com a tese praticada por Gac et al. (2012) a gordura animal reúne elementos para que seja classificada como co-produto das etapas de abate e processamento da carne. No entanto, existe uma exceção justamente neste caso que, na prática, obriga a classificação da gordura como resíduo, por ser um material derivado do abate de animais. Para este tipo de materiais, existe a regulamentação nº 142/2011 da União Europeia, que controla os seus possíveis usos posteriores (EUROPEAN COMMISSION, 2011).

Muito embora o Brasil ocupe posição de destaque em escala mundial, tanto em termos de criação de gado, quanto de produção de biodiesel, apenas um registro de aplicação de ACV ao processamento daquele combustível a partir de gordura animal pôde ser identificado junto à literatura técnica. Trata-se do estudo conduzido por Esteves et al. (2017).

Um ponto interessante do estudo de Esteves et al. (2017) diz respeito ao fato de que os autores reconhecem o fato de que existem múltiplas abordagens para as situações de multifuncionalidade inerentes ao biodiesel produzido a partir de gordura animal. Com isso, foram comparados os resultados de emissões de GEE gerados a partir da aplicação do Surplus Method e dos critérios de alocação mássica, alocação energética, alocação econômica e, ainda, de valores decorrentes da média entre estes últimos três.

A análise realizada por Esteves et al. (2017) apresenta, porém, algumas especificidades que acabam por condicionar sua representatividade. Estas remetem ao:

- ✓ Escopo: muito embora se tratasse de um estudo de ACV com enfoque “berço-ao-portão”, os autores simplificaram a análise deixando de considerar cargas ambientais consagradas e tradicionalmente representativas, como aquelas aportadas por insumos utilizados na atividade pecuária (casos de fertilizantes, combustíveis, suplementos

tradicionais, vacinas, entre outros), que caracterizam a tecnologia média desse processamento praticada na área de abrangência do estudo;

- ✓ Cálculo de emissões devidas a Mudanças do Uso da Terra (MUT): os autores levaram em consideração as emissões diretas decorrentes de MUT para o estabelecimento de pastagens, o que é compatível com a abordagem atribucional definida pelos mesmos. Entretanto, as equações apresentadas pelos autores parecem inconsistentes, e sugerem superestimação dos valores;
- ✓ Unidade funcional: embora o objeto de estudo seja claramente o biodiesel, os autores descrevem os resultados obtidos em função da área de pastagem ocupada pelo gado desde onde a gordura é extraída. Essa forma de expressão acaba dificultando possíveis comparações de resultados com estudos que se baseiam em referências convencionais para este tipo de abordagem como quantidade de biodiesel produzida pelo sistema de produto, ou potencial energético do combustível;
- ✓ Critérios de alocação: os autores optaram por considerar apenas uma aplicação única de cada critério, descartando as combinações entre eles. Com isso, não foram avaliados eventuais cenários em que se adotou um critério de alocação mais adequado a cada situação de multifuncionalidade. Além disso, infelizmente, os autores não consideraram o caso em que as cargas ambientais da atividade pecuária são negligenciadas (a exemplo do que é preconizado pela Comunidade Europeia);
- ✓ Cobertura geográfica: os resultados são referentes à região do município de Dourados, no Estado de Mato Grosso do Sul. Tal fato acaba por delimitar a representatividade do estudo, uma vez que as práticas agropecuárias, industriais e logísticas nos principais Estados produtores de biodiesel (com destaque para Rio Grande do Sul e Mato Grosso) podem ser distintas.

Sendo assim, pode-se dizer que a consolidação dos registros encontrados na literatura indica a existência de uma importante divergência de opiniões e de abordagens metodológicas no que concerne ao tratamento de situações de multifuncionalidade ao longo da cadeia de processamento de biodiesel derivado de gordura animal.

Além disso, foi possível observar que tal discrepância está ligada a, pelo menos, dois fatores principais, quais sejam:

- ✓ existência de abordagens de natureza conflitante entre si (i.e., atribucional e consequencial), sendo ambas amplamente aplicadas;
- ✓ a falta de harmonização dos procedimentos para a condução de estudos e definição de premissas e critérios para o tratamento de multifuncionalidade, ou mesmo de orientações mínimas neste sentido.

O levantamento da literatura também mostrou que, embora o Brasil seja um país onde a atividade pecuária é pujante, há uma carência de investigações interessadas em discutir o desempenho ambiental do biodiesel produzido a partir de gordura. Dadas as especificidades deste setor econômico (tanto do ponto de vista operacional quanto do ponto de vista logístico), entende-se que a aplicação de abordagens concebidas para o contexto de países estrangeiros poderia limitar as conclusões dos estudos ou, até mesmo, criar distorções que não representariam adequadamente o contexto nacional.

Por fim, vale destacar que poucas são as iniciativas que analisam, de forma sistemática, o desempenho ambiental de possíveis misturas entre o biodiesel e o diesel de origem fóssil. Análises desta natureza também poderiam fornecer argumentos para o balizamento de políticas públicas voltadas para este setor. Neste contexto, estudos que se proponham a discutir este tema também seriam de grande utilidade para a comunidade de ACV e também para o setor de pesquisa agropecuária nacional.

4. MÉTODO DE TRABALHO

4.1. Definição do objeto de estudo

A fim de atender ao objetivo principal estabelecido para este trabalho, o efeito do tratamento de situações de multifuncionalidade ocorridas ao longo do sistema de produto em questão foi verificado em dois níveis, quais sejam:

- (i) da síntese de biodiesel *per se* (B100); e
- (ii) da formulação de misturas combustíveis nas condições em que estas são regularmente comercializadas.

No que diz respeito às misturas entre biodiesel e diesel de origem fóssil, foram investigadas duas condições, sendo que uma delas contém 8% (em termos de volume) de biodiesel (B8), enquanto a outra contém 15%_(v/v) do biocombustível (B15).

A escolha da mistura B8 se deve ao fato da mesma representar o contexto atual de comercialização de biodiesel no país no ano de 2017, conforme estabelecido pela Lei Federal 13.263/2016 (BRASIL, 2016).

Já a escolha da mistura B15 está apoiada em três fatores. O primeiro deles se deve ao fato de a própria Lei Federal 13.263/2016 permitir este tipo de mistura a partir de ações voluntárias dos consumidores empresariais (BRASIL, 2016). Neste contexto, também merece destaque o fato de que este percentual já se mostrou factível em outros países e faz parte dos interesses dos produtores de biodiesel inseridos neste setor econômico (BIODIESELBR, 2017). Finalmente, vale ressaltar que o panorama representado na Figura 1 indica que o país atualmente já dispõe de capacidade de produção instalada suficiente para atender a demanda gerada por este percentual de mistura, o que aumenta a perspectiva de implementação do B15 a médio-prazo.

Entende-se que esta forma de abordagem do problema a partir da inclusão das misturas permite identificar flutuações introduzidas por aquela classe de decisões metodológicas não apenas sobre o objeto central da análise (biodiesel), mas também, saber os efeitos da mesma conduta quando o biocombustível representa apenas parte do bem de consumo.

4.2. Considerações sobre a revisão da literatura

Ao longo do desenvolvimento do presente trabalho foi realizada de uma revisão da literatura técnico-científica disponível sobre o tema, a fim de coletar dados e informações que pudessem subsidiar a elaboração do modelo representativo do ciclo de vida do biodiesel produzido a partir de gordura animal.

Tal levantamento buscou identificar detalhes referentes a aspectos tecnológicos, operacionais, logísticos e de mercado a respeito deste setor.

Considerando-se os objetivos do presente estudo, maior ênfase foi dada à procura por fontes que pudessem representar as práticas do setor a partir do ano de 2010 ou mais recentes. Entretanto, dada a pouca evolução das condutas operacionais nos últimos anos, o escopo temporal da revisão foi expandido de modo a contemplar documentos mais antigos, considerados representativos.

Ademais, destaque-se que as informações disponíveis em documentos oficiais – principalmente aqueles disponibilizados pela ANP, MDIC, Embrapa, CETESB e por associações de produtores – foram usadas preferivelmente em detrimento de outras fontes possíveis para a caracterização do setor.

A pesquisa foi realizada principalmente em portais eletrônicos de associações de produtores, em páginas de órgãos governamentais, e de portais científicos como o “Web of Knowledge” e “Science Direct”, tendo como palavras-chave mais frequentes: *biodiesel; gordura animal; tallow; avaliação do ciclo de vida; life cycle assessment; alocação; allocation; multifunctional*.

4.3. Definição da Função, Unidade Funcional e Fluxos de Referência

Inicialmente, vale destacar que o espectro de aplicação da técnica de ACV para o presente caso compreendeu uma abordagem do tipo ‘berço-ao-portão’. Ou seja, a análise se concentrou apenas no ciclo de produção do combustível, a despeito deste estar na forma pura, ou de mistura.

Tal definição ocorreu pois se entende que a inclusão da etapa de uso do produto predisporia que fossem definidas premissas adicionais – como tipo de motor, forma e condições de dirigibilidade, volume de tráfego, condições climáticas e de luminosidade,

traçado do deslocamento, tipo(s) de terreno, acidentes e singularidades de percurso por exemplo, semáforos, tuneis, etc. – que, além de limitar os resultados, também não estariam ligadas ao produto em si.

O estabelecimento deste escopo para aplicação da ACV desobriga da definição de uma Função para o objeto de estudo, visto que o estágio em que ocorre a aplicabilidade do produto deixou de ser contemplado naquele espectro. Por conseguinte, deixa também de fazer sentido a definição de uma Unidade Funcional para a análise em questão. Em substituição a esta, foi fixado como referência o fornecimento de 1,0 GJ de energia por meio do combustível puro, ou suas misturas, a fim de permitir a comparação dos resultados de cada cenário.

Conforme indicado na Tabela 3, as diferentes proporções – BX, em que “X” representa o percentual volumétrico de biodiesel no combustível – consideradas foram:

- ✓ B8: percentual compulsório misturado atualmente no Brasil;
- ✓ B15: percentual possível sem necessidade de ampliação da capacidade instalada;
- ✓ B100: referente ao biodiesel puro

Para realizar estimativas de quantidades associadas ao Fluxo de Referência, foram considerados dados de Poder Calorífico Inferior (PCI), e massa específica (ρ) das formas puras do biodiesel e do diesel fóssil, disponibilizadas pela ANP (2017), bem como, informações coletadas em Nogueira et al. (2013) e Saxena et al. (2013). Os valores de fluxo de referência adotados neste estudo são apresentados na Tabela 3, indicada a seguir.

Tabela 3 – Valores de Fluxo de Referência equivalentes ao fornecimento de 1,0 GJ

Produto	Poder Calorífico Inferior (MJ/L)	Fluxo de Referência (L)
Biodiesel (B100)	33,32	30,01
Mistura B15	35,27	28,36
Mistura B8	35,43	28,23

Vale salientar que em todos os cenários de análise, os resultados se referem ao biodiesel disponibilizado nos centros de distribuição que abastecem a Região Metropolitana de São Paulo.

4.4. Considerações sobre a qualidade dos dados

A cobertura tecnológica estabelecida compreende a criação de gado segundo a prática de pecuária extensiva, isto é, baseada apenas no uso de pasto, pelo fato deste ser o sistema de produção de uso mais frequente no Brasil (PRIMAVESI, 2007; CEDERBERG et al 2009; MILLEN et al., 2011; DICK et al., 2015; ABIEC, 2016). Dados que descrevem respectivamente, abate de gado e processamento da carne, representam a tecnologia média implementada no mercado brasileiro (CETESB, 2006), com complementações e atualizações baseadas em entrevistas a especialistas. A produção de biodiesel foi modelada segundo a tecnologia desenvolvida pela empresa Ballestra/Dedini, e também representa a rota processual predominante no Brasil.

No que diz respeito à cobertura geográfica, foram consideradas práticas correntes de pecuária e abate e processamento de gado praticadas nas regiões Centro-Oeste, Sul e Sudeste do Brasil. Tratam-se das principais regiões produtoras de carne no país, sobretudo para a exportação (ABIEC, 2016). Dados referentes à produção de biodiesel foram obtidos de uma unidade industrial localizada no Estado de São Paulo. Entende-se, no entanto, que estes sejam representativos de outras unidades industriais dada a difusão da tecnologia Ballestra/Dedini pelo país (CASTRO et al., 2012). Eventuais distorções em relação a este escopo, contudo, podem ter sido adicionadas ao modelo em função do uso de inventários do ciclo de vida de insumos obtidos a partir de bancos de dados.

Quanto à cobertura temporal do estudo, os dados utilizados na elaboração do modelo de sistema de produto refletem o contexto em que a cadeia de produção do biodiesel se desenvolveu no período 2013 – 2015. Informações sobre a criação e abate de bovinos remetem a um período maior, entre 1998 e 2016. Além disso, para o caso específico do abate e do processamento de carne, informações e valores obtidos por meio de entrevistas realizadas em 2013 foram incorporados ao acervo coletado junto à literatura. Por fim, parâmetros de processo, consumos e emissões referentes à transesterificação são primários, e refletem as condições de operação da unidade de transesterificação nos anos 2009 – 2010.

Novamente, eventuais distorções em relação a este escopo podem ter sido adicionadas ao modelo em função do uso de inventários do ciclo de vida de insumos obtidos a partir de bancos de dados. Vale destacar, porém, que o fato de as tecnologias de pecuária, e de abate e processamento de carne serem descritas por dados antigos não deve ser

interpretado como uma fonte relevante de incerteza para o estudo. Tal entendimento foi obtido pois, de acordo com os especialistas consultados, os procedimentos exercitados em ambos os casos se mantêm praticamente inalterados até hoje.

4.5. Definição do Sistema de Produto

O sistema de produto considerado no presente estudo é representado genericamente pela Figura 9.

Figura 9 – Representação esquemática do sistema de produto considerado neste estudo.

Detalhes a respeito dos principais processos que compõem o sistema indicado na Figura 9 são apresentados nas próximas seções deste documento. Mesmo assim, um ponto que vale destacar neste momento é o fato que o estudo busca identificar o desempenho ambiental do biodiesel disponibilizado para a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), que se destaca entre as principais regiões consumidoras deste tipo de combustível no Brasil.

Neste contexto, considerando-se o panorama consolidado na Figura 6, apresentada anteriormente, optou-se por considerar apenas as três principais regiões produtoras de biodiesel a partir de gordura animal no país, quais sejam: Sul; Centro-Oeste; e Sudeste. Tal decisão foi tomada em função essencialmente de especificidades logísticas de cada região num contexto em que o transporte é feito por meio do modal rodoviário e envolve longas distâncias. Soma-se, ainda, o fato de que a demanda por biodiesel nas regiões Norte e Nordeste é maior do que a quantidade produzida, não sendo esperada, portanto, uma oferta de biodiesel proveniente destas áreas para a RMSP.

Por outro lado, muito embora estas regiões tenham características peculiares, uma prática comum entre elas diz respeito à adoção predominante do sistema de pecuária extensiva (MILLEN et al., 2011; BESTAMANTE et al., 2012; FERREIRA et al., 2014; DICK et al., 2015; RUVIARO et al., 2015; FLORINDO et al., 2017). Apesar da posição de destaque ocupada pelo Brasil no que se refere à relevância da atividade pecuária, este sistema é caracterizado pela sua baixa eficiência e existência mínima de cuidados (sendo estes restritos à aplicação de fertilizantes e calcário em dosagens suficientes apenas para o estabelecimento das pastagens). Além disso, é importante ressaltar que foi admitida a premissa de que a pecuária que se desenvolve nas regiões Sul e Sudeste é baseada em áreas já consolidadas para tal atividade (FERREIRA et al., 2014). Desta forma, considerações a respeito de mudanças de uso da terra (e respectivas emissões atmosféricas) foram feitas apenas no âmbito da região Centro-Oeste.

No que concerne ao refino de petróleo, foi considerada a cadeia que abastece as unidades localizadas no Estado de São Paulo (Replan, Recap, Revap e RBPC), acrescentando-se ainda a parcela de petróleo e de diesel importadas principalmente do Oeste da África e também do Sul da Ásia, respectivamente.

Outro ponto a ser salientado na Figura 9 refere-se às atividades de transporte entre os diferentes estágios do ciclo de vida do biodiesel em questão. Embora este estudo também analise misturas entre biodiesel e diesel de origem fóssil, o modelo que representa os transportes considerou o suprimento apenas de diesel fóssil. Entende-se que tal premissa envolvendo a desconsideração da mistura com o biodiesel poderia ser vista como um distanciamento da condição real de operação do sistema. Entretanto, tal decisão foi baseada nos seguintes fatos:

- (i) A mistura entre biodiesel e diesel fóssil representaria a inserção de um circuito fechado cujos efeitos poderiam distorcer os resultados da presente análise; e
- (ii) Testes preliminares indicaram que a mistura em vigor no Brasil (B8) tem desempenho ambiental suficientemente similar ao do diesel.

Por fim, também vale destacar que os dados publicados pelo MDIC (2017) mostraram que o fornecimento de metanol para este sistema é feito mediante a importação deste insumo a partir de países como, principalmente, Trinidad e Tobago e também Venezuela. Sendo assim, a logística de distribuição até unidades produtoras de biodiesel localizadas em cada região baseou-se no transporte marítimo até os portos mais próximos, quais sejam: Porto de Santos; Porto de Paranaguá; e Porto de Rio Grande.

4.6. Tratamento de situações de multifuncionalidade

Inicialmente, vale destacar que as situações de multifuncionalidade serão analisadas neste estudo somente a partir do enfoque da ACV atribucional. Sendo assim, o trabalho procura discutir a parcela da carga ambiental total do sistema que poderia ser atribuída ao biodiesel ou suas misturas, em decorrência dos critérios de partição adotados.

No que diz respeito às estratégias para o tratamento das cargas ambientais, os processos multifuncionais foram investigados conforme abordagens divididas em três tipos, quais sejam:

- ✓ aplicação do Surplus Method, segundo o qual as cargas ambientais são atribuídas a apenas um dos co-produtos;
- ✓ alocação de cargas ambientais, compreendendo critérios físicos ou econômico;
- ✓ expansão das fronteiras do sistema e substituição de cargas ambientais que seriam evitadas em função do aproveitamento dos demais co-produtos gerados no ciclo de vida do biodiesel.

Observe-se que os arranjos baseados na repartição de cargas ambientais foram considerados tanto para o biodiesel puro (B100) quanto para as misturas B15 e B8. Já a abordagem derivada da expansão das fronteiras do sistema de produto foi praticada apenas

para o B100, a fim de analisar a influência deste procedimento metodológico exclusivamente sobre o objeto de estudo do presente trabalho.

Dentre os processos representados na Figura 9, aqueles que se destacam por serem multifuncionais são: o refino de petróleo, a produção de biodiesel e também o abate e processamento dos animais.

Uma particularidade em comum a todos esses processos reside no fato dos mesmos não permitirem a subdivisão das atividades que compreendem a fim de se evitar a repartição de cargas ambientais. Isto porque se trata de uma geração simultânea de co-produtos – chamada, no termo original em inglês, de *joint production* (ILCD, 2010) – cujas quantidades, no limite, são dependentes e limitadas pela composição de uma matéria-prima tida como principal de cada processo.

Quanto ao refino de petróleo, optou-se por avaliar os métodos de repartição de cargas ambientais por meio da alocação segundo critérios de conteúdo energético e de valor econômico.

Salienta-se que a alocação energética foi escolhida por ser considerada a abordagem derivada de parâmetros físicos mais adequada para um sistema desta natureza, em que a maior parcela dos produtos é aproveitada como combustíveis (SILVEIRA et al., 2017). Já a aplicação da alocação econômica se apoia no fato de que os volumes de produção deste sistema podem ser otimizados para atender as maiores demandas de mercado. Com isso, entende-se que a ponderação a partir das cotações destes co-produtos refletiria seu grau de importância no contexto em que o estudo se desenvolve.

A relação dos fatores de alocação atribuídos a cada co-produto derivado do petróleo é apresentada na Tabela 4. Detalhes adicionais sobre o método de cálculo usado para determinação desses valores são apresentados mais adiante, no Capítulo 5.1.4.

Com relação ao processo de produção de biodiesel, foram considerados os métodos de repartição de cargas ambientais por meio da alocação segundo critérios físicos (proporção mássica e conteúdo energético) e, mais uma vez, de valor econômico.

Muito embora se saiba que o biodiesel – principal produto deste estágio – é aproveitado em função do seu conteúdo energético, optou-se por avaliar adicionalmente a alocação mássica por ser uma prática recorrente em estudos desta natureza (BRUYNINCKX, 2010; ESTEVES et al., 2017).

Tabela 4 – Fatores de alocação adotados para a repartição das cargas ambientais associadas ao refino de petróleo

Derivado de petróleo	Fator de alocação segundo o critério de conteúdo energético (%)	Fator de alocação segundo o critério de valor econômico (%)
Gasolina A	23,06	32,42
Gasolina de aviação	0,15	0,15
GLP	4,37	4,95
Óleo combustível	8,63	3,86
Óleo diesel	46,70	51,02
Querosene de aviação	5,18	4,59
Asfalto	1,76	0,17
Coque	5,92	0,68
Nafta	1,25	0,55
Solventes	0,48	0,45
Outros*	2,52	1,16

*Inclui diluentes, GLP não energético e outros produtos não energéticos.

Já a alocação econômica, assim como comentado anteriormente, foi escolhida por indicar a relevância dos co-produtos desta etapa para a sociedade no período delimitado pela cobertura temporal do presente estudo.

Os co-produtos do processo de transesterificação e seus respectivos fatores de alocação são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Fatores de alocação considerados para a repartição de cargas ambientais entre os co-produtos do processo de transesterificação.

Co-produto	Fator de alocação segundo o critério de proporção mássica (%)	Fator de alocação segundo o critério de conteúdo energético (%)	Fator de alocação segundo o critério de valor econômico (%)	Fator de alocação segundo a abordagem Surplus (%)
Biodiesel	88,03	94,34	90,12	100,00
Glicerina	11,05	4,64	9,54	0,00
Oleína	0,92	1,02	0,34	0,00

Apesar de os fatores de alocação associados ao biodiesel na Tabela 5 se mostrarem próximos de 100%, e já refletirem (tanto no caso dos critérios físicos quanto por meio do valor

econômico) a importância do combustível em relação aos demais co-produtos, decidiu-se também aplicar o *Surplus Method* neste caso. A opção pelo uso deste procedimento pretendeu estimar o desempenho mais desfavorável associado ao produto em análise. Isto porque o uso do *Surplus Method* pressupõe que as cargas ambientais decorrentes de estágios iniciais do ciclo de vida serão sempre atribuídas integralmente ao intermediário que segue na cadeia produtiva até a produção de biodiesel.

Nos abate e processamento dos animais, optou-se por avaliar as multifuncionalidades por alocação segundo critérios físicos – novamente baseados em massa e conteúdo energético – e de valor econômico. Diferentemente dos estágios citados anteriormente, o produto determinante deste processo (ou seja, aquele que justifica a existência desta atividade antrópica) não é aproveitado como fonte de energia. Sendo assim, o critério físico de alocação mássica seria o mais imediato para a análise. Já a alocação energética foi escolhida pois permitiria a aplicação uniforme deste critério em todo o sistema.

Complementarmente a isso, empregou-se ainda nestes casos o *Surplus Method*. Trata-se da abordagem predominante entre os estudos que admitem a premissa de que a gordura é um rejeito da produção de carne (CEDERBERG et al. 2009; SUNDE et al. 2011; GAC et al. 2012; HAN et al. 2013). Neste caso, a carga ambiental derivada da criação do gado e do processamento dos animais foi atribuída integralmente à carne. Sendo assim, a partir dessa decisão, a gordura tornou-se, automaticamente, um fluxo elementar. A referida abordagem será identificada neste trabalho por meio do código “Surplus-0”. Dentro ainda da mesma abordagem (*Surplus Method*), mas buscando verificar os efeitos de uma circunstância antagônica, foram também desenvolvidos cenários em que todas as cargas ambientais da pecuária e do processamento de animais fossem imputadas apenas à gordura (cenários codificados como “Surplus-100”). A análise foi conduzida a fim de estimar os piores resultados em termos de desempenho dos sistemas de produto, visto que o uso desta abordagem implica que todas as cargas ambientais sejam atribuídas ao produto que segue na cadeia produtiva (neste caso, a gordura).

Os fatores para partição de cargas ambientais via alocação e *Surplus Method* que foram adotados para tratamento de multifuncionalidades identificadas nos processos elementares de abate e processamento de animais estão indicados na Tabela 6.

Tabela 6 – Fatores de alocação considerados para a repartição das cargas ambientais associadas ao abate e processamento dos animais.

Abordagem	Co-produto			
	Carne (%)	Gordura (%)	Couro (%)	Demais co-produtos (%)
Alocação mássica	70,98	5,49	13,20	10,33
Alocação econômica	83,20	2,79	4,56	9,45
Alocação energética	52,09	26,00	10,78	11,13
Método Surplus-0	100,00	0,00	0,00	0,00
Método Surplus-100	0,00	100,00	0,00	0,00

Como resultado de todas essas evoluções, foram criados 40 cenários de análise a partir da combinação entre cada critério de repartição das cargas ambientais citado anteriormente. O arranjo que caracteriza cada cenário é apresentado na Tabela 7. Tais cenários foram replicados para as diferentes misturas entre biodiesel e diesel consideradas neste estudo.

Dentre as definições apresentadas na Tabela 7, vale destacar que mesmo os casos envolvendo o biodiesel puro também são afetados pelos critérios de alocação determinados para os co-produtos da etapa de refino de petróleo. Entende-se que os efeitos de tal relação são manifestados por meio de oscilações do desempenho ambiental do diesel de origem fóssil consumido nas várias atividades de transporte de insumos até as plantas industriais e também do biodiesel até as unidades de mistura e distribuição que atendem a região metropolitana de São Paulo.

Além disso, também foi feita a estimativa do desempenho ambiental do biodiesel puro (B100) considerando-se a expansão das fronteiras do sistema de produto e a substituição das cargas ambientais evitadas:

- (i) pelos co-produtos somente da etapa de transesterificação (glicerina e de oleína);
- (ii) pelos co-produtos da etapa de transesterificação e também pelos co-produtos da etapa de abate e processamento dos animais.

Tabela 7 – Definição dos cenários de estudo, a partir da variação das abordagens adotadas para tratamento de multifuncionalidade nos principais processos elementares.

CENÁRIO	Abordagem para os co- produtos do Abatedouro	Abordagem para os co- produtos da Transesterificação	Abordagem para os co- produtos da Refinaria
1	Método Surplus-0	Alocação econômica	Alocação econômica
2	Método Surplus-0	Alocação econômica	Alocação energética
3	Método Surplus-0	Alocação mássica	Alocação econômica
4	Método Surplus-0	Alocação mássica	Alocação energética
5	Método Surplus-0	Alocação energética	Alocação econômica
6	Método Surplus-0	Alocação energética	Alocação energética
7	Método Surplus-0	Método Surplus	Alocação econômica
8	Método Surplus-0	Método Surplus	Alocação energética
9	Alocação econômica	Alocação econômica	Alocação econômica
10	Alocação econômica	Alocação econômica	Alocação energética
11	Alocação econômica	Alocação mássica	Alocação econômica
12	Alocação econômica	Alocação mássica	Alocação energética
13	Alocação econômica	Alocação energética	Alocação econômica
14	Alocação econômica	Alocação energética	Alocação energética
15	Alocação econômica	Método Surplus	Alocação econômica
16	Alocação econômica	Método Surplus	Alocação energética
17	Alocação mássica	Alocação econômica	Alocação econômica
18	Alocação mássica	Alocação econômica	Alocação energética
19	Alocação mássica	Alocação mássica	Alocação econômica
20	Alocação mássica	Alocação mássica	Alocação energética
21	Alocação mássica	Alocação energética	Alocação econômica
22	Alocação mássica	Alocação energética	Alocação energética
23	Alocação mássica	Método Surplus	Alocação econômica
24	Alocação mássica	Método Surplus	Alocação energética
25	Alocação energética	Alocação econômica	Alocação econômica
26	Alocação energética	Alocação econômica	Alocação energética
27	Alocação energética	Alocação mássica	Alocação econômica
28	Alocação energética	Alocação mássica	Alocação energética
29	Alocação energética	Alocação energética	Alocação econômica
30	Alocação energética	Alocação energética	Alocação energética
31	Alocação energética	Método Surplus	Alocação econômica
32	Alocação energética	Método Surplus	Alocação energética
33	Método Surplus-100	Alocação econômica	Alocação econômica
34	Método Surplus-100	Alocação econômica	Alocação energética
35	Método Surplus-100	Alocação mássica	Alocação econômica
36	Método Surplus-100	Alocação mássica	Alocação energética
37	Método Surplus-100	Alocação energética	Alocação econômica
38	Método Surplus-100	Alocação energética	Alocação energética
39	Método Surplus-100	Método Surplus	Alocação econômica
40	Método Surplus-100	Método Surplus	Alocação energética

4.7. Avaliação dos impactos ambientais

A avaliação dos impactos ambientais proporcionados pelo biodiesel produzido a partir de gordura animal foi realizada para as categorias de impacto de: Mudanças climáticas (MC); Acidificação terrestre (AT); Eutrofização aquática (Eut); Formação fotoquímica de oxidantes (FFO); Ecotoxicidade Aquática (ET); e Demanda de energia primária (PED).

O método *ReCiPe Midpoint (H) V.1.13/ World ReCiPe H* foi aplicado para avaliação de impactos das categorias MC, AT, Eut e FFO. A lógica consiste de uma versão revista e ampliada de dois outros métodos bastante consagrados de Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida – *CML* e *Ecoindicator 99* – que foi avaliada positivamente pela comunidade científica de ACV (GOEDKOOPE et al., 2013; HAUSCHILD et al., 2013).

A quantificação de impactos em termos de ET ocorreu por meio do método USEtox, versão 1.04 (ROSENBAUM et al., 2011). De acordo com Hauschild et al (2013), esta abordagem é amplamente recomendada para estimação de efeitos dessa natureza. Vale destacar que se optou pela variante que contempla apenas aqueles fatores de caracterização recomendados pelos desenvolvedores do método em questão (variante conhecida como *consensus only*), uma vez que estes são os valores que levam a resultados mais confiáveis.

A PED foi calculada com base no método Cumulative Energy Demand (FRISCHKNECHT et al., 2015), um dos métodos mais populares para efeito de quantificações de demanda energética em estudos de ACV. Os resultados de PED permitiram também a determinação do indicador *Energy Return on Investment* (EROI). Em termos conceituais, o EROI consiste da relação entre a energia potencialmente fornecida por um combustível – estimada a partir do seu Poder Calorífico Inferior – e a energia de origem não renovável demandada ao longo do seu ciclo de vida (HAMMERSCHLAG, 2006; MURPHY et al., 2016; DONKE et al., 2017). Murphy et al. (2016) ressaltam que indicadores derivados do balanço energético global de um sistema – como é o caso do EROI – fornecem um bom panorama a respeito da eficiência deste arranjo, podendo balizar ponderações sobre a sua viabilidade. Além disso, aqueles autores também argumentam que os resultados de investigações deste tipo tornam-se mais representativos à medida em que o escopo de análise se torna mais abrangente, como, no limite, é o caso de um estudo de ACV.

O processo de seleção dos modelos que descrevem as categorias de impactos, baseou-se em informações de literatura colhidas no *International Reference Life Cycle Data System Handbook* (EC-JRC, 2011) e no levantamento realizado por HAUSCHILD et al. (2013).

Para a categoria de MC, o método de avaliação ReCiPe *Midpoint (H)* faz uso do modelo que se baseia no horizonte temporal de 100 anos publicado pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC). Trata-se de um método robusto, que foi desenvolvido com o devido rigor científico, e, por conta disso, gera resultados com elevada confiabilidade (HAUSCHILD et al., 2013).

Na mesma linha, os modelos LOTOS-EUROS e EUTREND, incorporados ao ReCiPe para quantificação de FFO e Eut, respectivamente, são opções adotadas com recorrência quando da verificação daqueles impactos ambientais (HAUSCHILD et al., 2013).

Também foram apresentados resultados referentes à Pegada de Carbono do biodiesel em questão. A análise foi realizada em conformidade com requisitos da especificação técnica ABNT ISO/TS 14067 (ABNT, 2015). Diferentemente dos resultados gerados pelo método do IPCC para a categoria de mudanças climáticas, a especificação técnica fornece requisitos para o tratamento de emissões específicas de GEE e também as remoções de carbono (e.g. carbono fóssil e biogênico, armazenamento de carbono em produtos, emissões por mudança de uso da terra).

A dissonância entre as bases conceituais utilizadas para a constituição de modelos de avaliação de impacto referentes à Toxicidade Humana e formação de material particulado e à cobertura geográfica em que o estudo está inserido, subsidiaram a decisão de retirá-los deste estudo, em virtude do grau de incerteza que fatalmente trariam associado.

A exclusão de demais categorias foi fundamentada nas características do sistema de produto em análise. Desta forma, Radiação Ionizante foi retirada do escopo da pesquisa, uma vez que a contribuição de fontes de energia nuclear na matriz energética nacional é pouco significativa (EPE, 2016). Eutrofização e Ecotoxicidade Marinhas não foram contabilizadas na análise, em virtude da indisponibilidade de modelos capazes de quantificar tais efeitos com o mesmo nível de consistência dispensado aos outros impactos ambientais, em abrangência local e regional, aderentes à condição brasileira. Esse fenômeno se repete também para o caso da Ocupação de solo urbano e solo agricultável e Transformação de Área Natural (HAUSCHILD et al, 2013).

A Depleção de Metais deixou de ser avaliada, já que nas premissas deste trabalho ficou definida a exclusão de impactos relacionados a bens de capital, os quais poderiam ter contribuições significantes nesta categoria. Depleção da Camada de ozônio foi desconsiderada após ter sido efetuada a magnificação do efeito em referência para os cenários verificados no estudo, uma ação que ocorreu durante a verificação preliminar de consistência do modelo em análise.

4.8. Análise dos resultados obtidos e formulação de recomendações

Aplicou-se a técnica de Avaliação do Ciclo de Vida com o objetivo de verificar o desempenho ambiental de cada cenário, tendo em conta todas as possíveis soluções para tratamento de multifuncionalidades que a eles foram elencadas.

Buscou-se identificar a partir dos resultados obtidos para os diferentes Perfis Ambientais de cada cenário, tendências de comportamento, propagações e influências que tivessem sido motivadas pelas diferentes abordagens aplicadas às situações de multifuncionalidade. Esta etapa do estudo concentrou-se ainda em discutir o grau de criticidade dos processos multifuncionais ao longo da cadeia produtiva do biodiesel derivado de animal, bem como das misturas para as quais este foi aproveitado.

O detalhamento desta etapa, incluindo as considerações a respeito dos resultados da presente investigação, é apresentado ao longo do Capítulo 5.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O presente capítulo está estruturado em duas partes. Na primeira, serão apresentadas informações que foram relevantes para a modelagem do sistema de produto e elaboração dos principais inventários utilizados no estudo. Ao tomar esta decisão, faz-se um alinhamento, em termos de filosofia metodológica, com a parcela da comunidade científica dedicada à ACV que entende que os inventários – sejam eles parciais ou consolidados – originários de um estudo desta natureza são resultados consistentes gerados a partir da mesma iniciativa, e não apenas elementos de ligação que apoiam a etapa de Avaliação de Impactos. Além disso, a apresentação e a descrição de cada qual desses produtos corrobora com o último dos propósitos complementares da tese, de contribuir para ampliação do banco de dados brasileiro para apoio à condução de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida.

Já na segunda parte, ocorre uma discussão dos resultados dos indicadores de cada categoria de impacto ambiental considerada neste estudo, no âmbito dos cenários que foram antes descritos para equacionamento desta iniciativa.

5.1. Inventários dos principais subsistemas considerados no estudo

5.1.1. *Inventário do processo de transesterificação*

Dentre as rotas tecnológicas desenvolvidas para produção de biodiesel, merecem destaque os processos de microemulsão, o craqueamento térmico (pirólise) e também a transesterificação. Entretanto, este último é o processo mais comum em operação em grande escala tanto no Brasil quanto em outros países (CASTRO et al., 2010; ABBASZAADEH et al., 2012; ARANSIOLA et al., 2014).

A transesterificação consiste na reação entre triglicerídeos presentes em gordura animal ou óleos vegetais e um álcool alifático de cadeia curta, resultando em ésteres e glicerol (CASTRO et al., 2010; ABBASZAADEH et al., 2012; ARANSIOLA et al., 2014; VERMA et al., 2016).

Verma et al. (2016) avaliaram a influência de diferentes álcoois sobre o rendimento do processo de transesterificação, e observaram que álcoois contendo de 1 até 8 átomos de carbono apresentaram melhores resultados, sendo que o metanol é a opção mais utilizada em escala mundial, em função do seu menor custo e de vantagens físico-químicas (tais como maior reatividade e maior facilidade de recuperação) em relação aos álcoois de cadeia mais

longa (com destaque para o etanol). No Brasil, tal tendência é confirmada pelo levantamento efetuado por Castro et al. (2010), que identificaram que mais de 80% das 77 usinas produtoras de biodiesel instaladas no país em 2010 que declararam a rota tecnológica empregada utilizavam a rota metílica. Castro et al. concluíram também que os empreendimentos que operavam com base na transesterificação metílica teriam potencial para produzir mais de 90% do volume total de biodiesel fabricado no Brasil naquele ano.

As matérias-primas para produção de biodiesel (álcool de cadeia curta e triglicerídeos) não são miscíveis o suficiente para formar uma mistura contida em apenas uma fase. A baixa afinidade entre esses reagentes faz, por consequência, com que a velocidade global da reação seja baixa (CASTRO et al., 2010; ABBASZAADEH et al., 2012; ARANSIOLA et al., 2014). Para aumentá-la, deve-se: (i) agitar constantemente o meio reacional (condição que predispõe consumo de eletricidade); (ii) fazer uso de quantidades excedentes de álcool, a fim de deslocar o equilíbrio no sentido da formação de produtos; e (iii) empregar catalisadores (CASTRO et al., 2010; ABBASZAADEH et al., 2012; ARANSIOLA et al., 2014; VERMA et al., 2016).

Neste contexto, Verma et al. (2016) afirmam que a catálise alcalina homogênea com o uso de hidróxido de sódio ou hidróxido de potássio é preferível à catalise heterogênea e aos processos enzimáticos, dada a capacidade que essas substâncias têm de aumentar a velocidade e, portanto, o rendimento da reação. Tal preferência também está associada à ampla disponibilidade destes hidróxidos, e ao baixo custo de aquisição dos catalisadores e também de utilidades de processo, que são demandadas em menor quantidade pois as condições de operação são menos severas.

Os dados referentes ao processo de transesterificação que integram o inventário deste estágio do sistema de produto foram obtidos de fonte primária, e referem-se a uma unidade de produção instalada no Estado de São Paulo. Em termos tecnológicos, a planta exercita o conceito desenvolvido pela Ballestra/Dedini, com consumo de insumos e de utilidades de processo que podem ser considerados similares àqueles descritos por Castro et al. (2012), Sajid et al. (2016) e Esteves et al. (2017). Além disso, este perfil tecnológico é consistente com o praticado no país uma vez que cerca de 95% das 48 plantas brasileiras de produção de biodiesel entre os anos 2013 e 2015 adotavam a rota metílica para seus processamentos industriais (ANP, 2017).

Tendo em conta dados disponibilizados pelo Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços (MDIC, 2017), estabeleceu-se a premissa de que o metanol consumido no processo

era importado. As procedências, distâncias porto-a-porto e locais de chegada do ativo no país estão indicadas na Tabela 8. Quanto a tecnologia, admitiu-se que para todos os centros fornecedores o processamento de metanol ocorre via reforma de gás natural a vapor, de acordo com os desenvolvimentos realizados pela *Imperial Chemical Industries* (ICI). Segundo registros do International Methanol Technology Operators Forum (IMTOF), esta é a tecnologia de produção de metanol predominante no mundo (IMTOF, 2011).

Os modelos de produção de metanol foram criados a partir do inventário “*Methanol {RER} / production / Alloc Rec, U*” disponível no banco de dados do Ecoinvent (PRIMAS, 2016). Cada inventário de produção foi adaptado ao contexto local de sua região produtora em termos de geração e fornecimento de eletricidade.

Tabela 8 – Informações adotadas para a logística de fornecimento de metanol para as plantas industriais no Brasil.

País de origem	%	Distância até o Porto de Santos (km)	Distância até o Porto de Paranaguá (km)	Distância até o Porto de Rio Grande (km)
Trinidad e Tobago	42,85%	6.207	6.458	7.177
Venezuela	22,30%	6.547	6.798	7.516
Chile	14,30%	4.722	4.534	3.770
Nova Zelândia	11,73%	12.496	12.307	11.543
Argentina	8,82%	2.400	2.211	1.376

Fontes: MDIC (2017) e SEARATES (2017)

A Tabela 9 descreve o inventário de entradas e saídas associadas a produção de 1,0 kg de biodiesel obtido por meio de transesterificação metílica de gordura animal.

Nota-se, a partir dos valores apresentados na Tabela 9, que o modelo que representa o estágio de transesterificação não levou em consideração eventuais rejeitos ou emissões gerados nesta etapa. Com tal decisão, buscou-se restringir a análise das cargas ambientais àquelas decorrentes de precursores considerados mais relevantes para a determinação do desempenho ambiental (NEMECEK e KÄGI, 2007; HAN et al., 2013).

Tabela 9 – Entradas e saídas consideradas para o processo de transesterificação.

Substância	Unidade	Quantidade
<i>Entradas</i>		
Gordura animal	kg	1,066
Água	kg	0,350
Metanol	kg	0,110
Metilato de sódio	kg	0,023
Ácido clorídrico	kg	0,014
Ácido cítrico	kg	0,003
Hidróxido de sódio	kg	0,001
Elettricidade (Grid brasileiro)	kWh	0,046
Vapor (*)	kg	0,395
<i>Saídas</i>		
Biodiesel	kg	1,000
Glicerina	kg	0,126
Oleína	kg	0,010

(*) Vapor saturado, a 184 °C e 10 bar, produzido a partir de queima de lenha.

Por outro lado, vale destacar que as emissões atmosféricas associadas à produção de vapor a partir da queima de lenha foram contabilizadas na presente iniciativa. Tais emissões foram estimadas a partir do modelo proposto por Ruiz-Poveda (2008), atendendo-se os padrões estabelecidos pelas Resoluções CONAMA 382/2006 (MMA, 2006) e CONAMA 436/2011 (MMA, 2011) editadas pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente.

Para o cálculo dos fatores de alocação segundo o critério de conteúdo energético, foram considerados os valores de Poder Calorífico Inferior publicados pela ANP (2017), por Córdoba (2011) e Esteves et al. (2017). No caso de alocação por valor econômico, considerou-se a cotação média do biodiesel nos leilões promovidos pela ANP entre os anos de 2013 e 2015. Para os demais co-produtos, os dados foram derivados de Freitas (2016). A consolidação dos dados usados como base para o cálculo dos fatores de alocação é apresentada na Tabela 10.

Tabela 10 – Informações adotadas como referência para o cálculo dos fatores de alocação atribuídos aos co-produtos da transesterificação.

Co-produto	Poder calorífico inferior (MJ/kg)	Valor econômico (R\$/t)
Biodiesel	37,67	2.370,31
Glicerina	14,75	2.000,00
Oleína	39,00	850,00

Fontes: Córdoba (2011); Freitas (2016); ANP (2017); Esteves et al. (2017).

5.1.2. Inventário do processo de abate do gado

Segundo Cederberg et al. (2009) informações relacionadas às condições de operação de abatedouros no Brasil são escassas e normalmente focadas exclusivamente na produção de carne. As entrevistas com especialistas do setor confirmaram que essa situação persiste ainda nos dias de hoje.

Assim, a modelagem dos processos de abate do gado e processamento dos animais baseou-se em dados secundários coletados de CETESB (2006), foram atualizados e acrescidos de informações obtidas dos já mencionados depoimentos de especialistas. Dados específicos quanto ao processo de tratamento de efluentes do abatedouro, que ocorre por meio de lagoas de estabilização, procedem dos registros feitos por Dornelles (2009) e José et al. (2009). A composição quali/quantitativa média estimada do efluente líquido que emana do tratamento em direção ao corpo d'água está apresentada na Tabela 11.

Tabela 11 – Composição dos efluentes líquidos gerados no processo de abate e processamento do gado, após o tratamento

Poluente	Concentração (mg/L)
Cálcio (Ca)	15,3
Magnésio (Mg)	5,10
Potássio (K)	66,6
Sódio (Na)	88,3
Nitrogênio (N, total)	28,7
Fósforo (P, total)	328
Demanda Biológica de Oxigênio (DBO)	641
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	789

Fontes: Dornelles (2009); José et al. (2009).

Da mesma forma, as emissões atmosféricas decorrentes da combustão de lenha, fonte de energia predominante neste tipo de atividade, foram estimadas a partir de condições e premissas indicadas em Ruiz-Poveda (2008), respeitando-se limites e padrões estabelecidos pelas Resoluções CONAMA 382/2006 (MMA, 2006) e CONAMA 436/2011 (MMA, 2011). O inventário de entradas e saídas considerado neste estudo para efeito de produção de gordura animal a partir de um animal (cabeça) constam da Tabela 12.

Tabela 12 – Entradas e saídas consideradas no abate e processamento do gado

Substância	Unidade	Quantidade
<i>Entradas</i>		
Gado	cabeça	1,00
Água	m ³	1,50
Eletricidade (Grid BR)	kWh	24,9
Lenha (para a produção de energia térmica)	kg	19,3
<i>Saídas</i>		
<i>Produtos</i>		
Gordura animal	kg	23,0
Carne	kg	261
Couro	kg	55,3
Demais co-produtos	kg	79,7
<i>Rejeitos</i>		
Efluentes líquidos	m ³	1,20
Esterco	kg	30,0
Material de risco ^(*)	kg	1,00
Emissão atmosférica de CO ₂	kg	24,0
Emissão atmosférica de CO	g	207
Emissão atmosférica de NOx	g	35,8
Emissão atmosférica de material particulado	g	179

(*): Restos animais que não podem ser reaproveitados por questões sanitárias.

Diferentes eficiências de recuperação de gordura foram encontradas na literatura. Os valores finais variaram entre 15,0 e 23,0 kg de gordura para cada animal abatido (PERES et al., 2010; LEVY et al., 2011; MARTINS et al., 2011). Neste presente estudo, admitiu-se a produção de 23,0 kg de gordura/animal, uma vez que esta foi a proporção predominante entre as referências encontradas.

Cederberg et al. (2009) apresentam e discutem distâncias percorridas pelo gado desde a fazenda de criação até os abatedouros. Adotou-se para esse parâmetro do modelo o valor médio da série, que corresponde a 200 km. Considerou-se, ainda, que o transporte ocorre por modal rodoviário, empregando-se caminhões com capacidade de cargas de 32 toneladas de peso bruto total.

Dada a indisponibilidade de um inventário que representasse especificamente o transporte de animais, o elemento do banco de dados Ecoinvent utilizado para representar o transporte rodoviário neste caso foi o inventário *“Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO4 {RoW}| transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO4 | Alloc Rec, U”* (SIMONS, 2016). Destaque-se que o mesmo foi adaptado para o contexto deste estudo em termos de fornecimento de diesel.

5.1.3. Inventário da Pecuária

Assim como já fora apresentado antes, os dados que representam a criação de gado referem-se as práticas exercitadas nas regiões Centro-Oeste, Sul e Sudeste do Brasil. Juntas, estas responderam por cerca de 69% do volume total de gado bovino abatido no Brasil no ano de 2011 (CASTANHEIRA et al., 2014).

Tendo em conta as características do modelo de pecuária extensiva, os animais estão aptos a serem abatidos após (em média) 36 meses de vida (CEZAR et al., 2005; CEDERBERG et al., 2009; CASTANHEIRA et al., 2014; FERREIRA et al., 2014; DICK et al., 2015; RUVIARO et al., 2015; ABIEC, 2016; FLORINDO et al., 2017).

Os dados relativos ao consumo de fertilizantes para manutenção dos pastos foram obtidos de Melo et al. (2015). Salienta-se que a lixiviação do fósforo não foi considerada neste estudo, uma vez que Novais e Smyth (1999) afirmaram que a labilidade desta espécie química é muito baixa em solos tropicais, que por isso mesmo tendem a fixar o fósforo fornecido.

As emissões de GEE por parte dos animais, bem como aquelas derivadas da aplicação de fertilizantes, foram estimadas a partir de diretrizes do IPCC (2006). Por fim, quaisquer outras informações relacionadas ao modelo de criação do gado, e ao transporte de insumos foram estimadas a partir de Cederberg et al. (2009).

As entradas e saídas associadas ao processo de criação do gado (expressas em termos de ‘cabeça de gado pronta para o abate’) são apresentadas na Tabela 13.

Tabela 13 – Entradas e saídas associadas à atividade de pecuária.

Substância	Unidade	Quantidade
<i>Entradas</i>		
Uréia (como N)	kg	75,0
Superfosfato simples (como P_2O_5)	kg	25,0
Cloreto de potássio (como K_2O)	kg	50,0
Calcário	kg	1250
Diesel	kg	28,3
<i>Saída</i>		
<i>Produtos</i>		
Gado	cabeça	1,00
<i>Rejeitos</i>		
CH ₄ (atividade entérica do animal)	kg	168
CH ₄ (manejo de esterco)	kg	3,00
N ₂ O (aplicação de fertilizantes)	kg	8,30
CO ₂ (aplicação de calcário)	kg	595
CO ₂ (aplicação de ureia)	kg	119

5.1.4. Inventário da produção de diesel

O modelo que representa a produção de diesel no Brasil foi baseado, em grande escala, nos dados estatísticos disponibilizados pela ANP (2017) que remetem à cobertura temporal definida para o estudo (2013 – 2015). As fontes indicam que o volume médio de petróleo processado diariamente no Brasil durante o período foi de 2.048.736 barris/dia. Deste total, cerca de 83% foram procedentes de exploração ocorrida em território nacional (em sua quase totalidade, do tipo offshore), ao passo que o restante adveio de importação.

Quanto a origem do petróleo importado, os dados indicam haver predominância de duas regiões: África, que respondeu por 64% do petróleo importado pelo Brasil; e o Oriente Médio cuja contribuição atingiu 27% daquela oferta. Neste contexto, a exploração de petróleo foi modelada a partir dos seguintes inventários disponível no banco de dados do Ecoinvent:

- ✓ Para a produção brasileira: *Petroleum {NO} / petroleum and gas production, off-shore / Alloc Rec, U⁵*
- ✓ Para a produção que ocorre no Oriente Médio: *Petroleum {RME} / production, onshore / Alloc Rec, U*
- ✓ Para a produção que ocorre na África: *Petroleum {RAF} / production, onshore / Alloc Rec, U*

Como o foco do presente estudo é o fornecimento de combustíveis para a Região Metropolitana de São Paulo, admitiu-se que o processamento do óleo cru ocorreria apenas nas refinarias instaladas no Estado de São Paulo. São elas: Replan; RBPC; Revap e Recap. Ainda, com base nos dados informados pela ANP (2017), estimou-se que estas refinarias responderam por 43% de todo o volume de petróleo processado no país. Do ponto de vista logístico, admitiu-se que o petróleo nacional é explorado no Estado do Rio de Janeiro, e que o petróleo importado entra no país a partir do porto de São Sebastião. Em seguida, o mesmo é distribuído até as refinarias por meio de oleodutos. Na Tabela 14 são apresentados os dados consolidados da produção de derivados de petróleo pelas refinarias do Estado de São Paulo.

Tabela 14 – Produção de derivados de petróleo nas refinarias do Estado de São Paulo

Derivados de petróleo	Produção (m³)				
	Replan (SP)	Recap (SP)	Revap (SP)	RPBC (SP)	TOTAL
Gasolina A	18.067.522	2.975.472	10.189.554	7.529.119	38.761.667
Gasolina de aviação	-	-	-	259.933	259.933
GLP	4.453.370	863.232	2.839.045	1.088.398	9.244.045
Óleo combustível	3.547.406	126.048	6.254.562	1.595.820	11.523.836
Óleo diesel	36.350.288	4.336.331	15.014.829	15.711.444	71.412.891
Querosene de aviação	2.366.026	-	5.726.043	-	8.092.069
Asfalto	1.346.388	-	925.903	-	2.272.291
Coque	4.967.554	-	1.960.687	1.871.244	8.799.484
Nafta	342.552	54.431	1.436.240	331.875	2.165.098
Solvente	-	274.221	5.571	512.426	792.218
Outros ^(*)	1.784.601	703.496	689.001	526.503	3.703.602
TOTAL	73.231.427	9.333.232	45.041.774	29.426.761	157.033.194

(*): Inclui diluentes, GLP não energético e outros produtos não energéticos

Fonte: ANP (2017)

⁵ Entende-se que este inventário é representativo da tecnologia praticada no Brasil (offshore, com produção combinada de petróleo e gás natural).

Já na Tabela 15 são destacados os valores específicos da produção de óleo diesel em cada refinaria. Pode-se notar que a Replan é responsável por cerca de 51% da produção de diesel no Estado de São Paulo, fato que também ressalta a sua relevância no contexto regional.

Tabela 15 – Produção consolidada de diesel fóssil nas refinarias do Estado de São Paulo

Refinaria	Produção de diesel (m³)	%
Replan (SP)	36.350.288	50,90%
RPBC (SP)	15.711.444	22,00%
Revap (SP)	15.014.829	21,03%
Recap (SP)	4.336.331	6,07%
TOTAL	71.412.891	100,00

Fonte: ANP (2017)

Foram também levantadas informações com relação aos volumes de importação de diesel ocorridos no período. A lista dos principais países fornecedores de diesel para o Brasil é apresentada de forma consolidada na Tabela 16.

Tabela 16 – Relação dos principais fornecedores de diesel para o Brasil entre 2013 e 2015.

País fornecedor	2013	2014	2015	TOTAL
Volumes importados (mil m³)				
Índia	4.167	4.484	3.131	11.782
Estados Unidos	3.461	4.802	2.853	11.116
Antilhas Holandesas	780	729	87,1	1.597
Holanda	50,6	295	458	804
Emirados Árabes Unidos	93,8	38,9	372	504
Rússia	111	321	-	432
Kuwait	329	94,2	-	423
Arábia Saudita	-	360	-	360
Omã	-	76,8	-	76,8
Dinamarca	-	73,2	-	73,2

Fonte: ANP (2017)

Tal como fora convencionado para o petróleo adquirido do exterior, admitiu-se que o óleo diesel importado deve entrar no Brasil via Porto de São Sebastião. A partir deste ponto, considerou-se que o combustível é, então, distribuído para as refinarias na mesma proporção indicada na Tabela 15.

A modelagem do inventário do refino de petróleo foi construída a partir do inventário “Crude oil, in refinery/kg/US” elaborado pelo *National Renewable Energy Laboratory* (NREL, 2017). Embora os modelos elaborados para este estudo se originem majoritariamente do banco de dados Ecoinvent, admitiu-se uma exceção neste caso em virtude a semelhança do modelo tecnológico adotado pelo NREL com aquele que pautou a construção das refinarias brasileiras (ELGOWAINY et al., 2014; SILVEIRA et al., 2017). Mesmo assim, dados de consumo energético para o processamento do petróleo foram ajustados tendo em conta proporção de co-produtos derivados do processo que consta da Tabela 14.

Por fim, no que diz respeito ao cálculo dos fatores de alocação, foram usados os valores de Poder Calorífico Inferior e também as cotações médias informadas pela ANP (2017) para cada derivado. Estes dados estão consolidados na Tabela 17.

Tabela 17 – Informações adotadas como referência para o cálculo dos fatores de alocação atribuídos aos co-produtos derivados do petróleo

Derivados de petróleo	(ρ) (t/m ³)	PCI (kcal/kg)	Cotação média (R\$/m ³)
Gasolina A	0,742	10.400	2.866,00
Gasolina de aviação	0,726	10.600	1.944,33
GLP	0,552	11.100	1.834,85
Óleo combustível	1,013	9.590	1.147,39
Óleo diesel	0,840	10.100	2.448,00
Querosene de aviação	0,799	10.400	1.944,33
Asfalto	1,025	9.790	262,40
Coque	1,040	8.390	266,24
Nafta	0,702	10.630	869,08
Solventes	0,741	10.550	1.944,33
Outros ^(*)	0,864	10.200	1.069,63

(*): Inclui diluentes, GLP não energético e outros produtos não energéticos.

Fonte: ANP (2017)

5.1.5. Subsistema de mistura entre biodiesel e diesel fóssil

Salienta-se que o modelo que representa o fornecimento do combustível e sua mistura com diesel fóssil foi elaborado a partir de dados secundários disponibilizados pela ANP (2017).

A elaboração do subsistema que trata da mistura biodiesel – diesel fóssil se iniciou com a localização das plantas produtoras de biodiesel no Brasil, que estiveram em operação no período de 2013 a 2015. Estas aparecem indicadas a seguir na Figura 10.

Figura 10 – Localização das plantas produtoras de biodiesel no Brasil, no ano de 2015.
Fonte: ANP (2017)

Observando a Figura 10 é possível notar uma predominância de unidades instaladas nos estados de Mato Grosso, Rio Grande do Sul e Goiás. No que se refere à capacidade de produção de biodiesel instalada, as informações publicadas pela ANP (2017) indicam que estes estados responderam, respectivamente, por 21,0%, 28,5% e 13,8% do total no ano de 2016 (estimado em 20.480,8 m³/dia). A pujança destes estados também é observada ao se considerar a quantidade de biodiesel efetivamente produzida no mesmo ano. Neste caso, os

estados de MT, RS e GO foram responsáveis por 21,5%, 28,3% e 17,1% do total de 3,8 milhões de m³ produzidos no Brasil naquele ano.

Dentre estas foram selecionadas: (i) aquelas ligadas a grupos que também atuam no setor pecuário, casos de JBS, Minerva, Fuga Couros, etc.; ou (ii) localizadas em municípios próximos a regiões que concentram grandes rebanhos, como Rio Brilhante (MS), Ijuí (RS) e Ipameri (GO). A sobreposição desses requisitos projeta que essas plantas operem usando gordura bovina como matéria-prima na maior parte do tempo, sendo, por isso, representativas do contexto de análise.

Figura 11 – Evolução da oferta e da demanda de biodiesel em cada região do Brasil.

Fonte: Adaptado de ANP (2017)

Foram também avaliadas a oferta e a demanda de biodiesel pelas principais regiões brasileiras entre Agosto/2013 e Dezembro/2015, período para o qual os dados disponíveis são suficientemente detalhados. O comportamento desses parâmetros ao longo do período é apresentado na Figura 11.

Os dados apresentados na Figura 11 não fazem distinção entre tipos de matéria-prima utilizado para produção do biodiesel. Para contornar esta lacuna foram realizadas estimativas de consumo de gordura a partir dos dados indicados nas Figuras 3, 4 e 5.

Os dados constantes na Figura 11 revelam um descompasso, inclusive às vezes bastante acentuado, entre oferta e demanda em todas as regiões do país. Muito embora o Centro-Oeste e o Sul concentrem grande parte da produção nacional, as quantidades ofertadas nessas regiões superam em muito as demandas locais. Em contraste, a demanda por biodiesel para atender as exigências de mistura nas regiões Sudeste, Nordeste e Norte é bastante superior à quantidade produzida nas mesmas zonas. Tal constatação fundamentou a exclusão das regiões Norte e Nordeste do escopo deste presente estudo.

Essas constatações motivaram a elaboração de um escalonamento, com o objetivo de ajustar a demanda em cada região. Esse ajuste baseou-se nas seguintes premissas:

- ✓ Todo o biodiesel produzido na região Sudeste é consumido na própria região (que, por sinal, apresenta o maior déficit em termos de demanda);
- ✓ Por questões logísticas, admitiu-se que o excedente de biodiesel produzido na região Sul seria encaminhado, e consumido, exclusivamente pela região Sudeste;
- ✓ A demanda excedente da região Sudeste é suprida por produtores do Centro-Oeste. Como a região é a maior produtora de biodiesel no país, estimou-se que o excedente disponível, após ter sido atendida a demanda regional e o Sudeste, seria suficiente para também contemplar as necessidades existentes nas regiões Nordeste e Norte.

Valores consolidados de produção e demanda (extraídos da Figura 11) para o período compreendido entre Agosto/2013 e Dezembro/2015 são apresentados na Tabela 18.

Tabela 18 – Consolidação da demanda e da oferta de biodiesel nas regiões do Brasil entre agosto/2013 e dezembro/2015

Região	Oferta de biodiesel	Demanda de biodiesel	Δ[Oferta – Demanda]
	Valores em (m³)		
Centro-Oeste	3.665.550	1.118.547	(+) 2.547.003
Sul	3.348.999	1.669.157	(+) 1.679.842
Sudeste	655.910	3.591.219	(–) 2.935.309
Nordeste	631.662	1.461.022	(–) 829.360
Norte	177.940	872.740	(–) 694.800

Fonte: Adaptado de ANP (2017).

Tendo em conta as premissas enunciadas, estima-se que o atendimento da demanda da região Sudeste tenha ocorrido a partir de 655.910 m³ gerados na própria região, além de outros 1.679.842 m³ fornecidos pela região Sul, e de 1.255.467 m³ provenientes do Centro-Oeste.

Considerando-se a participação média relativa da gordura animal como matéria-prima no mesmo período, estima-se que a quantidade de biodiesel produzido exclusivamente desde esta fonte, e que é disponibilizada para o Sudeste, seja de 914.769 m³, tal como está indicado na Tabela 19.

Tabela 19 – Oferta de biodiesel produzido a partir de gordura animal para a região Sudeste, estimada por meio de escalonamento.

Fornecedor para a região Sudeste	Oferta de biodiesel (m ³)	Participação da gordura como matéria-prima na região (%)	Oferta de Biodiesel de gordura (m ³)
Sudeste	655.910	51,38	337.007
Sul	1.679.842	26,24	440.791
Centro-Oeste	1.255.467	10,91	136.971
TOTAL	3.591.219	---	914.769

Neste contexto, admitiu-se que de todo o biodiesel produzido desde gordura animal e oferecido na região Sudeste, 48% são provenientes da região Sul, outros 37% são fornecidos pelo próprio Sudeste e o restante é adquirido de produtores instalados no Centro-Oeste.

Com base na informação de que todo o biodiesel adquirido nos leilões promovidos pela ANP é destinado inicialmente para unidades da Petrobras (EMBRAPA 2010; SUGAWARA,

2012), assumiu-se que a mistura entre o biodiesel e o diesel fóssil ocorre em terminais de armazenamento desta empresa. Apenas após ser composta a mistura estará em condições de ser comercializadas com as distribuidoras de combustível encarregadas de disponibilizá-la aos consumidores finais.

Assim, para efeito desta modelagem, foram considerados os terminais localizados nos municípios paulistas de Barueri, São Caetano do Sul, e Cubatão. Além disso, admitiu-se que o transporte do biodiesel até os terminais ocorre por modal rodoviário. Neste contexto, o elemento do banco de dados Ecoinvent utilizado para representar o transporte rodoviário foi o inventário *“Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO4 {RoW}| transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO4 | Alloc Rec, U”* (SIMONS, 2016) que foi adaptado para o estudo em termos de fornecimento de diesel.

Sendo assim, a mistura em cada terminal de distribuição foi elaborada de acordo com as quantidades apresentadas na Tabela 20.

Tabela 20 – Dados de referência para a modelagem do biodiesel de gordura animal nos terminais de distribuição.

Insumo	Unidade	B100	B15	B8
Diesel fóssil	m ³	–	0,8500	0,9200
Biodiesel (Sul)	m ³	0,4818	0,0723	0,0385
Biodiesel (Sudeste)	m ³	0,3684	0,0553	0,0295
Biodiesel (Centro-Oeste)	m ³	0,1497	0,0225	0,0120
Transporte rodoviário	t.km	721	108	57,7

Vale destacar, também, que os valores de transporte rodoviário indicados na mesma Tabela 20 foram obtidos a partir do produtório entre as massas de biodiesel provenientes de cada região e a distância média entre desde as usinas produtoras de biodiesel (apresentadas na Figura 10) até as refinarias consideradas neste estudo.

5.1.6. Cenários baseados no método de substituição de cargas ambientais evitadas

Assim como já fora indicado em outros momentos deste estudo os co-produtos da transesterificação são biodiesel, glicerina e oleína. Quando esta situação multifuncional passa a ser tratada pelo método da expansão de fronteiras do sistema e substituição das cargas ambientais evitadas, o praticante da ACV deve identificar produtos sucedâneos para cada co-produto gerado pelo sistema em análise, cuja produção será depois dispensada (evitada) em função da oferta deste último (WANG et al., 2011).

Em primeira instância, foram considerados para efeito desta abordagem apenas os co-produtos associados à transesterificação. No caso da glicerina, informações disponibilizadas pela ANP (2017) indicam que 1.006.810 toneladas deste ativo químico foram produzidas no Brasil entre 2013 e 2015. Além disso, de acordo com o portal BiodieselBR (2017), o principal destino da glicerina produzida recentemente no país tem sido a exportação. Tal afirmação é ratificada pelos dados obtidos junto ao Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços (MDIC, 2017) e apresentados na Tabela 21, que descreve países de destino, e totais de exportação de glicerina no período.

Sobrepondo os dados da Tabela 21 à informação divulgada pela ANP (2017), conclui-se que aproximadamente 63% da produção nacional de glicerina é destinada para exportação. Além disso, também se observa que a China é o principal consumidor da glicerina brasileira, tendo adquirido cerca de 53% da oferta do país no triênio em referência (equivalente a 83,8% de toda a quantidade de glicerina exportada pelo Brasil no período).

Neste contexto, admitiu-se que a glicerina oriunda do processo de transesterificação ora em análise evitaria a produção de seu sucedâneo derivado de petróleo em solo chinês (WANG et al., 2011; AYOUB e ABDULLAH, 2012; D'AVINO et al., 2015; PERSISTENCE MARKET RESEARCH, 2016; BIODIESELBR, 2017).

Para a modelagem da produção evitada, utilizou-se como ponto de partida o inventário "*Glycerine {RER} production, from epichlorohydrin | Alloc Rec, U*" disponível no banco de dados do Ecoinvent (CHUDACOFF, 2016). Tal inventário foi adaptado ao contexto da China por meio de ajuste da matriz elétrica segundo dados publicados pela International Energy Agency (IEA, 2017), e considerando-se que a produção de gás natural na Rússia apresenta características que também a tornam representativa para o contexto chinês (NÓBREGA, 2011).

Tabela 21 – Principais consumidores da glicerina exportada pelo Brasil entre 2013 e 2015

País	2015	2014	2013	Total
	Valores em (kg)			
China	202.307.396	181.577.460	147.809.006	531.693.862
Malásia	13.853.400	13.201.660	15.769.235	42.824.295
Holanda	12.252.805	3.000.000	9.790.072	25.042.877
Estados Unidos	3.030.006	5.505.397	0	8.535.403
Uruguai	5.151.800	2.839.410	310.210	8.301.420
África do Sul	3.352.140	1.006.990	2.481.504	6.840.634
Argentina	3.000.000	0	0	3.000.000
Cingapura	1.003.070	1.356.270	573.320	2.932.660
Ilhas Virgens	1.246.430	507.060	0	1.753.490
Índia	534.165	826.790	0	1.360.955
Ucrânia	48.000	0	497.920	545.920
Panamá	0	479.280	0	479.280
Peru	47.540	119.970	182.800	350.310
Egito	0	191.770	0	191.770
Hong Kong	0	0	190.160	190.160
Paraguai	130	48.660	120.986	169.776
Arábia Saudita	0	0	167.415	167.415
Turquia	0	71.970	23.680	95.650
México	71.020	0	2.120	73.140
Costa Rica	23.800	0	0	23.800
Coreia do Sul	0	0	23.690	23.690
TOTAL	245.921.712	210.732.687	177.942.154	634.596.553

Fonte: MDIC, (2017)

Já no caso da oleína, admitiu-se que o sucedâneo evitado por este co-produto é o óleo de palma produzido na Malásia. Trata-se de uma matéria-prima que, assim como a oleína, é de uso frequente na indústria de cosméticos e que apresenta elevado teor de ácido oleico e palmítico (ARANSIOLA, 2014).

Para a modelagem da produção evitada, partiu-se do inventário “*Palm oil, crude {MY} / palm oil mill operation / Alloc Rec, U*” disponibilizado no banco de dados Ecoinvent (DAURIAT, 2016). Tal inventário foi ajustado de modo a contemplar os dados mais recentes em termos de produção de eletricidade (IEA, 2017).

Em uma segunda abordagem, a expansão do sistema também considerou a atividade de abate e processamento dos animais.

Destaca-se, porém, que tal abordagem não previu a definição de sucedâneos para a carne produzida por esta atividade, por esta corresponder ao produto determinante daquele processo. Neste caso foram seguidas as recomendações descritas no guia elaborado pelo *International Reference Life Cycle Data System – ILCD* (ILCD, 2010), segundo as quais não se deve aplicar o procedimento de substituição de cargas ambientais aos co-produtos que sejam considerados determinantes do sistema em estudo.

No caso do couro derivado desta atividade, admitiu-se que seu sucedâneo seria um tecido a base de viscose usado para o recobrimento de estofados usados na indústria automotiva (BRUGNOLI, 2012). Além disso, dadas as características de cada alternativa em termos de massa específica e eficiência do produtivo, também se considerou uma relação de 7:1 entre a massa de couro produzida e a massa do tecido de viscose tida como equivalente para aplicações na indústria automotiva (FIBRACEL, 2000; GOMES, 2002; MEDEIROS et al., 2006; BRUGNOLI, 2012).

Para a modelagem da produção evitada, partiu-se do inventário “*Viscose fibre {GLO} / viscose production | Alloc Rec, U*” disponibilizado no banco de dados Ecoinvent (STETTLER, 2016). Tal inventário foi ajustado de modo a contemplar os dados mais recentes em termos de produção de eletricidade e de insumos no contexto brasileiro.

Já no que diz respeito aos demais co-produtos, admitiu-se que estes são usados como matérias-primas para a produção de farinhas de carne e de sangue. Tal premissa é baseada em informação da Associação Brasileira de Reciclagem Animal (ABRA), que reporta que, em média, pouco mais de 10% do peso vivo dos bovinos abatidos no ano de 2014 referiram-se a insumos para a fabricação de farinhas animais (ABRA, 2016).

Além disso, admitiu-se que este co-produto é sucedâneo da torta de soja gerada no processamento dos grãos daquela oleaginosa. Tal premissa é fundamentada pelo diagnóstico elaborado pela própria ABRA (2016), que identificou que 96% da massa de farinhas produzida no ano de 2014 foi destinada para a alimentação animal (tanto no segmento industrial quanto no segmento de animais de estimação).

Para a modelagem da produção evitada, partiu-se do inventário “*Soybean meal {BR} / soybean meal and crude oil production | Alloc Rec, U*” disponibilizado no banco de dados

Ecoinvent (WEIDEMA, 2016). Tal inventário foi ajustado de modo a contemplar os dados mais recentes em termos de produção de eletricidade e de insumos no contexto brasileiro.

5.2. Perfil Ambiental do biodiesel e suas misturas com diesel fóssil

A seguir, são apresentados os resultados do Perfil Ambiental do biodiesel de gordura animal (B100) e das suas misturas (B15 e B8) com o diesel fóssil. Os indicadores referem-se aos 40 cenários indicados na Tabela 7.

Com base nos valores apresentados na Tabela 7, se usarmos como referência a estratégia para a partição das cargas ambientais do abate e processamento dos animais, podemos destacar a existência de cinco grupos de cenários, cada qual composto por oito elementos.

Adicionalmente, para cada grupo citado no parágrafo anterior, seus oito elementos poder ser reagrupados em quatro subgrupos que teriam em comum um mesmo tipo de tratamento para a partição das cargas ambientais do processo de transesterificação.

Finalmente, é possível observar que cada subgrupo é composto por mais 2 subdivisões, determinadas pelo critério de alocação das cargas ambientais do sistema de refino do petróleo. Sendo assim, além da forma de organização dos resultados apresentada nas Tabelas 22 até 31, também seria possível observar similaridades entre os seguintes cenários:

- ✓ 1, 9, 17, 25 e 33;
- ✓ 2, 10, 18, 26 e 34;
- ✓ 3, 11, 19, 27 e 35;
- ✓ 4, 12, 20, 28 e 36;
- ✓ 5, 13, 21, 29 e 37;
- ✓ 6, 14, 22, 30 e 38;
- ✓ 7, 15, 23, 31 e 39;
- ✓ 8, 16, 24, 32 e 40.

Estes arranjos alternativos destacam a influência, unicamente, da estratégia adotada para tratar a multifuncionalidade do processo de abate e processamento dos animais.

5.2.1. Mudanças climáticas

Os resultados obtidos no âmbito da categoria de impacto de Mudanças Climáticas são apresentados na Tabela 22.

No que diz respeito ao biodiesel puro (B100), o melhor resultado foi de 10,10 kg CO₂ eq/GJ (associado ao Cenário 4), ao passo que o pior indicador totalizou 9180,3 kg CO₂ eq/GJ (Cenário 39, que concentra a carga ambiental da pecuária, do processamento dos animais e também da transesterificação). Tal variação equivale a uma amplitude de cerca de 909 vezes. Com relação à mistura B15, os resultados variaram entre 9,32 e 1309,3 kg CO₂ eq/GJ. Adicionalmente, no caso da mistura B8, os indicadores oscilaram entre 9,26 e 699,6 kg CO₂ eq/GJ, sempre tendo os mesmos cenários como referência.

Nota-se que o melhor resultado foi obtido no caso em que se empregou os seguintes tratamentos para as situações de multifuncionalidade:

- ✓ Processo de abate e processamento dos animais: Método Surplus-0;
- ✓ Processo de transesterificação: alocação mássica;
- ✓ Refino de petróleo: alocação energética.

Por outro lado, os tratamentos das situações de multifuncionalidade que implicaram os piores impactos foram:

- ✓ Processo de abate e processamento dos animais: Método Surplus-100;
- ✓ Processo de transesterificação: Método Surplus-100;
- ✓ Refino de petróleo: alocação econômica.

Com relação ao refino, pode-se observar que o tratamento da multifuncionalidade deste processo mostrou-se irrelevante para a determinação dos resultados dos cenários, seja nos casos em que há mistura entre biodiesel e diesel fóssil, ou seja nos casos em que se analisa o biocombustível puro. Nesta última situação (B100), inclusive, as diferenças são ainda mais expressivas e se devem ao fato da utilização unicamente do diesel fóssil como combustível para os transportes de insumos até as unidades produtivas e também para o transporte do biodiesel até os centros de distribuição que atendem a região metropolitana de São Paulo.

Dentre os valores apresentados na Tabela 22, também vale destacar que aqueles associados aos Cenários 1 até 8 têm em comum o fato de ter sido aplicados o Método Surplus-

O no processo de abate e processamento dos animais. Portanto, como este método pressupõe que a gordura é um fluxo elementar, os impactos indicados podem ser entendidos, por exclusão, como aqueles advindos apenas do transporte da gordura e sua transformação por meio da transesterificação. Neste contexto, o máximo valor de impacto foi observado no âmbito dos Cenários 7 e 8, num total de 11,24 kg CO₂ eq/GJ. Entende-se que esta é a abordagem que implica resultados compatíveis com os valores previstos pela diretiva europeia para a promoção de energias renováveis (cujo valor de referência é apontado como 14 kg CO₂ eq/GJ) (EUROPEAN COMMISSION, 2009). Tais valores também são da mesma ordem de grandeza daqueles reportados por Brander et al. (2009) e por Bruyninckx (2010).

Situação totalmente oposta, porém, é aquela observada no caso dos Cenários 33 até 40, para os quais, a multifuncionalidade do mesmo processo de abate e processamento dos animais foi abordada por meio do Método Surplus-100. Considerando-se, ainda, que estes cenários partem da aplicação do Método Surplus-100 também no caso do processo de transesterificação, conclui-se que estes são os piores cenários possíveis. Isto porque todos os impactos do sistema são atribuídos unicamente ao biodiesel, a despeito da geração dos demais co-produtos.

Ao consolidar estas duas últimas constatações, é possível estimar, portanto, que a diferença entre o resultado dos indicadores da categoria de Mudanças Climáticas dos Cenários 8 e 40 equivale ao impacto devido à atividade pecuária e ao processamento dos animais. Tal impacto é igual a 9168 kg CO₂ eq/GJ. Vale destacar que os principais precursores deste impacto são os gases emitidos durante a pecuária. Para cada animal abatido, foi estimada a emissão de 171 kg CH₄ e de 8,32 kg N₂O.

Assim, comparando-se os valores de impacto associado a cada estágio, pode-se concluir que a etapa agroindustrial é muito mais relevante do que a etapa de produção do biodiesel, de tal forma que as decisões metodológicas aplicadas para a atribuição (ou não) de carga ambiental para a gordura são cruciais para a ordem de grandeza dos resultados. Tal observação também mostra que a pecuária deve ser vista como prioritária para a implantação de boas práticas visando a minimização de impactos.

Ademais, dada a característica de linearidade do sistema de produto (ou seja, a inexistência de circuitos internos retroalimentados), pode-se observar que os resultados intermediários (relativos aos Cenários 16, 24 e 32) são determinados pela multiplicação dos

impactos recém estimados para a etapa agroindustrial pelos fatores de alocação calculados para a etapa de abate e processamento dos animais.

Alternativamente, se os resultados da Tabela 22 forem analisados apenas por meio da alocação de cargas ambientais (Cenários 9 até 32), temos um quadro em que os fatores de alocação para a gordura em relação à situação da etapa de abate e processamento dos animais variam entre 2,79% (alocação econômica) e 26,00% (alocação segundo o critério de conteúdo energético) – ou seja, com uma amplitude de 9,3 vezes – enquanto os respectivos resultados variam entre 235,3 kg CO₂ eq/GJ e 2395,2 kg CO₂ eq/GJ, equivalente a uma oscilação em torno de 10,2 vezes.

Tamanha variação entre os fatores de alocação é derivada da cotação média atribuída à gordura ao longo da cobertura temporal do estudo (R\$ 2,00/kg de gordura) e reflete a pouca importância deste co-produto em relação à carne (entendida como o produto determinante deste processo).

Neste contexto, admitindo-se que o conteúdo energético do biodiesel é praticamente imutável – por se tratar de um parâmetro físico, assim como a sua massa específica – estima-se que a cotação da gordura (mantidas todas as demais premissas do estudo) deveria ser de aproximadamente R\$ 4,05/kg para que o fator de alocação da gordura fosse igual àquele obtido pelo critério mássico, ou de R\$ 24,50/kg para que a alocação econômica e a alocação energética resultassem iguais.

Porém, entende-se que tamanha variação positiva da cotação da gordura seria inviável neste caso, pois afetaria de forma relevante o mercado de biocombustíveis. Dadas as dificuldades inerentes ao processamento da gordura e também a competitividade de outras fontes de material graxo, um aumento nos preços levaria à substituição do uso da gordura por outros concorrentes como matéria-prima, o que criaria um acúmulo indesejável deste material.

Por fim, comparando-se as diferentes misturas, nota-se que as diferenças também são muito dependentes do tratamento dado à gordura na etapa de abate e processamento dos animais. Para os cenários 1 até 8, existe uma certa semelhança entre os resultados, com variação de menos de 15% independentemente da proporção entre óleo diesel e biodiesel. Porém, ao atribuir alguma parcela de carga ambiental para a gordura, a influência sobre o resultado é tal que a proporção entre os resultados passa a ser equivalente ao percentual de biodiesel na mistura.

Tabela 22 – Resultados do indicador de Mudanças Climáticas para os diferentes cenários de análise e misturas entre biodiesel e diesel fóssil.

CENÁRIO	B100 (kg CO₂eq/GJ)	B15 (kg CO₂eq/GJ)	B8 (kg CO₂eq/GJ)
1	10,30	9,70	9,65
2	10,30	9,35	9,28
3	10,11	9,67	9,64
4	10,10	9,32	9,26
5	10,71	9,75	9,68
6	10,70	9,41	9,31
7	11,24	9,83	9,72
8	11,24	9,48	9,35
9	240,8	42,4	27,0
10	240,8	42,0	26,6
11	235,3	41,6	26,6
12	235,3	41,2	26,2
13	252,0	44,0	27,8
14	252,0	43,6	27,5
15	267,1	46,1	29,0
16	267,0	45,7	28,6
17	464,0	74,0	43,8
18	463,9	73,6	43,4
19	453,2	72,5	43,0
20	453,2	72,1	42,6
21	485,6	77,1	45,4
22	485,5	76,7	45,0
23	514,6	81,2	47,6
24	514,6	80,8	47,2
25	2.158,7	314,2	171,3
26	2.158,5	313,8	170,9
27	2.108,7	307,1	167,5
28	2.108,4	306,7	167,1
29	2.259,7	328,5	178,9
30	2.259,4	328,1	178,5
31	2.395,2	347,7	189,1
32	2.394,9	347,3	188,7
33	8.273,4	1.180,7	631,4
34	8.272,4	1.180,2	630,9
35	8.081,6	1.153,5	617,0
36	8.080,6	1.153,1	616,5
37	8.660,8	1.235,6	660,5
38	8.659,7	1.235,1	660,1
39	9.180,3	1.309,2	699,6
40	9.179,2	1.308,7	699,2

5.2.2. Acidificação terrestre

Os resultados da categoria de Acidificação Terrestre são apresentados na Tabela 23. No caso desta categoria de impacto, ainda há uma grande influência das atividades associadas à pecuária. Entretanto, a relação é indireta, pois os principais precursores dos resultados dos indicadores são provenientes da cadeia produtiva dos fertilizantes utilizados para o estabelecimento das pastagens (sobretudo a uréia e o superfosfato simples).

Novamente, observou-se que os melhores resultados foram aqueles associados ao Cenário 4, totalizando 0,053 kg SO₂ eq/GJ no caso do biodiesel puro. Já no que se refere aos Cenários 9 até 16, ao atribuir 2,79% da carga ambiental da atividade pecuária e do processamento dos animais à gordura, pode ser observado um aumento deste indicador de Acidificação terrestre equivalente a aproximadamente o triplo do valor anterior.

No limite, quando toda a carga ambiental do sistema é atribuída ao biodiesel, os resultados do indicador de acidificação passaram a, em média, 3,499 kg SO₂ eq/GJ. Tamaña amplitude indica que os piores resultados são cerca de 63 vezes mais impactantes do que aqueles dos cenários mais favoráveis.

Ainda, os cenários que não consideram a carga ambiental provocada pela pecuária (Cenários 1 até 8) apresentam comportamento oposto em relação àqueles que contemplam a atividade. Nos cenários 1 a 8, a carga ambiental associada ao beneficiamento e à logística de distribuição da gordura e ao processo de transesterificação são menores do que aqueles da cadeia de produção de diesel fóssil. Sendo assim, misturas com maior teor de óleo diesel apresentaram valores até 104% maiores do que o desempenho do biodiesel puro.

Por outro lado, à medida que são atribuídas maiores parcelas de impacto à gordura, há uma inversão do comportamento citado anteriormente, de forma que a incorporação de diesel na mistura leva a resultados sucessivamente melhores entre as misturas. Tais valores, entretanto, são gradativamente maiores à medida em que se atribui maior parcela de carga ambiental para a gordura.

Tabela 23 – Resultados do indicador de Acidificação Terrestre para os diferentes cenários de análise e misturas entre biodiesel e diesel fóssil.

CENÁRIO	B100 (kg SO₂eq/GJ)	B15 (kg SO₂eq/GJ)	B8 (kg SO₂eq/GJ)
1	0,055	0,105	0,109
2	0,055	0,101	0,105
3	0,054	0,105	0,109
4	0,053	0,101	0,105
5	0,057	0,106	0,109
6	0,057	0,101	0,105
7	0,060	0,106	0,110
8	0,060	0,102	0,105
9	0,148	0,119	0,116
10	0,147	0,114	0,112
11	0,144	0,118	0,116
12	0,144	0,114	0,111
13	0,154	0,119	0,117
14	0,154	0,115	0,112
15	0,163	0,121	0,117
16	0,163	0,116	0,113
17	0,238	0,131	0,123
18	0,237	0,127	0,118
19	0,233	0,131	0,123
20	0,232	0,126	0,118
21	0,249	0,133	0,124
22	0,248	0,128	0,119
23	0,263	0,135	0,125
24	0,262	0,131	0,120
25	0,923	0,228	0,175
26	0,919	0,224	0,170
27	0,901	0,225	0,173
28	0,898	0,221	0,168
29	0,965	0,234	0,178
30	0,962	0,230	0,173
31	1,023	0,243	0,182
32	1,019	0,238	0,177
33	3,393	0,578	0,360
34	3,381	0,572	0,355
35	3,314	0,567	0,355
36	3,302	0,561	0,349
37	3,552	0,601	0,372
38	3,539	0,595	0,367
39	3,764	0,631	0,388
40	3,751	0,625	0,383

5.2.3. Eutrofização aquática

Os resultados do indicador da categoria de impacto de Eutrofização aquática são apresentados na Tabela 24.

Novamente, pode-se destacar a influência indireta da atividade pecuária – uma vez que a principal contribuição para o resultado deste indicador advém da produção do fertilizante superfosfato simples – e também da liberação de efluentes líquidos do abatedouro.

Ao se aplicar o Método Surplus-0 (Cenários 1 até 8), as contribuições observadas se restringiram ao efeito do cultivo da biomassa fonte de eletricidade (matriz brasileira) e a emissões associadas à exploração de petróleo (onshore) no exterior. Tal abordagem resultou em indicadores, em média, iguais a 0,35 g P eq/GJ.

À medida em que parcelas gradativamente maiores do impacto ambiental da atividade pecuária foram e do processamento dos animais são atribuídas à gordura usada como matéria-prima para a produção do biodiesel, observa-se um aumento proporcional dos resultados, até o patamar de 199,2 kg P eq/GJ. Tal oscilação entre os valores sugere uma amplitude da ordem de 540 vezes no caso do biodiesel puro.

No que diz respeito às misturas entre biodiesel e o diesel fóssil, notou-se que a intensidade do impacto ambiental associado direta ou indiretamente à gordura é tamanha que a proporção entre os indicadores no caso das misturas B15 e B8 em relação ao B100 foi equivalente à proporção do biodiesel na mistura.

Tal comportamento foi atenuado apenas no caso dos Cenários 1 até 8, para os quais os indicadores associados ao B15 implicaram redução, em média, de 32%, ao passo que os indicadores referentes ao B8 se mostraram cerca de 26% menores.

Tabela 24 – Resultados do indicador de Eutrofização aquática para os diferentes cenários de análise e misturas entre biodiesel e diesel fóssil.

CENÁRIO	B100 (kg P eq/GJ)	B15 (kg P eq/GJ)	B8 (kg P eq/GJ)
1	0,00033	0,00011	0,00009
2	0,00033	0,00011	0,00009
3	0,00033	0,00011	0,00009
4	0,00033	0,00011	0,00009
5	0,00035	0,00011	0,00009
6	0,00035	0,00011	0,00009
7	0,00037	0,00011	0,00009
8	0,00037	0,00011	0,00009
9	0,00533	0,00082	0,00047
10	0,00533	0,00082	0,00047
11	0,00521	0,00080	0,00046
12	0,00521	0,00080	0,00046
13	0,00558	0,00085	0,00049
14	0,00558	0,00085	0,00048
15	0,00592	0,00090	0,00051
16	0,00592	0,00090	0,00051
17	0,01017	0,00150	0,00083
18	0,01017	0,00150	0,00083
19	0,00993	0,00147	0,00081
20	0,00993	0,00147	0,00081
21	0,01065	0,00157	0,00087
22	0,01064	0,00157	0,00087
23	0,01128	0,00166	0,00092
24	0,01128	0,00166	0,00091
25	0,04691	0,00671	0,00360
26	0,04691	0,00671	0,00359
27	0,04582	0,00656	0,00352
28	0,04582	0,00655	0,00351
29	0,04911	0,00702	0,00376
30	0,04911	0,00702	0,00376
31	0,05205	0,00744	0,00398
32	0,05205	0,00744	0,00398
33	0,17948	0,02550	0,01357
34	0,17947	0,02549	0,01357
35	0,17532	0,02491	0,01326
36	0,17531	0,02490	0,01326
37	0,18788	0,02669	0,01420
38	0,18788	0,02669	0,01420
39	0,19915	0,02829	0,01505
40	0,19915	0,02828	0,01505

5.2.4. Formação fotoquímica de oxidantes

Os resultados do indicador da categoria de impacto de Formação Fotoquímica de Oxidantes são apresentados na Tabela 25.

No geral, o valor deste indicador é muito influenciado por emissões decorrentes da queima de combustíveis para a geração de energia térmica. Entretanto, a grande emissão de metano em função das atividades entéricas do gado também se destaca neste caso.

Admitindo-se, assim como indicado na seção 5.2.1, as premissas de que: (i) o indicador associado ao cenário 8 representa a parcela devida apenas ao transporte da gordura, sua transformação em biodiesel via transesterificação metílica e sua distribuição até a região metropolitana de São Paulo, num total de 0,046 kg NMVOC eq/GJ; (ii) o resultado do Cenário 40 representa o impacto total, em termos de Formação fotoquímica de oxidantes, devido a todo o sistema de produto, somando 4,451 kg NMVOC eq/GJ; e (iii) que a diferença entre os Cenários 8 e 40 representa a parcela derivada da pecuária e do processamento dos animais; pode-se concluir que aproximadamente 99% do impacto associado a todo o sistema de produto está concentrado na atividade pecuária e no processamento dos animais.

Além disso, nota-se que a diferença entre o desempenho do cenário mais favorável e o mais impactante revela uma amplitude de 97 vezes.

Assim como foi observado no caso da categoria de impacto de Acidificação, há uma distinção entre o comportamento dos cenários em que se aplicou o método Surplus-0 (Cenários 1 até 8) e dos demais.

Ao não considerar as cargas ambientais associadas à pecuária, os resultados apresentam tendência de elevação à medida que se aumenta o teor de diesel na mistura (chegando a aumentos de até 191% para a mistura B8 em relação ao diesel puro).

Já a partir do momento em que passa a atribuir parcelas do impacto ambiental pregresso à gordura, volta a ocorrer um predomínio do desempenho ambiental do biodiesel em relação ao diesel fóssil, resultando em melhores valores quando o teor de diesel fóssil é máximo.

Tabela 25 – Resultados do indicador da categoria de impacto de Formação Fotoquímica de Oxidantes para os diferentes cenários de análise e misturas entre biodiesel e diesel fóssil.

CENÁRIO	B100 (kg NMVOC eq/GJ)	B15 (kg NMVOC eq/GJ)	B8 (kg NMVOC eq/GJ)
1	0,043	0,117	0,122
2	0,043	0,110	0,116
3	0,042	0,116	0,122
4	0,042	0,110	0,116
5	0,044	0,117	0,122
6	0,044	0,111	0,116
7	0,046	0,117	0,123
8	0,046	0,111	0,116
9	0,154	0,132	0,131
10	0,153	0,126	0,124
11	0,151	0,132	0,130
12	0,150	0,126	0,124
13	0,161	0,133	0,131
14	0,160	0,127	0,125
15	0,170	0,135	0,132
16	0,169	0,128	0,125
17	0,262	0,148	0,139
18	0,261	0,141	0,132
19	0,256	0,147	0,138
20	0,255	0,140	0,132
21	0,273	0,149	0,140
22	0,272	0,143	0,133
23	0,289	0,152	0,141
24	0,288	0,145	0,134
25	1,079	0,264	0,200
26	1,075	0,257	0,193
27	1,055	0,260	0,198
28	1,050	0,253	0,191
29	1,129	0,271	0,204
30	1,124	0,264	0,197
31	1,196	0,280	0,209
32	1,191	0,273	0,202
33	4,030	0,682	0,422
34	4,012	0,673	0,414
35	3,937	0,668	0,415
36	3,919	0,660	0,407
37	4,218	0,708	0,436
38	4,199	0,699	0,428
39	4,470	0,744	0,455
40	4,451	0,735	0,447

5.2.5. Ecotoxicidade Aquática

Os resultados do indicador da categoria de impacto de Ecotoxicidade Aquática são apresentados na Tabela 26.

Foi observado que estes resultados são muito influenciados pelo uso de defensivos agrícolas, sobretudo aqueles usados no cultivo do eucalipto consumido posteriormente como fonte de energia no abatedouro e na planta produtora de biodiesel.

Os resultados indicados na Tabela 26 mostram que esta foi a categoria de impacto na qual houve menor variação entre o caso mais favorável – cujo indicador resultou 2,537 CTUe/GJ – e o caso de maior magnitude para esta categoria de impacto – estimado em 13,885 CTUe/GJ. Tais valores representam uma amplitude de apenas 5 vezes entre os cenários, que pode ser considerada baixa em comparação com outras categorias de impacto avaliadas neste estudo.

Da mesma forma, destaca-se uma menor influência (embora ainda presente) das abordagens para o tratamento da multifuncionalidade no caso do processo de abate e processamento dos animais. Isto ocorre, portanto, pois as atividades precursoras deste impacto são incorporadas ao sistema de produto a jusante da atividade pecuária.

Sendo assim, entende-se que o fato dos principais precursores de impacto ambiental estarem melhor espalhados ao longo dos diferentes estágios do ciclo de vida do biodiesel acaba reduzir a ocorrência de variações bruscas dos resultados em função de alguma estratégia específica para o tratamento das situações de multifuncionalidade.

Como consequência, nos casos em que há a mistura com o diesel fóssil, os resultados melhoram gradativamente e de modo proporcional ao teor de biodiesel na mistura para todos os grupos de cenários.

Tabela 26 – Resultados do indicador de Ecotoxicidade Aquática para os diferentes cenários de análise e misturas entre biodiesel e diesel fóssil.

CENÁRIO	B100 (CTUe/GJ)	B15 (CTUe/GJ)	B8 (CTUe/GJ)
1	2,597	0,560	0,402
2	2,597	0,549	0,391
3	2,537	0,552	0,398
4	2,537	0,541	0,386
5	2,718	0,577	0,412
6	2,718	0,567	0,400
7	2,881	0,600	0,424
8	2,881	0,590	0,412
9	2,874	0,599	0,423
10	2,873	0,589	0,412
11	2,807	0,590	0,418
12	2,806	0,579	0,407
13	3,008	0,618	0,433
14	3,007	0,608	0,422
15	3,188	0,644	0,447
16	3,187	0,633	0,435
17	3,142	0,637	0,443
18	3,140	0,626	0,432
19	3,069	0,627	0,438
20	3,067	0,616	0,426
21	3,288	0,658	0,454
22	3,286	0,647	0,443
23	3,485	0,686	0,469
24	3,483	0,675	0,458
25	5,175	0,926	0,596
26	5,167	0,914	0,584
27	5,056	0,909	0,587
28	5,048	0,897	0,575
29	5,418	0,960	0,615
30	5,409	0,948	0,602
31	5,742	1,006	0,639
32	5,733	0,994	0,627
33	12,514	1,966	1,149
34	12,483	1,951	1,135
35	12,224	1,925	1,127
36	12,194	1,910	1,113
37	13,100	2,049	1,193
38	13,067	2,033	1,179
39	13,885	2,160	1,252
40	13,851	2,144	1,238

5.2.6. Demanda de energia primária

Os resultados do indicador de Demanda de Energia Primária (PED) são apresentados na Tabela 27. Neste caso, é possível destacar duas parcelas principais para a composição deste indicador.

Uma delas é a energia incorporada ao sistema por meio da fotossíntese em atividades biogênicas. Assim, valores maiores correspondem a uma maior utilização e recursos renováveis. A outra parcela relevante sobre os resultados diz respeito à energia primária não renovável de origem fóssil, a qual deve ser minimizada sempre que possível.

No caso em questão, a demanda de energia fóssil não renovável ocorre por meio da extração de petróleo para a produção de óleo diesel e também pela extração de gás natural para a produção de uréia e de metanol (insumos da pecuária e da transesterificação, respectivamente).

Os valores apresentados na Tabela 27 mostraram-se extremamente dependentes em relação aos fatores de alocação atribuídos à gordura. Isto se deve à intensa demanda de energia para o crescimento das pastagens, estimada a partir de informações fornecidas por Velasco (2011) como 146.030 MJ/ha/ano.

No âmbito do B100, o melhor resultado deste indicador foi calculado como 363 MJ/GJ (associado ao arranjo característico do Cenário 4), ao passo que a maior demanda de energia foi estimada em 443273 MJ/GJ (referente ao Cenário 39). Tamanha variação mostra uma diferença da ordem de 1084 vezes entre os indicadores.

Novamente, pode-se observar que a escolha da estratégia para o tratamento da multifuncionalidade do subsistema de refino de petróleo parece ser irrelevante sobre os resultados desta categoria de impacto. Tal constatação também se aplica, ainda que em menor grau, ao efeito proporcionado por variações do fator de alocação atribuído ao biodiesel na etapa de transesterificação. Neste último caso, as variações entre os resultados dos indicadores associados a cada grupo de cenários (por exemplo, Cenários 1 até 8, 9 até 16, 17 até 24, etc.) restringiram-se a cerca de 12,8% em relação ao valor médio de cada grupo, o que indica um baixo nível de criticidade das decisões metodológicas incidentes sobre a modelagem desta etapa.

Sendo assim, conclui-se que os resultados da categoria de impacto de Demanda de Energia Primária são muito dependentes do tratamento dado à gordura animal em termos de atribuição de cargas ambientais.

Admitindo-se, assim como indicado na seção 5.2.1, que: (i) o indicador associado ao cenário 8 representa a parcela devida apenas ao transporte da gordura, sua transformação em biodiesel via transesterificação metílica e sua distribuição até a região metropolitana de São Paulo, num total de 409 MJ/GJ; (ii) o resultado do Cenário 40 representa o impacto total, em termos de PED, devido a todo o sistema de produto, somando 443008 MJ/GJ; e (iii) que a diferença entre os Cenários 8 e 40 representa a parcela derivada da pecuária e do processamento dos animais; chega-se à conclusão de que o impacto das etapas agroindustriais é extremamente maior do que aquele da transesterificação.

Além disso, mesmo que as abordagens associadas ao Método Surplus sejam desconsideradas desta análise, a variação entre os fatores de alocação associados à gordura, seja por meio do critério econômico (2,79%) ou seja por meio do critério de conteúdo energético (26,00%) ainda implicaria uma variação de aproximadamente 10,3 vezes entre a magnitude dos resultados dos indicadores. Tal constatação evidencia, novamente, a relevância desta etapa.

Com relação às misturas, pode-se notar que os resultados da Tabela 27 apresentam dois comportamentos distintos. Por um lado, nos casos em que a gordura foi considerada um rejeito (Cenários 1 até 8), os resultados dos indicadores aumentam consideravelmente à medida que se aumenta a concentração de diesel na mistura. Este aumento é, em média, de 214,8% no caso da mistura B15, e de 231,5% no caso da mistura B8.

No pior caso, representado pelo Cenário 3, os valores sofreram um aumento de 238% e de 256%, respectivamente, ao se considerar as misturas B15 e B8. Desta forma, pode-se dizer que a incorporação de biodiesel na mistura seria entendida como benéfica apenas se a gordura utilizada como matéria-prima para a produção deste biocombustível fosse tratada como um rejeito do processamento dos animais.

Tabela 27 – Resultados do indicador de Demanda de Energia Primária para os diferentes cenários de análise e misturas entre biodiesel e diesel fóssil.

CENÁRIO	B100 (MJ/GJ)	B15 (MJ/GJ)	B8 (MJ/GJ)
1	373	1.232	1.299
2	371	1.174	1.236
3	365	1.231	1.298
4	363	1.173	1.235
5	389	1.234	1.300
6	387	1.176	1.237
7	410	1.237	1.301
8	409	1.179	1.239
9	11.508	2.810	2.136
10	11.502	2.751	2.074
11	11.242	2.772	2.116
12	11.236	2.714	2.053
13	12.045	2.886	2.177
14	12.039	2.827	2.114
15	12.766	2.988	2.231
16	12.760	2.929	2.168
17	22.284	4.337	2.947
18	22.273	4.278	2.884
19	21.768	4.264	2.908
20	21.757	4.205	2.845
21	23.326	4.485	3.026
22	23.315	4.425	2.962
23	24.723	4.683	3.131
24	24.712	4.623	3.067
25	104.141	15.938	9.106
26	104.096	15.874	9.040
27	101.726	15.596	8.925
28	101.683	15.532	8.859
29	109.016	16.629	9.473
30	108.970	16.564	9.407
31	115.554	17.555	9.965
32	115.505	17.490	9.899
33	399.481	57.793	31.328
34	399.314	57.711	31.253
35	390.217	56.480	30.631
36	390.054	56.399	30.556
37	418.186	60.444	32.736
38	418.011	60.361	32.660
39	443.273	63.999	34.623
40	443.088	63.915	34.547

Por outro lado, este panorama se inverte a partir do momento em que qualquer parcela de carga ambiental das etapas agroindustriais é atribuída à gordura. No caso dos cenários 9 até 16 (para os quais 2,79% da carga ambiental citada é transferida para a gordura), as misturas B15 e B8 apresentam resultados, em média 23,9% e 18% do que a Demanda de Energia Primária observada para o B100. Já no limite, conforme o fator de alocação associado à gordura aumenta, o impacto do biodiesel passa a ser muito maior do que aquele do diesel fóssil, de tal forma que as reduções dos valores de PED são numericamente equivalentes ao percentual volumétrico de biodiesel na mistura, ou seja, reduções da ordem de 14,5% e 7,8% para o B15 e o B8, respectivamente.

5.2.7. *Energy Return on Investment – EROI*

Os resultados do indicador de retorno sobre a energia investida (EROI) são apresentados na Tabela 28.

Neste caso, os valores foram calculados a partir da relação entre a energia disponibilizada por meio do combustível (1 GJ em todos os casos) e a demanda de energia fóssil não renovável estimada ao longo do seu ciclo de vida (HAMMERSCHLAG, 2006; MURPHY et al., 2016; DONKE et al., 2017).

Desta forma, entende-se que valores maiores do que a unidade representam sistemas mais interessantes e preferíveis, para os quais a energia fornecida é maior do que aquela de origem fóssil necessária para a sua produção.

Deve-se observar, portanto, que os valores indicados na Tabela 28 apresentam resultados que se comportam de forma inversamente proporcional em relação àqueles apresentados até este ponto.

Conforme citado na seção anterior, a demanda de energia fóssil não renovável é influenciada majoritariamente pelo consumo de petróleo para a produção de diesel e também pelo consumo de gás natural para a produção de metanol e de uréia. Assim, nos cenários em que a gordura foi considerada como um fluxo elementar (cenários 1 até 8) os valores do indicador foram os mais elevados.

Ainda, os resultados relacionados aos Cenários 1 até 8 não consideram os recursos não renováveis demandados para a produção dos insumos das etapas agroindustriais e, portanto,

representam o desempenho apenas do estágio de transesterificação e do transporte de biodiesel até a região metropolitana de São Paulo. Tais resultados são compatíveis com os valores reportados por Grant et al. (2008) – da ordem de 5,6 MJ/MJ – durante a análise da sensibilidade dos seus resultados no caso em que foi implementada a abordagem atribucional.

À medida em que parcelas gradualmente maiores das cargas ambientais decorrentes da pecuária são atribuídas à gordura, nota-se que há uma piora dos valores do indicador EROI. No caso em que o fator de alocação foi atribuído à gordura por meio do critério econômico (equivalente a 2,79%), os valores de EROI foram, em média, iguais a 2,25 MJ/MJ. Este desempenho dos Cenários 9 até 16 é comparável ao valor de 2,9 MJ/MJ apresentado por Barber et al. (2007), respeitando-se as limitações impostas pelo contexto de cada estudo.

Quando o tratamento para a situação de multifuncionalidade associada ao abate e processamento dos animais envolveu a alocação mássica (Cenários 17 até 24), os valores de EROI apresentaram uma nova redução até o nível médio de 1,46 MJ/MJ. Embora esta tenha sido a mesma abordagem de Bruyninckx (2010), o valor do presente estudo é menor do que aquele estrangeiro (estimado em 2,9 MJ/MJ). Entende-se, porém, que a diferença se deve ao fato de que a atividade pecuária representada por Bruyninckx (2010) ocorre segundo um sistema produtivo mais eficiente do que o brasileiro.

Finalmente, nota-se um patamar (Cenários 25 até 40) em que a demanda de energia fóssil ao longo do ciclo de vida do B100 passa a ser maior do que a energia ofertada pelo combustível.

Neste patamar, ressalta-se que o desempenho das misturas melhora quando se adiciona diesel fóssil, invertendo a tendência estabelecida nos cenários anteriores.

Já para os cenários 1 até 24, nota-se que os valores de EROI pioram à medida em que se diminui o percentual de biodiesel na mistura. Tal comportamento destaca a influência da performance do diesel fóssil (cujo EROI foi estimado neste estudo em 0,75 MJ/MJ) sobre os valores.

Tabela 28 – Resultados do indicador de retorno sobre a energia investida (EROI) para os diferentes cenários de análise e misturas entre biodiesel e diesel fóssil.

CENÁRIO	B100 (MJ/MJ)	B15 (MJ/MJ)	B8 (MJ/MJ)
1	5,23	0,85	0,80
2	5,26	0,90	0,84
3	5,33	0,85	0,80
4	5,37	0,90	0,84
5	5,03	0,85	0,80
6	5,06	0,90	0,84
7	4,79	0,85	0,80
8	4,81	0,89	0,84
9	2,30	0,83	0,79
10	2,33	0,87	0,83
11	2,35	0,83	0,79
12	2,38	0,87	0,83
13	2,20	0,83	0,79
14	2,23	0,87	0,83
15	2,08	0,83	0,79
16	2,11	0,87	0,83
17	1,49	0,81	0,78
18	1,51	0,85	0,82
19	1,52	0,81	0,78
20	1,54	0,85	0,82
21	1,42	0,80	0,78
22	1,45	0,84	0,82
23	1,35	0,80	0,78
24	1,37	0,84	0,81
25	0,41	0,67	0,71
26	0,41	0,70	0,74
27	0,41	0,67	0,71
28	0,42	0,70	0,74
29	0,39	0,66	0,70
30	0,39	0,69	0,73
31	0,37	0,65	0,70
32	0,37	0,68	0,73
33	0,11	0,41	0,52
34	0,11	0,43	0,55
35	0,11	0,42	0,53
36	0,12	0,43	0,55
37	0,11	0,40	0,52
38	0,11	0,42	0,54
39	0,10	0,39	0,51
40	0,10	0,40	0,52

5.2.8. Balanço de Carbono ajustado

Os resultados apresentados anteriormente no âmbito da categoria de impacto de Mudanças Climáticas (seção 5.2.1) foram determinados por um método que opta por não contabilizar as emissões de dióxido de carbono derivadas do uso de ativos de origem biogênica ($\text{CO}_{2,b}$) e nem as quantidades deste mesmo gás que são removidas da atmosfera em função da atividade biogênica ($\text{CO}_{2,fix}$).

Com o objetivo de analisar os efeitos da contabilização destes fluxos sobre o resultado do indicador de Mudanças Climáticas, uma nova análise foi realizada na qual consideraram-se os seguintes fatores de impacto

- ✓ $\text{IF}_b = (+) 1,0 \text{ kg CO}_2 \text{ eq/kg CO}_{2,b}$
- ✓ $\text{IF}_{fix} = (-) 1,0 \text{ kg CO}_2 \text{ eq/kg CO}_{2,fix}$

A determinação destes fatores de impacto foi fundamentada pelas premissas que: (i) os valores são unitários porque, por convenção, o dióxido de carbono também é a substância padrão adotada pela abordagem do IPCC (IPCC, 2006), que é parte integrante do método ReCiPe; (ii) por se tratar da mesma substância, foi considerado que $\text{IF}_{fix} = (-) \text{IF}_b$; e (iii) a referência para a determinação da remoção do CO_2 é a atmosfera. Portanto, tal remoção recebeu o sinal negativo (-).

Os resultados do Balanço de Carbono Ajustado para o biodiesel (B100) e para as misturas com o óleo diesel (B15 e B8) são apresentados nas Tabelas 29, 30 e 31.

Diferentemente do que foi observado nas seções anteriores, este foi um caso em que os resultados foram melhores à medida em que a maior parcela de carga ambiental era atribuída à gordura. Tal fato se deve à remoção de $\text{CO}_{2,fix}$ por parte das pastagens consumidas pelo gado. De acordo com dados derivados de Velasco (2011), estima-se que a remoção de CO_2 seja da ordem de $\text{CO}_{2,fix} = 14.110 \text{ kg CO}_2 \text{ eq/ha/ano}$.

Assim, o balanço ajustado apresenta valores que chegaram a até $(-)32,6 \text{ t CO}_2 \text{ eq/GJ}$ no caso em que se adotou o critério energético para a alocação tanto no abate quanto na transesterificação e na refinaria.

Também vale destacar que, comparativamente, as emissões de dióxido de carbono de origem biogênica ($\text{CO}_{2,b}$) não foram suficientes para amortecer os efeitos causados pela remoção ($\text{CO}_{2,fix}$). Salienta-se que a parcela ($\text{CO}_{2,b}$) é proveniente principalmente das atividades de queima de biomassa para a geração de energia térmica.

Tabela 29 – Resultados do Balanço de Carbono Ajustado para os diferentes cenários de análise do biodiesel (B100).

CENÁRIO	B100			
	Valor acumulado (IPCC)	CO _{2,b}	CO _{2,fix}	Balanço Ajustado
1	10,3	4,2	(-) 9,5	5,0
2	10,3	4,2	(-) 9,5	5,0
3	10,1	4,1	(-) 9,2	5,0
4	10,1	4,1	(-) 9,2	5,0
5	10,7	4,4	(-) 9,9	5,2
6	10,7	4,4	(-) 9,9	5,2
7	11,2	4,7	(-) 10,5	5,4
8	11,2	4,7	(-) 10,5	5,4
9	240,8	5,1	(-) 1.059,8	(-) 813,9
10	240,8	5,1	(-) 1.059,8	(-) 813,9
11	235,3	5,0	(-) 1.035,2	(-) 795,0
12	235,3	5,0	(-) 1.035,2	(-) 795,0
13	252,0	5,3	(-) 1.109,4	(-) 852,1
14	252,0	5,3	(-) 1.109,4	(-) 852,1
15	267,1	5,6	(-) 1.176,0	(-) 903,3
16	267,0	5,6	(-) 1.176,0	(-) 903,3
17	464,0	5,9	(-) 2.076,2	(-) 1.606,4
18	463,9	5,9	(-) 2.076,2	(-) 1.606,4
19	453,2	5,8	(-) 2.028,1	(-) 1.569,1
20	453,2	5,8	(-) 2.028,1	(-) 1.569,1
21	485,6	6,2	(-) 2.173,5	(-) 1.681,7
22	485,5	6,2	(-) 2.173,5	(-) 1.681,7
23	514,6	6,6	(-) 2.303,9	(-) 1.782,7
24	514,6	6,6	(-) 2.303,9	(-) 1.782,7
25	2.158,7	12,4	(-) 9.797,5	(-) 7.626,3
26	2.158,5	12,4	(-) 9.797,5	(-) 7.626,6
27	2.108,7	12,2	(-) 9.570,3	(-) 7.449,4
28	2.108,4	12,1	(-) 9.570,3	(-) 7.449,7
29	2.259,7	13,0	(-) 10.256,3	(-) 7.983,5
30	2.259,4	13,0	(-) 10.256,3	(-) 7.983,8
31	2.395,2	13,8	(-) 10.871,6	(-) 8.462,6
32	2.394,9	13,8	(-) 10.871,6	(-) 8.462,9
33	8.273,4	35,9	(-) 37.655,8	(-) 29.346,4
34	8.272,4	35,9	(-) 37.655,7	(-) 29.347,4
35	8.081,6	35,1	(-) 36.782,5	(-) 28.665,8
36	8.080,6	35,0	(-) 36.782,4	(-) 28.666,7
37	8.660,8	37,6	(-) 39.419,1	(-) 30.720,7
38	8.659,7	37,5	(-) 39.419,0	(-) 30.721,7
39	9.180,3	39,8	(-) 41.784,0	(-) 32.563,9
40	9.179,2	39,8	(-) 41.783,9	(-) 32.565,0

Tabela 30 – Resultados do Balanço de Carbono Ajustado para os diferentes cenários de análise no âmbito da mistura B15.

CENÁRIO	B15			
	Valor acumulado (IPCC)	CO _{2,b}	CO _{2,fix}	Balanço Ajustado
1	9,7	0,9	(-) 1,9	8,7
2	9,4	0,9	(-) 1,8	8,4
3	9,7	0,9	(-) 1,8	8,7
4	9,3	0,9	(-) 1,8	8,4
5	9,8	0,9	(-) 1,9	8,7
6	9,4	0,9	(-) 1,9	8,4
7	9,8	1,0	(-) 2,0	8,8
8	9,5	0,9	(-) 2,0	8,4
9	42,4	1,0	(-) 150,7	(-) 107,3
10	42,0	1,0	(-) 150,7	(-) 107,7
11	41,6	1,0	(-) 147,2	(-) 104,7
12	41,2	1,0	(-) 147,2	(-) 105,0
13	44,0	1,1	(-) 157,8	(-) 112,8
14	43,6	1,0	(-) 157,7	(-) 113,1
15	46,1	1,1	(-) 167,2	(-) 120,0
16	45,7	1,1	(-) 167,2	(-) 120,3
17	74,0	1,1	(-) 294,8	(-) 219,7
18	73,6	1,1	(-) 294,7	(-) 220,0
19	72,5	1,1	(-) 288,0	(-) 214,4
20	72,1	1,1	(-) 287,9	(-) 214,7
21	77,1	1,2	(-) 308,6	(-) 230,3
22	76,7	1,2	(-) 308,5	(-) 230,7
23	81,2	1,2	(-) 327,0	(-) 244,6
24	80,8	1,2	(-) 327,0	(-) 245,0
25	314,2	2,1	(-) 1.389,0	(-) 1.072,8
26	313,8	2,0	(-) 1.389,0	(-) 1.073,2
27	307,1	2,0	(-) 1.356,8	(-) 1.047,7
28	306,7	2,0	(-) 1.356,8	(-) 1.048,1
29	328,5	2,1	(-) 1.454,0	(-) 1.123,4
30	328,1	2,1	(-) 1.454,0	(-) 1.123,8
31	347,7	2,3	(-) 1.541,2	(-) 1.191,3
32	347,3	2,2	(-) 1.541,2	(-) 1.191,7
33	1.180,7	5,4	(-) 5.337,1	(-) 4.150,9
34	1.180,2	5,4	(-) 5.337,0	(-) 4.151,4
35	1.153,5	5,3	(-) 5.213,3	(-) 4.054,5
36	1.153,1	5,2	(-) 5.213,2	(-) 4.054,9
37	1.235,6	5,6	(-) 5.586,9	(-) 4.345,7
38	1.235,1	5,6	(-) 5.586,9	(-) 4.346,2
39	1.309,2	5,9	(-) 5.922,1	(-) 4.606,9
40	1.308,7	5,9	(-) 5.922,1	(-) 4.607,4

Tabela 31 – Resultados do Balanço de Carbono Ajustado para os diferentes cenários de análise no âmbito da mistura B8.

CENÁRIO	B8			
	Valor acumulado (IPCC)	CO _{2,b}	CO _{2,fix}	Balanço Ajustado
1	9,7	0,6	(-) 1,3	9,0
2	9,3	0,6	(-) 1,3	8,6
3	9,6	0,6	(-) 1,3	9,0
4	9,3	0,6	(-) 1,2	8,6
5	9,7	0,7	(-) 1,3	9,0
6	9,3	0,6	(-) 1,3	8,7
7	9,7	0,7	(-) 1,4	9,0
8	9,3	0,7	(-) 1,3	8,7
9	27,0	0,7	(-) 80,3	(-) 52,6
10	26,6	0,7	(-) 80,3	(-) 53,0
11	26,6	0,7	(-) 78,5	(-) 51,2
12	26,2	0,7	(-) 78,4	(-) 51,6
13	27,8	0,7	(-) 84,1	(-) 55,5
14	27,5	0,7	(-) 84,0	(-) 55,9
15	29,0	0,7	(-) 89,1	(-) 59,3
16	28,6	0,7	(-) 89,0	(-) 59,7
17	43,8	0,8	(-) 156,8	(-) 112,2
18	43,4	0,7	(-) 156,8	(-) 112,6
19	43,0	0,8	(-) 153,2	(-) 109,4
20	42,6	0,7	(-) 153,1	(-) 109,8
21	45,4	0,8	(-) 164,1	(-) 117,9
22	45,0	0,8	(-) 164,1	(-) 118,3
23	47,6	0,8	(-) 173,9	(-) 125,5
24	47,2	0,8	(-) 173,9	(-) 125,9
25	171,3	1,3	(-) 737,8	(-) 565,2
26	170,9	1,2	(-) 737,7	(-) 565,6
27	167,5	1,2	(-) 720,7	(-) 551,9
28	167,1	1,2	(-) 720,6	(-) 552,3
29	178,9	1,3	(-) 772,3	(-) 592,1
30	178,5	1,3	(-) 772,2	(-) 592,5
31	189,1	1,4	(-) 818,6	(-) 628,1
32	188,7	1,3	(-) 818,5	(-) 628,5
33	631,4	3,0	(-) 2.833,9	(-) 2.199,5
34	630,9	3,0	(-) 2.833,8	(-) 2.199,9
35	617,0	3,0	(-) 2.768,2	(-) 2.148,3
36	616,5	2,9	(-) 2.768,1	(-) 2.148,7
37	660,5	3,2	(-) 2.966,5	(-) 2.302,9
38	660,1	3,1	(-) 2.966,5	(-) 2.303,3
39	699,6	3,3	(-) 3.144,5	(-) 2.441,6
40	699,2	3,3	(-) 3.144,4	(-) 2.442,0

5.2.9. Perfil Ambiental do Biodiesel B100 segundo o Método de Substituição

Na Tabela 32, apresenta-se o Perfil Ambiental do biodiesel produzido a partir de gordura animal, no caso em que a situação de multifuncionalidade do processo de transesterificação é abordada por meio do método de expansão das fronteiras do sistema e substituição de cargas ambientais evitadas.

Tabela 32 – Perfil Ambiental do biodiesel (B100) produzido a partir de gordura animal, considerando-se o método de substituição dos co-produtos da transesterificação.

Categoria de impacto	Resultado do indicador	Unidade
Mudanças climáticas	(-) 5,41	kg CO ₂ eq/GJ
Acidificação terrestre	0,00885	kg SO ₂ eq/GJ
Eutrofização	(-) 0,00011	kg P eq/GJ
Formação fotoquímica de oxidantes	0,01172	kg NMVOC eq/GJ
Ecotoxicidade aquática	2,135	CTUe/GJ
Demanda de energia primária fóssil	(-) 13,6	MJ/GJ

Dadas as quantidades de glicerina e de oleína co-produzidas (respectivamente, 0,126 t/t de biodiesel e 0,010 t/t de biodiesel), é esperado que os efeitos da produção evitada de glicerina sejam mais expressivos do que aqueles decorrentes da oleína.

Tal expectativa já é comprovada no caso da categoria de impacto de Mudanças Climáticas, para a qual se observou que as emissões evitadas que seriam esperadas em função da produção de energia térmica para processos industriais, da geração de eletricidade na China (predominantemente em termelétricas alimentadas por carvão mineral) e da produção de matérias-primas de origem fóssil para o processo de produção de glicerina totalizaram cerca de (-)15,5 kg CO₂ eq/GJ de biodiesel. Vale destacar também que o resultado do indicador da categoria de Mudanças Climáticas foi influenciado pelo fato de se usar biomassa como fonte de energia para o processo de transesterificação. Por se tratar de emissões biogênicas, as contribuições devidas à queima de lenha não são contabilizadas pelo método ReCiPe Midpoint (H).

No caso da categoria de impacto de Acidificação terrestre, observou-se uma equivalência entre os impactos provocados pelo sistema de produto (com destaque para aqueles associados ao beneficiamento de gás natural posteriormente utilizado para a

produção de metanol) e os impactos evitados principalmente por não se produzir eletricidade segundo a matriz chinesa.

Com relação à categoria de impacto de Eutrofização, novamente foi observado um equilíbrio de cargas ambientais. Se por um lado existem cargas associadas ao cultivo da biomassa utilizada para a produção de vapor nas atividades industriais, por outro, foram estimadas cargas ambientais que seriam evitadas ao não produzir eletricidade no contexto chinês. Como resultado, o valor do indicador desta categoria de impacto tendeu a zero.

No âmbito da categoria de impacto de Formação Fotoquímica de Oxidantes, foi observada uma carga ambiental evitada – sobretudo por se dispensar a produção de propileno e de eletricidade – equivalente àquela aportada pelos insumos consumidos na planta de transesterificação. Entretanto, a diferença responsável pelo resultado positivo do indicador se deve às emissões que ocorrem para o transporte do biodiesel até os centros de distribuição.

Para a categoria de impacto de Ecotoxicidade Aquática, observou-se um predomínio dos impactos ocorridos para o cultivo de eucalipto em contraposição aos impactos evitados. Pela primeira vez, foi estimado que um impacto ambiental equivalente a $(-0,731 \text{ CTUe/GJ})$ de biodiesel seria evitado ao se dispensar a necessidade de cultivo de palma na Malásia.

Por fim, observou-se que o balanço entre a parcela de energia fóssil demandada – para a produção de metanol e também para o transporte dos insumos – e a energia fóssil cujo consumo seria evitado – por se dispensar a produção de propileno e de gás natural usado para a produção de energia térmica – foi vantajoso do ponto de vista ambiental. Isto porque o resultado do consumo de energia evitado foi maior do que aquele esperado para a produção e disponibilização do biodiesel aos consumidores finais.

Adicionalmente, também foi avaliada a situação em que a produção de sucedâneos dos co-produtos da atividade de abate e processamento dos animais era evitada. Os resultados desta análise são apresentados na Tabela 33.

Além do que já foi discutido nesta seção no que diz respeito à glicerina e à oleína, notou-se que os resultados neste caso também são influenciados pela carga ambiental evitada ao se dispensar a produção de torta de soja. Tal substituição, por si só, seria responsável por $(-162 \text{ kg CO}_2 \text{ eq/GJ})$, e por (-652 CTUe/GJ) . Este último valor foi extremamente determinante para a composição do indicador da categoria de impacto de Ecotoxicidade aquática.

Tabela 33 – Perfil Ambiental do biodiesel (B100) produzido a partir de gordura animal, considerando-se o método de substituição dos co-produtos da transesterificação e também do abate.

Categoria de impacto	Resultado do indicador	Unidade
Mudanças climáticas	8968	kg CO ₂ eq/GJ
Acidificação terrestre	3,3112	kg SO ₂ eq/GJ
Eutrofização	0,1885	kg P eq/GJ
Formação fotoquímica de oxidantes	4,0379	kg NMVOC eq/GJ
Ecotoxicidade aquática	(-) 640,2	CTUe/GJ
Demanda de energia primária fóssil	9164	MJ/GJ

Ademais, a substituição da produção de torta de soja também resultou em (-) 0,145 kg SO₂ eq/GJ e em (-) 0,281 kg NMVOC eq/GJ. Por outro lado, foi observado que a carga ambiental evitada pela substituição da produção de viscase influenciou também o resultado do indicador da categoria de Acidificação terrestre, contribuindo para (-) 0,257 kg SO₂ eq/GJ.

Embora o impacto ambiental não seja desprezível, deve-se reconhecer que a influência da atividade pecuária e da etapa de abate e processamento dos animais mostrou-se muito forte, sobretudo no que diz respeito às categorias de impacto de Mudanças Climáticas e da Demanda de energia primária de origem fóssil.

Conforme identificado na seção 5.2.1, estima-se que o impacto total do sistema de produto, em termos de Mudanças Climáticas, seja da ordem de 9180 kg CO₂ eq/GJ. Já no caso em que ocorreu a substituição das cargas ambientais evitadas, o indicador desta mesma categoria resultou 8968 kg CO₂ eq/GJ, tal como indicado na Tabela 22. Logo, pode-se dizer que o impacto evitado não foi suficiente para inverter a tendência observada a partir da abordagem estritamente baseada na partição das cargas ambientais.

Situação semelhante também ocorre no âmbito da categoria de impacto de Demanda de energia primária fóssil. Neste caso, o valor apresentado na Tabela 33 continua muito próximo da demanda total de energia fóssil do sistema de produto, estimada em 9746 MJ/GJ.

6. CONCLUSÃO

Muito embora o Brasil ocupe uma posição de destaque como maior produtor mundial comercial de gado, e também como um ator importante no mercado de biodiesel, há uma grande carência de estudos englobando a avaliação do desempenho ambiental da produção de biodiesel a partir de gordura animal segundo uma lógica sistêmica. Esta constatação revela a necessidade de pesquisas que possam contribuir para o fortalecimento deste setor econômico.

Além disso, observou-se que há uma complementação entre as ofertas de óleo de soja e de gordura ao longo dos anos. Por outro lado, por se tratar de apenas duas matérias-primas que dominam o mercado, seria importante o desenvolvimento de programas de incentivo ao uso de outros insumos (como, por exemplo, o óleo de fritura reciclado).

Com relação ao objeto de estudo, entende-se que a avaliação do desempenho ambiental do biodiesel produzido a partir de gordura animal configura-se como uma boa oportunidade para explorar a discussão a respeito de como contabilizar as cargas ambientais de um rejeito de processo que é reaproveitado. Além disso, por se tratar de uma cadeia linear, as interferências que potencialmente seriam causadas por circuitos fechados (loopings) são minimizadas, o que contribui para uma redução da incerteza associada ao sistema estudado, e também permite uma avaliação mais precisa da influência das diferentes formas para o tratamento de situações de multifuncionalidade sobre os resultados.

No que se refere às abordagens para o tratamento de situações de multifuncionalidade no processo de refino de petróleo, os resultados apresentados neste estudo indicam que a opção pela repartição de cargas ambientais segundo os critérios de conteúdo energético ou de valor econômico mostrou-se indiferente, visto que não interferiu de forma relevante no comportamento dos resultados.

A mesma constatação também se aplica no caso das diferentes abordagens para o tratamento da multifuncionalidade no processo de transesterificação.

Por outro lado, a decisão mais crítica foi aquela sobre a repartição (ou não) de cargas ambientais entre os co-produtos do abate e processamento dos animais. Como a atividade pecuária provoca (direta ou indiretamente) muitos impactos ambientais, a atribuição de

algum fator de alocação diferente de zero para a gordura acabou por influenciar muito os resultados do estudo.

Também foram considerados cenários em que a multifuncionalidade do processo de produção de biodiesel e do processo de abate e processamento dos animais foi abordada a partir do método de expansão das fronteiras do sistema de produto e substituição das cargas evitadas. Como poderia ser esperado, esta opção resultou em valores de indicadores melhores do que aqueles que foram calculados pelos métodos de repartição de cargas ambientais entre os co-produtos. Entretanto, o uso do método de substituição deve ser feito com cautela e de forma transparente, pois a concessão de créditos para produtos evitados, em princípio, vai contra a natureza da Avaliação do Ciclo de Vida atribucional.

Por se tratar de um produto feito a partir de matérias-primas renováveis, resultados interessantes foram observados no caso do balanço de GEE ajustado de modo a contemplar o dióxido de carbono removido da atmosfera por meio da fotossíntese para a constituição das pastagens. Ao considerar esta parcela, houve uma inversão no comportamento dos resultados, de modo que os melhores indicadores foram aqueles em que os fatores de alocação atribuídos à gordura animal eram os mais elevados. Tal abordagem, baseada nas quantidades de CO₂ removidas da atmosfera, poderia fundamentar futuros incentivos ao uso de gordura animal como matéria-prima para a transesterificação.

No que diz respeito à comparação entre as diferentes misturas entre diesel fóssil e biodiesel, a conclusão a respeito da mistura mais vantajosa depende fortemente da forma como a gordura é considerada. Atribuindo-se algum impacto ambiental à gordura, a adição de biodiesel implicou resultados piores em relação ao diesel fóssil. Por outro lado, considerando-se a gordura como um fluxo elementar, as cargas ambientais restantes se mostraram baixas o suficiente para tornar o biodiesel mais vantajoso do que o diesel fóssil.

Considerando-se a natureza dos co-produtos da etapa de transesterificação e a aplicação do biodiesel (produto determinante deste processo) como combustível, entende-se que a abordagem mais adequada para a multifuncionalidade em questão consiste na alocação segundo o critério físico de conteúdo energético.

Já no caso do abate e processamento dos animais, conclui-se que a abordagem mais adequada derivada de parâmetros físicos seria a alocação segundo a proporção mássica. Critérios como a alocação energética (ou, eventualmente, até mesmo o teor de ácidos graxos em cada co-produto do abate) seriam interessantes por se tratar, neste estudo, de um sistema

energético. Entretanto, tais critérios causariam uma distorção sobre os resultados, uma vez que a carne (produto determinante deste estágio) não é demandada em função de seu conteúdo energético ou de material graxo.

Finalmente, ressalta-se que o uso do método Surplus-100 na situação de multifuncionalidade da transesterificação poderia ser útil para se estimar as piores condições em termos de impacto ambiental, o que poderia fornecer argumentos para fundamentar futuras políticas públicas visando a melhoria do desempenho ambiental do sistema.

No que se refere ao estágio de processamento dos animais, admitir a aplicação do método Surplus-0 parece implicar uma perda de representatividade. Isto porque a gordura é um produto com mercado cada vez mais constituído no contexto brasileiro. Por outro lado, adotar o método Surplus-100 também não seria adequado, dadas as principais motivações para a ocorrência da atividade pecuária e para o abate dos animais, claramente voltadas para a produção de carne.

7. SUGESTÃO DE TRABALHOS FUTUROS

Ao longo do desenvolvimento desta pesquisa, foram identificadas as seguintes oportunidades para eventuais trabalhos futuros:

- ✓ Aplicação da abordagem da Avaliação do Ciclo de Vida consequential para estimar possíveis efeitos decorrentes de alterações da demanda pelo biodiesel de gordura animal no futuro;
- ✓ Verificar formas mais robustas para se estimar emissões devidas a mudanças do uso da terra. A investigação deveria considerar, inclusive, a hipótese de que a pecuária tenha aumentado sua produtividade nos últimos anos em função da intensificação do uso de áreas já consolidadas – e não pelo avanço sobre áreas florestais;
- ✓ Neste contexto, haveria oportunidade para se verificar tendências esperadas se a atividade pecuária for mais eficiente, com uso de confinamentos e tempos reduzidos para a terminação do gado;
- ✓ A partir do levantamento da literatura, foi observado que a determinação da idade dos animais no momento do abate é uma incerteza associada à pecuária. Tal parâmetro, entretanto, exerce influência sobre os resultados, pois parte das emissões estimadas é diretamente proporcional ao tempo de vida dos animais. Sendo assim, entende-se que uma investigação com o objetivo de quantificar tal influência também caracterizaria uma oportunidade de complementação desta pesquisa;
- ✓ Avaliar o efeito da implementação de ações de Produção Mais Limpa (P+L) nos processos industriais de abate e processamento dos animais e também de produção de biodiesel, contemplando, por exemplo, fontes alternativas de energia para os processos.

REFERÊNCIAS

- ABBASZAADEH, A.; GHOBADIAN, B.; OMIDKHAH, M.R; NAJAFI, G. Current biodiesel production technologies: a comparative review. **Energy Conversion and Management**, v. 63, 2012, p. 138-148.
- ABIEC – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS EXPORTADORAS DE CARNE. **Perfil da Pecuária no Brasil**. Relatório Anual 2016. São Paulo: ABIEC, ApexBrasil. 2016. 46p.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ISO/TS 14067: GEE – Pegada de carbono de produtos - Requisitos e orientações sobre quantificação e comunicação**. Rio de Janeiro: ABNT, 2015, 62 p.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro: ABNT, 2009a, 21 p.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientação**. Rio de Janeiro: ABNT, 2009b, 46 p.
- ADEWALE, P.; DUMONT, M.J.; NGADI, M. Recent trends of biodiesel production from animal fat wastes and associated production techniques. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.45, 2015, p. 574–588.
- ALPTEKIN, E.; CANAKCI, M. Determination of the density and the viscosities of biodiesel-diesel fuel blends, **Renewable Energy**, Vol. 33, 2008, p.2623-2630.
- ANP – Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. **Anuário estatístico brasileiro do petróleo, gás natural e biocombustíveis: 2015**. Rio de Janeiro: ANP, 2015.
- ANP – Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. **Anuário estatístico brasileiro do petróleo, gás natural e biocombustíveis: 2017**. Rio de Janeiro: ANP, 2017.
- ARANSIOLA, E.F.; OJUMU, T.V.; OYEKOLA, O.O.; MADZIMBAMUTO, T.F.; IKHU-OMOREGBE, D.I.O. A review of current technology for biodiesel production: state of the art. **Biomass and Bioenergy**, v. 61, 2014, p. 276-297.
- ARENA, A.P. Spreading Life-Cycle Assessment do Developing Countries: Lessons learned from Argentina. **Journal do Industrial Ecology**, v.4(3), 2001. p.3-6
- AYOUB, M.; ABDULLAH, A.Z. Critical review on the current scenario and significance of crude glycerol resulting from biodiesel industry towards more sustainable renewable energy industry. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.16, 2012, p.2671-2686.

BAIRD, C.; CANN, M. **Environmental Chemistry**. 4th Ed. Nova Iorque: W. H. Freeman and Company. 2008. 773 p.

BARBER, A.; CAMPBELL, A.; HENNESSY, W.; Primary Energy and Net Greenhouse Gas Emissions from Biodiesel made from New Zealand Tallow. Lower Hutt (New Zealand): CRT, 2007, 41p. [Energy Report 06-11547b].

BARBOSA, F.A.; SOARES-FILHO, B.S.; MERRY, F.D.; AZEVEDO, H.O.; COSTA, W.L.S.; COE, M.T.; BATISTA, E.L.S.; MACIEL, T.G.; SHEEPERS, L.C.; OLIVEIRA, A.R.; RODRIGUES, H.O. **Cenários para a pecuária de corte amazônica**. 1.ed. Belo Horizonte, MG: IGC/UFMG. 2015, 146 p. Disponível em: http://csr.ufmg.br/pecuaria/wp-content/uploads/2015/03/relatorio_cenarios_para_pecuaria_corte_amazonica.pdf?2db211

BAUMANN, H.; TILLMAN, A.M. **The Hitch Hiker's Guide to LCA: an orientation in life cycle assessment methodology and application**. Lund, Sweden: Studentlitteratur AB, 2004. 544 p.

BIODIESELBR – Portal BiodieselBR com informações estatísticas e de análises do mercado de biodiesel no Brasil. Disponível em: <https://www.biodieselbr.com> Acesso em Jan. 2017.

BOUSTEAD, I. LCA – How it Came About: the beginning in the U.K. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 1(3), 1996, p. 147-150.

BRANDER, M.; HUTCHISON, C.; SHERRINGTON, C.; BALLINGER, A.; BESWICK, C.; BADDELEY, A.; BLACK, M.; WOODS, J.; MURPHY, R. **Methodology and Evidence Base on the Indirect Greenhouse Gas Effects of Using Waste, Residues, and By-products for Biofuels and Bioenergy**. Londres: ECOMETRICA, 2009, 28p. [Report reference PR-091007-A].

BRASIL. Lei nº 13263, de 23 de março de 2016. Altera a Lei nº 13.033, de 24 de setembro de 2014, para dispor sobre os percentuais de adição de biodiesel ao óleo diesel comercializado no território nacional. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, 24 mar. 2016.

BRUGNOLI, F. **Life Cycle Assessment, Carbon Footprint in Leather Processing (Review of methodologies and recommendations for harmonization)**. Shanghai: United Nations Industrial Development Organization (UNIDO). 2012. 73p.

BRUYNINCKX, I. **The use of tallow-based biodiesel in New Zealand**. 2010. Dissertação (Master of Engineering Studies) – Departamento de Engenharia Mecânica, University of Auckland, 2010.

BUSTAMANTE, M. M. C.; NOBRE, C. A.; SMERALDI, R.; AGUIAR, A. P. D.; BARIONI, L. G.; FERREIRA, L. G.; LONGO, K.; MAY, P.; PINTO, A. S.; OMETTO, J. P. H. B. Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil. **Climatic Change**, v. 115, p. 559-577, 2012.

CASTANHEIRA, E.G.; GRISOLI, R.; FREIRE, F.; PECORA, V.; COELHO, S.T. Environmental sustainability of biodiesel in Brazil. **Energy Policy**, 65, 2014, p. 680-691.

CASTRO et al. **Complexo Agroindustrial de Biodiesel no Brasil**: Competitividade das Cadeias Produtivas de Matérias-Primas. Brasília: Embrapa Agroenergia, 2010.

CEDERBERG, C.; MEYER, D.; FLYSJÖ, A. **Life cycle inventory of greenhouse gas emissions and use of land and energy in Brazilian beef production**. Gotemburg: SIK, 2009, 77p., ISBN 978-91-7290-283-1.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Guia Técnico Ambiental de Abates (bovino e suíno)**. São Paulo: CETESB, 2006, 98p. (Série P + L)

CEZAR, I.M.; QUEIROZ, H.P.; THIAGO, L.R.L.S.; CASSALES, F.L.G.; COSTA, F.P. **Sistemas de produção de gado de corte no Brasil**: uma descrição com ênfase no regime alimentar e no abate. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, 2005, 40 p.

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

CHERUBINI, E.; RIBEIRO, P.T. **Diálogos Setoriais Brasil e União Europeia**: desafios e soluções para o fortalecimento da ACV no Brasil. Brasília: Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (Ibict), 2015, 188p.

CHERUBINI, F.; STRØMMAN, A.H.; ULGIATI, S. Influence of allocation methods on the environmental performance of biorefinery products - a case study. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, 2011, p. 1070-1077.

CHOATE, W. U.S. Energy Requirements for Aluminum Production: historical perspective, theoretical limits, and new opportunities. In: GREEN, J.A.S. (Ed.). **Aluminum recycling and processing for energy conservation and sustainability**. Materials Park, OH: ASM International, 2007, p. 159-221.

CHUDACOFF, M. **Glycerine Production, from epichlorohydrin – RER**. Ecoinvent 3.3 – cut-off – Dataset Documentation. 2016. Disponível em <<https://v33.ecoquery.ecoinvent.org/Details/PDF/0BF8EEA8-96DD-4DF3-AD60-B08D6EE24D46/290C1F85-4CC4-4FA1-B0C8-2CB7F4276DCE>> Acesso em 02 Abr. 2017.

COSTA, A.O.; OLIVEIRA, L.B.; LINS, M.P.E; SILVA, A.C.M.; ARAUJO, M.S.M.; PEREIRA JR, A.O.; ROSA, L.P. Sustainability analysis of biodiesel production: a review on different resources in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.27, 2013, p. 407-412.

CURRAN, M.A. Strengths and limitations of Life Cycle Assessment. In: KLÖPPFER, W. (Ed.) **Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment. LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment**. Dordrecht: Springer, 2014.

CURRAN, M.A. The History of LCA. In: CURRAN, M.A. **Environmental Life-Cycle Assessment**. Nova Iorque: McGraw-Hill, 1996. 434 p.

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

D'AVINO, L.; DAINELLI, R.; LAZZERI, L.; SPUGNOLI, P. The role of co-products in biorefinery sustainability: energy allocation versus substitution method in rapeseed and carinata biodiesel chains. **Journal of Cleaner Production**, v. 94, 2015, p.108-115.

DAURIAT, A. **Palm Oil Mill Operation – MY**. Ecoinvent 3.3 – cut-off – Dataset Documentation. 2016. Disponível em <<https://v33.ecoquery.ecoinvent.org/Details/PDF/526D5AB5-8666-44D0-AB01-2BE81B212A1A/290C1F85-4CC4-4FA1-B0C8-2CB7F4276DCE>> Acesso em 03 Abr. 2017.

DICK, M.; SILVA, M.A.; DEWES, H. Life cycle assessment of beef cattle production in two typical grassland systems of southern Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, 2015, p.426-434.

DOKA, G. **Life Cycle Inventories for Waste Treatment Services**: Ecoinvent report No. 13. St. Gallen: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2009, 122 p.

DONKE, A.; NOGUEIRA, A.; MATAI, P.; KULAY, L. Environmental and Energy Performance of Ethanol Production from the Integration of Sugarcane, Corn, and Grain Sorghum in a Multipurpose Plant. **Resources**, v. 6(1), 2017, p.1-19.

DORNELLES, F. **Análise da gestão dos tratamentos dos efluentes gerados nos abatedouros de bovinos de São Luiz Gonzaga**. 2009. 103p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

DUBREUIL, A.; YOUNG, S.B.; ATHERTON, J.; GLORIA, T.P. Metals recycling maps and allocation procedures in life cycle assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15 (6), 2010, p. 621-634.

DUFOUR, J.; IRIBARREN, D. Life cycle assessment of biodiesel production from free fatty acid-rich wastes. **Renewable energy**, v. 38, 2012, p. 155-162.

EC-JCR – EUROPEAN COMMISSION – JOINT RESEARCH CENTRE - INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY. **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context.** First edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2011.

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

EKVALL, T.; AZAPAGIC, A.; FINNVEDEN, G.; RYDBERG, T.; WEIDEMA, B.P.; ZAMAGNI, A. Attributional and consequential LCA in the ILCD handbook. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, 2016, p.293–296.

EKVALL, T.; TILLMAN, A.M. Open-Loop Recycling: criteria for allocation procedures. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 2(3), 1997, p. 155-162.

ELGOWAINY, A.; HAN, J.; CAI, H.; WANG, M.; FORMAN, G.S.; DIVITA, V.B. Energy Efficiency and Greenhouse Gas Emission Intensity of Petroleum Products at U.S. Refineries. **Environmental Science and Technology**, v.48, p. 7612-7624.

EPE – EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Balanco Energético Nacional 2016:** Ano Base 2015. Rio de Janeiro: EPE, 2016.

ESTEVES, V.P.P.; ESTEVES, E.M.M.; BUNGENSTAB, D.J.; FEIJO, G.L.D.; ARAÚJO, O.Q.F.; MORGADO, C.R.V. Assessment of greenhouse gases (GHG) emissions from the tallow biodiesel production chain including land use change (LUC). **Journal of Cleaner Production**, v. 151, 2017, p.578-591.

EUROPEAN COMMISSION. Commission Regulation (EU) Nº 142/2011 of 25 February 2011. Implements Regulation (EC) Nº 1069/2009 of the European Parliament and of the Council laying down health rules as regards animal by-products and derived products not intended for human consumption and implementing Council Directive 97/78/EC as regards certain samples and items exempt from veterinary checks at the border under that Directive Text with EEA relevance. **Official Journal of the European Union**, 25 Feb. 2011.

EUROPEAN COMMISSION. Directive 2009/28/EC of the European Parliament and the Council, on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC. **Official Journal of the European Union**, 5 Jun. 2009.

FAVA, J.A.; SMEREK, A.; HEINRICH, A.B.; MORRISON, L. The Role of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) in Life Cycle Assessment (LCA) Development and Application. In: KLÖPFER, W. (Ed.) **Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment. LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment**. Dordrecht: Springer, 2014.

FEIFEL, S; WALK, W; WURSTHORN, S. LCA, how are you doing today? A snapshot from the 5th German LCA workshop. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15 (2), 2010, p.139-142.

FERREIRA, L.G.; SOUSA, S.B.; ARANTES, A.E. **Radiografia das Pastagens do Brasil**. Goiania: Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento. Universidade Federal de Goiás. 2014. (Relatório final do projeto de pesquisa).

FIBRACEL. **Fibra Cortada de Viscose. Manual Técnico para Fiações**. Barueri: Associação Brasileira de Químicos e Coloristas Têxteis/Fibra S.A. 2000. 31p.

FINKBEINER, M. The International Standards as the Constitution of Life Cycle Assessment: The ISO 14040 Series and its Offspring. In: KLÖPFER, W. (Ed.) **Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment. LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment**. Dordrecht: Springer, 2014.

FLORINDO, T.J.; FLORINDO, G.I.; TALAMINI, E.; COSTA, J.S.; RUVIARO, C.F. Carbon footprint and Life Cycle Costing of beef cattle in the Brazilian midwest. **Journal of Cleaner Production**, v. 147, 2017, p.119-129.

FRICHKNECHT, R.; WYSS, F.; KNÖPFEL, S.B.; LÜTZKENDORF, T.; BALOUKTSI, M. Cumulative energy demand in LCA: the energy harvested approach. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 20, 2015, p.957-969.

FRISCHKNECHT, R. LCI modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency. **International Journal of Life Cycle Assessment**, vol. 15 (7), 2010, p. 666-671.

GAC, A.; TRIBOT-LASPIÈRE, P.; SCISLOWSKI, V.; LAPASIN, C.; PONCHANT, P.; GUARDIA, S.; NASSY, G.; CHEVILLON, P. **Recherche de méthodes d'évaluation de l'expression de l'empreinte carbone des produits viande**. Institut de l'élevage [relatório final 00 12 33 023]. 2012. 130p.

GOEDKOOPE, M.J. et al. ReCiPe 2008, **A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level**. Report I: Characterisation, 1. edição (revisada), Maio, 2013. Disponível em: <<http://www.lcia-recipe.net/publications>>.

GOMES, A. **Aspectos da cadeia produtiva do couro bovino no Brasil e em Mato Grosso do Sul**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte. 2002.

GRANT, T.; BEER, T.; CAMPBELL, P. K.; BATTEN, D.; Life Cycle Assessment of Environmental Outcomes and Greenhouse Gas Emissions from Biofuels Production in Western Australia. Collingwood (Australia): CSIRO, 2008, 80p. [Report KN29A/WA/F2.9].

HAMMERSCHLAG, R. Ethanol's Energy Return on Investment: A Survey of the Literature 1990-Present. **Environmental Science and Technology**, v. 40, 2006, p. 1744–1750.

HAN, J.; ELGOWAINY, A.; WANG, M. **Development of Tallow-based Biodiesel Pathway in GREET™**. Energy Systems Division, Argonne National Laboratory (United States). 2013. 10p.

HAUSCHILD, M. Z. et al. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 18, 2013, p.683-697.

HEIJUNGS, R. Ten easy lessons for good communication of LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 19, 2014, p.473-476.

HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J.B. Allocation and 'what-if' scenarios in life cycle assessment of waste management systems. **Waste management**, 27 (8), 2007, p.997-1005

HEIJUNGS, R.; SUH, S. **The Computational Structure of Life Cycle Assessment**. Leiden: Springer-Science+Business Media B.V. 2002.

HELWEG, S.; CANALS, L.M. Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. **Science**, v. 344, issue 6188, 2014, p.1109-1113.

HERRMANN, I.T.; JØRGENSEN, A.; BRUUN, S.; HAUSCHILD, M.Z. Potential for optimized production and use of rapeseed biodiesel based on a comprehensive real-time LCA case study in Denmark with multiple pathways. **International Journal of Life Cycle Assessment**, Vol. 18, 2013, p.418-430.

HORNE, R.; GRANT, T.; VERGUESE, K. **Life Cycle Assessment: principles practice and prospects**. Collingwood: CSIRO Publishing, 2009, 192 p.

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(1), 1996, p. 4-7.

HUO, H.; WANG, M.; BLOYD, C.; PUTSCHE, V. **Life-Cycle Assessment of Energy and Greenhouse Gas Effects of Soybean-Derived Biodiesel and Renewable Fuels**. United States Department of Energy, 2008.

HUPPES, G. **Macro-environmental policy: principles and design: with cases on milk packaging, cadmium, phosphorus and nitrogen, and energy and global warming**. Leiden: CML Publisher, 1993.

IBICT – Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia. **Inventário do Ciclo de Vida para a Competitividade Ambiental da Indústria Brasileira**. Brasília: MCT-IBICT, 2005.

IEC – INTERNATIONAL EPD COOPERATION. **Supporting Annexes for an international EPD system for environmental product declarations**. Estocolmo: IEC. 2008, 27 p.

ILCD – INTERNATIONAL REFERENCE LIFE CYCLE DATA SYSTEM. **General guide for Life Cycle Assessment – detailed guidance**. European Union: Joint Research Center; Institute for Environment and Sustainability. 2010, 414 f.

IMTOF. **International Methanol Technology Operators Forum 2011**. Johnson Matthey Catalysts. Inglaterra. 2011.

IPCC (IPCC Guidelines). **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.). IGES, Japan. 2006.

ISO – INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO/TR 14049: Environmental Management – Life Cycle Assessment – Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis** (technical report). Geneva: ISO, 2000, 43 p.

JANAUM, J.; ELLIS, N. Perspectives on biodiesel as a sustainable fuel. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Vol. 14, 2010. p.1312-1320.

JORGENSEN, A.; BIKKER, P.; HERRMANN, I. T. Assessing the greenhouse gas emissions from poultry fat biodiesel. **Journal of Cleaner Production**, v. 24, p.85-91, 2012.

JOSÉ, J. V.; RIBAS, M. M. F.; FREITAS, P. S. L.; FRANCISCONI JUNIOR, J. P. Efeito da aplicação de efluente de abatedouro bovino tratado em lagoas de estabilização no solo e no desenvolvimento do milho. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, v.2, nº 1, 2009, p. 51-59.

JUNG, J.; ASSEN, N.V.D.; BARDOW, A. Sensitivity coefficient-based uncertainty analysis for multi-functionality in LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 19, 2014, p.661-676.

KIRKPATRICK, N. Application of Life-Cycle Assessment to Solid Waste Management Practices. In: CURRAN, M.A. **Environmental Life-Cycle Assessment**. Nova Iorque: McGraw-Hill, 1996. 434 p.

KLÖPPFER, W. Introducing Life Cycle Assessment and its presentation in 'LCA Compendium'. In: KLÖPPFER, W. (Ed.) **Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment. LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment**. Dordrecht: Springer, 2014.

LEAL, G. Utilização de Biodiesel em Ônibus Urbanos. **Brazilian Association of Urban Transportation Companies**, Sao Paulo, 2007.

LIMA, A.M.F. **Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil: inserção e perspectivas**. 2007. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo). Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia. Salvador-BA.

MACKENZIE, S.G.; LEINONEN, I.; KYRIAZAKIS, I. The need for co-product allocation in the life cycle assessment of agricultural systems—is “biophysical” allocation progress? **International Journal of Life Cycle Assessment**, on-line first, 2016.

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Benefícios ambientais da produção e uso do biodiesel**. Brasília: MAPA/ACS, 2014. 33p.

MARTINS, R.; NACHILUK, K.; BUENO, C. R. F.; FREITAS, S. M. O biodiesel de sebo bovino no Brasil. **Informações Econômicas**, v. 41, nº 5, 2011.

MDIC – Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços. **Sistema AliceWeb – Sistema de Análise das Informações de Comércio Exterior**. Disponível em <<http://aliceweb.mdic.gov.br>> Acesso em Fev. 2017.

MEDEIROS, E.M.C.; PEREIRA, M.A.; JACINTO, M.A.C.; GOMES, A. FARIA, F.J.C. **Couro Bovino: qualificação para valorização**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte. 2006. 33p.

MELO, S.P.; MORAES, M.F. Adubação em pastagens. In: OLIVEIRA FILHO, A. (Org.). **Produção e manejo de bovinos de corte**. Cuiabá: KCM Editora. 2015. 155p.

MILLEN, D. D.; PACHECO, R. D. L.; MEYER, P. M.; RODRIGUES, P. H. M.; ARRIGONI, M. B. Current outlook and future perspectives of beef production in Brazil. **Animal Frontiers**, v. 1(2), p. 46-52, 2011.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 382**, de 26 de dezembro de 2006. Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas. Brasília, 2006.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 436**, de 22 de dezembro de 2011. Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas instaladas ou com pedido de licença de instalação anteriores a 02 de janeiro de 2007. Brasília, 2006.

MUNIZ, V.F. **Análise e fundamentação da avaliação do ciclo de vida consequencial**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 2012.

MURPHY, D.J.; CARBAJALES-DALE, M.; MOELLER, D. Comparing Apples to Apples: Why the Net Energy Analysis Community Needs to Adopt the Life-Cycle Analysis Framework. **Energies**, v. 9, 917, 2016, p. 1-15.

NEMECEK, T.; KÄGI, T. Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems. Ecoinvent Report No. 15. Zürich e Dübendorf: 2007.

NICHOLSON, A.L. **Methods for managing uncertainty in material selection decisions: robustness of early stage Life Cycle Assessment**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica). Instituto de Tecnologia de Massachusetts, Cambridge-MA.

NIEDERL, A.; NARODOSLAWSKY, M. **Life Cycle Assessment – study of biodiesel from tallow and used vegetable oil**. Graz (Austria): Institute for Resource Efficient and Sustainable Systems, 2004, 34p.

NIGRO, F.E.B.; TRIELLI, M.A.; COSTA, C.M. Emission characteristics of a diesel engine operating with biodiesel and blends, **SAE Technical Paper**, 2007-01-2635, 2008.

NÓBREGA, R.R. (2011) **A geopolítica de distribuição de gás natural europeia/asiática e a Rússia como grande protagonista deste cenário**. Monografia (Graduação em Engenharia de Petróleo). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

NOGUEIRA, A.R.; KULAY, L.A.; SILVA, G.A. Assessment on the environmental effect of adding soybean ethylic biodiesel to fossil diesel for passenger's transportation in urban center. In: *Proceedings of the Energy for Sustainability 2013 Conference*. Coimbra (Portugal), 2013. Anais em meio eletrônico.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1999, 399p.

NYLAND, C.A.; MODAHL, I.S.; RAADAL, H.L.; HANSSEN, O.J. Application of LCA as a Decision-Making Tool for Waste Management Systems. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8(6), 2003, p.331-336.

ÖZENER, O.; YÜKSEK, L.; ERGENÇ, A.T.; ÖZKAN, M. Effects of soybean biodiesel on a DI diesel engine performance, emission and combustion characteristics, **Fuel**, vol. 105, 2014, p.875-883.

PELLETIER, N.; ARDENTE, F.; BRANDÃO, M.; DE CAMILIS, C.; PENNINGTON, D. Rationales for and limitations of preferred solutions for multi-functionality problems in LCA: is increased consistency possible? **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, 2015, p.74–86.

PEREIRA, R.G.; TULCAN, O.E.P.; FELLOWS, C.E.; LAMEIRA, V.J.; QUELHAS, O.L.G.; AGUIAR, M.E.; SANTO FILHO, D.M.E. Sustainability and mitigation of greenhouse gases using ethyl beef tallow biodiesel in energy generation. **Journal of Cleaner Production**, v. 29-30, 2012, p. 269-276.

PERES, A. P. G. **Produção de Gás de Síntese a partir da Glicerina**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Química. Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas – SP, 2010.

PERSISTENCE MARKET RESEARCH. **Global Glycerin Market to Register a CAGR of 5.4% Between 2016 And 2024; Refined Glycerin Segment Expected to Increase 1.5X In Terms of Value In 2024**. 2016. Disponível em: <<https://www.persistencemarketresearch.com/market-research/glycerin-market.asp>> Acesso em 15 Jun. 2017.

PETERS, G.M.; ROWLEY, H.V.; WIEDEMANN, S.; TUCKER, R.; SHORT, M.D.; SCHULZ, M. Red meat production in Australia: Life Cycle Assessment and comparison with overseas studies. **Environmental Science and Technology**, v. 44 (4), 2010, p. 1327-1332.

PRABHU, A., PHAM, C., GLABE, A. **Detailed California-Modified GREET Pathway for Renewable Diesel Produced from Tallow (U. S. Sourced)**. Air Resources Board of the California Environmental Protection Agency (Stationary Source Division). Version 2.0, 2009.

PRIMAS, A. **Methanol Production – RER**. Ecoinvent 3.3 – cut-off – Dataset Documentation. 2016. Disponível em <<https://v33.ecoquery.ecoinvent.org/Details/PDF/099577E7-DDA0-42D7-BC6B-32157B4A3DB7/290C1F85-4CC4-4FA1-B0C8-2CB7F4276DCE>> Acesso em 03 Out. 2016

PRIMAVESI, O. **A pecuária de corte brasileira e o aquecimento global**. São Carlos: EMBRAPA Pecuária Sudeste, 2007, 43p.

RAMÍREZ, P.K.S. **Análise de métodos de alocação utilizados em Avaliação do Ciclo de Vida**. 2009. 138 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis-SC.

REAP, J.; ROMAN, F.; DUNCAN, S.; BRAS, B. A survey of unresolved problems in life cycle assessment – part 1: goal and scope and inventory analysis. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13(4), 2008a, p. 290-300.

REAP, J.; ROMAN, F.; DUNCAN, S.; BRAS, B. A survey of unresolved problems in life cycle assessment – part 2: impact assessment and interpretation. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13(4), 2008b, p. 374-388.

REN21 – Renewable Energy Policy Network for the 21st Century. **Renewables 2017 Global Status Report**. Paris: REN21 Secretariat. 302p.

ROCHA, M.S.R.; ORTEGA, L.G.; KABE, Y.H.O.; POPI, M.G.C.B.; DUARTE, F.; NERYS, M.L. Promoting Life Cycle Thinking, Life Cycle Assessment and Life Cycle Management within Business in Brazil. In: SONNEMANN, G.; MARGNI, M. (Eds.) **Life Cycle Management. LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment**. Dordrecht: Springer, 2015.

ROSENBAUM RK, HUIJBREGTS MAJ, HENDERSON AD, MARGNI M, MCKONE TE, VAN DE MEENT D, HAUSCHILD MZ, SHAKED S, LI DS, GOLD LS, JOLLIET O. USEtox human exposure and toxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties. **International Journal of Life Cycle Assessment** 16 (8), 2011, p.710-727.

RUIZ-POVEDA, M. M. **Instalación de una central termoeléctrica de 200 kW alimentada con biomassa de origen forestal en una comunidad aislada de la región Amazónica del archipiélago de Marajó**. 2008. 230 p. Monografía (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Politécnica de Madri, Madri, 2008.

SAJID, Z.; KHAN, F.; ZHANG, Y. Process simulation and life cycle analysis of biodiesel production. **Renewable Energy**, v. 85, 2016, p. 945-952

SÁNCHEZ, J.A.G.; MARTÍNEZ, J.M.L.; MARTÍN, J.L.; HOLGADO, M.N.F. Comparison of Life Cycle energy consumption and GHG emissions of natural gas, biodiesel and diesel buses of the Madrid transportation system, **Energy**, Vol. 47, 2012, p.174-198.

SAXENA, S.; JAWALE, S.; JOSHIPURA, M.H. A review on prediction of properties of biodiesel and blends of biodiesel. **Procedia Engineering**, v. 51, 2013, p. 395-402.

SCHMIDINGER, A. N.; NARODOSLAWSKY, M. Life Cycle Assessment as an engineers' tool? **Journal of cleaner production**. v. 16, 2008, p. 245-252.

SCHRIJVERS, D.L.; LOUBET, P.; SONNEMANN, G. Developing a systematic framework for consistente allocation in LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, on-line first, 2016.

SERRANO, L.M.V.; CÂMARA, R.M.O.; CARREIRA, V.J.R.; GAMEIRO DA SILVA, M.C. Performance study about biodiesel impact on buses engines using dynamometer tests and fleet consumption data, **Energy Conversion and Management**, Vol. 60, 2012, p.2-9.

SILVA, G.A. LCA in Brazil: from cradle to CILCA-2007. In: *3rd International Conference on Life Cycle Management*. Zurich, 2007. Anais em CD-Rom.

SILVA, G.A.; KULAY, L.A. Avaliação do Ciclo de Vida. In: VILELA JR., A.; DEMAJOVIC, J. (Org.). **Modelos e Ferramentas de Gestão Ambiental: desafios e perspectivas para as organizações** 1ª Ed. São Paulo: Editora Senac São Paulo, 2006, p. 313-336.

SILVA, R.O.; BARIONI, L.G.; HALL, J.A.L.; MATSUURA, M.F.; ALBERTINI, T.Z.; FERNANDES, F.A.; MORAN, D. Increasing beef production could lower greenhouse gas emissions in Brazil of decoupled from deforestation. **Nature Climate Change**, 6, 2016, p.493-497.

SILVEIRA, E.A.; CALDEIRA-PIRES, A.; LUZ, S.M.; SILVEIRA, C.M. Mass and energy allocation method analysis for an oil refinery characterization using multi-scale modeling. **International Journal of Life Cycle Assessment**, on-line first, 2017.

SIMONS, A. **Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO4 – RoW**. Ecoinvent 3.3 – cut-off – Dataset Documentation. 2016. Disponível em <<https://v33.ecoquery.ecoinvent.org/Details/PDF/A9885C57-D204-4765-ABC6-D654450BE8E8/290C1F85-4CC4-4FA1-B0C8-2CB7F4276DCE>> Acesso em 03 Out. 2016.

SONNEMANN, G.; MARGNI, M. (Ed.) **Life Cycle Management. LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment**. Dordrecht: Springer, 2015.

SONNEMANN, G.; VALDIVIA, S. The UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. In: KLÖPFFER, W. (Ed.) **Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment. LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment**. Dordrecht: Springer, 2014.

SONNEMANN, G.; VIGON, B. (Ed.) Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases: **A Basis for Greener Processes and Products**. Paris: United Nations Environment Programme. 2011.

SOUZA, C.C.; BARBASTEFANO, R.G.; TEIXEIRA, R.C. Life cycle assessment research in Brazil: characteristics, interdisciplinarity, and applications. **International Journal of Life Cycle Assessment**, on-line first, 2016.

SOUZA, S.P.; SEABRA, J.E.A. Environmental benefits of the integrated production of ethanol and biodiesel, **Applied Energy**, Vol. 102, 2013, p.5-12.

STETTLER, C. **Viscose Production – GLO**. Ecoinvent 3.3 – cut-off – Dataset Documentation. 2016. Disponível em <<https://v33.ecoquery.ecoinvent.org/Details/PDF/28CE6BDD-A377-46B2-963E-090470DAE5E2/290C1F85-4CC4-4FA1-B0C8-2CB7F4276DCE>> Acesso em 10 Abr. 2017.

STEUBING, B.; WERNET, G.; REINHARD, J.; BAUER, C.; MORENO-RUIZ, E. The ecoinvent database version 3 (part II): analyzing LCA results and comparison to version 2. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 21 (9), 2016, p.1269-1281.

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)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 2012.

SUNDE, K.; BREKKE, A.; SOLBERG, B. Environmental impacts and cost of hydrotreated vegetable oils, transesterified lipids and woody BTL – a review. **Energies**, v. 4, 2011, p. 845-877.

THAMSIRIROJ, T.; MURPHY, J.D. The impact of the life cycle analysis methodology on whether biodiesel produced from residues can meet the EU sustainability criteria for biofuel facilities constructed after 2017. **Renewable energy**, v. 36, 2011, p. 50-63.

TOKARSKI, D.; BELTRÃO, S.; ARANDA, D. O Biodiesel no Brasil. **Agroenergia em Revista**, Ano V, nº 8, 2015, p. 10-15.

UDO DE HAES, H.A.; HEIJUNGS, R.; SUH, S.; HUPPES, G. Three Strategies to Overcome the Limitations of Life-Cycle Assessment. **Journal of Industrial Ecology**, v. 8 (3), 2004, p. 19-32.

UNEP – UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Life Cycle Assessment: What it is and How to do It**. Paris: UNEP, 1996.

VALT, R.B.G. **Análise do Ciclo de Vida para Embalagens de PET Alumínio e de Vidro para refrigerantes no Brasil Variando a Taxa de Reciclagem dos Materiais**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade Federal do Paraná. Curitiba-PR.

VELASCO, F.O. **Valor nutricional da Brachiaria decumbens em três idades**. (2011). Tese (Doutorado em Zootecnia). Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Veterinária. Belo Horizonte, MG.

VILELA, L.; SOARES, W.V.; SOUSA, D.M.G.; MACEDO, M.C.M. **Calagem e adubação para pastagens na região do Cerrado**. Circular técnica nº 37. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998, 28p.

WANG, M.; HUO, H.; ARORA, S. Methods of dealing with co-products of biofuels in life-cycle analysis and consequent results within the U.S. context. **Energy Policy**, v. 39, 2011, p. 5726-5736.

WARDENAAR, T.; RUIJVEN, T.; BELTRAN, A.M.; VAD, K.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R. 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, 2012, p.1059–1067.

WEIDEMA, B.P. Estimation of the size of the error introduced into consequential models by using attributional background datasets. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, 2017, p. 1241-1246.

WEIDEMA, B.P. **Market information in Life Cycle Assessment**. Copenhagen: Danish Environmental Protection Agency, 2003. (Relatório do projeto nº 863).

WEIDEMA, B.P. **Soybean Meal and Crude Oil Production – BR**. Ecoinvent 3.3 – cut-off – Dataset Documentation. 2016. Disponível em <<https://v33.ecoquery.ecoinvent.org/Details/PDF/0F0A55FC-B2B9-4437-B7DF-16DB7F3738BB/290C1F85-4CC4-4FA1-B0C8-2CB7F4276DCE>> Acesso em 11 Abr. 2017.

WEIDEMA, B.P.; HISCHE, R.; ALTHAUS, H.J.; BAUER, C.; DOKA, G.; DONES, R.; FRISCHKNECHT, R.; JUNGBLUTH, N.; NEMECEK, T.; PRIMAS, A.; WERNET, G. **Code of Practice**: Ecoinvent report No. 2. St. Gallen: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2009, 40 p.

WERNER, F. **Ambiguities in Decision-Oriented Life Cycle Inventories**: the role of mental models and values. Dordrecht: Springer, 2005, 415 p.

XUE, J.; GRIFT, T.; HANSEN, A. Effect of biodiesel on engine performance and emissions, **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Vol. 15(2), 2011, p. 1098-1116.

ZAİMES, G.G.; KHANNA, V. The role of allocation and coproducts in environmental evaluation of microalgal biofuels: How important? **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, v. 7, 2014, p. 247-256.