

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO

VICTOR PAULO PEÇANHA ESTEVES

METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO REGIONAL E TEMPORAL DE
SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA DE BIODIESEL DE
ORIGEM AGROPASTORIL: SOJA E SEBO NO CENTRO-OESTE
BRASILEIRO

RIO DE JANEIRO

2017

Victor Paulo Peçanha Esteves

METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO REGIONAL E TEMPORAL DE
SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA DE BIODIESEL DE
ORIGEM AGROPASTORIL: SOJA E SEBO NO CENTRO-OESTE
BRASILEIRO

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências (em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos).

Orientadoras: Ofélia de Queiroz Fernandes Araújo
Cláudia do Rosário Vaz Morgado

Rio de Janeiro
Setembro, 2017

CIP - Catalogação na Publicação

E79m Esteves, Victor Paulo Peçanha
Metodologia de avaliação regional e temporal de sustentabilidade do Ciclo de Vida de Biodiesel de origem agropastoril: soja e sebo no Centro-Oeste brasileiro / Victor Paulo Peçanha Esteves. -- Rio de Janeiro, 2017.
114 f.

Orientadora: Ofélia de Queiroz Fernandes de Araújo.
Coorientadora: Cláudia do Rosário Vaz Morgado.
Tese (doutorado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Programa de Pós Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, 2017.

1. Sustentabilidade da cadeia de biodiesel. 2. Biodiesel de soja. 3. Biodiesel de sebo. 4. Mudança no uso da terra. 5. Emissões de CO₂. I. de Queiroz Fernandes de Araújo, Ofélia, orient. II. do Rosário Vaz Morgado, Cláudia, coorient. III. Título.

Elaborado pelo Sistema de Geração Automática da UFRJ com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Victor Paulo Peçanha Esteves

METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO REGIONAL E TEMPORAL DE
SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA DE BIODIESEL DE
ORIGEM AGROPASTORIL: SOJA E SEBO NO CENTRO-OESTE
BRASILEIRO

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Tecnologia de Processos
Químicos e Bioquímicos, Escola de Química,
Universidade Federal do Rio de Janeiro como
requisito parcial à obtenção do título de Doutor
em Ciências (em Tecnologia de Processos
Químicos e Bioquímicos).

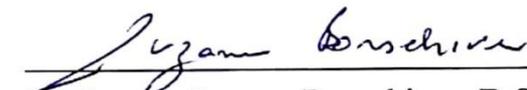
Aprovado por:



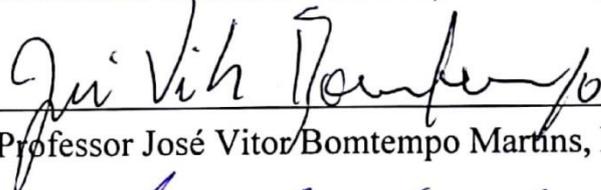
Professora Ofélia de Queiroz Fernandes Araújo, PhD – Orientadora – EQ/UFRJ



Professora Cláudia do Rosário Vaz Morgado, D.Sc. – Orientadora – POLI/UFRJ



Professora Suzana Borschiver, D.Sc. – EQ/UFRJ



Professor José Vitor Bomtempo Martins, D.Sc. - EQ/UFRJ



Professor Assed Naked Haddad, D.Sc. – POLI/UFRJ



Professor Ubirajara Aluizio de Oliveira Mattos, D.Sc. – UERJ



Paulo Cesar de Campos Barbosa, D.Sc. – CENPES/Petrobrás

DEDICATÓRIA

A minha companheira Maria Laura, que sempre me apoiou em todos os momentos de minha vida, com dedicação, incentivo, carinho e cuidado. Sem ela não teria chegado a lugar nenhum.

AGRADECIMENTOS

À minha filha Elisa Maria, pelo apoio, dedicação e carinho, durante toda a realização deste trabalho.

À minha filha Ana Cláudia, pelo exemplo de amor e simplicidade, tão em falta no mundo de hoje.

Àos meus pais Arlette e Victor pelo exemplo de vida e por todo amor que a mim dedicam e dedicaram.

À minhas orientadoras professoras Cláudia Morgado e Ofélia Araújo, pela amizade, parceria e prontidão em me ajudar levando a orientação ao seu sentido mais elevado.

Ao amigo, professor Casé, pelo apoio incondicional aos meus projetos profissionais.

À minha amiga Rita Cavaliere, pelas sugestões e apoio em todos os momentos de minha vida e também neste.

Aos meus amigos e colegas do DEL, LASPI e GESTORE que me incentivaram e apoiaram neste trabalho.

Aos parceiros da EMBRAPA, em especial ao pesquisador Davi Bumgenstab, pela imprescindível ajuda na introdução do universo da pesquisa agropecuária, que foi fundamental para o desenvolvimento deste trabalho.

RESUMO

ESTEVEES, Victor Paulo Peçanha. METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO REGIONAL E TEMPORAL DE SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA DE BIODIESEL DE ORIGEM AGROPASTORIL: SOJA E SEBO NO CENTRO-OESTE BRASILEIRO. Rio de Janeiro, 2017. Tese (Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2017

Apesar da matriz energética mundial ainda estar baseada em fontes fósseis, os biocombustíveis têm aumentado a sua participação, principalmente no setor de transporte. As principais matérias-primas usadas em biocombustíveis são aquelas produzidas por processos agropastoris que utilizam grandes extensões de terra. Além disso, a maioria destes produtos também pertence à cadeia de produção de alimento humano e ração animal. Assim, as principais preocupações em relação à produção de biocombustíveis são a competição alimento/energia e a pressão sobre os biomas naturais. O presente trabalho vem preencher uma lacuna metodológica apresentando uma abordagem inovadora, de avaliação da sustentabilidade do biodiesel baseada nos três pilares - ambiental, econômico e social. A metodologia integra ferramentas para avaliação da mudança no uso do solo, através de imagens de satélite com avaliação do ciclo de vida para obtenção das emissões de gases de efeito estufa, na definição da métrica ambiental. Outro aspecto inovador da metodologia proposta é a abordagem simultaneamente temporal e regional que se propõe a responder se, em relação à produção de biodiesel, uma determinada região está se movendo no sentido da sustentabilidade ou para longe dela. A metodologia proposta foi aplicada na avaliação de sustentabilidade do biodiesel produzido a partir de óleo de soja e sebo bovino, na microrregião de Dourados, Mato Grosso do Sul, para o período de 2003 a 2013. O estudo de caso apresentou como resultado uma piora de 7% no índice de sustentabilidade agregado (baseado na média geométrica), com melhoras de 344% e 15% nas métricas econômica e social e uma piora de 536% na métrica ambiental. O estudo mostrou ainda que, tanto para o biodiesel de soja quanto para o biodiesel de sebo a mudança no uso da terra é responsável por 97% das emissões de gases de efeito estufa. Portanto, a promoção de uma melhor utilização das áreas já antropizadas, em conjunto com a recuperação das pastagens degradadas ao invés de avançar sobre as áreas naturais, podem fazer do biodiesel uma alternativa atraente como fonte de energia renovável e sustentável.

Palavras-chave: Sustentabilidade da cadeia de biodiesel, Biodiesel de soja, Biodiesel de sebo, Mudança do uso da terra, Emissões de CO₂

ABSTRACT

ESTEVES, Victor Paulo Peçanha. METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO REGIONAL E TEMPORAL DE SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA DE BODIESEL DE ORIGEM AGROPASTORIL: SOJA E SEBO NO CENTRO-OESTE BRASILEIRO. Rio de Janeiro, 2017. Tese (Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2017

Although the global energy mix is still strongly dependent on fossil fuels, biofuels have been gaining market share, mainly in the transportation sector. The main biofuels raw materials are those produced by agropastoral systems that use large expanses of land. Besides this, the great majority of these products are also used for human food and/or animal feed. Therefore, among the main concerns regarding biofuels are food-energy competition and pressure for land clearance in natural biomes. The present work fills a methodological gap by presenting an innovative approach to assess the sustainability of biodiesel based on three pillars: environmental, economic and social. The method integrates tools for evaluation of land use change from satellite images with life-cycle assessment to obtain greenhouse gas emissions, for definition of an environmental metric. Another innovative aspect of the proposed method is the simultaneous temporal and regional approaches, aiming to ascertain whether, in relation to biodiesel production, a determined region is moving toward sustainability or moving away from it. The proposed method was applied to assess the sustainability of biodiesel produced from soybean oil and beef tallow in the Dorado's micro-region, Mato Grosso do Sul state, in the period from 2003 to 2013. The case study presented as results an reduction of 7% in the aggregate sustainability index (based on geometric mean), with improvements of 344% and 14% in the economic and social metrics but a decline of 536% in the environmental metric. The results also showed that both for biodiesel made from soy and tallow, land use change is responsible for 97% of the greenhouse gas emissions. Therefore, better use of areas already anthropized, together with recovery of degraded pastures instead of encroaching on natural areas, can make biodiesel an attractive source of renewable and sustainable energy.

Keywords: Biodiesel chain sustainability, Soybean biodiesel, Tallow biodiesel, Land use change, Emissions of CO₂

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Participação das matérias-primas na produção de biodiesel no Brasil.	16
Figura 2	Produção Mundial de grãos de soja.	17
Figura 3	Crescimento do rebanho bovino no Brasil, por região.	18
Figura 4	Quadro de divergências de propósito e abordagem entre LCA e LCC.	35
Figura 5	Quadro de categorias e subcategorias das partes interessadas (<i>stakeholders</i>).	39
Figura 6	Indicadores de sustentabilidade.	41
Figura 7	Diagrama de teia (<i>spider diagram</i>).	42
Figura 8	Exemplo de diagrama de teia para duas alternativas (A1 e A2).	43
Figura 9	Exemplo de diagrama de teia para avaliar a evolução temporal da sustentabilidade.	44
Figura 10	Metodologia de cálculo de gases de efeito estufa do processo de produção de biodiesel a partir de matérias-primas agropastoris.	50
Figura 11	Ciclo de vida da produção de biodiesel a partir de óleo de soja e sebo bovino.	64
Figura 12	Alocação nas fases industriais de produção de biodiesel a partir de óleo de soja.	67
Figura 13	Alocação nas fases industriais de produção de biodiesel a partir de sebo bovino.	68
Figura 14	<i>Site Series View</i> com imagens do satélite Landsat de 2003 e 2013.	74
Figura 15	Gráfico da precipitação e índice de vegetação de áreas de vegetação natural entre 2000 e 2013.	74
Figura 16	Imagem de satélite Landsat 8, em falsa cor, com áreas de cerrado e floresta.	75
Figura 17	Fitofisionomias pretéritas da microrregião de Dourados, MS, Brasil.	77
Figura 18	Avaliação das distâncias até a esmagadora Bunge de Dourados.	86
Figura 19	Diagrama de teia para os anos de 2003 e 2013 da avaliação de sustentabilidade da microrregião de Dourados, MS.	100

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Produtividade de culturas agrícolas como matéria-prima de biodiesel.	17
Tabela 2	Trabalhos publicados sobre avaliação de sustentabilidade de biodiesel	21
Tabela 3	Fatores de alocação da etapa de extração do óleo de soja.	68
Tabela 4	Fatores de alocação da etapa de abate e extração do sebo bovino.	69
Tabela 5	Fatores de alocação da etapa de transesterificação.	70
Tabela 6	Fatores de alocação acumulados nos processo de produção do biodiesel de soja e de sebo.	70
Tabela 7	Mudanças no uso da terra entre 2003 e 2013 para microrregião de Dourados, MS	76
Tabela 8	Fitofisionomias Pretéritas de Savana e Floresta da microrregião de Dourados, MS, Brasil	77
Tabela 9	Estoque de carbono para os diferentes usos da terra	78
Tabela 10	Emissão anual média de CO ₂ por hectare para os diferentes tipos de LUC na DMR.	79
Tabela 11	Rebanho por categoria de animal e respectivas taxas de lotação na DMR, MS, Brasil.	80
Tabela 12	Rebanho da microrregião de Dourados, MS, Brasil.	80
Tabela 13	Emissão média anual por hectare de N ₂ O para os diferentes tipos de LUC na DMR, MS, Brasil	81
Tabela 14	Emissões de GHG devido a diferentes LUC na DMR, MS, Brasil	81
Tabela 15	Insumos e emissões de GHG anuais para produção de biodiesel de soja na DMR, MS, Brasil	83
Tabela 16	Esmagadoras em atividade no Mato Grosso do Sul, Brasil	83
Tabela 17	Usinas de biodiesel em atividade no Mato Grosso do Sul, Brasil	84
Tabela 18	Áreas agricultáveis, produtividade e produção de soja para municípios da DMR, MS, Brasil	85
Tabela 19	Cálculo das quantidades de soja esmagadas para produção de biodiesel em DMR, MS, Brasil	86
Tabela 20	Cálculo das toneladas quilometro (tkm) do transporte da soja do DMR, MS, Brasil	87
Tabela 21	Cálculo das toneladas quilômetros (tkm) do transporte do óleo degomado	88
Tabela 22	Insumos e produtos para a extração e transesterificação da soja na microrregião de Dourados, Mato Grosso do Sul, MT, em 2014.	89
Tabela 23	Emissões anuais de GHG por hectare do biodiesel de soja	90
Tabela 24	Emissões de GHG da fermentação entérica e manejo de esterco do gado	91
Tabela 25	Entradas e emissões do abate e renderização, no DMR, MS, Brasil.	92
Tabela 26	Entradas e emissões da transesterificação do sebo no DMR, MS, Brasil.	93
Tabela 27	Emissões anuais de GHG por hectare do biodiesel de sebo	94
Tabela 28	Cálculo da variação das emissões anuais médias por hectare para o período de 2003 a 2013 na DMR, MS, Brasil	96
Tabela 29	PIB e população da região da DMR, MS, Brasil	97
Tabela 30	Percentual de escolarização por faixa etária na DMR, MS, Brasil	98

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABGB	<i>Above and Below Ground Biomass</i> (biomassa acima e abaixo do solo)
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANP	Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis
APROSOJA/MS	Associação dos produtores de soja do Estado do Mato Grosso do Sul
BD	Biodiesel
BM	Banco Mundial
BNDES	Banco Nacional do Desenvolvimento Econômico
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CE	Comunidade Europeia
CONAB	Companhia Nacional de Abastecimento
DMR	Microrregião de Dourados no Estado do Mato Grosso do Sul
DOM	<i>Dead Organic Matter</i> (matéria orgânica morta)
EUA	Estados Unidos da América
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i> (Organização para Alimentação e Agricultura)
FMI	Fundo Monetário Internacional
GHG	<i>Greenhouse gases</i> (Gases de efeito estufa)
GIS	<i>Geographic Information System</i> (Sistemas de Informação Geográfica)
GWP ₁₀₀	<i>Global warming potential for 100 years</i> (potencial de aquecimento global para 100 anos)
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
IDHM	Índice de Desenvolvimento Humano Municipal
IEA	<i>International Energy Agency</i> (Agência Internacional de Energia)
IPCC	<i>International Panel on Climate Change</i> (Painel Intergovernamental em Mudanças Climáticas)
IUCN	<i>International Union for Conservation of Nature and Natural Resources</i> (União Internacional pela Conservação da Natureza e Recursos Naturais)
LCA	<i>Life Cycle Assessment</i> (Análise de Ciclo de Vida)
LCC	<i>Life Cycle Costing</i> (Análise de Custos no Ciclo de Vida)
LCI	<i>Life Cycle Inventory</i> (Inventário do Ciclo de Vida)
LCSA	<i>Life Cycle Sustainability Assessment ou Life Cycle-based Sustainability Assessment</i> (Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida ou Avaliação da sustentabilidade baseada no ciclo de vida)
LU	<i>Land Use</i>
LUC	<i>Land Use Change</i> (Mudança no Uso da Terra (MUT))
MD	Moderadamente Degradado
MDIC	Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior
MME	Ministério das Minas e Energia
OD	Óleo Degomado
OECD	<i>Organization for Economic Co-operation and Development</i> (Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico)
ONU	Organização das Nações Unidas
PD	Plantio Direto
PNPB	Programa Nacional de Produção e Uso de Biodiesel

PRP	<i>Pasture, Range and Paddock</i> (Pasto, campo e cercado)
QGIS	Quantum GIS (Software Livre licenciado pela <i>Open Source Geospatial Foundation</i> (OSGeo))
SETAC	<i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i> (Sociedade de química e toxicologia ambiental)
Sfor	Sustentabilidade forte
Sfra	Sustentabilidade fraca
S-LCA	<i>Social Life Cycle Assessment</i> (Avaliação Social do Ciclo de Vida)
SOC	<i>Soil Organic Carbon</i> (carbono orgânico no solo)
SOM	<i>Soil Organic Matter</i> (matéria orgânica do solo)
TAM	<i>Typical Animal Mass</i> (Típica Massa Animal)
UFRJ	Universidade Federal do Rio de Janeiro
UN	United Nations (Organização das Nações Unidas)
UNEP	<i>United Nations Environment Programme</i> (Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA))
USDA	<i>United States Department of Agricultural</i> (Departamento de Agricultura dos Estados Unidos da América)
WE-LCA	<i>Working Environmental Life Cycle Assessment</i> (Avaliação do Ciclo de Vida do Ambiente de Trabalho)
WWF	<i>World Wide Fund for Nature</i> (Fundo Mundial para a Natureza)
UNFCCC	<i>United Nations Framework Convention on Climate Change</i> (Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima)
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i> (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	OBJETIVO DA TESE	19
1.2	JUSTIFICATIVA E MOTIVAÇÃO DA PESQUISA	20
1.3	ESTRUTURAÇÃO DO TRABALHO	22
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
2.1	O DESENVOLVIMENTO HUMANO E A SUSTENTABILIDADE	27
2.2	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (LCA - <i>LIFE CYCLE ASSESSMENT</i>)	31
2.2.1	Evoluções da LCA	32
2.2.2	Avaliação da Sustentabilidade baseada no ciclo de vida	34
2.2.3	LCC (Análise do Custo do Ciclo de Vida)	35
2.2.4	S-LCA (Avaliação Social do Ciclo de Vida)	37
2.3	DO CONCEITO ABSTRATO AO ESTADO MENSURÁVEL DA SUSTENTABILIDADE	40
2.4	ÍNDICE AGREGADO DE SUSTENTABILIDADE (IAS)	44
3	METODOLOGIA	46
3.1	DEFINIÇÃO DAS MÉTRICAS DE SUSTENTABILIDADE REGIONAL	46
3.1.1	Métrica Ambiental (m_a) – Emissões de GHG por área	46
3.1.2	Métrica Econômica (m_e) – Derivada Temporal do PIB per capita	48
3.1.3	Métrica Social (m_s) - Percentual de escolarização por faixa etária	49
3.1.4	Cálculo do índice agregado de sustentabilidade	49
3.2	METODOLOGIA PARA CÁLCULO DA MÉTRICA AMBIENTAL - EMISSÕES MÉDIAS ANUAIS DE GHG POR HECTARE NO PROCESSO DE PRODUÇÃO DO BIODIESEL	50
3.2.1	Repartição de impactos da LCA entre produtos	51
3.2.2	Método de identificação do uso da terra a partir da interpretação visual de imagens de satélite	53
3.2.3	Método de cálculo de Emissões de Gases de Efeito Estufa (GHG) devido ao LUC	54
3.2.4	Método de cálculo de Emissões de Gases de Efeito Estufa (GHG) devido ao Ciclo de Produção de Biodiesel a partir de matérias-primas agropastoris	62
4	ESTUDO DE CASO – AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DO BIODIESEL DE SOJA E SEBO EM UMA MICRORREGIÃO DO CENTRO-OESTE BRASILEIRO	63
4.1	MÉTRICA AMBIENTAL (m_a) – EMISSÕES DE GHG POR ÁREA	63
4.1.1	Seleção da região e do período de estudo	65
4.1.2	Repartição e alocação dos impactos em LCA	65
4.1.2.1	Repartição das emissões nas fases agropastoris	66
4.1.2.2	Alocação nas fases industriais	67
4.1.3	Identificação do uso do solo a partir da interpretação visual de imagens de satélite	72
4.1.4	Cálculo de emissões de Gases de efeito estufa (GHG) devido à LUC	76
4.1.5	Cálculo das emissões anuais de GHG no ciclo de produção de biodiesel	82
4.1.5.1	Emissões de GHG do ciclo de produção do biodiesel de soja	82
4.1.5.2	Emissões de GHG do ciclo de produção do biodiesel de sebo	91
4.1.6	Discussão e conclusões sobre os resultados das emissões do biodiesel	95
4.1.7	Cálculo da métrica ambiental	95

4.2	MÉTRICA ECONÔMICA (m_e) – DERIVADA NO TEMPO DO PIB PERCAPITA	97
4.3	MÉTRICA SOCIAL (m_s) – PERCENTUAL DA ESCOLARIZAÇÃO POR FAIXA ETÁRIA.	98
4.4	CÁLCULO DO ÍNDICE AGREGADO DE SUSTENTABILIDADE	99
5	CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	101
	REFERÊNCIAS	104

1 INTRODUÇÃO

Apesar da matriz energética mundial ainda estar baseada em fontes fósseis, os combustíveis produzidos a partir de matérias-primas renováveis têm aumentado a sua participação principalmente no setor de transporte. Este crescimento está intimamente relacionado a políticas públicas (e.g., cotas de misturas de biocombustíveis com combustíveis fósseis, subsídios) visando substituição de combustíveis derivados de petróleo. Conseqüentemente, observa-se no meio rural disputa acirrada entre a proteção dos biomas naturais e a ocupação produtiva das áreas (ONU, 2015), sendo os dois principais impulsionadores da expansão das fronteiras agropastoris a demanda por alimentos e a produção de biomassa para produção de biocombustíveis. As principais matérias-primas utilizadas na produção de biocombustíveis são aquelas produzidas por processos agropastoris que utilizam grandes extensões de terra. O biodiesel é uma das alternativas mais atrativas entre os combustíveis renováveis e sua produção mundial vem crescente de forma constante (TANGKATHITIPONG et al., 2017).

As possíveis vantagens do uso de biodiesel sobre o diesel de petróleo são:

- Diminuição da dependência de combustíveis não renováveis.
- Desenvolvimento da economia no meio rural;
- Redução das emissões de gases de efeito estufa (GHG – *GreenHouse Gases*);
- Redução de emissões atmosféricas de diversos poluentes.

As possíveis desvantagens são:

- Pressão sobre os biomas naturais;
- Disputa de terras entre culturas para uso energético e alimentar;
- Intensificação do uso de recursos naturais para fazer frente à intensificação da produção agrícola.

A cadeia de produção de biodiesel, desde o início da sua produção em larga escala, envolve fase agrícola, beneficiamento da biomassa de derivados de lipídios orgânicos, como óleos vegetais ou gorduras animais (SHEEHAN et al., 1998), transesterificação do óleo produzido (normalmente utilizando metanol), e o transporte de insumos e produtos entre as fases do ciclo de produção. As vantagens e desvantagens citadas do biodiesel sobre o diesel fóssil devem ser avaliadas sob a perspectiva de ciclo de vida de seus respectivos impactos ambientais, sociais. De fato, apesar da expansão da produção—de biodiesel, não existe consenso na literatura se o biodiesel é realmente uma opção adequada para substituir os

combustíveis fósseis (LISKA e CASSMAN, 2008, ROBERTSON et al., 2008, SEARCHINGER et al., 2008, FARGIONE et al., 2008, MARTA et al., 2010 e MATA et al., 2011).

No Brasil, o biodiesel começou a ser produzido em 2005 com a criação do Programa Nacional de Produção e Uso de Biodiesel (PNPB). Em 2015, a produção nacional atingiu 3,94 milhões de m³ (ANP, 2016), sendo a região centro-oeste responsável por 44,4% desta produção. Atualmente, o país aparece como 2º maior produtor de biodiesel no mundo.

Desde o início do PNPB, as duas principais matérias-primas usadas para a produção do biodiesel brasileiro são óleo de soja e gordura bovina, conforme Figura 1.

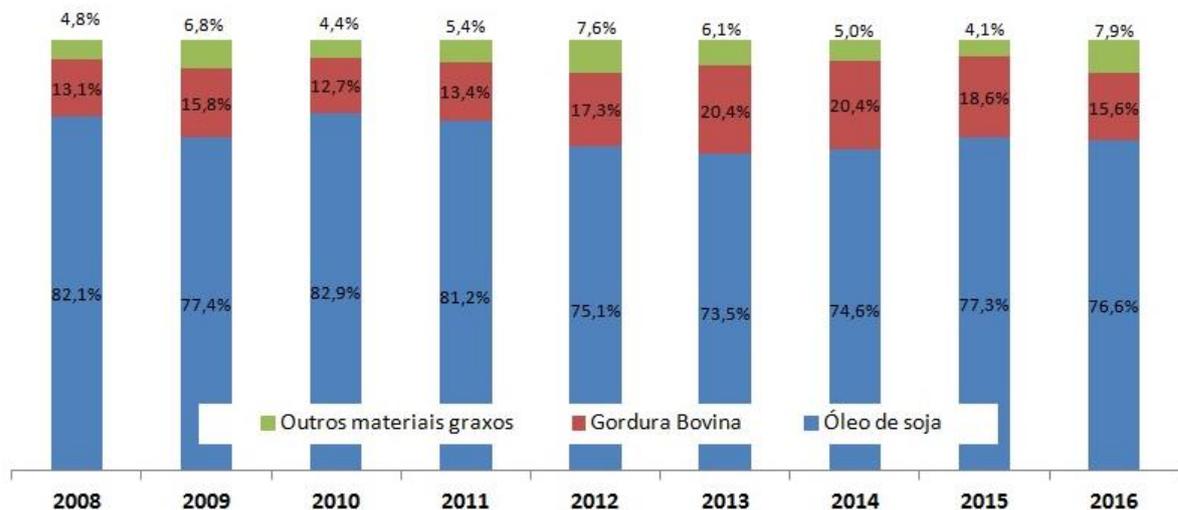


Figura 1 - Participação das matérias-primas na produção de biodiesel no Brasil.
Fonte: MME (2017).

A soja é uma leguminosa com cultura de ciclo anual adaptada originalmente do clima subtropical, cujo cultivo vem se espalhando também em áreas tropicais devido ao desenvolvimento de cultivares adaptadas (VASCONCELOS et al., 2006). Apesar de ser a matéria-prima mais usada no Brasil, a soja é vista como sendo uma das soluções menos apropriadas de matéria-prima para a produção de biodiesel (CAVALLET e ORTEGA, 2010). A literatura ressalta vantagens de outras matérias-primas com maior conteúdo de óleo e maior produtividade (Tabela 1), como mamona, girassol, colza e dendê (ROCHA et al., 2014, AZAD et al., 2016 e LIMA e SILVA et al., 2017) ou ainda matérias-primas com necessidades espaciais menores como as microalgas (MACOMBE et al., 2013, HOU et al., 2011).

Tabela 1- Produtividade de culturas agrícolas como matéria-prima de biodiesel.

Cultura	Nome científico	Óleo (%)	Produtividade (L/ha)
Soja	<i>Glycine max</i>	18	550
Mamona	<i>Ricinus comunis</i>	43-45	700
Girassol	<i>Heliantus annus</i>	33-48	950
Colza	<i>Brassica napus</i>	40-48	1200
Dendê	<i>Elaeis guineensis</i>	20	4500

Fonte: Adaptado de Rocha et al., 2014.

O aumento da produção mundial e brasileira de soja nos últimos anos, como fonte de proteína e óleo, está sendo estimulado pela crescente demanda de alimentos para animais, alimentação humana e muitos outros usos, incluindo biocombustíveis (CASTANHEIRA e FREIRE, 2013). Estados Unidos e Brasil são responsáveis por mais de 65% da produção mundial de grãos de soja (Figura 2). Nos últimos 10 anos, observou-se uma relação direta entre o percentual de grãos processados e exportados *in natura*: enquanto o processamento decresceu 12,5%, as exportações cresceram 13,2%. O Brasil aparece como 2º maior exportador de grãos de soja *in natura* (ABIOVE, 2017).

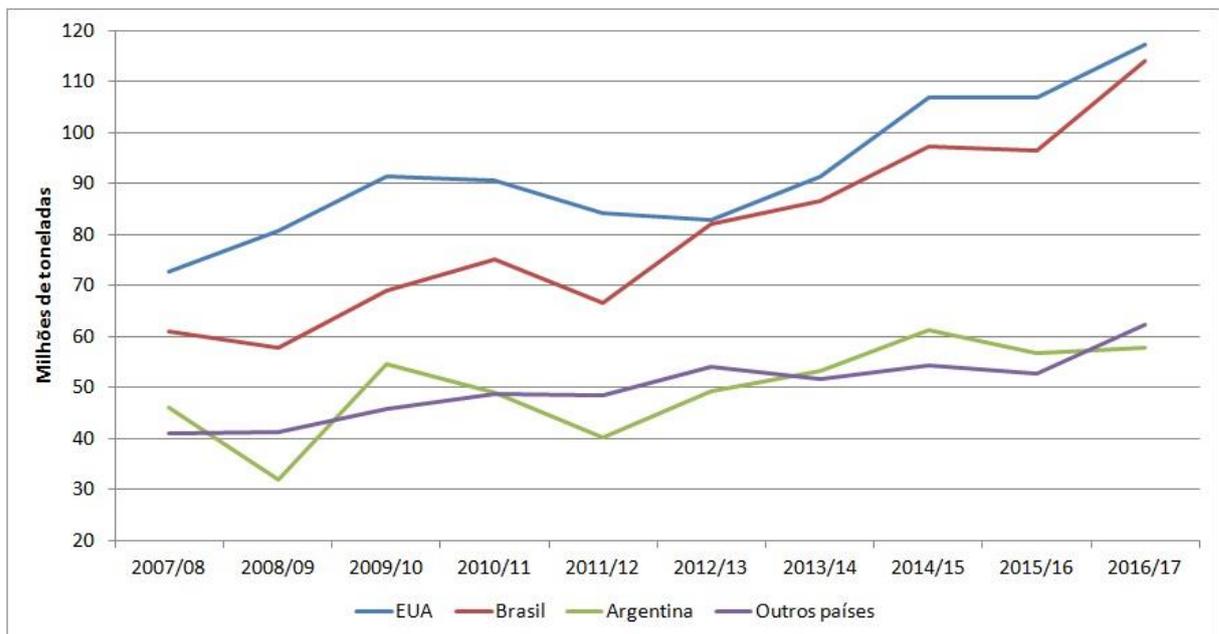


Figura 2 - Produção Mundial de grãos de soja.

Fonte: USDA, 2017.

A produção de soja tem um pacote de tecnologia agrícola bem estabelecido no Brasil, onde as condições naturais são adequadas para seu cultivo na maior parte do país. Com uma notável economia de escala, há uma certa abundância de óleo de soja no mercado, uma vez que pode ser considerado um subproduto do farelo de soja, produto muito valorizado na

alimentação animal e humana. Este fato tem influenciado seu mercado, aumentando a oferta e diminuindo os preços internos do óleo de soja no Brasil (BRONDANI et al., 2015). A região Centro-Oeste é a maior produtora, desde a safra 1994/95 (CONAB, 2015), devido a fatores favoráveis, como o clima, solo, relevo, disponibilidade de terras e infraestrutura local.

Além da grande produção de grãos, representando 42,5% da safra nacional em 2014-15 (CONAB, 2016), o Centro-Oeste brasileiro também possui o maior rebanho bovino do país (Figura 3), com 71 milhões de cabeças, o que representa 33,5 % do total nacional e 37,5% do total abatido de 12,7 milhões de cabeças (IBGE, 2016).

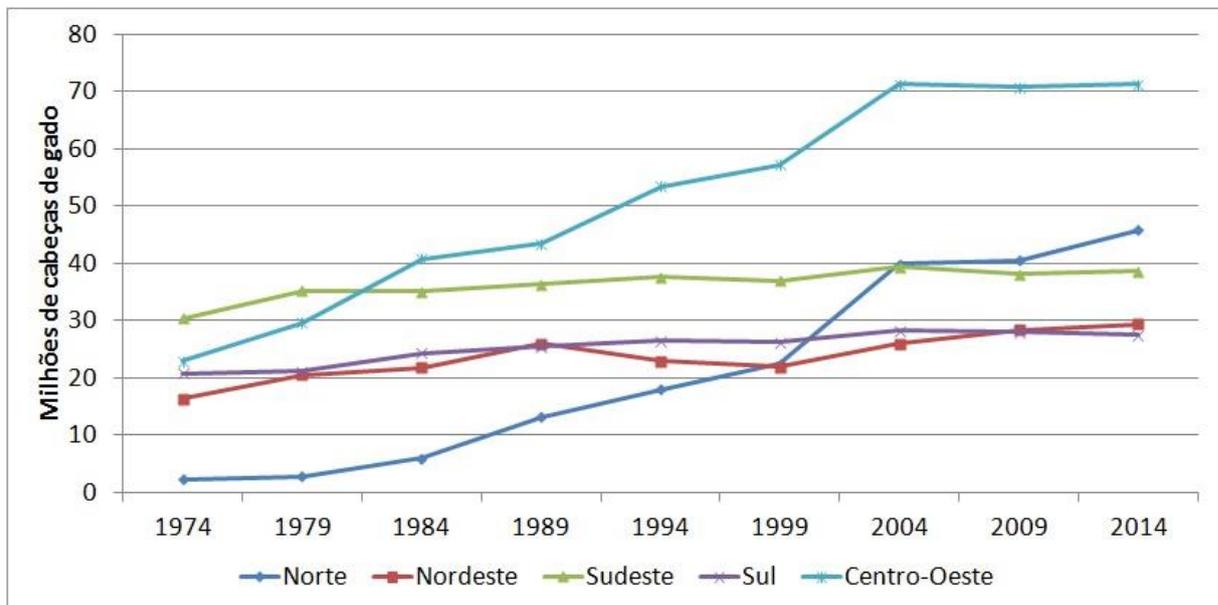


Figura 3 - Crescimento do rebanho bovino no Brasil, por região.
Fonte: IBGE, 2016.

O sebo é um subproduto do processo de abate de gado, juntamente com peles, sangue, ossos e entranhas. O uso de gordura animal pode evitar a sua disposição inadequada, sem tratamento, em corpos d'água (PEREIRA et al., 2012). O sebo de carne é uma matéria-prima de baixo valor que, se convertida em biodiesel, oferece uma ampla gama de vantagens energéticas, ambientais e econômicas (NELSON e SCHROCK, 2006). De 2005 a 2007 (dois anos após o início do PNPB), o processamento de sebo em biodiesel aumentou quase seis vezes. Em 2010, a produção de biodiesel foi o principal destino para o sebo, representando cerca de 72% do sebo total consumido no país.

Além de ser usado para a produção de biocombustíveis, ele também é empregado pelas indústrias cosmética, farmacêutica, química e de ração animal (CASTANHEIRA et al., 2014). Antes do surgimento da demanda de sebo no mercado do biodiesel, este era frequentemente incinerado ou descartado em aterros sanitários. O uso integrado de resíduos industriais é atualmente encorajado, para reduzir os impactos ambientais dos matadouros

(CUNHA et al., 2009). Uma vez que o sebo é um subproduto da indústria alimentar, os combustíveis desta matéria-prima têm custos de produção menores quando comparados a outros biocombustíveis (PEREIRA et al., 2012). Além disso, o biodiesel a partir de gorduras animais tem alta qualidade e boas taxas de conversão (CUNHA et al., 2009), satisfazendo a maioria dos requisitos do padrão EM 14214 do Comitê Europeu de Padronização (ENCINAR et al., 2011).

No entanto, o aumento do uso de sebo bovino enfrenta alguns desafios que precisam ser resolvidos: a) a indústria do gado tem oferta inelástica (BRANDER et al., 2009); b) as redes de logística e distribuição são precárias (CASTANHEIRA et al., 2014); e c) existe concorrência com outros mercados de sebo, como a produção de cosméticos e sabões, entre outras utilizações (RINCON et al., 2014).

Considerando a grande participação da região Centro-Oeste na produção de soja e gado, a região tem um papel de protagonismo global em relação a estas *commodities*, que representam um grande potencial para produção de biodiesel. Nas últimas décadas, houve relativamente pouco desmatamento na região, mas esta passou por importantes mudanças no uso da terra relacionadas ao cultivo de soja e produção de gado (SIQUEIRA e DURU, 2016).

1.1 OBJETIVOS DA TESE

Com base na escala de produção envolvida e nos diversos impactos que a cadeia produtiva apresenta, este trabalho apresenta como objetivo geral uma avaliação da sustentabilidade que consiste em uma avaliação temporal da evolução da cadeia de biodiesel na região Centro-Oeste brasileira. Neste sentido, a pesquisa tem por objetivo definir um conjunto de métodos para avaliação temporal da sustentabilidade do ciclo de vida do biodiesel, baseado em matérias-primas oriundas de processos agropastoris que utilizam grandes extensões de terra, envolvendo as seguintes etapas da cadeia produtiva:

- Mudança no uso da terra (LUC – *land use change*);
- Atividades agropastoris de produção das matérias-primas;
- Transporte das matérias-primas e produtos intermediários entre as etapas; e
- Processamentos industriais de transformação.

Objetivos específicos foram definidos para o estudo, a saber:

- i. Seleção de ferramentas e métodos para classificação do uso do solo através de imagens de satélite. Esta identificação é realizada em momentos sequencialmente espaçados na linha do tempo permitindo a avaliação dos impactos ambientais provenientes da mudança no uso da terra.
- ii. Seleção de índices censitários municipais mais representativos para avaliação de impactos econômicos e sociais da região em estudo.
- iii. Elaboração de um índice agregado, reunindo os dados de monitoramento por satélite e os dados censitários, que permita definir se a região alvo está se movendo em direção a sustentabilidade ou para longe dela.

1.2 JUSTIFICATIVA E MOTIVAÇÃO DA PESQUISA

A possibilidade da utilização da biomassa proveniente da agricultura e de resíduos pecuários como fonte de energia, vem se mostrando uma opção na redução das emissões de gases de efeito estufa. No entanto, o emprego de culturas dedicadas à produção de energia é alvo de algumas críticas, destacando-se competitividade com o cultivo de culturas alimentares, necessidades de água e uso de fertilizantes (MARTA et al., 2010). O uso de resíduos pecuários, por sua vez, sofre restrições em função de sua oferta inelástica e competição com outros produtos.

Portanto, se faz necessária uma análise minuciosa sobre todos os impactos do uso de matérias-primas agropastoris, com uso de grandes extensões de terra, para produção de biodiesel.

Muitos trabalhos publicados abordam avaliações de sustentabilidade de biodiesel produzido a partir de matérias-primas agropastoris (Tabela 2). Muitos abordam apenas um dos pilares da sustentabilidade, na maioria dos casos o aspecto ambiental. Nem todos os trabalhos não incluem a avaliação da fase agropastoril de obtenção das matérias-primas. Dos estudos que o fazem, poucos são aqueles que incluem a mudança no uso da terra (LUC, *Land Use Change*) na avaliação do aspecto ambiental, e os que abordam a LUC o fazem exclusivamente a partir de dados censitários, sem a utilização de imagens de satélite. Dos trabalhos listados na Tabela 2 poucos fazem avaliação regional mas nenhum faz avaliação temporal da sustentabilidade.

Tabela 2 – Trabalhos publicados sobre avaliação de sustentabilidade de biodiesel.

Trabalhos	Pilares da Sustentabilidade			Inclui fase Agro	Inclui LUC	Avaliação regional	Avaliação temporal	Imagens de satélite
	A	E	S	pastoril				
Propaspongsa et al. (2017)	x	-	-	x	x	-	-	-
Brondani et al. (2015)	x	-	-	x	-	-	-	-
Castanheira et al. (2015)	x	-	-	x	x	x	-	-
Rajaeifar et al. (2014)	x	-	-	x	-	-	-	-
Castanheira et al. (2014)	x	-	-	x	x	-	-	-
Escobar et al. (2014)	x	-	-	x	x	-	-	-
Rocha et al. (2014)	x	-	-	x	-	-	-	-
Tokunaga e Konan (2014)	x	-	-	x	-	-	-	-
Castanheira e Freire (2013)	x	-	-	x	x	-	-	-
Macombe et al. (2013)	-	-	x	x	-	x	-	-
Myllyviita et al. (2012)	x	-	-	x	-	-	-	-
Achten et al. (2011)	x	-	-	-	x	x	-	-
Mata et al. (2011)	x	-	-	x	x	-	-	-
Cavalett Ortega (2010)	x	-	-	x	-	-	-	-
Luque et al. (2010)	x	x	x	x	x	-	-	-
Brander et al. (2009)	x	-	-	x	-	-	-	-
Bringezu et al. (2009)	x	-	-	x	x	-	-	-
Kim e Dale (2009)	x	-	-	x	x	x	-	-
Santos e Rathmann (2009)		x	x	x		x	-	-
Van Dam et al. (2009)	x	x	x	x	x	x	-	-
Hill et al. (2006)	x	-	-	-	x	-	-	-

A – Ambiental, E – Econômico, S – Social e LUC – Mudança no uso da terra.

Neste contexto, a tese vem preencher esta lacuna apresentando uma metodologia de avaliação de sustentabilidade baseada nos três pilares – ambiental, econômico e social, integrando ferramentas e métodos para classificação do uso do solo, através de imagens de satélite (avaliação dos impactos ambientais provenientes da LUC) com LCA tradicional, para definição da métrica ambiental.

Outro aspecto inovador da metodologia proposta é a abordagem simultaneamente temporal e regional. A avaliação da sustentabilidade apresentada não se propõe a comparar rotas tecnológicas para definir qual dentre estas é a mais sustentável. Assim, definidos uma região onde existam atividades de produção (agropastoris e industriais) de biodiesel; um instante inicial da avaliação t_0 ; e um intervalo de tempo Δt , a presente tese se propõe responder o seguinte questionamento: **Em relação a produção de biodiesel, no intervalo de tempo definido, a região em estudo, está se movendo no sentido da sustentabilidade ou para longe dela?**

Destaca-se como uma das abordagens originais da pesquisa o emprego da ferramenta georreferenciamento. Diferentemente de atividades industriais concentradas, as atividades de agricultura e pecuária, alvo deste trabalho, precisam ser georreferenciadas devido ao seu caráter espacial distribuído. O georreferenciamento é uma ferramenta fundamental na integração das atividades agropastoris dispersas com as atividades industriais concentradas. Por esta razão, este trabalho utiliza ferramentas de Sistemas de Informação Geográfica (GIS – *Geographic Information System*) para análise espacial de aspectos socioeconômicos, associados a dados censitários regionais, na definição das métricas e indicadores socioeconômicos, que em conjunto às métricas ambientais permitem avaliação de sustentabilidade em uma abordagem regional.

1.3 ESTRUTURAÇÃO DO TRABALHO

A parte textual do trabalho está estruturada em cinco capítulos. O capítulo 1 – INTRODUÇÃO - apresenta o cenário pesquisado, sua relevância e justificativa. No capítulo 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA – é apresentada uma pesquisa bibliográfica sobre os conceitos utilizados no trabalho. O capítulo 3 - METODOLOGIA - apresenta metodologia proposta para avaliação da sustentabilidade do ciclo de vida do biodiesel. No capítulo 4 – ESTUDO DE CASO – AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DO BODIESEL DE SOJA E SEBO EM UMA MICRORREGIÃO DO CENTRO-OESTE BRASILEIRO - é apresentada a aplicação da metodologia proposta, em uma análise da sustentabilidade do biodiesel, baseado nas matérias-primas soja e sebo, em uma microrregião do Centro-oeste brasileiro. O capítulo 5 – DISCUSSÕES FINAIS E CONCLUSÕES – apresenta as discussões gerais dos resultados obtidos e as conclusões finais do trabalho.

Na parte pós-textual são apresentadas as referências utilizadas no trabalho.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O termo sustentabilidade, que de forma ampla significa “*Qualidade ou condição do que tem condições para se manter ou conservar*” (Aurélio, 2017), ganhou o significado mais específico de qualificar as atividades humanas que resultem no desenvolvimento econômico e social, considerando a capacidade do planeta em fornecer seus recursos naturais e em depurar as emissões oriundas destas atividades. Assim, o conceito de desenvolvimento sustentável adquiriu uma dimensão cultural e social global que transcende em muito os limites tradicionais de um campo científico (BETTENCOURT e KAUR, 2011). A busca pela sustentabilidade implica encontrar e manter condições de atividades humanas que suportem o desenvolvimento social e econômico sem alterar desfavoravelmente o meio ambiente de forma irreversível (MEBRATU, 1998).

No final dos anos 70 e início dos anos 80, iniciativas capitaneadas ou financiadas por organismo, direta ou indiretamente ligados à ONU, visavam resolver dois problemas igualmente relevantes: a redução das desigualdades sociais e econômicas, e a conservação da natureza. Estas iniciativas convergiram resultando no surgimento do conceito de Desenvolvimento Sustentável (LIRA e CÂNDIDO, 2013).

A primeira vez em que as vertentes do desenvolvimento econômico e social e da conservação da natureza foram trabalhadas em conjunto foi no relatório “*World Conservation Strategy Living resource Conservation for Sustainable Development*” (IUCN, 1980), elaborado em 1980 pela União Internacional pela Conservação da Natureza e Recursos Naturais (IUCN - *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources*) em cooperação com UNEP (*United Nations Environmental Program* – Programa das Nações Unidas sobre Meio Ambiente) e WWF (*World Wide Fund for Nature* – Fundo Mundial para a Natureza). Assim, começaram a ser propostas estratégias que conduzissem a humanidade a obter um planeta social, econômica e ambientalmente melhor.

Apesar de ainda não existir consenso sobre o significado do termo Desenvolvimento Sustentável e nem sobre quais ações devem ser tomadas na busca do mesmo, a definição de 1987 do relatório “Nosso Futuro Comum” da Comissão Mundial das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Comissão Brundtland) é a mais conhecida e utilizada:

“Desenvolvimento Sustentável é o desenvolvimento que leva em consideração as necessidades presentes sem comprometer a possibilidade das gerações futuras de satisfazerem suas próprias necessidades” (WCED, 1987).

Este conceito não determina limites e nem traz em si planos de ação para se alcançar o desenvolvimento sustentável, no entanto tem na simplicidade sua maior virtude. Hunkeler e Rebitzer (2005) consideram que o desenvolvimento sustentável, apesar de conceitualmente simples, é de difícil quantificação. A maior dificuldade está em se conseguir vincular efeitos microeconômicos e impactos locais às influências de parâmetros macroeconômicos ou globais.

Outra definição formulada pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (USEPA - *United States Environmental Protection Agency*) é que:

"Sustentabilidade ocorre quando se mantém ou se melhoram as condições materiais e sociais para a saúde humana e para o ambiente ao longo do tempo, sem exceder as capacidades ecológicas que lhes dão suporte." (SIKDAR, 2003).

De qualquer forma, questiona-se a capacidade suporte do planeta, levando-se em consideração o rápido aumento na busca por recursos não renováveis para atender à crescente demanda que o crescimento populacional e a inclusão de consumidores nos países em desenvolvimento têm trazido. Pode-se acreditar que a ciência irá solucionar todos os problemas que surgirem devido à demanda crescente pelos recursos naturais e à geração dos rejeitos que provem da geração e do consumo dos bens produzidos. Contudo, cabe contestar se tais soluções seriam para todos. Adicionalmente, mesmo que as soluções sejam realmente para todos, faz-se necessário buscar meios de mitigação e prevenção que retardem ao máximo os efeitos maléficos do desenvolvimento desenfreado, dando o tempo necessário para que a ciência possa realmente responder satisfatoriamente a estes desafios (ROMEIRO, 2012).

As diferenças de condições de vidas entre os países desenvolvidos e os países em desenvolvimento, são tão claras quanto as diferenças entre as camadas mais ricas e mais pobres das populações da maioria dos países. No entanto, estas últimas são tão maiores quanto maiores forem as desigualdades encontradas em cada sociedade. Países mais desenvolvidos tendem a ter um sistema de distribuição de renda mais equânime do que países mais pobres. Este fato agrava ainda mais as condições de sobrevivência das camadas mais pobres dos países com menor grau de desenvolvimento (TRAVASSOS, 1997; DIAS e DIAS, 2007).

Assim outra questão poderia ser analisada: As desigualdades do mundo de hoje são sustentáveis? E mesmo que fosse possível que uma sociedade tão desigual pudesse se sustentar, isso seria desejável? Ou ainda, na definição de sustentabilidade existe a

possibilidade para a existência de um consumo tão desigual? As respostas destas questões encontram-se no próprio relatório que possui a clássica definição de desenvolvimento sustentável (WCED, 1987). No relatório, a palavra “necessidades”, presente na definição de desenvolvimento sustentável, tem o seu significado expresso como “necessidades essenciais dos pobres do mundo, às quais deve ser dada prioridade absoluta”. Sustentar a pobreza de hoje não pode ser a meta a ser alcançada. Não se deve negar aos menos favorecidos de hoje a atenção que damos as gerações futuras (ANAND e SEM, 2000).

Considerando-se o desenvolvimento sustentável, como sendo aquele que mantém os meios que permitem produzir o bem-estar da população, sua avaliação se dá através da manutenção dos estoques dos diferentes tipos de capital, que quando somados formam o estoque de capital total, que em última instância permite produzir o bem-estar da população (MUELLER, 2005). Os quatro tipos de capital definidos são:

- Capital produzido (C_p)
- Capital humano (C_h)
- Capital social (C_s)
- Capital natural (C_n)

O Capital produzido (C_p) é o conjunto de bens e serviços criados pelo homem e que movimentam a economia. Os bens são as edificações, as infraestruturas de locomoção e todo o tipo de máquinas e equipamentos. Muitos destes bens e serviços são produzidos, comercializados, gerando empregos nos setores industriais e de serviços, e são adquiridos pelos indivíduos para atender as suas necessidades, gerando finalmente o bem-estar. O aumento do C_p é objetivo primordial da escola econômica de Solow (1974) e Hartwick (1977) que apregoa que o bem-estar de uma população está intimamente ligado ao acúmulo de bens e serviços produzidos. Assim nesta visão para se alcançar o desenvolvimento sustentável deve-se a qualquer custo, manter ou aumentar o C_p .

O Capital humano (C_h) é o conjunto de conhecimentos e habilidades dos indivíduos. O capital humano de uma região pode ser incrementado, aumentando-se os investimentos em educação e formação profissional.

As estruturas políticas da sociedade compõem o capital social (C_s). Fazem parte do C_s as estruturas institucionais (instâncias de governos), estruturas empresariais e redes de relacionamentos familiares e de companheirismo (redes sociais, organismos de classe, associações, organizações não governamentais etc.) que propiciam o suporte da população.

O Capital natural (C_n) é composto de todos os bens e serviços fornecidos pela natureza. Entre os bens e serviços da natureza têm-se os renováveis e os não renováveis. Como exemplos de C_n podem-se citar: minérios, água, madeira e ar limpo e respirável.

De forma simplificada a Sustentabilidade seria a capacidade de manter ou ampliar capital total C , no entanto existem divergências quanto à forma de se manter ou elevar o capital total. Destas divergências surgem basicamente duas linhas de pensamento sustentável: Sustentabilidade Fraca (Sfra) e Sustentabilidade Forte (Sfor) (NEUMAYER, 2010, MUELER, 2005, FUENTES-NIEVA e PEREIRA, 2010).

A sustentabilidade fraca (Sfra) admite que o capital natural possa ser substituído pelo capital produzido ou pelo capital humano. Mesmo que o capital natural diminua durante o processo, o desenvolvimento pode ser mantido substituindo-se, através da tecnologia (desenvolvida pelo acúmulo de capital humano), este capital natural pelo capital produzido. Pela lei do mercado (da oferta e da procura), quando um bem natural se torna escasso, seu valor (preço) cresce permitindo que ele seja mais facilmente substituído por outro bem natural mais abundante ou por um bem produzido. É claro que isto depende de um mercado que funcione bem e de um desenvolvimento tecnológico ajustado às necessidades (MULLER, 2005).

Assim, na Sfra o que se quer conservar é o capital total e não o capital natural. Antes do conceito de sustentabilidade entrar na agenda mundial, o único aspecto que interessava no desenvolvimento humano era o crescimento do capital produzido. A Sfra muda o foco para manutenção ou crescimento do capital total. Na opinião de Neumayer (2010), normalmente se ignora que o fluxo de utilidades geradas pelo aumento do capital total quase sempre infla o padrão de vida dos ricos em detrimento da busca de um padrão mínimo de consumo para os pobres.

Por sua vez, na sustentabilidade forte (Sfor) o capital natural não pode ser integralmente substituído pelo capital produzido (FUENTES-NIEVA e PEREIRA, 2010). A noção de substituíbilidade do capital natural é rejeitada, e é sustentada a noção de que certas formas de capital natural são críticas, e que seu esgotamento não pode ser compensado por investimentos em outras formas de capital, tais como produzido e humano (NEUMAYER, 2010).

Na análise da Sfor devem-se considerar dois tipos de capital natural: o renovável e o não renovável. No caso do capital natural renovável, a sustentabilidade forte apregoa o seu manejo de forma a não haver decréscimo do estoque de capital natural renovável. No caso das reservas não renováveis, como por exemplo, as reservas minerais, o decréscimo no estoque é

inevitável, mas o mesmo deve ser mantido sob controle através do emprego de opções tecnológicas de substituição, economicamente viáveis. Este manejo do estoque deve levar em consideração as gerações futuras, que devem ter preservadas as suas opções de consumo. Além disso, esta viabilidade econômica deve sempre considerar a inclusão social de toda a população mundial (i.e., os países ricos e os países pobres). No caso da Sfor, os recursos renováveis tais como diversidade vegetal e animal bem como o suporte para absorver os rejeitos dos processos de produção e consumo devem ter seus estoques mantidos ou ampliados.

2.1 O DESENVOLVIMENTO HUMANO E A SUSTENTABILIDADE

O desenvolvimento humano (DH) garante às pessoas o direito de ter uma vida longa, com saúde, educação e prosperidade. Prosperidade pode ser entendida como a condição das pessoas possuírem os recursos econômicos que permitam adquirir os bens necessários à satisfação física, mental e espiritual. É claro que a prosperidade é um conceito subjetivo. O que é essencial para uns pode ser desnecessário para outros e vice e versa.

Através dos séculos, o desenvolvimento humano foi diretamente relacionado com a produção de mercadorias, a opulência e o sucesso financeiro. Seguindo este pensamento, renomados economistas, empresários e burocratas, concentraram-se mais sobre as características de sucesso global e material do que no desenvolvimento de vidas humanas. Desta forma, as métricas como produto interno bruto per capita (PIB per capita) ou riqueza nacional são uma demonstração clara deste pensamento (ANAND e SEM, 2000).

O Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) para oferecer um contraponto ao PIB per capita, utilizado até início dos anos 90 como o índice de desenvolvimento, criou o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) que agrega à dimensão econômica do PIB per capita, os aspectos de saúde e educação da população.

O PIB é o índice base da análise econômica da sustentabilidade que mede o valor de mercado de todos os bens e serviços finais produzidos por um país, estado, município ou região durante um período de tempo.

Economistas como Solow (1974) definem sustentabilidade como: “bem-estar que não diminui com o tempo” ou ainda “bem-estar que perdura por gerações”. O bem-estar de uma pessoa ou de um grupo de pessoas significa saúde, felicidade e prosperidade. Esta definição incorpora benefícios que podem ser obtidos no mercado e outros que estão fora do mercado. Assim, a sustentabilidade utiliza métricas que permitem a troca entre bens do mercado, como

por exemplo, produtos ou serviços fabricados pelo homem, e bens fora do mercado, como por exemplo, a utilização de recursos naturais e/ou serviços ambientais além dos limites de renovação da natureza. Esta possibilidade de troca entre bens de mercado (produzidos pelo homem) e bens naturais é a característica fundamental da sustentabilidade fraca. De maneira geral, qualquer modelo de avaliação de sustentabilidade pelo viés econômico, está inserida no conceito de sustentabilidade fraca.

O PIB por si só não tem a capacidade de medir o bem-estar de uma região, pois os produtos e serviços produzidos na região, dependendo de sua distribuição de renda, podem não beneficiar os moradores desta. Além disso, o PIB não inclui o valor do tempo de lazer e nem o valor dos produtos e serviços ligados à economia informal.

De maneira geral todas as regiões importam e exportam bens e serviços. Se o total de bens ou serviços exportados por uma região é maior que o total de bens e serviços importados, isso pode representar um acúmulo de riquezas (poupança) da população da região, mas, dependendo do índice de desigualdade de rendas da região pode significar uma diminuição do bem-estar da população local (HEBERLING et al., 2012).

Por outro lado, se o total de bens e serviços importados por uma região é maior que o total de bens e serviços exportados, pode estar havendo uma utilização de riquezas acumuladas por parte da população com investimentos em bens de capital para aumentar a capacidade produtiva da região. Estes investimentos podem ou não favorecer o bem-estar da população como um todo ou também pode representar uma futura sobre-exploração de recursos naturais da região que com tempo poderá causar malefícios para toda a população. Momentos de sobre-exploração dos recursos não renováveis normalmente aumentam momentaneamente o PIB de uma região. No entanto, este aumento é claramente insustentável dentro do viés da sustentabilidade forte. Mesmo analisando pelo viés da sustentabilidade fraca, esta situação será insustentável se não forem tomadas medidas para garantir que parte dos recursos extras advindos desta sobre-exploração seja investida de forma a aumentar o capital humano e social da região.

Então a variação do PIB (para mais ou para menos) de uma região tem que ter as suas causas investigadas para que se possa definir se esta variação está levando ou não a região para um futuro mais sustentável.

Assim também o PIB per capita, que é a divisão do PIB da região pela quantidade de habitantes, isoladamente não serve como indicador de sustentabilidade, pois dependendo da distribuição de renda da região ele não indica a capacidade real da população em obter os meios financeiros para adquirir os bens e serviços que possam propiciar o seu bem-estar.

Além disso, não se pode esquecer que existem bens e serviços que possuem valores intangíveis e que não podem ser adquiridos no mercado e que também podem fazer parte do conjunto de necessidades de indivíduos ou comunidades. E ainda, o conjunto de bens e serviços (com valor de mercado ou intangíveis) que propicia o bem-estar de um indivíduo ou de uma comunidade pode não propiciar o bem-estar de outro indivíduo da mesma ou de outra comunidade.

O passo seguinte rumo a um índice econômico para avaliar sustentabilidade é o PIL (Produto Interno Líquido). O PIL é calculado subtraindo-se do PIB a depreciação dos bens de capital. Para que uma região seja economicamente sustentável ela precisa que tanto o PIB per capita quanto o PIL per capita sejam constantes. Se em uma dada região não existem investimentos na renovação dos bens de capital, a diferença entre os dois índices começa a crescer o que indica um maior grau de obsolescência e uma diminuição na competitividade (WEITZMAN, 2000). Desta forma, o PIL per capita é adequado para medir a sustentabilidade econômica de uma região. No entanto, o PIL per capita só leva em consideração a sustentabilidade econômica, não incluindo a dimensão ambiental (USEPA, 2010).

Desde a década de 70, as ferramentas da teoria da dinâmica econômica vêm dando suporte ao uso de indicadores de sustentabilidade baseados nos índices de contabilidade nacional. O objetivo final dessas análises é auxiliar na definição de estratégias e políticas públicas e privadas rumo ao desenvolvimento sustentável (MOTA et al., 2010).

Dois entre os diversos índices que agregam a dimensão ambiental são a Poupança Genuína (PG) e o Produto Interno Líquido Verde (PILV) e são uma evolução do PIL. O PILV desconta do PIB, além da depreciação do capital criado pelo homem, também a depreciação do capital humano e natural (HEBERLING et al., 2012).

O PILV é definido pela Equação (1).

$$PILV(t) = C(t) + \lambda_p(t).K^p(t) + \lambda_h(t).K^h(t) + \lambda_n(t).K^n(t) \quad (1)$$

onde:

$C(t)$ é o consumo agregado;

$\lambda_p(t)$ é o valor necessário para se ter uma unidade adicional do capital produzido (ou valor sombra do capital produzido);

$K^p(t)$ é a variação líquida do capital produzido;

$\lambda_h(t)$ valor para se ter uma unidade adicional do capital humano (ou valor sombra do capital humano);

$K^h(t)$ é a variação líquida do capital humano;

$\lambda_n(t)$ é o valor necessário para se ter uma unidade adicional do capital natural (ou valor sombra do capital natural) e

$K^n(t)$ é a variação líquida do capital natural.

A PG é definida pela Equação (2).

$$\text{PG} = \text{investimento líquido no capital produzido} + \text{investimento em capital humano} - \text{depreciação líquida do capital natural} \quad (2)$$

O investimento líquido do capital produzido é o investimento bruto menos o investimento para substituição dos bens de capital depreciados. O investimento em capital humano é o gasto líquido com educação. A depreciação líquida do capital natural é a soma do esgotamento de recursos naturais (renováveis ou não) mais a degradação ambiental, basicamente composta pelas emissões para atmosfera, emissões para os corpos d'água e emissões para o solo.

Assim, comparando-se as equações (1) e (2) tem-se que a poupança genuína pode ser expressa como na Equação (3).

$$\text{PG} = \text{PILV} - \text{Consumo} \quad (3)$$

Usando-se PG ou PILV para avaliação da sustentabilidade (fraca) deve-se atender às hipóteses expressas nas Equações (4) e (5) para que se possa dizer que uma região está se movendo em direção a sustentabilidade.

$$\Delta \text{PILV} \geq 0 \quad (4)$$

$$\text{PG} \geq 0 \quad (5)$$

A avaliação é de sustentabilidade fraca, uma vez que se o investimento líquido no capital produzido e/ou o investimento em capital humano crescem, o capital natural pode ser esgotado ou degradado em igual valor monetário, que mesmo assim a PG irá no mínimo se manter (USEPA, 2010).

Esta avaliação de sustentabilidade, usando-se PILV e PG, parte do pressuposto de que não existe variação da população da região. Se houver acréscimo ou decréscimo populacional, tem-se que calcular a PG per capita. Para isso, calcula-se a derivada temporal da relação da Poupança Genuína (PG) com a População (P), como apresentado na Equação (6).

$$\frac{d}{dt} \left(\frac{PG}{P} \right) = \frac{d \frac{PG}{dt} \cdot P - PG \cdot d \frac{P}{dt}}{P^2} = \frac{d \frac{PG}{dt}}{P} - \frac{PG}{P} \cdot \frac{d \frac{P}{dt}}{P} = \frac{PG}{P} \cdot \left(\frac{d \frac{PG}{dt}}{PG} - \frac{d \frac{P}{dt}}{P} \right) \quad (6)$$

A Equação (6) pode ser simplificada (HAMILTON, 2003) obtendo-se a Equação (7).

$$\Delta \left(\frac{PG}{P} \right) = \frac{PG}{P} \cdot \left(\frac{\Delta PG}{PG} - \frac{\Delta P}{P} \right) \quad (7)$$

onde:

- $\Delta \left(\frac{PG}{P} \right)$ é a variação da poupança genuína per capita num período determinado;
- $\frac{PG}{P}$ é a poupança genuína per capita;
- $\frac{\Delta PG}{PG}$ é a variação percentual da poupança genuína e
- $\frac{\Delta P}{P}$ é a variação percentual da população.

Então, para se ter um crescimento da PG per capita em um período de tempo é necessário que a diferença entre as variações percentuais da PG e da população, neste mesmo período, seja maior que zero. Ou seja, a variação percentual de PG tem que ser maior que a variação percentual da população.

A derivada temporal da relação da PG com a população de uma região é usada como métrica econômica neste trabalho, pois, principalmente em países emergentes como o Brasil, o aumento da PG não representaria, por si só, um aumento da componente econômica da sustentabilidade.

2.2 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (LCA – LIFE CYCLE ASSESSMENT)

A Avaliação do Ciclo de Vida (LCA – *Life Cycle Assessment*) é uma ferramenta holística e analítica que atualmente é parte integrante do conjunto de ferramentas da Gestão Ambiental (Finkbeiner et al., 2010). A LCA é uma técnica que consiste em avaliar os impactos ambientais ao longo do ciclo de vida de um produto ou serviço. O ciclo de vida consiste em etapas sucessivas e encadeadas de um sistema de produto ou serviço que pode, dependendo da fronteira do sistema definida, englobar desde a obtenção da matéria-prima até a disposição final do produto (ABNT, 2009a). A avaliação pode levar em conta além das etapas de produção – abordagem *cradle to gate* (“do berço ao portão”), as etapas de uso,

manutenção e descarte final - avaliação *cradle to grave* (“do berço ao túmulo”) e ainda, considerar etapas de reutilização e reciclagem – abordagem *cradle to cradle* (“do berço ao berço”). Esta técnica segue metodologias internacionalmente aceitas e padronizadas pelas normas ABNT NBR ISO 14040:2009 (ABNT, 2009a) e ABNT NBR ISO 14044:2009 (ABNT, 2009b).

As quatro etapas básicas de uma LCA são:

1. Definição do objetivo e escopo da avaliação;
2. Coleta de dados para formar o inventário do ciclo de vida, composto de fluxo de materiais e energias, emissões, produtos, subprodutos, e resíduos e emissões;
3. Avaliação dos impactos ambientais em diversas categorias de impactos, que incluem efeitos globais (aquecimento global, destruição da camada de ozônio, etc.); efeitos regionais (acidificação, eutrofização, etc.); e os efeitos locais (resíduos perigosos, etc.) e
4. Interpretação, que fornece os resultados e as análises de sensibilidade e de incertezas, para apoiar a tomada de decisão.

2.2.1 Evoluções da LCA

A LCA vem se transformando em uma ferramenta importante para tomada de decisão de governos e empresas (ROY et al., 2009). Longe de ser uma ferramenta pronta, a LCA é um método em constante evolução, e segundo Heijungs et al. (2013) a LCA vem se ampliando em duas direções. Em primeiro lugar, o objeto da LCA vem sendo ampliado de produtos simples para sistemas complexos e de decisões de nível micro para escolhas políticas de economia nacional. Em segundo lugar, o escopo vem sendo alargado de uma análise estritamente ambiental para uma análise de sustentabilidade que inclui aspectos econômicos e sociais e que é comumente chamada de Avaliação de Sustentabilidade Baseada no Ciclo de Vida (LCSA - *Life Cycle-based Sustainability Assessment*).

Para se realizar uma LCSA tem-se que agregar às categorias de impactos ambientais da LCA tradicional outros aspectos, dentre os quais se podem destacar os impactos sobre o ambiente de trabalho, os impactos econômicos, os impactos sobre o custo de produtos e serviços e os impactos sociais (TRAVERSO et al., 2012 e KIM e HUR, 2009).

O primeiro aspecto a ser incluído à LCA convencional é a avaliação dos impactos no ambiente interno (ambiente de trabalho) descrita por Poulen e Jensen (2005). Esta integração dos ambientes interno e externo, citada por UNEP/SETAC (2009) e Kin e Hur (2009) como

Avaliação do Ambiente de Trabalho no Ciclo de Vida (WE-LCA – *Working Environmental - Life Cycle Assessment*) e também descrita por Barthel et al. (2007), Colodel et al. (2009) e Albrecht et al. (2013) como LCWE (*Life Cycle Working Environment*) é plenamente justificada pela necessidade de se avaliar todos os aspectos dos efeitos sobre o bem-estar humano (KIM e HUR, 2009).

Uma segunda abordagem é a inclusão da avaliação de aspectos sociais e socioeconômicos de um produto ou serviço e seus possíveis impactos positivos ou negativos durante o seu ciclo de vida. Benoît et al. (2010) apresentam em seu guia para avaliação social do ciclo de vida de produtos, um quadro detalhado de diretrizes para avaliação social do ciclo de vida (S-LCA - *Social - Lite Cycle Assessment*) indicando que este se encontra alinhado com as normas ISO 14040 (ABNT, 2009a) e ISO 14044 (ABNT, 2009b). Adaptações para o tratamento de questões sociais e socioeconômicas propõem uma classificação dupla de impactos sociais: por categorias de interessados e por categorias de impacto. Apresenta-se, também, um conjunto de subcategorias, que são as questões sociais e socioeconômicas de preocupações, a serem utilizados na S-LCA.

Outra ampliação no sentido de se atingir a avaliação de sustentabilidade é a integração do chamado Custo do Ciclo de Vida (LCC – *Life Cycle Costing*). Esta é definida por Hunkeler et al. (2008) como sendo a avaliação de todos os custos associados ao ciclo de vida de um produto que estão diretamente abrangidos por um ou mais dentre os atores envolvidos no ciclo de vida do produto (fornecedores, fabricantes, consumidores, mantenedores, recicladores etc.) com inclusão complementar das externalidades que deverão ser internalizadas para o processo de tomada de decisão. Kloepffer e Citroth (2011) argumentam que um exemplo prático da importância da utilização de LCC, do ponto de vista dos clientes, é que os produtos ambientalmente preferíveis muitas vezes têm custos de compra mais altos, enquanto podem apresentar LCC muito mais baixos (exemplos: lâmpadas economizadoras de energia, casas de baixa energia, e carros). Além disso, como o LCC permite uma avaliação para diferentes perspectivas das partes interessadas (*stakeholders*), os produtores podem tentar manter os custos totais de sua perspectiva inferiores aos de um produto convencional. Caso contrário, o produtor só terá êxito no mercado se receber altos subsídios.

2.2.2 Avaliação da Sustentabilidade baseada no ciclo de vida

Agregando as ampliações de escopo descritas pode-se apresentar a Avaliação da Sustentabilidade baseada no Ciclo de Vida (LCSA) como o esquema apresentado na Equação (8) (O'BRIAN et al. (1996), KLOEPFFER (2007 e 2008), FINKBEINER et al. (2010), SWARR et al. (2011), ZAMAGNI, 2012, TRAVERSO et al. (2012) e WOOD e HERTWICH (2013)).

$$\text{LCSA} = \text{LCA} + \text{LCC} + \text{S-LCA} \quad (8)$$

onde:

LCSA	é a avaliação da sustentabilidade baseada no ciclo de vida;
LCA	é a avaliação do ciclo de vida ambiental (tradicional);
LCC	é a análise do custo do ciclo de vida e
S-LCA	é a avaliação social do ciclo de vida

A Equação (8) indica que, para avaliar o desempenho de sustentabilidade de produtos ao longo do ciclo de vida, uma abordagem complementar à avaliação do ciclo de vida tradicional (LCA), incluindo a análise do custo no ciclo de vida (LCC) e avaliação social do ciclo de vida (S-LCA) deve ser adotada.

Há, no entanto, pré-requisitos para a utilização deste esquema, destacando-se o requisito de consistência nas fronteiras do sistema das três avaliações (de preferência idênticas) (KLOEPFFER, 2008). Evidentemente, o ciclo de vida físico (e não o de comercialização) do LCC é que deve ser utilizado para definir o Inventário do Ciclo de Vida (LCI – *Life Cycle Inventory*) para os três componentes. Este requisito é relativamente simples para LCA e LCC. No entanto, o inventário para a S-LCA é muito mais exigente no que diz respeito à resolução regional. A aplicação da metodologia da LCA em LCSA, com a utilização de inventários (os mais semelhantes possíveis) para as suas três componentes, garante para a LCSA os mesmos argumentos de defesa do uso da LCA, quais sejam, reconhecer e conciliar conflitos (*trade-offs*), incluindo o ciclo de vida (do berço ao túmulo), evitando o deslocamento de problemas para o futuro, e alcançando o requisito de “equidade intergerações” (KLOEPFFER, 2008).

Outro requisito de igual importância é a apresentação dos resultados das três dimensões utilizando a mesma unidade funcional (TRAVERSO et al., 2012).

2.2.3 LCC (Análise do Custo do Ciclo de Vida)

Apesar da LCC poder ser desenvolvida seguindo a mesma estrutura de quatro fases de uma LCA (como definida pela ISO 14040) e, além disso, ambas apresentarem diversas semelhanças (SWARR, 2011), segundo Noris (2001), as grandes diferenças entre elas advêm do fato de cada uma ter sido desenvolvida para responder perguntas diferentes e estas diferenças podem ser resumidas no quadro da Figura 4.

	LCA	LCC
Propósito	Compara o desempenho ambiental de sistemas de produtos alternativos para cumprir a mesma função de uso final, a partir de uma perspectiva ampla da sociedade.	Determinar a relação custo-eficácia dos investimentos alternativos e das decisões de negócios, a partir da perspectiva de um tomador de decisão econômica, como uma empresa ou um consumidor.
Atividades que são consideradas como partes do ciclo de vida	Todo o processo causalmente ligado ao ciclo de vida físico do produto; incluindo toda a cadeia de fornecimento de pré-uso; uso e processos de fornecimento de utilização; fim de vida e processos de fornecimento dos passos do fim da vida.	Atividades que causam custos ou benefícios diretos para o tomador de decisão durante a vida econômica do investimento, como resultado do investimento.
Fluxos considerados	Poluentes, recursos e fluxos de materiais e energia entre os processos.	Fluxos de custos e benefícios monetários impactando diretamente os tomadores de decisão.
Unidades para monitoramento dos fluxos	Principalmente unidades de massa e energia. Ocasionalmente volume ou outras unidades físicas.	Unidades Monetárias.
Tratamento do tempo e do escopo	O momento dos processos e seus lançamentos ou fluxos de consumo são tradicionalmente ignorados; avaliação de impacto pode se referir a uma janela de tempo fixa (por exemplo, o horizonte de tempo de 100 anos para avaliar potenciais de aquecimento global), mas os impactos futuros geralmente não são descontados.	O tempo é crítico. Valoração presente (desconto) de custos e benefícios. Escopo de horizonte temporal específico é adotado, e qualquer custo ou benefícios que ocorrem fora do escopo são ignorados.

Figura 4- Quadro de divergências de propósito e abordagem entre LCA e LCC

Fonte: Noris (2001).

Embora a LCC tenha sido amplamente utilizada para tratar a dimensão econômica da LCA, é discutível que alcance tais propósitos. Enquanto o foco da LCA ambiental tradicional é a avaliação dos impactos coletivos, a LCC tem um foco mais restrito, pois avalia

os impactos sobre o grupo diretamente afetado pelos custos da cadeia de suprimentos e produção do bem ou serviço sob análise. Adicionalmente, existe uma contradição intrínseca na utilização da LCC como único componente econômico de uma avaliação de sustentabilidade. Na perspectiva dos usuários (consumidores) individuais, o custo do ciclo de vida precisa ser minimizado fazendo com que a opção ótima seja aquela que apresenta o menor impacto ambiental por unidade monetária de custo. Por outro lado, a coletividade requer que o valor agregado seja maximizado. Portanto, fica clara a contradição entre os objetivos individuais (minimização de custos) e coletivos (maximização do valor agregado) (WOOD e HERTWICH, 2013). Mais do que questionar o preenchimento completo da análise do pilar econômico pela LCC, Jørgensen et al. (2010) questionam a relevância da LCA como elemento da Avaliação da Sustentabilidade baseada no Ciclo de Vida (LCSA), sustentando que os aspectos ambientais e sociais são suficientes. Kloepffer e Ciroth (2011) se posicionam de forma contrária a este questionamento com dois argumentos básicos. No primeiro, de caráter mais teórico, é evocada a indissociabilidade dos três pilares da sustentabilidade. O segundo argumento, de caráter prático, é que, do ponto de vista dos consumidores, os produtos ambientalmente preferíveis (identificados e quantificados por uma LCA) muitas vezes têm custos de compra superiores, mas muitas vezes acabam por ser mais barato se a fase de utilização e / ou a fase de fim de vida são levadas em conta (como exemplo: lâmpadas de baixo consumo para uma mesma capacidade de iluminação). Por outro lado, do ponto de vista dos produtores, a LCC permite aos mesmos manter os custos totais dos produtos ambientalmente mais amigáveis inferiores aos dos produtos tradicionais, pois caso contrário se daria a inviabilização comercial de tais produtos, a não ser que fossem altamente subsidiados.

Assim, uma LCC pode ajudar os consumidores a tomar boas decisões, e permitir aos produtores e comerciantes ressaltarem a vantagem financeira de comprar um produto ambientalmente preferível.

Enquanto o custo de um sistema de produto é importante, as aplicações mais gerais de avaliação de sustentabilidade focam claramente em:

- Contribuições do PIB e agregação de valor na economia;
- Autossuficiência (independência das importações) de uma economia;
- Papel de investimentos, tanto em pesquisa e desenvolvimento quanto e infraestrutura de capital e
- Papel do trabalho.

Adicionalmente, a análise de sistemas de produtos ou tecnologias deve valorizar a inovação, ou seja, as mudanças qualitativas dos bens e serviços que estão sendo produzidos na economia.

À medida que se avança em direção a avaliações mais abrangentes, é necessário buscar indicadores de impacto econômico que se aplicam às várias partes interessadas (*stakeholders*) e às relações dinâmicas entre elas. Estes indicadores devem ser capazes de lidar com a sustentabilidade econômica de longo prazo e não apenas o custo econômico de curto prazo (WOOD e HERTWICH, 2013).

Não existe exclusão, mas ao contrário complementaridade, entre as posições de Kloepffer e Citroth (2011) e Wood e Hertwich (2013) uma vez que, tanto as abordagens econômicas mais restritas da LCC quanto a mais abrangente devem fazer parte da LCSA. Na verdade, parte destas componentes que refletem a saúde da economia e o bem-estar da população de uma forma mais ampla, pode estar incluída na Avaliação Social do Ciclo de Vida (S-LCA) através dos seus indicadores socioeconômicos.

A LCC é mais adequada para avaliações comparativas entre opções de rotas tecnológicas e, portanto, a presente tese não irá utilizá-la. O trabalho apresentado busca indicadores econômicos mais abrangentes, uma vez que a avaliação da sustentabilidade analisada tem uma abordagem regional.

2.2.4 S-LCA (Avaliação Social do Ciclo de Vida)

A Avaliação social do ciclo de vida (S-LCA) é, como definido pelas Diretrizes para avaliação social do ciclo de vida de produtos (UNEP/SETAC, 2009), uma técnica de avaliação dos impactos (e impactos em potencial) sociais que tem por objetivo avaliar os aspectos sociais e socioeconômicos de um produto ou serviço e seus impactos (negativos e positivos) ao longo de seu ciclo de vida. Esta avaliação deve englobar desde a extração das matérias-primas até a sua reciclagem ou disposição final.

Avaliação do ciclo de vida social deve utilizar a melhor ciência disponível para coletar os melhores dados disponíveis para descrever os impactos sociais (positivos e negativos), em ciclos de vida dos produtos, proporcionando identificação e comunicação dos impactos sociais para elaboração de estratégias, planos de ação, políticas e práticas de gestão de compras (BENOÎT et al., 2010).

Segundo Traverso et al. (2012), apesar de existirem vários artigos sobre indicadores sociais adequados para S-LCA, um conjunto comumente aceito de indicadores ainda não foi estabelecido pela comunidade científica. Sala et al. (2013) afirmam a necessidade de

desenvolvimento nas esferas metodológicas e práticas, abordando a análise dos contextos de decisão relevantes para S-LCA, o desenvolvimento de bases de dados e definição de categorias de impacto.

LCA e S-LCA têm o mesmo objeto de estudo (ciclo de vida de um produto ou serviço), e ambas usam o conceito de unidade funcional ou unidade de referência definido na norma ISO 14040. No entanto, enquanto em uma LCA é possível dividir os impactos em locais e globais, segundo a definição de sua Diretriz (UNEP/SETAC, 2009), em uma S-LCA existem cinco grupos (ou categorias) principais de *stakeholders* afetados pelos seus impactos: trabalhadores, consumidores, comunidade local, sociedade e partes interessadas (não consumidores) na cadeia de valor, como mostrado na Figura 5.

Para cada uma destas categorias são identificadas subcategorias, totalizando 31 subcategorias. Para cada uma destas subcategorias foram desenvolvidas fichas metodológicas (BENOÎT-NORRIS et al. 2011) que incluem definição da subcategoria adaptada à S-LCA, explicação de como a subcategoria se relaciona com o desenvolvimento sustentável, exemplos de indicadores de inventário, unidades de medida e fontes de dados. As “Fichas Metodológicas” não fornecem orientações sobre agregação de indicadores em subcategoria ou modelos de caracterização, nem tratam de interpretação dos resultados, sendo focadas na fase de análise de inventário da S-LCA (BENOÎT-NORRIS et al., 2011).

Outra chave advém do fato da S-LCA necessitar uma abordagem de estudo de impacto do ciclo de vida que depende do local onde o produto ou serviço é desenvolvido e consumido, requerendo em muitos casos de informações sobre atributos políticos da nação e de suas leis. Outra diferença relevante é que, enquanto em uma LCA os dados de um inventário são grandezas físicas concretas, em uma S-LCA, por vezes, os dados mais relevantes são subjetivos, como informações fornecidas por empregados ou conceitos abstratos como “herança cultural”, “discriminação” e “privacidade”.

Partes Interessadas (stakeholders)	Subcategorias
Trabalhadores	Liberdade de associação e negociação coletiva Trabalho infantil Salário justo Horas trabalhadas (jornada de trabalho) Trabalho forçado Igualdade de oportunidades / discriminação Saúde e segurança Benefícios sociais / seguridade social
Consumidores	Saúde e segurança Mecanismo de retorno Privacidade do consumidor Transparência Responsabilidade no fim da vida útil
Comunidade local	Acesso a recursos materiais Acesso aos recursos imateriais Remoção e migração Herança cultural Condições de vida seguras e saudáveis Respeito dos direitos indígenas Participação da comunidade Emprego local Condições seguras de vida
Sociedade	Compromissos públicos nas questões de sustentabilidade Contribuição para o desenvolvimento econômico Prevenção e mitigação de conflitos armados Desenvolvimento de tecnologia Corrupção
Partes interessadas na cadeia de valor (não consumidores)	Concorrência justa (leal) Promoção da responsabilidade social Relações com fornecedores Respeito aos direitos de propriedade intelectual

Figura 5 – Quadro de categorias e subcategorias das partes interessadas (*stakeholders*).

Fonte: Benoît-Noris et al., 2011

Algumas das subcategorias relativas à categoria dos trabalhadores tratam do ambiente do trabalho e incorporam o que Poulsen e Jensen (2005), Kin e Hur (2009) e UNEP/SETAC (2009) denominaram de Avaliação do Ciclo de Vida do Ambiente de Trabalho (WE-LCA). A WE-LCA permite examinar se as melhorias ambientais no produto são implementadas à custa de um ambiente de trabalho deteriorado. Como a WE-LCA inclui algumas das subcategorias da S-LCA, neste trabalho ela não será incluída na Equação (8), a fim de evitar a dupla contagem.

Trabalhos como Kucukvar e Tatari (2013) por simplificação utilizam os impostos arrecadados como indicadores sociais, uma vez que estes impostos serão utilizados para apoiar os sistemas nacionais de saúde e de educação, transporte público, estradas e outras infraestruturas civis. No entanto, a utilização de indicadores dos resultados finais da aplicação dos impostos recolhidos (indicadores de saúde e educação), apesar de serem mais difíceis de obter, representam melhor o bem-estar social e o acúmulo de capital humano, que possam compensar possíveis quedas no capital natural.

2.3 DO CONCEITO ABSTRATO AO ESTADO MENSURÁVEL DA SUSTENTABILIDADE

Para se realizar uma análise de sustentabilidade é necessário primeiramente definir as métricas (ou parâmetros), os indicadores e os índices que serão utilizados nesta análise. Desta forma pode-se passar do conceito abstrato para um estado mensurável de sustentabilidade.

Nesta pesquisa, utilizam-se as definições de métricas (ou parâmetros), indicadores e índices apresentados pela OECD (*Organization for Economic Co-operation and Development* - Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico) (OECD, 2003), quais sejam:

- Métrica ou parâmetro é uma grandeza medida ou observada diretamente no processo ou sistema.
- Indicador é um parâmetro, ou um valor derivado de parâmetros, que indica, fornece informações sobre ou descreve o estado de um fenômeno / ambiente / área.
- Índice é a agregação ponderada de um conjunto de indicadores ou parâmetros.

Ao se aplicar métricas, indicadores e índices de sustentabilidade a duas ou mais atividades que tenham objetivos e resultados semelhantes, obter-se-á qual dentre estas atividades é aquela comparativamente mais sustentável. A análise pode também ser temporal, aplicando-se os indicadores e índices ao mesmo processo em pontos diferentes na linha do tempo, pode-se concluir se este processo está se afastando ou se aproximando da sustentabilidade.

Como mostrado na Figura 6, os indicadores de sustentabilidade são os elementos do conjunto interseção entre os conjuntos dos indicadores de ecoeficiência, socioambientais e socioeconômicos.

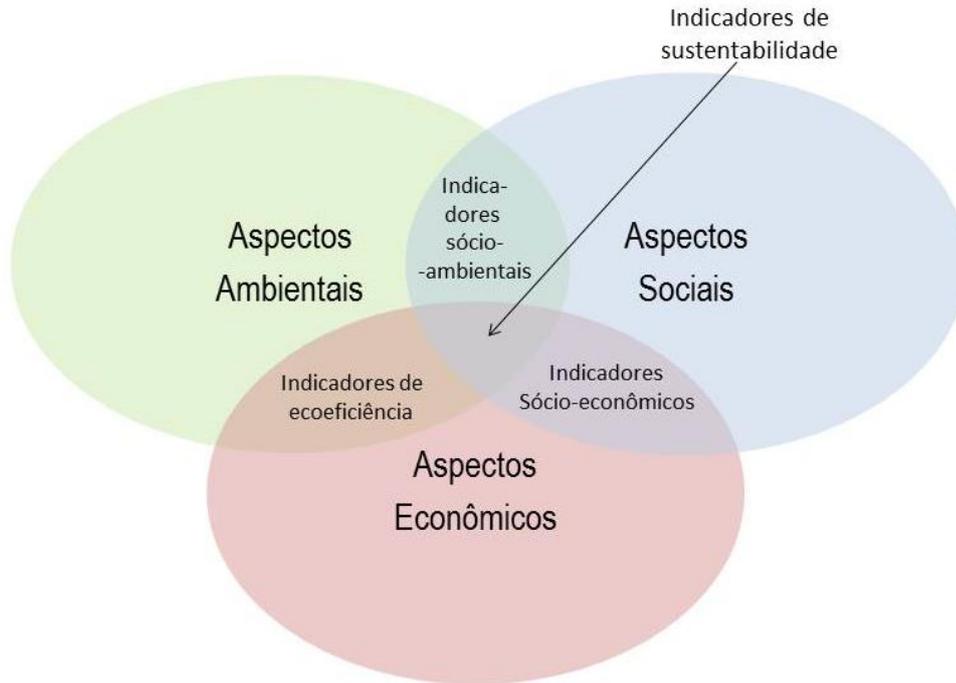


Figura 6 - Indicadores de sustentabilidade.
Fonte: Sikdar, 2003

Na análise, podem-se aplicar separadamente os indicadores ou ainda agregá-los em um único índice. Se por um lado esta agregação torna mais simples a comunicação com o público em geral, ela traz dificuldades extras, pois faz-se necessária a definição da ponderação a ser utilizada para agregação de cada indicador a este índice único. Outro complicador é que, se as variações dos indicadores que compõem o índice ocorrem em direções opostas (um para mais perto e o outro para mais longe da sustentabilidade) isto pode fazer com que numericamente uma variação seja compensada por outra indicando, aos que analisam apenas o índice agregado, que não houve mudança na sustentabilidade no sistema. Assim, mesmo que se defina um índice único para facilitar a comunicação com o público, deve ser feita adicionalmente uma análise em separado dos indicadores que formam este índice agregado.

Segundo Sikdar (2003), dependendo da quantidade de aspectos abrangidos, são três os tipos de indicadores ou índices:

- Um indicador/índice unidimensional (1-D) é aquele que abrange apenas um dos três aspectos. No esquema da Figura 6 os aspectos puramente sociais, econômicos ou ambientais são indicadores 1-D.
- Os indicadores / Índices 2-D são aqueles que abrangem dois aspectos: indicadores/índices socioambientais, indicadores/índices socioeconômicos ou indicadores/índices econômico-ambiental (também denominados indicadores/índices de ecoeficiência).

- Os indicadores 3-D são aqueles que abrangem os aspectos dos três pilares do desenvolvimento sustentável.

Este trabalho irá utilizar métricas 1-D pois as mesmas permitem uma avaliação em separado de cada um dos aspectos da sustentabilidade.

Uma forma de se visualizar conjuntamente todos os índices selecionados para avaliar a sustentabilidade é o *spider diagram* (diagrama de teia de aranha ou simplesmente diagrama de teia), que é uma adaptação do *environmental fingerprint* apresentado por Shonnard et al. (2003) na avaliação dos 12 princípios da Engenharia Verde (ANASTAS e ZIMMERMAN, 2003) aplicados ao método de análise de ecoeficiência da BASF a processos químicos e produtos. Para uma análise que leve em consideração n métricas ($m_1, m_2, m_3, \dots, m_i, \dots, m_{n-1}, m_n$), o diagrama de teia (Figura 7) é formado por segmentos de retas que partem radialmente da origem e são espaçados entre si por ângulos iguais a $2\pi/n$ radianos. Cada métrica depois de normalizada e ponderada terá seu valor entre zero (alternativa mais sustentável) e um (alternativa menos sustentável).

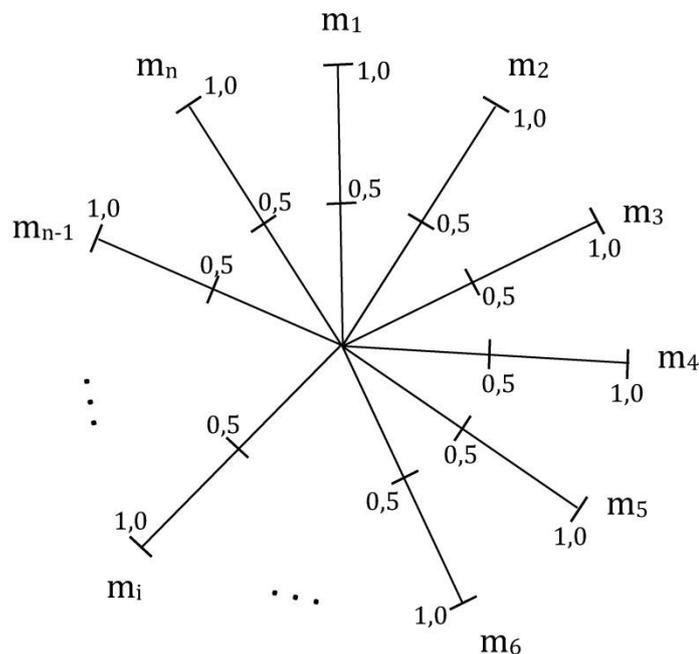


Figura 7 –Diagrama de teia (*spider diagram*)

Assim para a avaliação de sustentabilidade de uma alternativa (rota tecnológica) de um sistema de produção (produto, serviço ou produto/serviço) cada métrica terá seu valor determinado por um ponto marcado no segmento de reta correspondente. Ao se unir, através de segmentos de retas, os pontos de métricas subjacentes (ou adjacentes) obtém-se o diagrama

de teia desta alternativa. A Figura 8 exemplifica um diagrama de teia para uma análise que utiliza seis métricas para avaliar duas alternativas (A1 e A2).

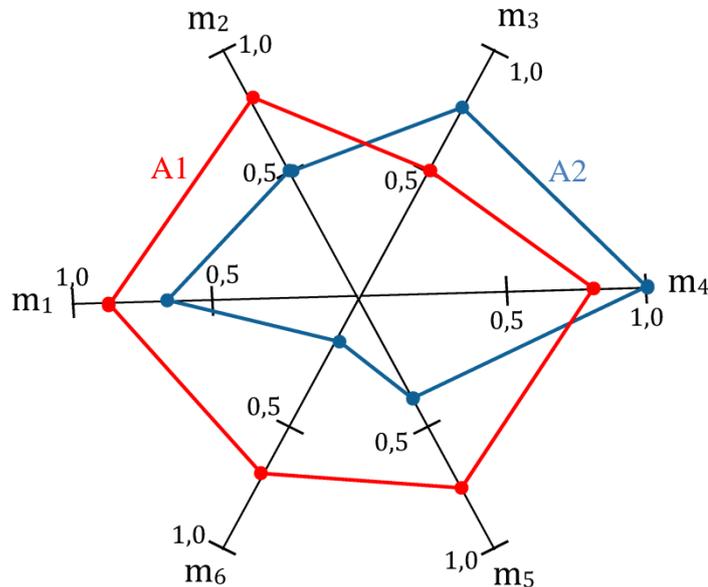


Figura 8 – Exemplo de diagrama de teia para duas alternativas (A1 e A2).

Quanto mais perto da origem estiver uma determinada métrica mais sustentável será a alternativa, então quanto menor for a área do polígono formado pelo diagrama de teia de aranha, mais sustentável é a alternativa. No exemplo da Figura 8, pode-se avaliar visualmente que a alternativa A2 é mais sustentável que a alternativa A1. O diagrama também fornece uma representação gráfica que permite comparar as alternativas para cada uma das métricas individualmente.

Assim como o diagrama de teia pode ser utilizado para comparar duas alternativas para se obter um mesmo produto ou serviço, ele também pode ser usado para comparar um mesmo sistema produtivo em momentos distintos no tempo. Deste modo, pode-se construir um diagrama temporal onde cada polígono representa a sustentabilidade do sistema em um determinado instante de tempo t . Se a área do polígono do instante t_0 for maior que a área do polígono do instante $t_0 + \Delta t$ que por sua vez for maior que a área do polígono do instante $t_0 + 2\Delta t$, o sistema produtivo estará se movendo em direção a sustentabilidade (Figura 9).

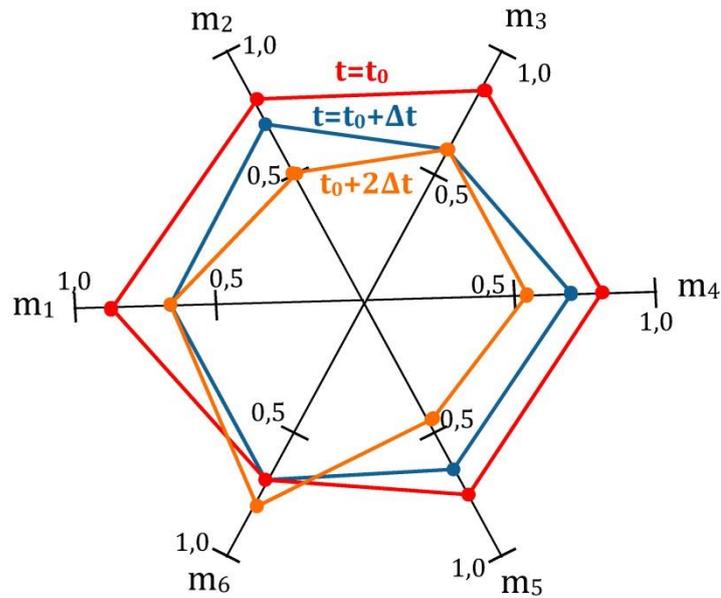


Figura 9 – Exemplo de diagrama de teia para avaliar a evolução temporal da sustentabilidade.

2.4 ÍNDICE AGREGADO DE SUSTENTABILIDADE (IAS)

Diversos são os métodos para se obter um índice agregado de sustentabilidade. Deve-se ressaltar que a análise da sustentabilidade deste trabalho não é uma comparação de duas alternativas de rotas tecnológicas para se obter produtos ou serviços equivalentes e sim uma avaliação no tempo do rumo que uma região está tomando em relação à sustentabilidade relacionada a determinadas atividades produtivas desenvolvidas nesta região. Portanto, os termos do cálculo do índice agregado de sustentabilidade são funções que relacionam as métricas selecionadas em diferentes instantes de tempo e geram uma série histórica do índice agregado. No atual trabalho o método de agregação é baseado na média geométrica das razões ponderadas, que é uma adaptação da proposta de Sikdar (2009), e pode ser assim definida:

Dados:

- (a) conjunto de métricas (m_i) de sustentabilidade, com i variando de um a n ,
- (b) valores disponíveis nos tempos $t_0, t_0+\Delta t, t_0+2\Delta t, \dots, t_0+j\Delta t, \dots, t_0+n_t\Delta t$, sendo n_t o número de intervalos de tempo, igualmente espaçados pelo tempo Δt , do instante inicial até o instante final de estudo e
- (c) pesos p_i atribuídos a cada métrica m_i ,

define-se o índice agregado de sustentabilidade IAS_j como a média geométrica das n métricas no $j^{\text{ésimo}}$ intervalo de tempo tornadas adimensionais pela divisão de cada métrica por seu valor no instante inicial t_0 , i.e., $m_i(t_0)$, de acordo com a Equação (9).

$$IAS_z = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n \left[p_i \cdot \left(\frac{m_i(t_0 + z \Delta t)}{m_i(t_0)} \right) \right]} \quad (9)$$

A Equação (9) produz uma série histórica do índice agregado - $\{IAS_1, IAS_2, \dots, IAS_i, \dots, IAS_{nt}\}$, que permite, no intervalo de tempo avaliado, concluir se a região está se movendo em direção à sustentabilidade ou dela se afastando.

As métricas são definidas tal que quanto maior o seu valor maior a sustentabilidade do processo. Um aumento de m_i significa uma melhora de desempenho. Assim, sempre que uma métrica a ser aplicada na Equação (9) estiver originalmente definida com comportamento inverso a este, torna-se necessário redefini-la como $1/m_i$ (inverso da $i^{\text{ésima}}$ métrica). Este método pode servir para inúmeros casos e Sikdar (2009) o aplica em 3 estudos de caso comparando: (a) quatro opções de formulação de revestimento da BASF (SHONNARD et al., 2003); (b) três processos de produção de cloro (MARTINS et al., 2005) e (c) duas rotas tecnológicas para produção de hexametilenodiamina (SCHWARTZ et al., 2002). No entanto este método tem como limitante o fato das métricas não poderem assumir o valor zero e nem valores negativos (SIKDAR et al., 2012).

3 METODOLOGIA

Este capítulo apresenta a base metodológica para avaliação da sustentabilidade do ciclo de vida do biodiesel a partir de matérias-primas agropastoris.

Destaca-se que a avaliação de sustentabilidade neste trabalho tem uma abordagem regional. As etapas do processo de produção do biodiesel são avaliadas quanto aos impactos ambientais, econômicos e sociais em uma região. Adicionalmente, a avaliação contempla um período de tempo determinado e utiliza imagens de satélite para avaliação de mudanças do uso da terra (LUC - *Land Use Change*).

3.1 DEFINIÇÃO DAS MÉTRICAS DE SUSTENTABILIDADE REGIONAL

O conjunto de métricas definido para avaliar a sustentabilidade regional do ciclo de vida de biodiesel oriundo de matérias-primas agropastoris é definido por três métricas (1-D) para cada uma das três dimensões de sustentabilidade.

3.1.1 Métrica Ambiental (m_a) – Emissões de GHG por área

Esta métrica inclui as emissões anuais de GHG por área nas etapas de produção de biodiesel desde a mudança no uso da terra até a saída do biodiesel da planta de transesterificação. As atividades envolvidas na produção do biodiesel são:

- Mudança no uso da terra de áreas naturais ou com outras atividades para atividades agropastoris que irão produzir as matérias-primas para a produção do biodiesel;
- Processo agropastoril de produção das matérias-primas;
- Transporte das matérias-primas até o processo de extração;
- Extração dos óleos vegetais e gorduras animais;
- Transporte do óleo vegetal ou da gordura animal até a unidade de transesterificação; e
- Transesterificação, processo do qual se converte quimicamente óleo ou gordura em biodiesel.

O total das emissões na região de estudo é dividido pela área total da região. O ciclo de vida da produção do biodiesel, alvo da avaliação da sustentabilidade deste trabalho, tem uma grande componente (pouco abordada) de emissões nas fases de uso da terra (LU – *Land*

Use) e mudança no uso da terra (LUC – *Land Use Change*). A escolha desta métrica é devida a grande participação (de 8,8% a 11,2%) das emissões devido a LU e LUC na emissão anual total da década de 2001 a 2010 (IPCC, 2014).

Dada uma atividade agropastoril dispersa “i” que utilize grandes áreas para produzir matéria-prima para biodiesel e outra atividade de uso da terra “j”, a métrica ambiental (m_a) é definida como a emissão anual média por unidade área e é calculada para os anos inicial (t_0) e final ($t_0 + \Delta t$) do período de estudo, utilizando-se as equações (10) e (11).

$$m_a(t_0) = \frac{\sum_i [E_{BD_i}(t_0) \times A_i(t_0)]}{A_T} \quad (10)$$

$$m_a(t_0 + \Delta t) = m_a(t_0) + \left(\frac{\sum_{i,j} \left[\left(\overline{E_{LUC(j-i)}} + \overline{E_{BD_i}} - \overline{E_{LU_j}} \right) \times A_{j-i} \right]}{A_T} \right) \quad (11)$$

onde:

i: usos da terra em atividades agropastoris que gerem matérias-primas para produção de biodiesel;

$E_{BD_i}(t_0)$: emissão de GHG, no ano inicial do período de estudo, por unidade de área, do ciclo do biodiesel produzido a partir de matéria-prima agropastoril “i”. O ciclo do biodiesel inclui as etapas: (a) atividade agropastoril “i”; (b) transporte da matéria-prima até as unidades de extração de óleo vegetal ou gordura animal; (c) processo de extração do óleo/gordura; (d) transporte do óleo ou gordura até a unidade de transesterificação; e (e) processo de transesterificação. $E_{BD_i}(t_0)$ é medida em quilogramas de dióxido de carbono (CO_2) equivalentes por hectare, por ano ($kg\ CO_{2eq}\ ha^{-1}\ ano^{-1}$).

$A_i(t_0)$: área utilizada pela atividade “i” no ano inicial do período de estudo, medida em hectares (ha).

A_T : área total da região analisada, medida em hectares (ha);

j: uso como áreas naturais ou qualquer uso antrópico da terra;

$\overline{E_{LUC(j-i)}}$: emissão anual, média no período de estudo, por unidade de área, devido à mudança do uso da terra da atividade “j” para a atividade “i”, ocorrida na região analisada durante o período de estudo, medida em quilogramas de CO_2 equivalentes por hectare, por ano ($kg\ CO_{2eq}\ ha^{-1}\ ano^{-1}$).

- $\overline{E_{BD_i}}$: emissão anual de GHG, média no período de estudo, por unidade de área, no ciclo de produção de biodiesel produzido a partir da atividade agropastoril “i”, incluindo as etapas: (a) atividade agropastoril “i”; (b) transporte das matérias-primas geradas no processo agropastoril até as unidades industriais de processamento; (c) processo de extração dos óleos vegetais ou gorduras animais; (d) transporte dos óleos ou gorduras até a unidade de transesterificação; e (e) processo de transesterificação para produção do biodiesel. $\overline{E_{BD_i}}$ é medida em quilogramas de CO₂ equivalentes por hectare, por ano (kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹).
- $\overline{E_{LU_j}}$: emissão anual, média no período de estudo, por unidade de área, gerada nas atividades relacionadas ao uso da terra “j” (uso anterior à LUC). O termo $\overline{E_{LU_j}}$ só será considerado para as mudanças onde o uso da terra “j” não estiver incluído no conjunto de atividades agropastoris “i” e é medida em quilogramas de CO₂ equivalentes por hectare, por ano (kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹).
- A_{j-i} : área, dentro da região em análise, em que ocorreu mudança do uso da terra da atividade “j” para a atividade “i” durante o período de estudo, medida em hectares (ha).

3.1.2 Métrica Econômica (m_e) – Derivada Temporal do PIB per capita

O PIB per capita dos municípios é facilmente obtido nos bancos de dados do governo, pois está intimamente ligado com a arrecadação de impostos. A derivada do PIB em relação à população é semelhante à derivada da razão da poupança genuína em relação à população (Equação (12)).

$$\frac{d}{dt} \left(\frac{PIB}{P} \right) = \frac{\frac{dPIB}{dt} \cdot P - PIB \cdot \frac{dP}{dt}}{P^2} = \frac{\frac{dPIB}{dt}}{P} - \frac{PIB}{P} \cdot \frac{\frac{dP}{dt}}{P} = \frac{PIB}{P} \cdot \left(\frac{\frac{dPIB}{dt}}{PIB} - \frac{\frac{dP}{dt}}{P} \right) \quad (12)$$

Empregando-se diferenças finitas regressivas conforme Equações 13-a, 13-b e 13-c, obtém-se a aproximação expressa na Equação (14).

$$\frac{d}{dt} \left(\frac{PIB}{P} \right) \approx \frac{\frac{PIB}{P}(t) - \frac{PIB}{P}(t-\Delta t)}{\Delta t} = \frac{\Delta \left(\frac{PIB}{P} \right)(t)}{\Delta t} \quad (13-a)$$

$$d \frac{PIB}{dt} \approx \frac{PIB(t) - PIB(t-\Delta t)}{\Delta t} = \frac{\Delta PIB(t)}{\Delta t} \quad (13-b)$$

$$d \frac{P}{dt} \approx \frac{P(t) - P(t - \Delta t)}{\Delta t} = \frac{\Delta P(t)}{\Delta t} \quad (13-c)$$

$$\frac{\Delta \left(\frac{PIB}{P} \right) (t)}{\Delta t} = \frac{PIB}{P} (t) \cdot \left(\frac{\frac{\Delta PIB(t)}{\Delta t}}{PIB(t)} - \frac{\frac{\Delta P(t)}{\Delta t}}{P(t)} \right) \Rightarrow$$

$$\Delta \left(\frac{PIB}{P} \right) (t) = \frac{PIB}{P} (t) \cdot \left(\frac{\Delta PIB(t)}{PIB(t)} - \frac{\Delta P(t)}{P(t)} \right) \quad (14)$$

A aproximação obtida na Equação (14), utilizada por Hamilton (2003), gera a série temporal da métrica *Derivada Temporal do PIB per capita*: $\{m_e\} = \{m_e(t_0), m_e(t_0 + \Delta t), m_e(t_0 + 2\Delta t), \dots, m_e(t_0 + n_t \Delta t)\}$. Destaca-se que não se selecionou o IDH municipal (IDHM) como métrica da dimensão econômica por estar disponível para poucas datas e em seu valor estarem agregados, além do PIB *per capita* (dimensão econômica) índices sociais (expectativa de vida e grau de escolarização), sendo portanto uma métrica 2-D. Assim, utilizando-se as emissões de GHG, o IDHM e o PIB *per capita*, estaria sendo levado duplamente em consideração o aspecto econômico. Adicionalmente, o uso de IDHM como índice agregado não permitiria ponderar separadamente os aspectos sociais e econômicos.

3.1.3 Métrica Social (m_s) - Percentual de escolarização por faixa etária

O IDH apresenta seus componentes de bem estar social ligados à expectativa de vida (saúde) e ao grau de escolaridade (educação). A métrica selecionada para esta fase da pesquisa é relacionada à componente educação, pois a mesma possibilita, além de um melhor entendimento de higiene e saúde, o que se reflete diretamente na expectativa de vida, uma possibilidade de mobilidade social e um aumento na participação política dos cidadãos na busca do bem-estar individual e coletivo.

Assim como a métrica econômica, a métrica social também tem como razão secundária de escolha a facilidade com que esses dados podem ser obtidos em órgãos governamentais como o IBGE.

3.1.4 Cálculo do índice agregado de sustentabilidade

O presente trabalho propõe como método de avaliação integrada da sustentabilidade o cálculo do índice agregado de sustentabilidade baseado na média geométrica das razões ponderadas.

O índice agregado de sustentabilidade regional do biodiesel, produzido a partir de matérias-primas agropastoris, baseado na média geométrica das razões ponderadas, para cada

instante de tempo “z” (IAS_z) é calculado segundo a Equação (15) (versão da Equação (9) para $n = 3$).

$$IAS_z = \sqrt[3]{\left[p_a \cdot \left(\frac{m_a(t_0)}{m_a(t_0 + z\Delta t)} \right) \right] \times \left[p_e \cdot \left(\frac{m_e(t_0 + z\Delta t)}{m_e(t_0)} \right) \right] \times \left[p_s \cdot \left(\frac{m_s(t_0 + z\Delta t)}{m_s(t_0)} \right) \right]} \quad (15)$$

onde:

p_a , p_e e p_s são os fatores de ponderação das métricas ambiental, econômica e social;

$m_a(t_0 + z\Delta t)$ é a métrica ambiental calculada no tempo $t_j = t_0 + z\Delta t$

$m_e(t_0 + j\Delta t)$ é a métrica econômica calculada no tempo $t_j = t_0 + j\Delta t$

$m_s(t_0 + j\Delta t)$ é a métrica social calculada no tempo $t_j = t_0 + j\Delta t$

Enfatiza-se que a métrica ambiental está invertida por que ela se comporta de modo inverso à definição de que quanto maior a métrica maior o grau de sustentabilidade.

3.2 METODOLOGIA PARA CÁLCULO DA MÉTRICA AMBIENTAL - EMISSÕES MÉDIAS ANUAIS DE GHG POR HECTARE NO PROCESSO DE PRODUÇÃO DO BIODIESEL

A Figura 10 resume a metodologia para cálculo da métrica ambiental de produção de biodiesel, a partir de matérias-primas agropastoris que utilizam grandes extensões de terra, proposta por este trabalho.

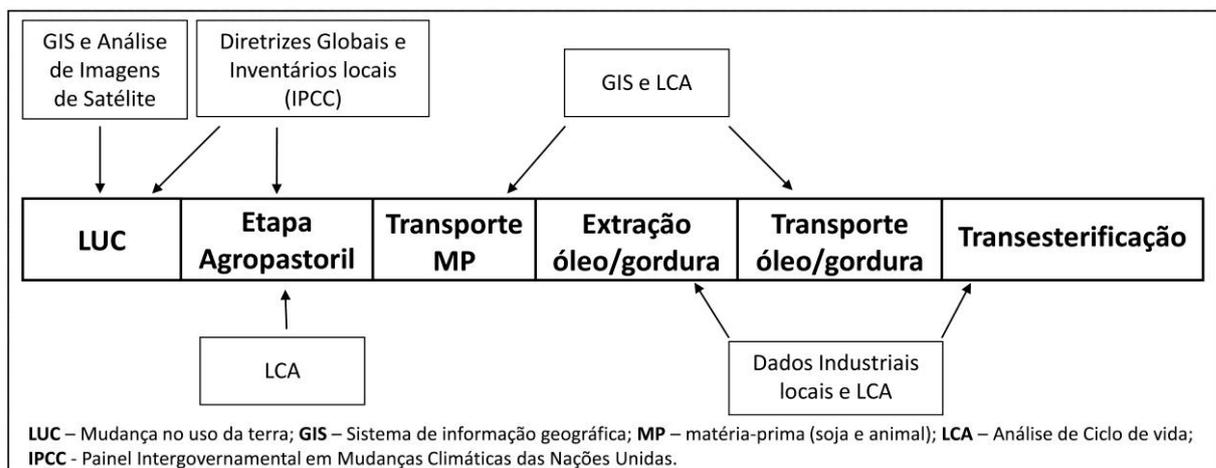


Figura 10 – Metodologia de cálculo de gases de efeito estufa do processo de produção de biodiesel a partir de matérias-primas agropastoris.

As fases de Mudança no Uso da Terra (LUC) e de produção de matérias-primas agropastoris são analisadas somente dentro das fronteiras da região selecionada. As demais

fases consideram o conjunto de unidades de extração de óleo vegetal e/ou gordura animal e de usinas de transesterificação localizadas não só dentro da região selecionada mais também aquelas que se encontram nas cercanias da área de estudo. O número de unidades de extração e transesterificação selecionadas levam em consideração tanto as capacidades de processamento das unidades industriais quanto às capacidades de produção de grãos e carne das áreas agrícolas e de pecuária da região em estudo.

O cálculo das emissões de GHG no processo de produção do biodiesel é feito em duas etapas, LUC e demais fases do processo.

Na primeira etapa, são calculadas as emissões devido à LUC multiplicando-se as emissões de GHG por hectare, calculadas seguindo-se as diretrizes e guia de boas práticas globais do Painel Intergovernamental em Mudanças Climáticas (IPCC - *International Panel on Climate Change*) e relatórios de referência de inventários de emissões da região em estudo, pelas áreas onde as mudanças do uso da terra foram identificadas a partir da interpretação visual de imagens de satélites no início e no fim do período de estudo.

Para as demais fases, iniciando-se na etapa agropastoril e terminando na etapa de transesterificação, as emissões são calculadas através da aplicação de metodologia de LCA.

Os dados de entrada para a LCA da fase agropastoril são obtidos de fazendas da região. Só são utilizados dados de anos dentro do período de estudo. Desta forma são obtidas as emissões anuais por hectare. Como dados de entrada para a LCA das etapas industriais de extração e transesterificação são usados as entradas (materiais e energéticas) das esmagadoras e transesterificadoras da região.

As emissões devido ao transporte são calculadas a partir das distâncias médias entre cada uma das áreas de cultivo/criação até as unidades extratoras mais próximas (até o limite de suas capacidades de processamento) e destas até as usinas de biodiesel. Este cálculo é realizado a partir de sistemas de informação geográfica (GIS) usando as imagens de satélite das estradas da região.

3.2.1. Repartição de impactos da LCA entre produtos

Uma grande fonte de variação dos resultados de trabalhos de LCA é o sistema de repartição dos impactos entre os produtos principais da cadeia e os demais produtos obtidos durante as diversas etapas do processo. Segundo Horne e Matthews (2004) e UNFCCC (2008) a diferença entre coprodutos, subprodutos e resíduo são seus valores econômicos em relação ao valor econômico do produto principal da cadeia. Assim, o coproduto tem valor similar ao do produto principal, o subproduto tem valor menor que o valor do produto principal e o

resíduo tem valor muito baixo, ou até mesmo negativo quando comparado ao produto principal da cadeia em análise.

Para toda LCA que envolve processos com múltiplos produtos, se faz necessária a repartição dos impactos entre esses produtos (ABNT, 2009a). Este fato é ainda mais premente em sistemas com coprodutos de grande valor agregado, como é o caso dos coprodutos da cadeia do biodiesel baseado em matérias-primas agropastoris. A produção agrícola de grãos e o processo de extração do óleo, assim como a criação, abate e processamento do gado, geram coprodutos com grande utilidade e, portanto, se faz necessária a distribuição dos impactos entre os produtos principais da cadeia (grão / óleo vegetal / gordura animal) e os coprodutos (farelo, carne e couro), pois não se pode colocar na conta do biodiesel o total de emissões das fases agropastoris e de extração do óleo vegetal e da gordura animal.

A forma mais simples de se dividir os impactos entre os diversos produtos é o processo de alocação, que reparte as entradas e saídas do sistema entre os produtos utilizando-se relações físicas ou econômicas entre eles. No entanto, a norma ABNT NBR ISO14044:2009 (ABNT, 2009b) preconiza que se deve evitar a utilização de alocação e para tal se pode lançar mão de:

- Divisão de processos elementares em subprocessos, um para cada produto do sistema, com coleta de dados de entrada e saída relacionados a cada produto ou
- Expansão do sistema de forma a incluir no inventário as entradas e saídas relacionadas aos coprodutos, subtraindo-se dos impactos globais do sistema as emissões relativas a igual quantidade produzida destes coprodutos em processo alternativo de produção.

Caso nenhuma das duas opções seja possível deve-se fazer a repartição, seguindo-se prioritariamente as alocações baseadas entre relações físicas entre os produtos (massa, volume ou conteúdo energético). Em último caso, quando uma relação física não puder ser estabelecida, a norma sinaliza a possibilidade da utilização de outro tipo de relações entre os produtos, dando como exemplo o valor econômico dos produtos.

Uma vez optando-se pela alocação, os impactos das etapas anteriores são proporcionalmente alocados de acordo com o critério pré-estabelecido. Segundo Castanheira et al. (2014) e Moraes et al. (2010), os trabalhos de LCA de biodiesel utilizam basicamente três tipos de alocação:

- Alocação mássica;
- Alocação energética; e

- Alocação por valor de mercado.

Na alocação mássica, os impactos de todas as etapas anteriores são proporcionalmente alocados de acordo com a massa de cada um dos produtos obtidos. Ou seja, o fator de alocação de cada produto é a massa do produto dividido pela soma das massas de todos os produtos obtidos.

A alocação energética é na verdade uma variação da alocação mássica, onde se realiza a ponderação da massa de cada produto segundo o valor energético do mesmo. O fator de alocação energético de um produto ou subproduto é obtido multiplicando-se a quantidade produzida (massa ou volume) pela energia contida em uma unidade de massa ou volume. O valor assim obtido é dividido pelo somatório de energia contida nas quantidades de todos os produtos e subprodutos do processo.

Na alocação por valor de mercado, de forma similar a alocação energética, é realizada uma ponderação utilizando-se o valor de mercado dos produtos.

3.2.2. Método de identificação do uso da terra a partir da interpretação visual de imagens de satélite

Inicialmente são identificadas, dentro da região de estudo, as áreas com atividades agropastoris relacionadas com as matérias-primas utilizadas para a produção de biodiesel para o ano final do período de estudo. Esta identificação é realizada utilizando-se imagens dos satélites da série LANDSAT (*Land Remote Sensing Satellite* – Satélite de sensoriamento remoto da terra) para o ano final do período de estudo. Após esse mapeamento estas áreas são avaliadas em imagens do ano inicial do período de estudo, identificando as mudanças de uso da terra que ocorreram no período.

As imagens de satélite estão disponíveis no portal *Earth Explorer* do Serviço Geológico Americano (*United States Geological Survey* - USGS) (EARTH EXPLORER, 2017). As bandas 3, 4 e 5 do sensor do satélite estão associadas a três imagens em tons de cinza. Para a análise e identificação do uso da terra cada uma destas imagens é associada a uma dentre as três cores básicas: vermelho, verde e azul (RGB – *Red Green and Blue*) formando assim uma imagem em falsa cor (PIROLI et al., 2002). Para que cada área possa ser classificada conforme seu uso, é realizada a segmentação da área em polígonos. Os segmentos correspondem a regiões (pixels) homogêneas, com características similares como: tom e cor, forma, tamanho, padrão, textura, separando assim, as regiões comuns. Para a segmentação, são utilizados dois parâmetros: similaridade e tamanho dos segmentos que é determinado pela área mínima, neste caso área de 10 hectares.

Os alvos a serem mapeados neste trabalho são áreas naturais e agropastoris.

3.2.3. Método de cálculo de Emissões de Gases de Efeito Estufa (GHG) devido ao LUC

As emissões de GHG devido à LUC são o somatório de diversos fatores entre os quais os mais relevantes, e que são levados em consideração neste trabalho, são:

- Diferença de estoque de carbono orgânico no solo;
- Diferença de estoque de carbono na vegetação abaixo e acima da superfície;
- Emissões de GHG devido à diferença de atividades e manejo do solo;
- Emissões diretas e indiretas de óxido nitroso (N₂O).

As emissões devido à LUC são calculadas de acordo com:

1. Diretrizes do IPCC para estoques nacionais de gases do efeito estufa - Volume 4: agricultura, silvicultura e outros usos do solo (IPCC, 2006);
2. Guia de boas práticas do IPCC para uso da terra, mudança de uso da terra e silvicultura (IPCC, 2003);
3. Relatório de Referencia – Setor Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas do Terceiro Inventário brasileiro de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa para a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change) (MCTI, 2015b).

A emissão de GHG anual, média no período de estudo, por unidade de área, devido à LUC é igual à soma das emissões de GHG anuais médias de CO₂ e N₂O, como apresentado na Equação (16).

$$\overline{E_{LUC(j-i)}} = \overline{E_{LUC_{CO_2(j-i)}}} + \overline{E_{LUC_{N_2O(j-i)}}} \quad (16)$$

onde:

$\overline{E_{LUC(j-i)}}$: emissão de GHG anual, média no período de estudo, por unidade de área, devido à mudança do uso da terra do uso “j” para a atividade “i”, ocorrida na região analisada durante o período de estudo, medida em quilogramas de CO₂ equivalentes por hectare, por ano (kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹);

j: uso como áreas naturais ou qualquer uso antrópico da terra;

i: usos da terra em atividades agropastoris que gerem matérias-primas para produção de biodiesel;

$\overline{E_{LUC_{CO_2}(i-j)}}$: emissão de CO₂ anual, média no período de estudo, por unidade de área, devido à LUC do uso “j” para a atividade “i”, ocorrida na região de estudo, medida em quilogramas de CO₂ equivalentes por hectare, por ano (kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹);

$\overline{E_{LUC_{N_2O}(j-i)}}$: emissão de N₂O anual, média no período de estudo, por unidade de área, devido à LUC do uso “j” para a atividade “i”, ocorrida na região de estudo, medida em quilogramas de CO₂ equivalentes por hectare, por ano (kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹).

O cálculo das emissão anual média de CO₂ devido à LUC, por unidade de área, é definido pela Equação (17).

$$\overline{E_{LUC_{CO_2}(j-i)}} = \sum_{i,j} \left[(CS_j - CS_i) \times \left(\frac{44}{12} \right) \right] / N_y \quad (17)$$

onde:

CS_j: estoque de carbono do uso anterior da terra “j”, sendo que “j” pode ser áreas naturais ou áreas nas quais esteja sendo desenvolvido qualquer uso antrópico, medida em quilograma de carbono por hectare (kg C ha⁻¹);

CS_i: estoque de carbono da atividade “i” que gera matéria-prima para produção de biodiesel, medida em quilograma de carbono por hectare (kg C ha⁻¹);

44/12: razão entre a massa molecular de dióxido de carbono (emitida) e a massa molecular de carbono (estoque), usada para conversão de C em CO₂;

N_y: quantidade de anos no período de estudo.

O estoque de carbono para os diferentes tipos de uso do solo (CS_i ou CS_j), é obtido através da soma dos estoques de carbono dos três compartimentos (Equação (18)).

$$CS = CS_{SOC} + CS_{ABGB} + CS_{DOM} \quad (18)$$

onde:

CS_{SOC} : Estoque de carbono orgânico do solo (SOC - *Soil Organic Carbon*);

CS_{ABGB} : Estoque de carbono na biomassa acima e abaixo do solo (ABGB - *Above and Below Ground Biomass*);

CS_{DOM} : Estoque de carbono na matéria orgânica morta (DOM - *Dead Organic Matter*).

A determinação do CS_{ABGB} e CS_{DOM} utiliza o método proposto por Bernoux et al. (2002), empregado na Terceira Comunicação Nacional oficial do Brasil para a UNFCCC (MCTI, 2016). As fitofisionomias adotadas para a região de estudo são a vegetação anterior do Relatório de Referência (MCTI, 2015b). A determinação do estoque de carbono da matéria orgânica do solo para áreas antropizadas (CS_{SOC_a}) combina a classificação utilizada no Relatório de Referência para o tipo de solo e vegetação para a área estudada (BERNOUX et al., 2002; MCTI, 2015b). Uma vez que não é possível determinar a vegetação original para as áreas atualmente em uso, uma média ponderada do estoque de carbono na matéria orgânica do solo de áreas naturais (CS_{SOC_n}) é empregada com suas respectivas partes de áreas naturais usadas na região em estudo ($A\%_n$). Esta média ponderada é multiplicada pelos fatores relativos de mudança de estoque nas áreas antropizadas devido: ao uso da terra (F_{LU_a}), tipo de gerenciamento (F_{MG_a}) e às entradas no sistema produtivo (F_{I_a}), de acordo com a Equação (19).

$$CS_{SOC_a} = \left[\sum_n CS_{SOC_n} \times A\%_n \right] \times F_{LU_a} \times F_{MG_a} \times F_{I_a} \quad (19)$$

onde:

CS_{SOC_a} : estoque de carbono da matéria orgânica do solo para áreas antropizadas;

CS_{SOC_n} : estoque de carbono na matéria orgânica do solo de áreas naturais;

$A\%_n$: percentuais das áreas naturais usadas na região de estudo;

F_{LU_a} : fator de mudança de estoque nas áreas antropizadas *devido ao uso da terra*;

F_{MG_a} : fator de mudança de estoque nas áreas antropizadas *devido ao tipo de gerenciamento*;

F_{I_a} : fator de mudança de estoque nas áreas antropizadas devido às entradas no sistema produtivo.

As emissões de N₂O são divididas em dois tipos: diretas e indiretas. As emissões diretas de N₂O são aquelas oriundas do aumento das taxas de nitrificação e desnitrificação, resultado do aumento da disponibilidade nitrogênio causado pelas ações humanas, seja pela adição de nitrogênio ou pelas mudanças no uso ou nas práticas de manejo que mineralizam o nitrogênio orgânico do solo. As emissões indiretas de N₂O se dão por duas vias. A primeira via é a volatilização do nitrogênio como NH₃ e óxidos NO_x, e a deposição destes gases e os seus produtos de NH₄⁺ e NO₃⁻ no solo e na superfície corpos d'água. A segunda via é a lixiviação e escoamento do nitrogênio provenientes da adição de fertilizantes sintéticos ou orgânicos, dos resíduos de colheitas ou da mineralização de nitrogênio associada à perda de carbono do solo.

A emissão de N₂O anual, média no período de estudo, por unidade de área, devido à LUC do uso “j” para a atividade “i”, ocorrida na região de estudo é a soma das emissões médias diretas e indiretas, como apresentado na Equação (20).

$$\overline{E_{LUC_{N_2O(j-i)}}} = \overline{E_{LUC_{N_2O \text{ dir}}}} + \overline{E_{LUC_{N_2O \text{ indir}}}} \quad (20)$$

As equações (21) a (24) apresentam as equações para se calcular das emissões diretas de N₂O.

$$\overline{E_{LUC_{N_2O \text{ dir}}}} = Ed_{PRP} + Ed_{CR} + Ed_{SOM} \quad (21)$$

$$Ed_{PRP} = \frac{N_{CH} \times N_{rate} \times TAM \times MS_{PRP} \times EF_{3PRP} \times \left(\frac{44}{28}\right) \times 298}{(N_y/N_a)} \quad (22)$$

$$Ed_{CR} = \frac{C_y \times F_{dm} \times [(R_{AG} \times N_{AG}) + (R_{BG} \times N_{BG})] \times EF_1 \times \left(\frac{44}{28}\right) \times 298}{(N_y/N_a)} \quad (23)$$

$$Ed_{SOM} = \frac{\sum_{i,j} [(CS_{SOC_j} - CS_{SOC_i})] \times EF_1 \times \left(\frac{44}{28}\right) \times 298}{R \times N_y} \quad (24)$$

onde:

- Ed_{PRP} : emissão direta de N_2O devido à urina e ao esterco dos animais no pasto, campo e cercado (PRP – Pasture, Range and Paddock), medida em quilogramas de CO_2 equivalentes por hectare, por ano ($kg\ CO_2eq\ ha^{-1}\ ano^{-1}$);
- N_{CH} : média das taxas de lotação anuais durante o período de estudo, na área sujeita à LUC para pasto, medida em número de animais por hectare ($animal\ ha^{-1}$);
- N_{rate} : taxa padrão de excreção de nitrogênio, medida em quilograma de nitrogênio por quilograma de animal por ano ($kg\ N\ (kg\ animal)^{-1}\ ano^{-1}$);
- TAM: massa típica dos animais (*Typical Animal Mass*), medida em quilogramas de animal por animal ($kg\ animal\ (animal)^{-1}$);
- MS_{PRP} : fração do total de nitrogênio excretado pelo gado no pasto, medido em percentagem (%);
- EF_{3PRP} : fator de emissão de N_2O das excretas depositados no pasto, medido em quilograma de N_2O por quilograma de nitrogênio ($kg\ N_2O-N\ (kg\ N\ input)^{-1}$);
- 44/28: razão entre a massa molecular de N_2O (emitido) e N_2 (estoque), usado para conversão de N_2O-N em N_2O ;
- 298: potencial de aquecimento global do N_2O para um horizonte de tempo de 100 anos (GWP_{100} - *Global warning potential for 100 years*), definido pelo IPCC (2007) e usado para expressar os resultados em quilogramas de CO_2 equivalentes;
- N_y : número de anos do período de estudo;
- N_a : média do número decanos em que a terra é utilizada pela atividade geradora de matéria-prima para produção de biodiesel. $N_a = (N_y - 1)/2$ pois a mudança no uso da terra ocorre em média no meio do período de estudo sem que se leve em conta o ano em que há a mudança;
- Ed_{CR} : emissão direta de N_2O devido aos resíduos de cultivo, medida em quilogramas de CO_2 equivalentes por hectare, por ano ($kg\ CO_2eq\ ha^{-1}\ ano^{-1}$);
- C_Y : rendimento da cultura, medida em quilogramas de grãos, por hectare cultivado, por ano ($kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$);
- F_{dm} : fração de matéria seca do produto da colheita, expressa em percentagem (%);
- R_{AG} : proporção de resíduos de matéria seca acima do solo, sendo adimensional e obtida nas diretrizes do IPCC (IPCC, 2006) ;

- N_{AG} : teor de resíduos nitrogenados acima do solo, medida em tonelada de nitrogênio por tonelada de matéria seca (t N / t d.m.);
- R_{BG} : é a proporção de resíduos abaixo do solo para produção colhida, sendo adimensional e obtida nas diretrizes do IPCC (IPCC, 2006);
- N_{BG} : teor de resíduos nitrogenados abaixo do solo, medida em tonelada de nitrogênio por tonelada de matéria seca (t N / t d.m.);
- EF_1 : fator de emissão para as emissões de N_2O a partir de entradas de nitrogênio, sendo adimensional e seu valor obtido na Tabela 11.1 do IPCC (2006);
- Ed_{SOM} : emissão direta de N_2O devido à mineralização do nitrogênio associado à perda de carbono do solo, medida em quilogramas de CO_2 equivalentes por hectare, por ano ($kg\ CO_2eq\ ha^{-1}\ ano^{-1}$);
- CS_{SOC_j} : estoque de carbono do SOC para o de uso anterior do solo “j”, medida em quilogramas de carbono por hectare ($kg\ C\ ha^{-1}$);
- $CS_{SOC_{pt}}$: estoque de carbono do SOC para o uso do solo (“i”) na produção de matéria-prima usada para produção de biodiesel ($kg\ C\ ha^{-1}$);
- R : razão C:N da matéria orgânica do solo (SOM – *Soil Organic Matter*), expressa em quilograma de carbono por quilograma de nitrogênio ($kg\ C\ (kg\ N)^{-1}$);

As equações (25) a (28) apresentam as equações para o cálculo das emissões indiretas de N_2O .

$$\overline{E_{LUC_{N_2O\ indir}}} = E_{iPRP} + E_{iCR} + E_{iSOM} \quad (25)$$

$$E_{iPRP} = \frac{N_{CH} \times N_{rate} \times TAM \times MS_{PRP} \times [(F_{C_{GASM}} \times EF_4) + (F_{C_{LEACH}} \times EF_5)] \times \left(\frac{44}{28}\right) \times 298}{(N_y/N_a)} \quad (26)$$

$$E_{iCR} = \frac{C_Y \times F_{dm} \times [(R_{AG} \times N_{AG}) + (R_{BG} \times N_{BG})] \times F_{C_{LEACH}} \times EF_5 \times \left(\frac{44}{28}\right) \times 298}{(N_y/N_a)} \quad (27)$$

$$E_{i_{SOM}} = \frac{\sum_{i,j} [(CS_{SOC_j} - CS_{SOC_i})] \times FC_{LEACH} \times EF_5 \times \left(\frac{44}{28}\right) \times 298}{R \times N_y} \quad (28)$$

onde:

- $E_{i_{PRP}}$: emissão indireta de N_2O devido à urina e ao esterco dos animais no pasto, campo e cercado (PRP – Pasture, Range and Paddock), medida em quilogramas de CO_2 equivalentes por hectare, por ano ($kg\ CO_{2eq}\ ha^{-1}\ ano^{-1}$);
- N_{CH} : média das taxas de lotação anuais durante o período de estudo, na área sujeita à LUC para pasto, medida em número de animais por hectare ($animal\ ha^{-1}$);
- N_{rate} : taxa padrão de excreção de nitrogênio, medida em quilograma de nitrogênio por quilograma de animal por ano ($kg\ N\ (kg\ animal)^{-1}\ ano^{-1}$);
- TAM: massa típica dos animais (*Typical Animal Mass*), medida em quilogramas de animal por animal ($kg\ animal\ (animal)^{-1}$);
- MS_{PRP} : fração do total de nitrogênio excretado pelo gado no pasto, medido em percentagem (%);
- FC_{GASM} : fração de nitrogênio devido à urina e ao esterco depositados pelos animais no pasto, campo e cercado, expressa em percentagem (%);
- EF_4 : fator de emissão atmosférica de N_2O pelo depósito de nitrogênio no solo ou em superfícies d'água, expresso em quilograma de N_2O por quilograma de nitrogênio depositado ($kg\ N_2O-N\ (kg\ de\ N\ adicionado)^{-1}$);
- FC_{LEACH} : fração de todo nitrogênio adicionado ou mineralizado em solos manejados que é perdido através da lixiviação e escoamento em regiões onde lixiviação, expressa em percentagem (%);
- EF_5 : fator de emissão de N_2O de N lixiviado e escoado, expresso em quilograma de N_2O por quilograma de nitrogênio lixiviado e escoado ($kg\ N_2O-N\ (kg\ de\ N\ lichiviado\ e\ escoado)^{-1}$);
- 44/28: razão entre a massa molecular de N_2O (emitido) e N_2 (estoque), usado para conversão de N_2O-N em N_2O ;

- 298: potencial de aquecimento global do N₂O para um horizonte de tempo de 100 anos (GWP₁₀₀ - *Global warming potential for 100 years*), definido pelo IPCC (2007) e usado para expressar os resultados em quilogramas de CO₂ equivalentes;
- N_y: número de anos do período de estudo;
- N_a: média do número de anos em que a terra é utilizada pela atividade geradora de matéria-prima para produção de biodiesel. $N_a = (N_y - 1)/2$ pois a mudança no uso da terra ocorre em média no meio do período de estudo sem que se leve em conta o ano em que há a mudança;
- E_{iCR}: emissão indireta de N₂O devido aos resíduos de cultivo, medida em quilogramas de CO₂ equivalentes por hectare, por ano (kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹);
- C_y: rendimento da cultura, medida em quilogramas de grãos, por hectare cultivado, por ano (kg ha⁻¹ ano⁻¹);
- F_{dm}: fração de matéria seca do produto da colheita, expressa em percentagem (%);
- R_{AG}: proporção de resíduos de matéria seca acima do solo, sendo adimensional e obtida nas diretrizes do IPCC (IPCC, 2006) ;
- N_{AG}: teor de resíduos nitrogenados acima do solo, medida em tonelada de nitrogênio por tonelada de matéria seca (t N / t d.m.);
- R_{BG}: é a proporção de resíduos abaixo do solo para produção colhida, sendo adimensional e obtida nas diretrizes do IPCC (IPCC, 2006);
- N_{BG}: teor de resíduos nitrogenados abaixo do solo, medida em tonelada de nitrogênio por tonelada de matéria seca (t N / t d.m.);
- E_{iSOM}: emissão indireta de N₂O devido à mineralização do nitrogênio associado à perda de carbono do solo, medida em quilogramas de CO₂ equivalentes por hectare, por ano (kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹);
- CS_{SOC_j}: estoque de carbono do SOC para o de uso anterior do solo “j”, medida em quilogramas de carbono por hectare (kg C ha⁻¹);
- CS_{SOC_{pt}}: estoque de carbono do SOC para o uso do solo (“i”) na produção de matéria-prima usada para produção de biodiesel (kg C ha⁻¹);
- R: razão C:N da matéria orgânica do solo (SOM – *Soil Organic Matter*), expressa em quilograma de carbono por quilograma de nitrogênio (kg C (kg N)⁻¹);

3.2.4. Método de cálculo de Emissões de Gases de Efeito Estufa (GHG) devido ao Ciclo de Produção de Biodiesel a partir de matérias-primas agropastoris

O cálculo das emissões anuais médias oriundas do ciclo de produção do biodiesel a partir da matéria-prima desenvolvida a partir da atividade agropastoril “i” ($\overline{E_{BD_i}}$) é obtido somando-se as emissões das fases agropastoris (FA_e), transporte de matérias-primas (T_{mp_e}), extração do óleo vegetal / gordura animal (E_e), transporte do óleo/sebo (T_{os_e}) e transesterificação (Tr_e), segundo a Equação (29).

$$\overline{E_{BD_i}} = (N_a/N_y) \times (FA_e + T_{mp_e} + E_e + T_{os_e} + Tr_e) \quad (29)$$

onde:

- $\overline{E_{BD_i}}$: emissão anual de GHG, média no período de estudo, por unidade de área, no ciclo de produção de biodiesel produzido a partir da atividade agropastoril “i”, medida em quilogramas de CO₂ equivalentes por hectare, por ano (kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹).
- N_y : número de anos do período de estudo;
- N_a : média do número de anos em que a terra é utilizada pela atividade geradora de matéria-prima para produção de biodiesel. $N_a = (N_y - 1)/2$ pois a mudança no uso da terra ocorre em média no meio do período de estudo sem que se leve em conta o ano em que há a mudança;
- FA_e : Emissão anual da fase agropastoril, medida em quilogramas de CO₂ equivalentes por hectare, por ano (kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹);
- T_{mp_e} : Emissão anual do transporte de matérias-primas (óleo/gordura animal), medida em quilogramas de CO₂ equivalentes por hectare, por ano (kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹);
- E_e : Emissão anual da fase de extração de óleo/gordura animal, medida em quilogramas de CO₂ equivalentes por hectare, por ano (kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹);
- T_{os_e} : Emissão anual do transporte de óleo/gordura animal, medida em quilogramas de CO₂ equivalentes por hectare, por ano (kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹);
- Tr_e : Emissão anual da fase de transesterificação, medida em quilogramas de CO₂ equivalentes por hectare, por ano (kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹).

4 ESTUDO DE CASO – AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DO BIODIESEL DE SOJA E SEBO EM UMA MICRORREGIÃO DO CENTRO-OESTE BRASILEIRO

O Brasil possui como principais matérias-primas para produção de biodiesel, o óleo de soja e o sebo bovino. O estudo de caso avalia a sustentabilidade do biodiesel, em uma microrregião do Centro-Oeste brasileiro, baseados nestas duas matérias-primas, considerando a metodologia apresentada no capítulo 3.

4.1 MÉTRICA AMBIENTAL (m_a) – EMISSÕES DE GHG POR ÁREA

A métrica ambiental se baseou no cálculo das emissões de GHG, das seguintes etapas do ciclo de vida da produção do biodiesel: (a) mudança do uso da terra (LUC); (b) fases agropastoris (agricultura e pecuária); (c) transporte de grãos e animal; (d) extração de óleo de soja e abate / renderização animal; (e) transporte do óleo de soja e sebo; e (f) transesterificação para produção do biodiesel (Figura 11).

As emissões devida a LUC são calculadas utilizando-se GIS e análise de imagens de satélite como detalhado no item 4.1.3 e as diretrizes globais e o terceiro inventário brasileiro do IPCC, como detalhado no item 4.1.4. As emissões das etapas agropastoris, transporte e industriais, foram calculadas utilizando o programa SimaPro[®] versão 8.0 com a base de dados Ecoinvent 3 e método de avaliação de impactos do IPCC 2007 (Pre-sustainability, 2016). A unidade funcional utilizada é quilograma de CO₂ equivalente por hectare, por ano (kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹) pois a metodologia avalia a sustentabilidade regional.

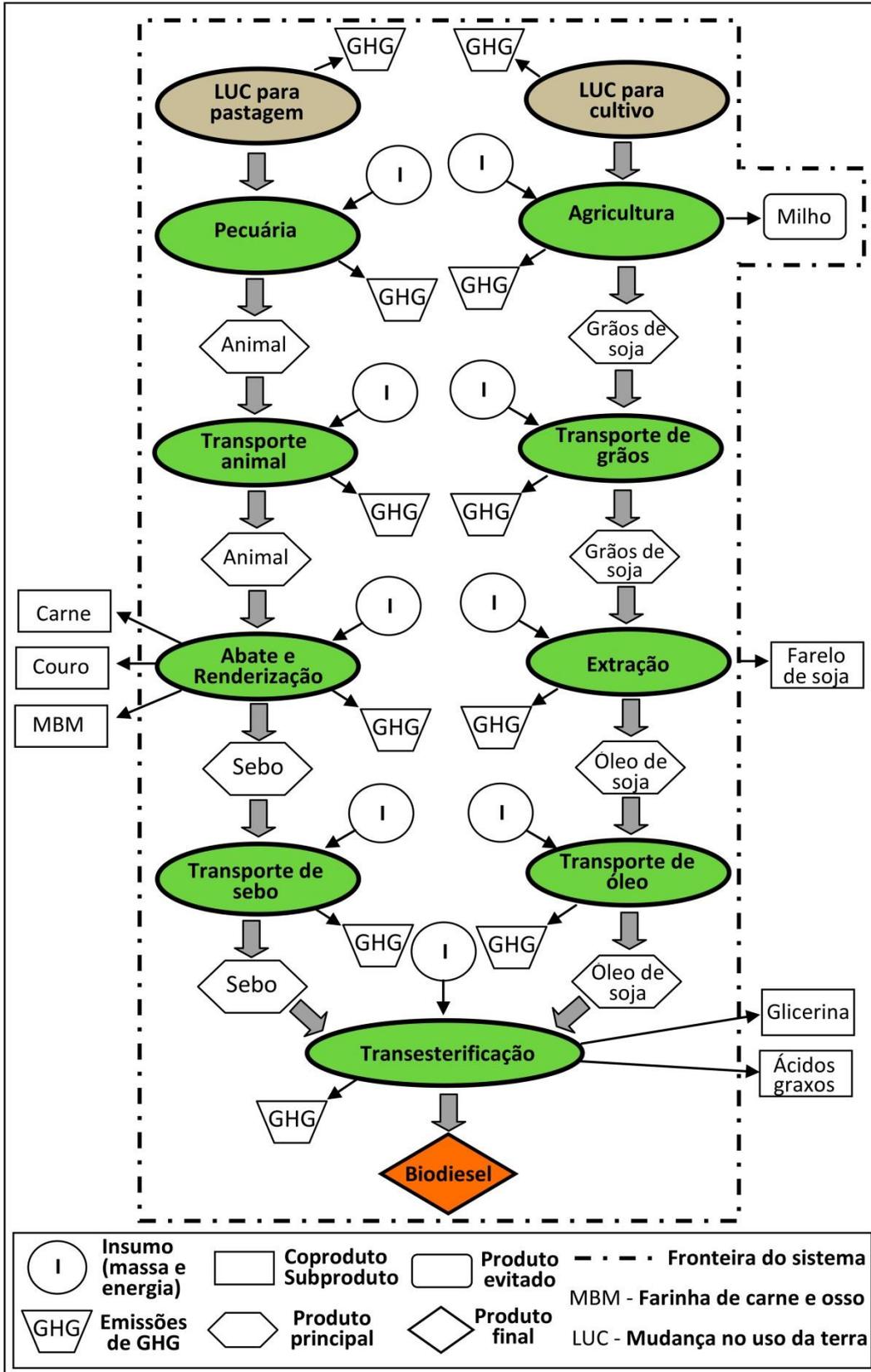


Figura 11 - Ciclo de vida da produção de biodiesel a partir de óleo de soja e sebo bovino.

4.1.1 Seleção da região e do período de estudo

A área de estudo é a microrregião de Dourados (DMR), no estado de Mato Grosso do Sul (MS), uma representativa região agropastoril no Brasil. O estado do Mato Grosso do Sul é o terceiro maior produtor de soja e também o terceiro maior em número de abates bovinos no Brasil. Ao considerar a importância global do Brasil como o segundo maior exportador desses dois produtos, pode-se perceber a importância do Mato Grosso do Sul. Por sua vez, o DMR mostra uma forte expansão da agricultura, especialmente de soja, sobre pastagem plantada (Esteves et al., 2016). O DMR é o maior produtor de soja em MS e foi classificado como o quarto em número de gado abatido em 2014 (Esteves et al., 2017).

O período de tempo definido para a aplicação da metodologia foi entre os anos de 2003 e 2013. Período no qual se tem disponível, além de imagens de satélite de boa qualidade para a identificação da LUC, dados censitários para a análise social e econômica.

4.1.2 Repartição e alocação dos impactos em LCA

LCA é uma técnica que permite identificar os efeitos ambientais globais do ciclo de vida de um produto ou processo, avaliando os potenciais impactos ambientais de um sistema através do estudo detalhado dos insumos energéticos e mássicos no ciclo de vida da produção, incluindo o transporte. De acordo com ABNT (2009a), para múltiplos processos de saída, é necessário repartir as emissões entre os produtos fornecidos. Esta repartição é particularmente importante quando as saídas do sistema têm alto valor de mercado, como no caso deste estudo, onde o milho, a carne e a farinha de soja são importantes *commodities*. As saídas que têm um valor semelhante ao do produto principal são denominadas coprodutos, enquanto que os produtos com valor menor que o produto principal são nomeados subprodutos (Horne e Matthews, 2004).

Portanto, é necessário adotar uma abordagem para repartir as emissões entre os produtos principais (produtos que seguem na cadeia produtiva de uma etapa para a outra), que neste estudo são grãos de soja e óleo de soja, boi vivo e sebo bovino, os coprodutos (milho, farelo de soja, carne e couro) e os subprodutos (Farinha de carne e osso (MBM – Meat and bone meal), glicerina e ácidos graxos) em toda a cadeia de produção de biodiesel. Como grão de soja, óleo de soja, animal, sebo e biodiesel, não são os únicos produtos do sistema, não podem ser responsabilizados por todas as emissões das fases agropastoris e industriais.

A maneira mais simples de repartir os impactos entre os diferentes resultados é a alocação, que divide os insumos e impactos do sistema entre os resultados usando suas inter-relações físicas ou econômicas. São utilizados três métodos básicos de alocação: com base na massa, no conteúdo energético ou no valor de mercado. A atribuição de massa leva em consideração a fração em massa de produtos, coprodutos e subprodutos, enquanto as alocações por valor de mercado e energética, além da relação de massa, usam o valor comercial e o conteúdo energético de cada produto, coproduto e subproduto. No entanto, a ABNT NBR ISO 14044:2009 (ABNT, 2009b) recomenda que, sempre que possível, alocação deve ser evitada, utilizando-se para isso de duas opções para repartição dos impactos entre os produtos: divisão em subprocessos (DS) e expansão do sistema (ES).

Na divisão em subprocessos (DS) os processos elementares podem ser reorganizados em subprocessos, um para cada produto do sistema, com dados de entradas mássicas e energéticas também coletados para cada um destes subprocessos

Na expansão do sistema (ES) as fronteiras do sistema, incluindo no inventário todas as entradas e saídas relacionadas aos coprodutos e subprodutos, deduzindo dos impactos totais finais do sistema estudado a quantidade respectiva de emissões desses coprodutos e subprodutos caso eles fossem obtidos em outro processo alternativo de produção.

4.1.2.1 Repartição das emissões nas fases agropastoris

Conforme mostrado na Figura 11, além dos produtos principais (grãos de soja e animal), apenas um coproduto, é produzido nas fases agropastoris: o milho. Os dois produtos da fase agrícola (soja e milho) têm um insumo comum que é compartilhado pelas duas atividades (cultivos de soja e de milho): o solo. Todas as outras entradas mássicas e energéticas podem ser divididas para criar dois subprocessos independentes, usando a opção de divisão em subprocessos (DS). Porém, essa independência é apenas numérica, uma vez que as culturas, por estarem em sucessão, se beneficiam de insumos como fertilizantes e corretivos agrícolas aplicados na cultura anterior. Além disso o custo, ambiental e econômico, do manejo de pragas é muito menor quando se trabalha com culturas em sucessão. No entanto, as influências recíprocas e a interação entre as culturas são difíceis de serem medidas, e, portanto, a abordagem DS não se apresenta como a mais adequada.

Aplicando-se a abordagem de expansão do sistema, inclui-se o coproduto milho dentro da fronteira do sistema e os insumos (mássicos e energéticos) de ambas as culturas compõem um inventário, considerando-se que toda a gestão da fazenda integra as duas atividades agrícolas. Nesta abordagem, o milho é contabilizado como produto evitado. Portanto, as

emissões para produzir uma quantidade igual deste produto em outros lugares, sob outros sistemas de gerenciamento, são consideradas como impactos ambientais negativos (créditos). Portanto, este trabalho considerou a abordagem ES, incluindo o milho dentro da fronteira do processo.

4.1.2.2. Alocação nas fases industriais

O estudo de caso apresentado possui etapas diferenciadas na obtenção do óleo de soja e do sebo bovino, e uma etapa comum a estas duas cadeias produtivas, para a obtenção do biodiesel.

Na fase de extração da soja, além do óleo é obtido um coproduto: o farelo de soja. Além da utilização do óleo bruto de soja como matéria prima do biodiesel ele também pode ser refinado para uso na alimentação humana ou animal. O farelo (de alto valor proteico) é amplamente utilizado na composição de rações animais e alimentação humana

Neste processo, as abordagens DS e ES não podem ser adotadas, pois a produção de farelo de soja não pode ser dissociada da produção de óleo, uma vez que a única maneira de obter farelo e óleo de soja é a partir do processo de extração do grão de soja. Neste caso o processo de alocação se faz necessário, uma vez que o farelo de soja possui um valor de mercado próximo ao do óleo de soja, que só não é considerado um coproduto do farelo pois o óleo é o produto que segue na cadeia produtiva para a etapa seguinte.

A Figura 12 apresenta o diagrama de alocação das fases industriais do processo de produção de biodiesel a partir da soja.

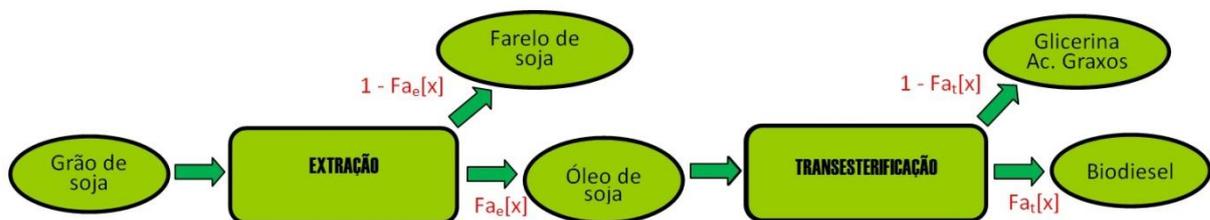


Figura 12 – Alocação nas fases industriais de produção de biodiesel a partir de óleo de soja.

Para cada quilograma de grão de soja que entra no processo de extração, obtêm-se 180 gramas de óleo e 810 gramas de farinha (CAVALETT E ORTEGA, 2010). Os preços médios de mercado para o período de estudo de um ano (janeiro de 2014 a dezembro de 2014) de óleo de soja e farelo de soja, obtidos de empresas que operam na região, foram respectivamente US\$ 0,82 e US\$ 0,45 por quilo (BIOMERCADO, 2015). Para calcular o fator de alocação de energia, utilizou-se o poder calorífico inferior (LHV – Low heat value) do óleo e do farelo,

com valores de 34,04 MJ / kg (MOURAD e WALTER, 2011) e 15,40 MJ / kg (PATZEK, 2009). A Tabela 3 resume as quantidades mássicas, de valor de mercado e energéticas dos produtos obtidos do processo de extração, bem como seus respectivos fatores de alocação.

Tabela 3 – Fatores de alocação da etapa de extração do óleo de soja.

	Massa (kg)	Valor de mercado (US\$/kg)	Energia (MJ/kg)	Alocação mássica	Alocação por valor de mercado	Alocação energética
Óleo de soja	0,18	0,82	34,04	$F_{a_e[m]}=18,18\%$	$F_{a_e[v]}=28,82\%$	$F_{a_e[e]}=32,94\%$
Farelo de soja	0,81	0,45	15,40	81,82%	71,18%	67,06%
Total	0,99			100,00%	100,00%	100,00%

Na etapa de abate e renderização animal, além do sebo bovino, são obtidos dois coprodutos (carne e couro) e um subproduto (Farinha de carne e osso). Visto que só é possível de se obter sebo a partir do abate e renderização animal, e estes processos não podem ser dissociados da produção de carne e couro (obtidos no processo de abate) e da farinha de carne e ossos (obtidos no processo de renderização animal), as abordagens DS e ES não podem ser aplicadas. Assim o processo de alocação se torna a única opção para repartir os impactos do processo. Este fato é reforçado quando a partir da análise da Tabela 3 pode-se observar que o valor de mercado total (a partir da das quantidades de cada produto presente em uma unidade animal de 450 kg) da carne é 54 vezes superior ao sebo, que o couro tem um valor 2 vezes maior que o sebo, e que o MBM tem valor de 72% do sebo. Portanto não se pode atribuir todo o impacto do processo para o sebo.

A Figura 13 apresenta o diagrama de alocação das fases industriais do processo de produção de biodiesel a partir de sebo bovino.

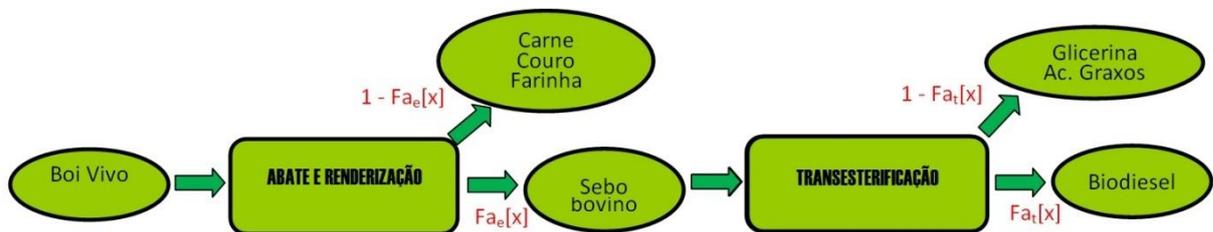


Figura 13 – Alocação nas fases industriais de produção de biodiesel a partir de sebo bovino.

A Tabela 4 mostra os produtos obtidos dos processos de abate/renderização animal, para uma unidade animal (450 kg), com massa, valor de mercado e energia incorporada, bem como cálculo dos fatores de alocação. Os conteúdos gástrico intestinal, o sangue e as perdas são resíduos não adicionados ao valor, enviados para empresas de tratamento, de modo que as

emissões desses resíduos não são consideradas para calcular os fatores de alocação. Os valores mássicos e de valor de mercado foram obtidos de empresas que operam na região estudada. O valor energético foi calculado com porcentagem de proteína e gordura de cada parte animal: carne e sebo (VALADARES FILHO et al., 2010), couro (FREITAS, 2007) e farinha de carne e osso (EUROPEAN COMMISION, 2005).

Tabela 4 - Fatores de alocação da etapa de abate e extração do sebo bovino.

	Massa (kg)	Valor de mercado (US\$/kg)	Energia (MJ/kg)	Alocação mássica	Alocação por valor de mercado	Alocação energética
Carne	236,52	3,62	5,64	69,79%	93,06%	48,14%
Couro	44,55	0,82	1,13	13,14%	3,97%	1,82%
Farinha de carne e osso	37,60	0,30	15,70	11,09%	1,23%	21,30%
Sebo	20,25	0,79	39,33	Fa _e [m]=5,97%	Fa _e [v]=1,74%	Fa _e [e]=28,74%
Conteúdo gástrico intestinal	67,50	-	-	-	-	-
Sangue	22,50	-	-	-	-	-
Perdas	21,08	-	-	-	-	-
Total	450,00			100,0%	100,0%	100,0%

No processo de transesterificação, não é possível separar fisicamente as entradas de massa e energia responsáveis pela produção de biodiesel, glicerina e ácidos graxos, dificultando o uso da abordagem DS. De forma análoga, a distribuição com ES não é apropriada, uma vez que a produção mundial de glicerina também se baseia majoritariamente no processo de transesterificação para a produção de biodiesel (TAN et al., 2013).

De acordo com dados das empresas locais, para cada quilograma de biodiesel produzido, obtém-se 117,37 gramas de glicerina bruta (com 80% de glicerol) e 9,54 gramas de ácidos graxos. De acordo com empresas da região, os preços médios de mercado para o período de estudo, do biodiesel, da glicerina bruta e dos ácidos graxos foram, respectivamente, US\$ 0,72 / kg, e US\$ 0,08 / kg e US\$ 0,48 / kg. Para alocação energética, foram utilizados 14,3 MJ / kg (ALBARELLI et al., 2011) para a glicerina, 39,0 MJ / kg (ROCHA et al., 2014) para o biodiesel e 38,04 MJ / kg (OLIVEIRA et al., 2014). A Tabela 5 apresenta as quantidades mássicas, de valor de mercado e energéticas dos produtos obtidos do processo de transesterificação e seus respectivos fatores de alocação calculados. As usinas transesterificadoras locais não reportaram diferenças entre as quantidades de subprodutos obtidos a partir da transesterificação do óleo de soja e do sebo. Este trabalho desconsiderou ainda as diferenças entre os conteúdos energéticos dos biodieseis de soja e de sebo e, portanto

os fatores de alocação da etapa de transesterificação são os mesmos, independentemente da matéria-prima utilizada.

Tabela 5 – Fatores de alocação da etapa de transesterificação.

	Massa (kg)	Valor de mercado (US\$/kg)	Energia (MJ/kg)	Alocação mássica	Alocação por valor de mercado	Alocação energética
Biodiesel	1.000,00	0,72	39,00	Fa _t [m]=88,74%	Fa _t [v]=98,10%	Fa _t [e]=95,03%
Glicerina	117,37	0,08	14,30	10,42%	1,28%	4,09%
Ácidos Graxos	9,54	0,48	38,04	0,85%	0,62%	0,88%
Total	1.126,91			100,00%	100,00%	100,00%

Como os processos de transesterificação e extração do óleo/abate e renderização animal estão em série os fatores de alocação deverão ser multiplicados e assim os processos até a extração terão fator de alocação acumulado (Fa_a) de:

$$Fa_a[x] = Fa_e[x] \times Fa_t[x]$$

A Tabela 6 apresenta a composição dos fatores de alocação para os processos de produção de biodiesel de soja e de sebo, observando-se que os fatores de alocação para etapa de transesterificação são comuns para ambos.

Tabela 6 - Fatores de alocação acumulados nos processos de produção do biodiesel de soja e de sebo.

		Transesterificação		
		Fa _t [m] ^b = 88,74%	Fa _t [v] ^b = 98,10%	Fa _t [e] ^b = 95,03%
Extração de óleo de soja	Fa _e [m] ^a = 18,18%	Fa _a [m,m] ^c = 16,13%	Fa _a [m,v] ^c = 17,84%	Fa _a [m,e] ^c = 17,28%
	Fa _e [v] ^a = 28,82%	Fa _a [v,m] ^c = 25,58%	Fa _a [v,v] ^c = 28,27%	Fa _a [v,e] ^c = 27,39%
	Fa _e [e] ^a = 32,94%	Fa _a [e,m] ^c = 29,23%	Fa _a [e,v] ^c = 32,31%	Fa _a [e,e] ^c = 31,30%
Abate e Renderização	Fa _e [m] ^a = 5,97%	Fa _a [m,m] ^c = 5,30%	Fa _a [m,v] ^c = 5,86%	Fa _a [m,e] ^c = 5,68%
	Fa _e [v] ^a = 1,74%	Fa _a [v,m] ^c = 1,54%	Fa _a [v,v] ^c = 1,71%	Fa _a [v,e] ^c = 1,65%
	Fa _e [e] ^a = 28,74%	Fa _a [e,m] ^c = 25,50%	Fa _a [e,v] ^c = 28,19%	Fa _a [e,e] ^c = 27,31%

^a Fa_e[x] é o fator de alocação para o processo de extração (óleo de soja ou sebo) usando a abordagem de alocação "x", onde "x" pode ser "m" (baseado em massa), "v" (baseado em valor de mercado) ou "e" (baseado em energia); ^b Fa_t[x] é o fator de alocação para o processo de transesterificação usando a abordagem de alocação "x", onde "x" pode ser "m" (baseado em massa), "v" (baseado em valor de mercado) ou "e" (baseado em energia); ^c Fa_a[x,y] é o fator de alocação acumulado da abordagem "x" para extração (óleo de soja ou sebo) e "y" para transesterificação, onde "x" e "y" podem ser "m" (baseado na massa), "v" (baseado no valor de mercado) ou "e" (baseado em energia).

As Tabelas 23 e 27 apresentam os impactos de todas as etapas (incluindo a LUC) utilizando-se cinco diferentes opções: (i) sem alocação; (ii) alocação mássica, (iii) alocação de

valor de mercado; (iv) alocação energética e (v) usando fator de alocação médio dos fatores de alocação mássico, valor de mercado e energético. No entanto, para o cálculo da variação da emissão anual média (Tabela 28) devido à mudança do uso da terra ($\overline{E_{LUC(j-1)}}$), ao ciclo de produção do biodiesel ($\overline{E_{BD_i}}$) e às atividades anterior a LUC ($\overline{E_{LU_j}}$) foram utilizados os fatores de alocação médios. Esta escolha se deu por conta das considerações a seguir.

Se para o processo de extração do óleo de soja fosse utilizada alocação mássica isto resultaria em uma subvalorização dos impactos do óleo uma vez que o conteúdo de óleo da soja é relativamente baixo. Se por outro lado fossem utilizadas as alocações por valor de mercado e energética resultaria em uma supervalorização dos impactos do óleo. Assim foi utilizado o fator de alocação médio:

$$\overline{Fa_e} = (Fa_e[m] + Fa_e[v] + Fa_e[e]) / 3 = 26,65\% \text{ (extração do óleo de soja)}$$

No processo de extração do sebo a utilização de alocação mássica resultaria em uma subvalorização dos impactos do sebo (menos de 6%) pois quando comparado aos demais produtos, a quantidade do sebo é mais de dez vezes menor. Se fosse utilizada alocação por valor de mercado a subvalorização seria ainda maior (menos de 2%) uma vez que o sebo, quando comparado aos coprodutos nobres da cadeia produtiva (carne e couro) tem valor comercial cerca de doze vezes menor. Por outro lado, utilizando-se alocação energética resultaria em uma supervalorização dos impactos do sebo, pois o mesmo possui um valor energético muito superior aos demais produtos do processo de abate e renderização. Para a extração do sebo o fator de alocação médio é:

$$\overline{Fa_e} = (Fa_e[m] + Fa_e[v] + Fa_e[e]) / 3 = 12,15\% \text{ (extração do sebo bovino)}$$

Para fase de transesterificação a diferença entre os fatores de alocação utilizando as três abordagens (mássico, valor de mercado e energético) está abaixo de 10%. A glicerina e os ácidos graxos têm proporções baixas em termos de massa (10,42% e 0,85%). Depois de excluir os ácidos graxos devido à sua massa muito baixa, a relação entre o conteúdo energético do biodiesel e a glicerina é de cerca de 3:1. O fator de alocação usando conteúdo energético é 7% maior do que o fator de alocação em massa. Em relação ao valor de mercado, a proporção é ainda maior (cerca de 10:1) e o fator de alocação com base no valor de mercado

é 10% maior que o de massa. Assim, utilizando-se o fator de alocação médio para a fase de transesterificação tem-se

$$\overline{Fa_t} = (Fa_t[m] + Fa_t[v] + Fa_t[e]) / 3 = 93,95\%$$

Os fatores de alocação acumulada utilizados para as fases anteriores ao transporte do óleo / sebo serão a média dos três fatores com o mesmo tipo de alocação tanto para a fase de extração do óleo/sebo quanto para a fase de transesterificação.

$$\overline{Fa_a} = (Fa_a[m,m] + Fa_a[v,v] + Fa_a[e,e]) / 3 = 25,24\% \text{ (soja)}$$

$$\overline{Fa_a} = (Fa_a[m,m] + Fa_a[v,v] + Fa_a[e,e]) / 3 = 11,44\% \text{ (sebo)}$$

Desta forma para as etapas de LUC, fases agropastoris, transportes de grãos e animal e processo de extração de óleo e sebo, os impactos serão multiplicados pelo fator de alocação acumulada (25,24% para biodiesel de soja e 11,44% para biodiesel de sebo), enquanto que para as etapas de transporte do óleo de soja e sebo e transesterificação os impactos serão multiplicados pelos fatores de alocação da fase de transesterificação (93,95% tanto para o biodiesel de soja quanto para o biodiesel sebo).

4.1.3 Identificação do uso do solo a partir da interpretação visual de imagens de satélite

Para o estudo de caso, foram selecionadas imagens do satélite Landsat para os anos final (2013) e inicial (2003). Para que cada área possa ser classificada conforme seu uso, foi realizada a segmentação da área em polígonos, de áreas inferior a 10 hectares, utilizando-se o software SPRING (Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas), desenvolvido pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais).

Os segmentos gerados foram então classificados, a partir da imagem selecionada em formato TIFF, utilizando-se o programa de Sistema de Informações Geográficas (GIS) denominado *QuantumGis*.

Os alvos mapeados neste trabalho são áreas naturais, e áreas agropastoris. No estudo de caso, as áreas naturais foram subdivididas em áreas de floresta e de savana (cerrado); e as áreas agropastoris foram subdivididas em áreas de cultivo e de pastagem. No Mato Grosso do Sul e na microrregião de Dourados, o cultivo de soja foi responsável por 93,2% e 96,2%,

respectivamente, das culturas temporárias de verão no ano de 2013 (IBGE, 2017). Portanto este estudo de caso considerou que toda a área de cultivo é de plantação de soja.

Como suporte à interpretação de imagens de satélite e análises de mudanças de uso e cobertura da terra, utilizou-se o site do INPE *Series View*. Este auxilia a análise de mudanças de uso e cobertura da terra, uma vez que exibe, graficamente, os índices pluviométricos e o nível fotossintético da vegetação.

A Figura 14 exemplifica o uso do *Series View*. Nesta, pode-se observar dois gráficos referentes à área do pequeno quadrado azul no centro, que foi georreferenciado pelas imagens do satélite Landsat 8, no canto inferior esquerdo e direito dos anos de 2003 e 2013, respectivamente. O gráfico de barras azul representa a precipitação (mm/mês) e o gráfico de linha vermelha representa o índice de vegetação (EVI2) entre 2000 e 2013.

Conforme cor e textura classificam-se as áreas marcadas dentro das imagens como pastagem (coloração não uniforme e textura lisa) e agricultura (coloração uniforme e textura lisa), respectivamente. Aliado a estas informações, com o auxílio do *Series View*, observa-se um comportamento descontínuo do gráfico de linhas até 2009, fato característico de uma região de pecuária. Já entre 2009 e 2013, verificam-se variações abruptas no índice de vegetação, o que é característico de uma região agrícola, por ter aumento vertiginoso na fase de crescimento do cultivo e súbita descida durante a colheita.

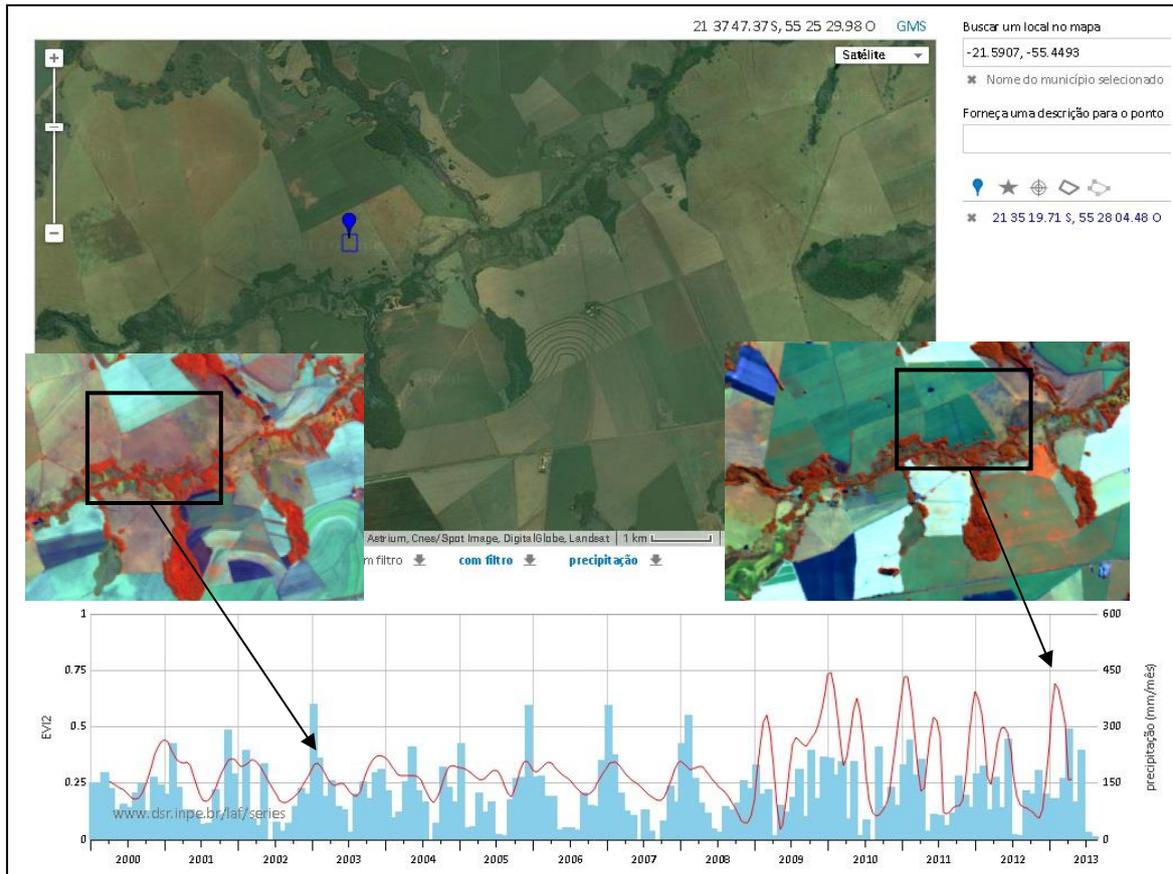


Figura 14 – Site Series View com imagens do satélite Landsat de 2003 e 2013.

Fonte: Elaboração própria com dados do Series View, 2016

Para áreas de vegetação natural, cerrado ou floresta, o índice de vegetação apresenta um comportamento similar, tendo apenas algumas flutuações, pois em ambos a fotossíntese é intensa durante todo o ano (Figura 15). As pequenas variações no índice de vegetação das áreas naturais acompanham as alterações espaciais e temporais dos índices pluviométricos. Portanto, para a diferenciação dessas duas classes, basta a classificação visual.

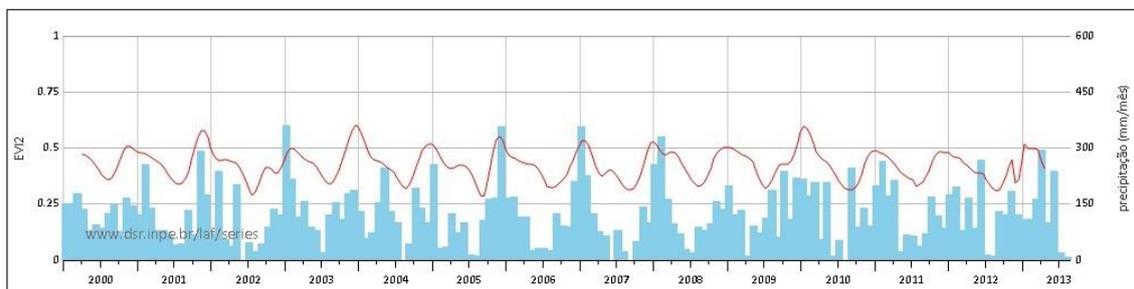


Figura 15 - Gráfico da precipitação e índice de vegetação de áreas de vegetação natural entre 2000 e 2013.

Fonte: Series View, 2016

De acordo com a Figura 16, verifica-se que as áreas de cerrado, por possuírem maior espaçamento entre as árvores, não apresentam uma textura muito rugosa (pelo baixo sombreamento entre as árvores), nem apresentam uma coloração vermelha (indicativo de

fotossíntese em imagens falsa cor) muito intensa, diferentemente do que ocorre em áreas florestais, que apresentam uma rugosidade volumosa, em função do sombreamento entre as árvores, e coloração vermelha muito intensa (Figura 16).

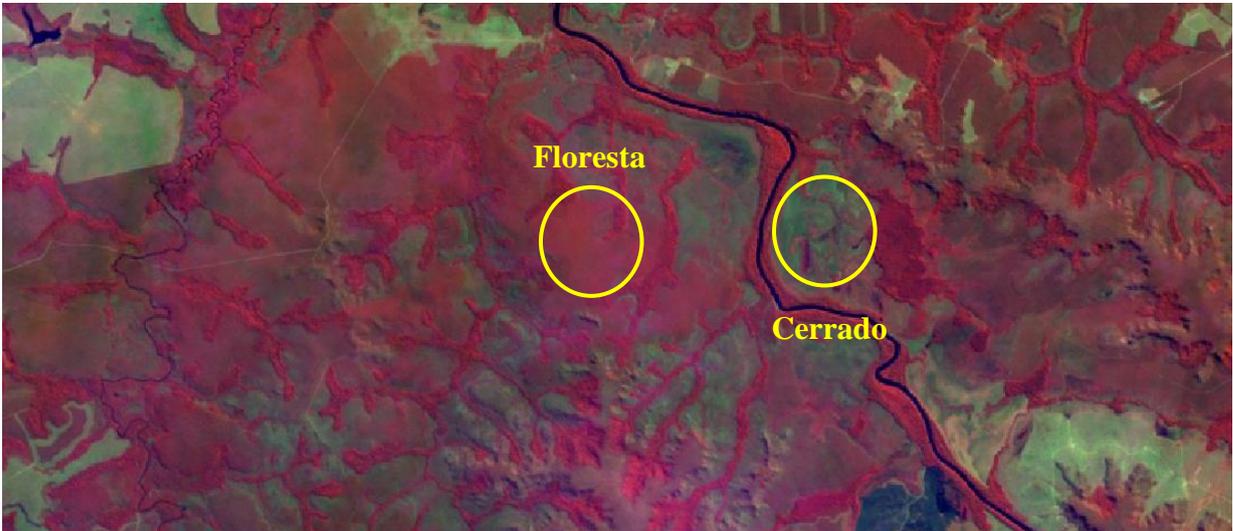


Figura 16 - Imagem de satélite Landsat 8, em falsa cor, com áreas de cerrado e floresta.
Fonte: Elaboração própria, 2016.

Outro recurso utilizado foi o *Google Earth*, com imagens de alta resolução este programa ajuda a identificar o que está em determinado local a partir de fotos, ou a partir do Street View, ferramenta que permite uma vista panorâmica do local ao nível de chão. Porém, apesar de apresentar muitas vezes a série temporal de imagens para uma região, deve se tomar cuidado com as datas das imagens, já que, para alguns locais, não há imagens com grande resolução espacial, nem mesmo imagens de diferentes datas.

Um terceiro recurso foi o site do Sistema de Observação e Monitoramento da Agricultura no Brasil (SOMABRASIL), provido pela Embrapa Monitoramento por Satélite. O recurso é uma base integrada para todo o Brasil, que favorece a caracterização e monitoramento das atividades pecuárias, conservação de recursos naturais, mapeamentos e zoneamentos a partir de imagens de satélite e dados censitários.

Da área total de cada município, são identificadas as áreas agropastoris em imagens do satélite Landsat para o ano de 2013. Para estas áreas, são realizadas novas classificações usando imagens de 2003, a fim de averiguar as mudanças de uso da terra (LUC) que ocorreram na região. A Tabela 7 apresenta as áreas de mudança no uso da terra de 2003 para áreas agropastoris em 2013; os percentuais de áreas de que sofreram ou não algum tipo de mudança em relação a área total da microrregião de Dourados (DMR); e os percentuais de áreas que sofreram mudança para cultivo ou pastagem em 2013.

Tabela 7 - Mudanças no uso da terra entre 2003 e 2013 para microrregião de Dourados, MS

LUC	Área (ha)	Percentual da área total da DMR	Percentual da área total de LUC
Cultivo-Cultivo	890.724	23,8%	-
Floresta-Cultivo	7.150	0,2%	1,0%
Savana-Cultivo	29.038	0,8%	4,2%
Pastagem-Cultivo	525.176	14,1%	75,8%
Pastagem-Pastagem	901.092	24,1%	-
Floresta-Pastagem	6.481	0,2%	0,9%
Savana-Pastagem	78.516	2,1%	11,3%
Cultivo-Pastagem	46.206	1,2%	6,7%
Cultivo em 2003	936.930	25,1%	
Pastagem em 2003	1.426.268	38,2%	
Total Cultivo + Pastagem em 2003	2.363.197	63,3%	
Cultivo em 2013	1.452.086	38,9%	
Pastagem em 2013	1.032.294	27,6%	
Total Cultivo + Pastagem em 2013	2.484.381	66,5%	
Total da DMR	3.736.187	-	-
Total de LUC	692.565	18,5%	100,0%

MS – Mato Grosso do Sul, DMR - Microrregião de Dourados, LUC – Mudança do uso da terra.
 Fonte: Elaboração própria, 2017

4.1.4 Cálculo de emissões de Gases de efeito estufa (GHG) devido à LUC

O estoque de carbono (CS) é obtido a partir do somatório dos estoques de carbono SOC, ABGB e DOM, conforme Equação (18). Para determinar o estoque de carbono ABGB (CS_{ABGB}) mais estoque de carbono DOM (CS_{DOM}) de áreas naturais, as fitofisionomias pretéritas (MCTI, 2015b) da área de estudo foram identificadas, conforme apresentado na Figura 17.

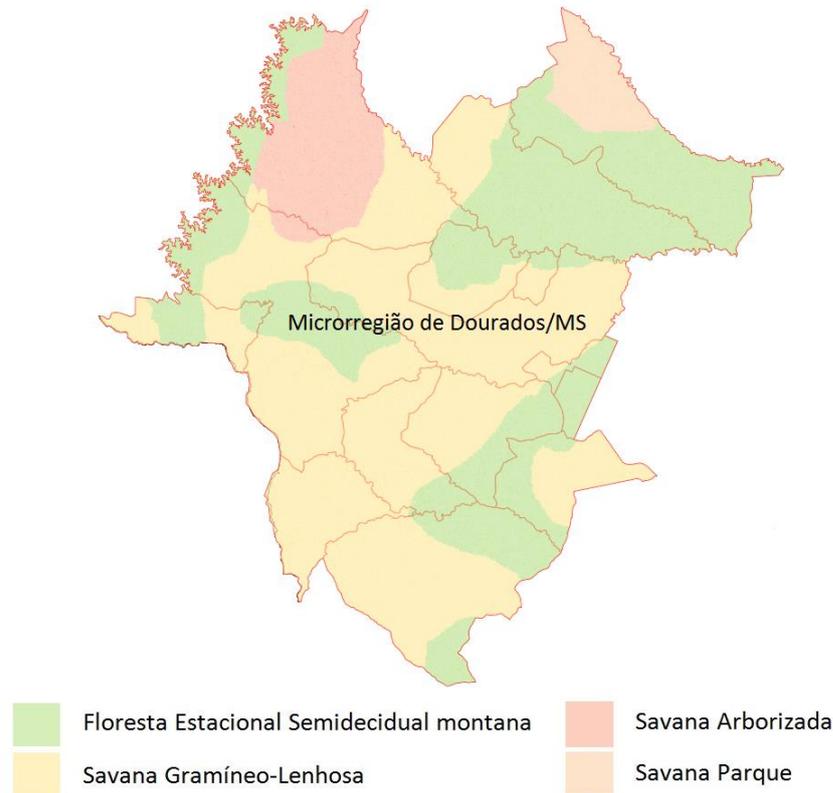


Figura 17 - Fitofisionomias pretéritas da microrregião de Dourados, MS, Brasil.
 Fonte: Adaptado do MSTI (2015).

A Tabela 8 apresenta os percentuais das Fitofisionomias pretéritas de Savana e Floresta da microrregião de Dourados (DMR) e os estoques de carbono ABGB mais DOM ($CS_{ABGB} + CS_{DOM}$). A última coluna apresenta os estoques de carbono ponderados pela participação percentual. As somas dos valores desta última coluna representam os estoques médios de ABGB mais DOM de Savana (Sv) e Floresta (F) ($CS_{ABGB Sv} + CS_{DOM Sv}$ and $CS_{ABGB F} + CS_{DOM F}$).

Tabela 8 - Fitofisionomias Pretéritas de Savana e Floresta da microrregião de Dourados, MS, Brasil

Fitofisionomias pretéritas	%	$CS_{ABGB}^a + CS_{DOM}^b$ (kg C ha ⁻¹)	% Ponderado
Sa Savana Arborizada	8,78	39.920	5.581
Sp Savana Parque	3,46	24.650	1.358
Sg Savana Gramíneo-Lenhosa	50,56	18.490	14.886
Total Savana	62,80	$CS_{ABGB Sv}^c + CS_{DOM Sv}^d$ (kg C ha ⁻¹) = 21.825	
Fs Floresta Estacional Semidecidual montana	37,20	87.550	87.550
Total Floresta	37,20	$CS_{ABGB F}^e + CS_{DOM F}^f$ (kg C ha ⁻¹) = 87.550	

^a Estoque de carbono na biomassa acima e abaixo do solo; ^b Estoque de carbono na matéria orgânica morta;

^c Estoque de carbono na biomassa acima e abaixo do solo na Savana; ^d Estoque de carbono na matéria orgânica morta na Savana; ^e Estoque de carbono na biomassa acima e abaixo do solo na floresta; ^f Estoque de carbono na matéria orgânica morta na floresta.

O estoque de carbono do ABGB mais DOM ($CS_{ABGB} + CS_{DOM}$) utilizado neste trabalho para agricultura e pastagem foram de, respectivamente, $5.000 \text{ kg C ha}^{-1}$ e $7.570 \text{ kg C ha}^{-1}$ (IPCC, 2003).

A região em estudo tem predominância na classe de solo agrupadas S2 (latossolos de baixa atividade com argila) para as áreas de vegetação das categorias V5 (Floresta Estacional Semidecidual) e V9 (Cerrado) (BERNOUX et al., 2002). A combinação destas informações resulta em, respectivamente, $44.300 \text{ kg C ha}^{-1}$ e $43.100 \text{ kg C ha}^{-1}$ de estoque de SOC para floresta ($CS_{SOC F}$) e savana ($CS_{SOC sv}$) (MCTI, 2015b).

Na determinação do CS_{SOC} para áreas antropizadas foi utilizada a Equação (19). Aplicam-se os CS_{SOC} de áreas de savana e floresta ($43.100 \text{ kg C ha}^{-1}$ e $44.300 \text{ kg C ha}^{-1}$) e os seus respectivos percentuais de ocupação (62,8% e 37,2%) obtidas na Tabela 8. Os fatores de mudança de estoque (F_{LU} , F_{MG} e F_I) são 0,58, 1,16 e 0,91 para cultivo e 1,00, 0,97 e 1,00 para pastagem (IPCC, 2006).

A Tabela 9 apresenta os estoques de carbono nos reservatórios para diferentes tipos de uso da terra da região em estudo.

Tabela 9 - Estoque de carbono para os diferentes usos da terra

Uso da terra	$CS_{ABGB}^a + CS_{DOM}^b$ (kg C ha^{-1})	CS_{SOC}^c (kg C ha^{-1})	CS_i^d (kg C ha^{-1})
Floresta	87.550	44.300	131.850
Savana	21.825	43.100	64.925
Pastagem	7.570	42.240	49.810
Cultivo	5.000	26.661	31.661

^a Estoque de carbono na biomassa acima e abaixo do solo; ^b Estoque de carbono na matéria orgânica morta;

^c Estoque de carbono no carbono orgânico do solo; ^d Estoque de carbono no uso “i” do solo.

Aplicando-se os valores da Tabela 9 na Equação (17), levando-se em consideração que $N_y = 10$ anos, obtêm-se os valores da emissão anual média de CO_2 por hectare devido à LUC ($\overline{E_{LUC_{CO_2(j-i)}}$) para as mudanças de uso da terra em estudo (Tabela 10).

Tabela 10 – Emissão anual média de CO₂ por hectare para os diferentes tipos de LUC na DMR

Uso anterior (j) 2003	Uso atual (i) 2013	CS _j - CS _i ^a (kg C ha ⁻¹ y ⁻¹)	$\overline{E}_{LUC_{CO_2(j-i)}}^b$ (kg CO ₂ eq ha ⁻¹ y ⁻¹)
Floresta	Cultivo	101.189	36.736
Savana	Cultivo	33.264	12.197
Pastagem	Cultivo	18.149	6.655
Floresta	Pastagem	82,040	30.081
Savana	Pastagem	15.115	5.542
Cultivo	Pastagem	- 18.149	- 6.655

^a Diferença entre os estoques de carbono na mudança da atividade “j” para a atividade “i”; ^b Emissão anual média de CO₂ por hectare devido a LUC da atividade “j” para a atividade “i”; LUC – Mudança no uso da terra; DMR – Microrregião de Dourados, MS, Brasil.

Como apresentado na Equação (20) a emissão anual média de N₂O por hectare devido à LUC ($\overline{E}_{LUC_{N_2O(j-i)}}$) é a soma das emissões diretas e indiretas. Para cada uma destas, existem três tipos de emissões oriundos:

- (1) da urina e esterco liberados pelos animais no pasto, cercado e piquete (PRP – *Pasture, Range and Paddock*);
- (2) dos resíduos agrícolas (CR – *Crop Residues*); e
- (3) da mineralização do nitrogênio associado às perdas de matéria orgânica do solo (SOM – *Soil Organic Matter*).

Para o estudo de caso, observa-se que o cálculo da emissão devido a PRP está relacionado somente à atividade pecuária, e aplicando-se as equações (22) e (26). A Tabela 11 apresenta os dados de rebanho e taxa de lotação, por categoria de animal, da DMR. Os dados de rebanho foram obtidos da Agência de proteção da saúde animal e vegetal do estado do Mato Grosso do Sul (IAGRO). As taxas de lotação são calculadas dividindo-se o rebanho de cada categoria pela área de pastagem da DMR 1.032.294 ha (Tabela 7). Somando-se as taxas de lotação obtêm-se N_{CH} = 1,556 animal ha⁻¹ (Tabela 11). As vacas reprodutoras são consideradas uma categoria separada devido a diferentes aspectos do manejo de pastoreio.

Tabela 11 - Rebanho por categoria de animal e respectivas taxas de lotação da microrregião de Dourados, MS, Brasil.

Categorias	Rebanho (cabeças)	Percentual	Taxa de lotação (cabeças/ha)
Vaca reprodutora	558.572	35%	0,541
Touro	15.959	1%	0,015
Jovem	386.089	24%	0,374
Adulto	645.548	40%	0,625
Total	1.606.167		$N_{CH} = 1,556$

O TAM (*Typical Animal Mass* - Típica Massa Animal) é calculada a partir de dados do rebanho por categoria (IAGRO, 2016) e peso dos animais nas diferentes faixas etárias, considerando um peso médio de 450 quilogramas na idade adulta (Tabela 12), obtendo-se 301,76 kg (animal)⁻¹. Este valor é muito próximo do valor de 305 kg (animal⁻¹), indicado pelas Diretrizes do IPCC para inventários nacionais de GHG (IPCC, 2006). Utilizando-se estes valores na Equação (22) e considerando $N_{rate} = 0,1314$ kg N (kg animal)⁻¹ ano⁻¹ (do IPCC (2006)), $MS_{PRP} = 100\%$, uma vez que o estudo de caso considera a cria exclusivamente extensiva e $EF3_{PRP} = 0,02$ kg N₂O-N (kg N)⁻¹ (IPCC (2006)) obtêm-se $Ed_{PRP} = 260,01$ kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹.

Tabela 12 - Rebanho da microrregião de Dourados, MS, Brasil.

Categoria	Gênero-Idade	Rebanho	Peso médio por cabeça (kg por cabeça)	Peso total (kg)
Vaca reprodutora	F-25-36	63.084	337,5	21.290.681,3
Vaca reprodutora	F-36-00	495.488	450,0	222.969.600,0
Touro	M-25-00	15.959	562,5	8.977.042,0
Jovem	F-00-12	192.087	112,5	21.609.787,5
Jovem	M-00-12	194.002	112,5	21.825.225,0
Adulto	F-13-24	175.207	225,0	39.421.575,0
Adulto	F-25-36	63.084	337,5	21.290.681,3
Adulto	M-13-24	186.746	225,0	42.017.850,0
Adulto	M-25-36	124.068	337,5	41.872.950,0
Adulto	M-36-00	96.443	450,0	43.399.350,0
Total		1.606.167		484.674.742,0
TAM^a (kg/cabeça)				301,76

^a *Typical Animal Mass* (típica massa animal).

No cálculo das emissões indiretas devido ao PRP (Ei_{PRP}), inclui-se, além dos fatores N_{CH} , N_{rate} , TAM, MS_{PRP} , os valores de $F_{cGASM} = 0,20$, $EF_4 = 0,01$ kg N₂O-N (kg N)⁻¹, $F_{cLEACH} = 0,30$, $EF_5 = 0,0075$ kg N₂O-N (kg N)⁻¹ (IPCC, 2006), que aplicadas na Equação (26) produzem $Ei_{PRP} = 4.413,73$ kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹.

As emissões devido a resíduos de colheita, diretas (Ed_{CR}) e indiretas (Ei_{CR}) são calculadas aplicando-se as equações (23) e (27). Para o estudo de caso, o rendimento de colheita anual (Cy) considerado foi de 2613 kg ha^{-1} , valor obtido a partir do rendimento médio do Mato Grosso do Sul, safra 2013/14 (APROSOJA/MS, 2014). Além disso, considerou-se $F_{dm} = 0,91$, $R_{AG} = 1,4979$, $N_{AG} = 0,008$, $R_{BG} = 0,4746$, $N_{BG} = 0,008$, $EF_1 = 0,01$, $R = 15 \text{ C N}^{-1}$, $F_{CLEACH} = 0,30$, $EF_5 = 0,0075$, conforme IPCC (2006). Desta forma se obtém $Ed_{CR} = 79,07 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $Ei_{CR} = 17,79 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

A partir dos valores de CS_{SOC} (Tabela 9) e equações (24) e (28), considerando $EF_1 = 0,01$, $R = 15 \text{ C N}^{-1}$, $F_{CLEACH} = 0,30$, $EF_5 = 0,0075$ (IPCC, 2006), são obtidos os valores de Ed_{SOM} e Ei_{SOM} para diferentes LUC, que são apresentados pela Tabela 13, que resume os resultados de emissões diretas e indiretas de N_2O .

Tabela 13 – Emissão média anual por hectare de N_2O para os diferentes tipos de LUC na DMR, MS, Brasil

Uso anterior (j) 2003	Uso atual (i) 2013	Ed_{PRP}	Ed_{CR}	Ed_{SOM}	Ei_{PRP}	Ei_{CR}	Ei_{SOM}	$\overline{E}_{LUCN_2O(j-i)}$
(kg $CO_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)								
Floresta	Cultivo	-	79,07	550,67	-	17,79	123,90	771,43
Savana	Cultivo	-	79,07	513,20	-	17,79	115,47	725,53
Pastagem	Cultivo	-	79,07	486,36	-	17,79	109,43	692,65
Floresta	Pastagem	260,01	-	64,31	4.413,73	-	14,47	4.752,52
Savana	Pastagem	260,01	-	26,85	4.413,73	-	6,04	4.706,63
Cultivo	Pastagem	260,01	-	-486,36	4.413,73	-	-109,43	4.077,95

A Tabela 14 apresenta as emissões devido à LUC de áreas naturais ou antropizadas para cultivo e pastagem na região em estudo.

Tabela 14 – Emissões de GHG devido a diferentes LUC na DMR, MS, Brasil

Uso anterior (j) 2003	Uso atual (i) 2013	$\overline{E}_{LUCCO_2(j-i)}$	$\overline{E}_{LUCN_2O(j-i)}$	$\overline{E}_{LUC(j-i)}$
(kg $CO_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)				
Floresta	Cultivo	36.735,89	771,43	37.507,32
Savana	Cultivo	12.196,91	725,53	12.922,44
Pastagem	Cultivo	6.654,56	692,65	7.347,21
Floresta	Pastagem	30.081,33	4.752,52	34.833,85
Savana	Pastagem	5.542,34	4.706,63	10.248,97
Cultivo	Pastagem	- 6.654,56	4.077,95	-2.576,61

4.1.5 Cálculo das emissões anuais de GHG no ciclo de produção de biodiesel

Embora a produção em escala comercial de biodiesel no Brasil só tenha se iniciado em 2007, para fins deste estudo é adotada a aproximação $\overline{E_{BD_i}}(2003) = \overline{E_{BD_i}}(2013)$.

A análise de ciclo de vida do biodiesel foi dividida em três etapas fundamentais: fase agropastoril, onde ocorre a produção dos grãos e criação de gado, transporte da matéria prima (grãos de soja e gado), extração da soja e abate e renderização dos animais, com produção de óleo de soja e sebo bovino, transporte do óleo e sebo e transesterificação destes para produção de biodiesel.

São calculadas separadamente as emissões de GHG dos ciclos produtivos do biodiesel a partir das duas matérias-primas (soja e sebo) analisadas neste estudo de caso.

4.1.5.1 Emissões de GHG do ciclo de produção do biodiesel de soja

A fase agrícola utilizou média dos dados de fazendas na região. O milho foi usado como uma cultura inter-sazonal, prática comum na região que ajuda a otimizar os recursos utilizados para a produção de soja. No processo, o calcário é aplicado para reduzir a acidez do solo (alto teor de alumínio natural), em média a cada 3 anos. O consumo de diesel considerado é essencialmente utilizado para o funcionamento de maquinário durante as práticas de semeadura, pulverização, colheita, etc. Os demais insumos, como sementes, fertilizantes e pesticidas, foram utilizados em quantidades que seguem a recomendação agrônômica para cada cultivo na região. As emissões foram calculadas utilizando o programa SimaPro[®] versão 8.0 com a base de dados Ecoinvent 3 e método de avaliação de impactos do IPCC 2007 (Pre-sustainability, 2016). A Tabela 15 apresenta as quantidades de insumos e as emissões correspondentes para a produção de biodiesel de soja.

Tabela 15 – Insumos e emissões de GHG anuais para produção de biodiesel de soja na DMR, MS, Brasil

Soja	Fase Agrícola	Quantidade (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Emissões (kg CO ₂ eq ha ⁻¹ ano ⁻¹)
	Calcário	146,78	1,82
	Sementes soja	39,41	57,53
	Fertilizante N	4,16	26,11
	Fertilizante P ₂ O ₅	63,63	107,42
	Fertilizante K ₂ O	60,38	249,15
	Inseticidas	1,42	30,08
	Diesel	21,84	16,97
Milho			
	Calcário	146,78	1,82
	Sementes milho	28,56	68,04
	Fertilizante N	72,67	456,36
	Fertilizante K ₂ O	52,06	17,75
	Inseticidas	4,30	91,10
	Diesel	21,84	16,97
Emissões dos Insumos			1141,14
Emissões evitadas do milho			-1560,52
Emissões Fase Agrícola (kg CO ₂ eq ha ⁻¹ ano ⁻¹)			-419,38

Para o transporte de grãos adota-se que, por razão de tributação, uma esmagadora só processa soja vinda de áreas agrícolas do estado onde ela está localizada. No estado do Mato Grosso do Sul, segundo a ABIOVE (Associação Brasileira das Indústrias de Óleo Vegetais), existem quatro esmagadoras em atividade, como apresentado na Tabela 16.

Tabela 16 - Esmagadoras em atividade no Mato Grosso do Sul, Brasil

Empresa	Municípios	Capacidade de esmagamento (tonelada/dia)	Destino do óleo degomado (OD) produzido
ADM	Campo Grande	1800	Refina todo óleo degomado
Bunge	Dourados	2000	Fornece para usinas de biodiesel e exporta
Correcta	Ponta Porã	750	Fornece para usinas de biodiesel e exporta
Cargill	Três Lagoas	2000	Utiliza OD para fazer biodiesel (processo integrado)

Segundo a ANP (Agência Nacional e Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis), existiam no estado do Mato Grosso, três usinas de transesterificação de óleo ativas, em 2014. A Tabela 17 mostra informações obtidas do banco de dados da ANP (produção total de biodiesel em cada usina 2014, participação média da soja como matéria prima de cada usina, produção efetiva de biodiesel a partir de soja e quantidade necessária de soja para se produzir esta quantidade). A quantidade de soja foi obtida a partir do fator de conversão de 4,131

quilogramas de soja para cada litro de biodiesel obtido (CAVALETT e ORTEGA, 2010). Foi assumido que todo o biodiesel produzido em 2014 veio da produção agrícola safra 2013/14.

Tabela 17 - Usinas de biodiesel em atividade no Mato Grosso do Sul, Brasil

Empresa	Município	Produção Total (L)	Participação média de soja no BD	BD de soja (L)	Quantidade de soja necessária (kg)
Cargill	Três Lagoas	152.194.588	100%	152.194.588	628.715.843,0
Delta	Rio Brilhante	57.834.039	30,21%	17.471.663,2	72.175.440,6
Biocar	Dourados	7.268.084	0%	-	
Total MS		217.296.711		169.666.251,2	700.891.283,6

A Biocar trabalha com óleo de fritura usado como matéria prima e, portanto, não está incluída no escopo deste trabalho. A Usina da Cargil recebe todo o óleo degomado (OD) da sua unidade de esmagamento integrado, sem que haja necessidade de transporte do OD.

A Delta utiliza em seu processo as duas matérias-primas em estudo (óleo de soja e sebo bovino) para a produção do biodiesel, com variações sazonais dos percentuais de uso conforme disponibilidade de cada uma destas. Segundo informação da própria empresa, a usina da Delta recebe 60% do óleo degomado da Correcta e 40% da Bunge. Assim, do total de 72.175.440,6 quilogramas de soja requeridos de Delta, 28.870.176,2 kg (40%) vieram da extratora Bunge e 43.305.264,4 kg (60%) vieram da Correcta (Tabela 17).

A Tabela 18 apresenta a produção total de grãos obtida pela multiplicação de produtividades (APROSOJA/MS, 2014) e áreas agrícolas (a partir da interpretação de imagens de satélite). Por falta de dados disponíveis para os municípios de Antônio João, Juti e Vicentina, utilizou-se para uma produtividade o valor médio para uma microrregião. A soja produzida no DMR (3.914.045.063 quilogramas) corresponde a 64,67% de soja produzida no estado do MS (6.052.116.000 quilogramas).

Tabela 18 - Áreas agricultáveis, produtividade e produção de soja para municípios da DMR, MS, Brasil

	Dado censitário ^a	Dados de imagens de satélite	Produtividade ^a (kg ha ⁻¹)	Produção total De grãos (kg)
Amambaí	64.000,00	62.021,86	3.071,100	190.475.329
Antônio João	-	26.628,40	2.618,800	69.734.462
Aral Moreira	104.000,00	110.510,83	2.811,300	310.679.105
Caarapó	89.124,00	83.402,33	2.620,400	218.547.472
Douradina	14.190,00	17.766,00	1.404,600	24.954.121
Dourados	163.516,00	187.167,59	2.557,500	478.681.117
Fátima do Sul	11.000,00	14.648,76	2.604,000	38.145.373
Itaporã	73.535,00	70.852,84	2.414,700	171.088.361
Juti	-	12.583,47	2.618,800	32.953.585
Laguna Carapã	95.370,00	93.989,64	2.776,300	260.943.449
Maracaju	249.960,00	382.212,56	2.733,500	1.044.778.033
Nova Alvorada do Sul	23.000,00	33.121,79	3.079,500	101.998.544
Ponta Porã	168.800,00	213.852,61	2.878,200	615.510.581
Rio Brillhante	90.100,00	136.963,94	2.474,300	338.889.882
Vicentina	-	6.363,85	2.618,800	16.665.651
DMR^b Total	1.146.595,00	1.452.086,48		3.914.045.063
MS^c Total	2.180.000,00	-	-	6.052.116.000

^a APROSOJA/MS (2014); ^b Microrregião de Dourados; ^c Mato Grosso do Sul

A Tabela 19 apresenta detalhes dos cálculos para a obtenção da área de soja necessária para a produção de biodiesel. A partir da quantidade de soja necessária (Tabela 17), obtêm-se a quantidade de soja necessária para biodiesel da DMR. Para estimar a quantidade de grãos a transportar, uma vez que a planta de Cargill não está no DMR, apenas 64,67% da soja vem da região da DMR. Este percentual é obtido a partir do percentual de produção total de grãos da DMR em relação ao total produzido no estado (Tabela 18). No caso das unidades de esmagamento Bunge e Correcta, uma vez que estão localizadas em DMR, 100% da soja vem do DMR. A quarta coluna desta tabela apresenta a relação da quantidade de soja utilizada por cada unidade de extração para a produção de biodiesel e a produção total de grãos da DMR (3.914.045.063 kg). Para gerar o montante total de 169.666.251,2 litros de biodiesel (Tabela 17) foi necessária uma área de 177.619,21ha. Esta área foi obtida pela multiplicação do percentual de soja esmagada para biodiesel da DMR (Tabela 19) pela área agrícola total da DMR (1.452.086,48 ha) (Tabela 18).

Tabela 19 - Cálculo das quantidades de soja esmagadas para produção de biodiesel na DMR, MS, Brasil.

Empresa	Quantidade de soja necessária (kg)	Soja para biodiesel da DMR (kg)	Percentual de soja extraído para biodiesel na DMR	Área de soja necessária para biodiesel (ha)
Cargil	628.715.843,03	406.590.535,69 (64,67%)	10,39%	150.842,57
Bunge	28.870.176,24	28.870.176,24	0,74%	10.710,66
Correcta	43.305.264,36	43.305.264,36	1,11%	16.065,98
Total	700.891.283,63	478.765.976,29	12,23%	177.619,21

As áreas de cultivo de soja foram identificadas e georreferenciadas através da interpretação visual das imagens de satélite Landsat 8. A malha viária proveniente da Base Contínua, escala 1:250.000 (IBGE, 2015) é utilizada para calcular as distâncias entre fazendas e unidades de esmagamento. Este procedimento envolveu: (1) correção da topologia da rede rodoviária; (2) conexão do centroide de cada talhão agrícola à estrada mais próxima; e (3) ligação da unidade de esmagamento à estrada mais próxima.

Por fim, os módulos de análises de redes do pacote computacional GRASS são utilizados para calcular a distância média das áreas produtivas de cada um dos municípios com as esmagadoras. A Figura 18 exemplifica o processo de cálculo das distâncias até a esmagadora Bunge.

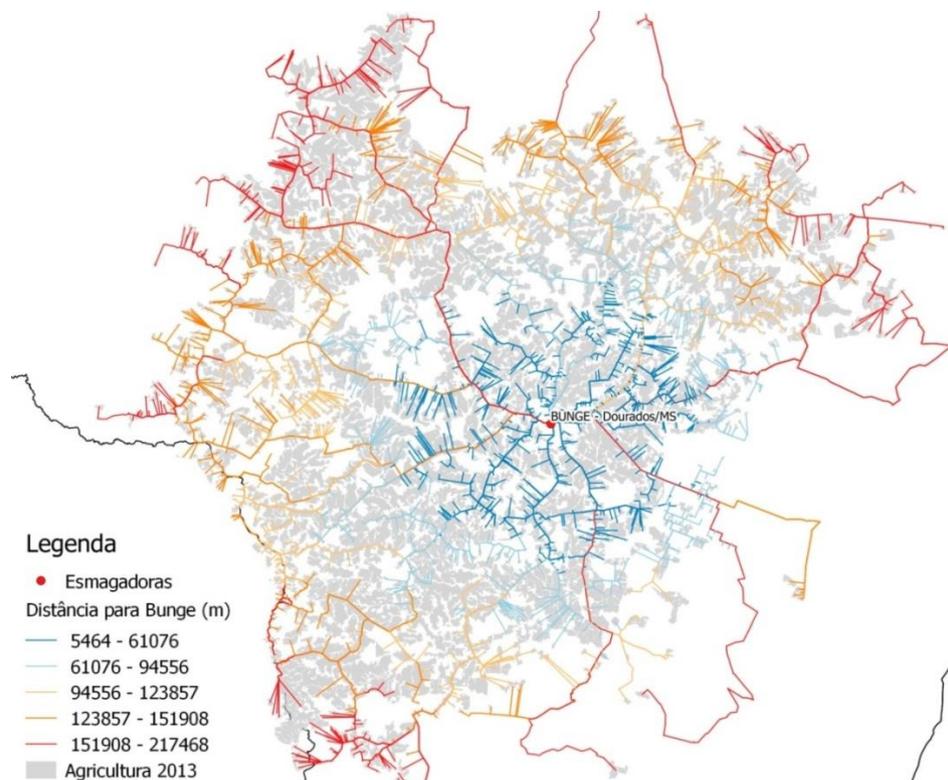


Figura 18 - Avaliação das distâncias até a esmagadora Bunge de Dourados

De cada talhão, 10,39% da soja se destinam a Cargil, 1,11% se destina a Correcta e 0,74% se destina a Bunge (Tabela 19). Aplicando-se esses percentuais na Tabela 21 obtêm-se toneladas quilômetros (tkm) de grãos a serem transportados. A penúltima linha da Tabela 20 apresenta o tkm por hectare que foi obtido dividindo-se o tkm pela área total (177.619,21ha) onde foi produzida a soja transportada. A emissão, apresentada na última linha da Tabela 21, foi calculada utilizando-se o programa SimaPro[®] versão 8.0 (Ecoinvent 3 e método de avaliação do IPCC 2007) (Pre-sustainability, 2016).

Tabela 20 - Cálculo das toneladas quilômetro (tkm) do transporte da soja do DMR, MS, Brasil

	Produção de soja (t)	Distância média para a Bunge (km)	tkm	Distância média para a Correcta (km)	tkm	Distância média para a Cargill (km)	tkm
Percentual de soja usadas para biodiesel na MDR			0,74%		1,11%		10,39%
Amambaí	190.475,33	130,64	183.543	130,63	275.294	551,66	10.915.451
Antônio João	69.734,46	145,86	75.025	53,05	40.931	593,17	4.296.928
Aral Moreira	310.679,10	136,87	313.649	78,00	268.115	581,63	18.771.124
Caarapó	218.547,47	55,39	89.290	121,63	294.104	479,81	10.892.976
Douradina	24.954,12	40,83	7.515	155,38	42.900	425,82	1.103.824
Dourados	478.681,12	43,36	153.094	138,38	732.883	446,85	22.219.767
Fátima do Sul	38.145,37	52,43	14.752	166,32	70.194	417,41	1.654.003
Itaporã	171.088,36	31,72	40.029	138,44	262.058	463,66	8.240.462
Juti	32.953,59	84,15	20.454	159,95	58.318	478,42	1.637.734
Laguna Carapã	260.943,45	71,10	136.848	84,90	245.114	512,64	13.896.017
Maracaju	1.044.778,03	135,30	1.042.667	152,24	1.759.818	515,04	55.898.021
N. Alvorada Sul	101.998,54	130,81	98.414	242,95	274.174	362,89	3.845.036
Ponta Porã	615.510,58	104,49	474.388	62,25	423.926	549,80	35.153.753
Rio Brillhante	338.889,88	90,81	226.995	198,13	742.889	411,74	14.494.829
Vicentina	16.665,65	64,37	7.913	178,01	32.823	421,16	729.123
Total parcial			2.884.577		5.523.539		203.749.048
Total geral							212.157.164
tkm/ha ^a							1.194,45
Emissão (kg CO ₂ eq ha ⁻¹ ano ⁻¹)							190,66

^a Área de soja necessária para o biodiesel (177.619,21)

O cálculo do transporte do óleo degomado é mostrado na Tabela 21, considerando apenas as distâncias entre Bunge e Correcta (extratoras) e a Delta (transesterificadora), uma vez que o processo da Cargil é integrado. As quantidades de óleo degomado foram estimadas utilizando um fator de conversão de 5,55 toneladas métricas de grãos de soja para obter uma

tonelada métrica de óleo degomado (CAVALETT e ORTEGA, 2010). O valor total após a alocação é dividido pela área (26.777,64 ha), que corresponde às áreas necessárias para biodiesel da Delta, visto que só existe transporte para esta transesterificadora. Este trabalho considera no transporte de grãos, que os caminhões retornam vazios para plantas de origem, já que nenhum outro material pode ser transportado nos tanques, a fim de evitar contaminação. A emissão, apresentada na última linha da Tabela 21, foi calculada utilizando-se o programa SimaPro[®] versão 8.0 (Ecoinvent 3 e método de avaliação do IPCC 2007) (Pre-sustainability, 2016).

Tabela 21 - Cálculo das toneladas quilômetros (tkm) do transporte do óleo degomado.

	Quantidade de soja necessária (t)	Transporte de óleo (t) ^a	Distância (km)	tkm
Bunge-Delta	28.870,18	5.201,83	89,20	464.003,55
Correcta-Delta	43.305,26	7.802,75	212,00	1.654.183,06
			Total	2.118.186,62
			tkm/ha ^b	79,11
			Emissão (kg CO ₂ eq ha ⁻¹ ano ⁻¹)	12,59

^a Aplicando a taxa de conversão de 5,55 toneladas métricas de grãos de soja por cada tonelada métrica de óleo degomado (CAVALETT; ORTEGA 2010), ^b Área de soja necessária para o biodiesel da Delta (26.777.64 ha).

De acordo com vários estudos de LCA de biodiesel de soja (HILL et al., 2006, CVALETT e ORTEGA, 2010, PRADHAN et al., 2011 e CASTANHEIRA et al., 2015), não houve variação substancial de insumos de extração e transesterificação ao longo do tempo. Este trabalho utilizou dados industriais locais, obtidos de empresas da DMR, com valores semelhantes aos dados da literatura. A Tabela 22 apresenta os insumos para o processamento industrial local por quilograma de soja. Visto que a unidade funcional do trabalho é quilogramas por hectare, multiplicaram-se os valores obtidos pela produtividade (2.695,46 kg/ha). Esta produtividade foi obtida a partir da quantidade de soja para biodiesel na DMR (3.914.045.063 kg) dividida pela área total da região (1.452.086,48 ha) (Tabela 17). As emissões, apresentada na última coluna da Tabela 23, foram calculadas utilizando-se o programa SimaPro[®] versão 8.0 (Ecoinvent 3 e método de avaliação do IPCC 2007) (Pre-sustainability, 2016).

Tabela 22 - Insumos e produtos para a extração e transesterificação da soja na microrregião de Dourados, Mato Grosso do Sul, MT, em 2014.

Extração		Unidade	Unidade / kg soja	Unidade / ha	Emissões (kg CO ₂ eq ha ⁻¹ ano ⁻¹)
Insumos					
	Grãos de soja	kg	1,000	2695,463	
	Eletricidade	kWh	0,040	107,819	87,318
	Gás Natural	m ³	0,018	49,650	33,939
	Hexano	kg	0,001	3,208	1,3317
	Total				122,574
Produtos					
	Óleo de soja	kg	0,180	485,183	
	Farelo de soja	kg	0,810	2183,325	
<hr/>					
Transesterificação					
Insumos					
	Óleo de soja	kg	0,180	485,183	
	Lenha	m ³	0,000	0,213	8,580
	Eletricidade	kWh	0,011	28,425	23,018
	Água	kg	0,004	10,019	0,012
	Hidróxido de sódio	kg	0,002	4,792	9,414
	Ácido Fosfórico	kg	0,001	1,634	2,614
	Metanol	kg	0,021	56,066	51,227
	Metilato de sódio	kg	0,002	6,153	14,055
	Ácido Hidroclorídrico	kg	0,001	2,788	5,409
	Total				114,328
Produtos					
	Biodiesel	kg	0,158	426,396	
	Glicerina	kg	0,019	50,046	
	Ácidos graxos	kg	0,002	4,068	

A Tabela 23 resume as emissões anuais de GHG por hectare causadas pelo biodiesel de soja para todas as fases do ciclo de vida. A coluna 2 da tabela apresenta as emissões sem a utilização de alocação e as demais colunas apresentam as emissões usando alocação mássica, por valor de mercado, energética e alocação a partir da média destes três tipos de alocação.

Tabela 23 - Emissões anuais de GHG por hectare do biodiesel de soja

	Sem alocação	Usando Alocação Mássica	Usando alocação de Valor de mercado (kg CO ₂ eq ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Usando alocação energética	Usando alocação média (massa, valor de mercado e energia)				
Mudança do Uso da Terra	147,391	Fa _a [m,m]= 16,1%	23,780	Fa _a [v,v]= 28,3%	41,673	Fa _a [e,e]= 31,3%	46,136	Fa _a = 25,2%	37,196
Fase agrícola (soja / milho)	-7,708	Fa _a [m,m]= 16,1%	-1,244	Fa _a [v,v]= 28,3%	-2,179	Fa _a [e,e]= 31,3%	-2,413	Fa _a = 25,2%	-1,945
Transporte de grãos	3,504	Fa _a [m,m]= 16,1%	0,565	Fa _a [v,v]= 28,3%	0,991	Fa _a [e,e]= 31,3%	1,097	Fa _a = 25,2%	0,884
Extração de óleo de soja	2,253	Fa _a [m,m]= 16,1%	0,363	Fa _a [v,v]= 28,3%	0,637	Fa _a [e,e]= 31,3%	0,705	Fa _a = 25,2%	0,569
Transporte de óleo de soja	0,231	Fa _t [m]= 88,7%	0,205	Fa _t [v]= 98,1%	0,227	Fa _t [e]= 95,0%	0,220	Fa _t = 94,0%	0,217
Transesterificação	2,101	Fa _t [m]= 88,7%	1,865	Fa _t [v]= 98,1%	2,061	Fa _t [e]= 95,0%	1,997	Fa _t = 94,0%	1,974
ΔE (kg CO ₂ eq ha ⁻¹ ano ⁻¹)	147,773		25,536		43,410		47,742		38,896

Fa_a [x,y] é o fator de alocação acumulado com abordagem “x” para extração do óleo e abordagem “y” para transesterificação, onde “x” and “y” podem ser “m” (massa), “v” (valor de mercado) ou “e” (energia);

Fa_t [x] é o fator de alocação para o processo de transesterificação usando a abordagem “x”, onde “x” pode ser “m” (massa), “v” (valor de mercado) ou “e” (energia);

$\overline{Fa_a}$ é o fator de alocação acumulado médio, obtido pela média aritmética entre Fa_a [m,m], Fa_a [v,v] e Fa_a [e,e];

Fa_t é o fator de alocação médio da fase de transesterificação, obtido pela média aritmética entre Fa_t[m], AF_t[v] e AF_t[e].

4.1.5.2 Emissões de GHG do ciclo de produção do biodiesel de sebo

Uma vez que a pecuária na área estudada é predominantemente extensiva, com um uso relativamente baixo de manejo do solo, insumos e suplementação alimentar para o gado, o estudo de caso considerou apenas o somatório de emissões entéricas e de manejo de esterco do gado. O fator de emissão é obtido a partir do Relatório de Referência Fermentação Entérica e Manejo de Dejetos (MCTI, 2015a). A partir da Equação 14 de Esteves et al. (2017) as emissões da fase pecuária são obtidas pelo somatório dos produtos dos fatores de emissão, pelo tempo em que os animais permanecem em determinada fase e pela taxa de lotação (Tabela 11) de cada categoria. O total obtido é posteriormente dividido pelo tempo total (em meses) das fases consideradas (Tabela 24).

As categorias em estudo foram: vacas reprodutoras (incluindo as fases de gravidez e amamentação), touros, adultos e jovens.

Tabela 24 – Emissões de GHG da fermentação entérica e manejo de esterco do gado

Categorias	Fases	Tempo (meses)	Fermentação Entérica (kg CH ₄ (cabeça) ⁻¹ ano ⁻¹)	Manejo de Esterco	Fator de emissões	Emissões
					(kg CO ₂ eq (cabeça) ⁻¹ ano ⁻¹)	(kg CO ₂ eq ha ⁻¹ ano ⁻¹)
Vaca reprodutora	gravidez	9	62,00	1,20	1.580,00	7.694,40
Vaca reprodutora	amamentação	7	62,00	1,20	1.580,00	5.984,53
Touro	reprodução	12	51,00	1,30	1.307,50	242,57
Adulto	pastejo	16	51,00	1,30	1.307,50	13.082,37
Jovem	pastejo	16	40,00	0,80	1.020,00	6.103,85
Emissões da Fase Pecuária (kg CO ₂ eq ha ⁻¹ ano ⁻¹)						551,80

Dados oficiais sobre o transporte de gado para abate da DMR foram obtidos da IAGRO (2016). Estes dados mostram quantas cabeças de gado de cada município foram enviadas para cada abatedouro para o ano de 2013. Os animais estão separados por sexo e faixas etárias: 13 a 24; 25 a 36 e mais de 36 meses (Tabela A.2 - Material Suplementar de Esteves et al.(2017)).

Para obter o peso vivo total transportado por categoria, o número de cabeças é multiplicado pelo peso médio da categoria (Tabela A.1 do Material Suplementar de Esteves et al. (2017)), resultando em um total de 102.957,3 toneladas métricas. Um ponto central das áreas de pastagem de cada município é adotado para calcular as distâncias de transporte, considerando os caminhos mais curtos sobre as estradas pavimentadas locais. Com dados de distância obtidos a partir da Tabela A.2 (Material Suplementar de Esteves et al. (2017)), obtém-se um total de 16.615.895,18 toneladas métricas (tkm), que, dividido pela área de pastagem total em 2013 de 1.032.294 ha (Tabela 7), oferece 16,10 tkm ha⁻¹, que quando

aplicado ao SIMAPRO[®] produz uma emissão da fase de transporte de gado vivo de 6,38 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹.

Para um total de 102.957.300 kg (peso vivo) de gado abatido do DMR (Tabela A.2 do Material Suplementar de Esteves et al. (2017)) e um rendimento médio de sebo de 4,5%, a produção total de sebo é de 4.633.079 kg. Considerando uma densidade de 905 kg / m³ (Firestone, 2006), o sebo total produzido no DMR é de 5.119,42 m³. Isso representa 7,06% do sebo total processado em biodiesel no estado de Mato Grosso do Sul (72.544,56 m³).

Estes 5.119,42 m³ de sebo são transportados por caminhões para a Delta, única usina de processamento de sebo no estado, localizada no município de Rio Brilhante. Considerando as distâncias dos diferentes matadouros até a unidade de transesterificação, obteve-se um total de 877.965,80 tkm (Tabela A.2 do Material Suplementar de Esteves et al. (2017)). Para obter o total transportado por hectare, dividiu-se pela área total de pastagem no DMR em 2013 (1.032.294 ha), obtendo 0,85 tkm ha⁻¹., que corresponde, utilizando-se o SIMAPRO[®], a uma emissão de 0,34 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹ para a fase de transporte de sebo.

A Tabela 25 apresenta entradas de massa e energia e emissões da fase de abate e renderização, que neste estudo de caso são considerados integrados, portanto, não há transporte de produtos do abate para renderização. As entradas são atribuídas em quilogramas de peso vivo de animais abatidos por hectare de pastagem, considerando um rendimento de 95,42 kg de animal abatido por hectare (Tabela A.2 do Material Suplementar de Esteves et al. (2017)). As emissões resultantes são obtidas a partir do SIMAPRO[®].

Tabela 25 – Entradas e emissões do abate e renderização, no DMR, MS, Brasil.

	Por kg de animal abatido		Por hectare de pastagem		Emissões (kg CO ₂ eq ha ⁻¹ ano ⁻¹)
Água	4,4444	L	4,1418	L	0,0053
Lenha	0,1037	kg	0,0966	kg	0,6270
Óleo BPF	0,0141	kg	0,0131	kg	0,9340
Diesel	0,0011	L	0,0011	L	0,0845
Eletricidade	0,0195	kWh	0,0182	kWh	1,5000
Emissões Totais (kg CO ₂ eq ha ⁻¹ ano ⁻¹)					3,1508

A Tabela 26 apresenta os insumos para a fase de transesterificação por metro cúbico de sebo e por hectare de pastagem, considerando um rendimento de sebo de 4,74 litros por hectare (L ha⁻¹) (Tabela A.2, Material Suplementar de Esteves et al. (2017)). As emissões são calculadas utilizando-se o SIMAPRO[®].

Tabela 26 - Entradas e emissões da transesterificação do sebo no DMR, MS, Brasil.

	Por m ³ de sebo		Por hectare de pastagem		Emissões (kg CO ₂ eq ha ⁻¹ ano ⁻¹)
Lenha	0,3907	m ³	0,0019	m ³	0,0702
Energia Elétrica	52,1575	kWh	0,2475	kWh	0,2000
Água	18,3903	kg	0,0873	kg	0,0000
Hidróxido de Sódio	8,7955	kg	0,0417	kg	0,0819
Ácido Fosfórico	3,0008		0,0001		0,0222
Metanol	0,1300	m ³	0,0006	m ³	0,4240
Metilato de Sódio	11,2606	kg	0,0534	kg	0,1220
Ácido Clorídrico	5,1212	kg	0,0243	kg	0,0471
Emissões Totais (kg CO ₂ eq ha ⁻¹ ano ⁻¹)					0,9674

A Tabela 27 resume as emissões anuais de GHG por hectare causadas pelo biodiesel de sebo, para todas as fases do ciclo de vida, para os diferentes tipos de alocação.

Tabela 27 - Emissões anuais de GHG por hectare do biodiesel de sebo

	Sem alocação	Usando Alocação Mássica	Usando alocação de Valor de mercado	Usando alocação energética	Usando alocação média (massa, valor de mercado e energia)				
						(kg CO ₂ eq ha ⁻¹ ano ⁻¹)			
Mudança do Uso da Terra	243,938	Fa _a [m,m]= 5,3%	12,934	Fa _a [v,v]= 1,7%	4,161	Fa _a [e,e]= 27,3%	66,623	Fa _a = 11,4%	27,906
Fase pastoril	19,377	Fa _a [m,m]= 5,3%	1,027	Fa _a [v,v]= 1,7%	0,331	Fa _a [e,e]= 27,3%	5,292	Fa _a = 11,4%	2,217
Transporte do gado	0,224	Fa _a [m,m]= 5,3%	0,012	Fa _a [v,v]= 1,7%	0,004	Fa _a [e,e]= 27,3%	0,061	Fa _a = 11,4%	0,026
Abate e renderização	0,111	Fa _a [m,m]= 5,3%	0,006	Fa _a [v,v]= 1,7%	0,002	Fa _a [e,e]= 27,3%	0,030	Fa _a = 11,4%	0,013
Transporte do sebo	0,012	Fa _t [m]= 88,7%	0,011	Fa _t [v]= 98,1%	0,012	Fa _t [e]= 95,0%	0,011	Fa _t = 94,0%	0,011
Transesterificação	0,034	Fa _t [m]= 88,7%	0,030	Fa _t [v]= 98,1%	0,033	Fa _t [e]= 95,0%	0,032	Fa _t = 94,0%	0,032
ΔE (kg CO ₂ eq ha ⁻¹ ano ⁻¹)	263,696		14,019		4,542		72,050		30,204

Fa_a[x,y] é o fator de alocação acumulado com abordagem “x” para abate e renderização e abordagem “y” para transesterificação, onde “x” and “y” podem ser “m” (massa), “v” (valor de mercado) ou “e” (energia);

Fa_t[x] é o fator de alocação para o processo de transesterificação usando a abordagem “x”, onde “x” pode ser “m” (massa), “v” (valor de mercado) ou “e” (energia);

Fa_a é o fator de alocação acumulado médio, obtido pela média aritmética entre Fa_a[m,m], Fa_a[v,v] e Fa_a[e,e];

Fa_t é o fator de alocação médio da fase de transesterificação, obtido pela média aritmética entre Fa_t[m], AF_t[v] e AF_t[e].

4.1.6 Discussão e conclusões sobre os resultados das emissões do biodiesel

A soja é o principal produto agrícola da área estudada e seu óleo usado para biodiesel é um produto principal e não um subproduto. Ao comparar as emissões regionais de GHG do biodiesel de soja com o biodiesel de sebo, para o mesmo período, utilizando a mesma abordagem e fatores de alocação médios, o biodiesel de soja mostrou um incremento nas emissões anuais de GHG de 38,896 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹, enquanto o biodiesel de sebo apresentou um incremento de 30,204 kg CO₂eq ha⁻¹ yr⁻¹, o que representa uma emissão por área 17% menor. Apesar do conteúdo de energia semelhante, o sebo é um subproduto de baixo volume (4,29 kg de sebo ha⁻¹), ou seja, 110 vezes menor do que o rendimento do óleo de soja (471,38 kg de óleo de soja ha⁻¹).

Considerando que o sebo é um subproduto da cadeia de abastecimento de carne bovina com opções de uso limitadas de alta qualidade, ele pode ser considerado um resíduo e seu destino para a produção de biodiesel reduz o impacto ambiental da cadeia de produção de carne bovina. Apesar de diferentes procedimentos de alocação de estoque, o biodiesel de sebo mostrou desempenho superior quando comparado ao biodiesel de soja. Portanto, a produção de biodiesel a partir desta matéria-prima de resíduos tem benefícios ambientais na escala regional. Por último, aumentar o uso de sebo para biodiesel reduziria o uso de óleo de soja para fins energéticos, um benefício social devido à relevância da soja para alimentos humanos.

4.1.7 Cálculo da métrica ambiental

Utilizando-se a Equação (10) calcula-se a métrica ambiental para o início do período.

$$m_a(2003) = [(41,607 * 114.605) + (29,449 * 1.426.268)] / 3.736.187 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$$

$$m_a(2003) = 12,518 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$$

A Tabela 28 apresenta o cálculo da variação das emissões anuais médias por hectare (ΔE), que é a segunda parcela da Equação (11). Os valores de emissão estão todos alocados utilizando o fator de alocação da média entre os três tipos de alocação (mássica, valor de mercado e energética).

As emissões anuais de GHG devido à mudança do uso da terra ($\overline{E_{LUC(j-i)}}$) são obtidas aplicando-se os fatores de alocação médios aos valores da última coluna da Tabela 14. Os

valores das emissões anuais de GHG no ciclo de produção de biodiesel ($\overline{E_{BD_i}}$) para ambas as matérias-primas (óleo de soja e sebo bovino) são calculadas utilizando-se a Equação (29).

As emissões de GHG do uso anterior (“j”) à LUC ($\overline{E_{LU_j}}$) são aquelas relativas às atividades agropecuárias. A emissão da fase de cultivo de soja é calculada aplicando-se o fator de alocação médio acumulado do ciclo de vida do biodiesel de soja (25,24%) a emissão total da fase agrícola da Tabela 15 (-419,38 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹). A emissão da fase pecuária é calculada aplicando-se o fator de alocação médio acumulado do ciclo de vida do biodiesel de sebo (11,44%) a emissão total da pecuária da Tabela 24 (551,80 kg CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹).

Tabela 28 – Cálculo da variação das emissões anuais médias por hectare para o período de 2003 a 2013 na DMR, MS, Brasil

Uso anterior (j) 2003	Uso atual (i) 2013	A _{j-i} (ha)	$\overline{E_{LUC(j-i)}}$	$\overline{E_{BD_i}}$	$\overline{E_{LU_j}}$	ΔE	Percentual da emissão total
			(kg CO ₂ eq ha ⁻¹ ano ⁻¹)				
Floresta	Cultivo	875	9.465,552	41,607		2,225	3,1%
Savana	Cultivo	3.552	3.261,178	41,607		3,140	4,4%
Pastagem	Cultivo	64.239	1.854,182	41,607	63,116	31,511	44,3%
Floresta	Pastagem	6.481	3.984,903	29,449		6,963	9,8%
Savana	Pastagem	78.516	1.172,456	29,449		25,258	35,6%
Cultivo	Pastagem	46.206	- 294,758	29,449	- 105,837	- 1,972	2,8%
Total						67,125	

Assim, usando a Equação (11), a métrica ambiental para o fim do período de estudo é:

$$m_a(2013) = 12,518 + 67,125 = 79,643 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$$

Os resultados deste estudo mostram que, no primeiro ano considerado para o estudo (2003), as emissões de GHG para atividade de produção de biodiesel de soja e sebo, na região em estudo totalizaram 12,518 kg CO₂eq ha⁻¹ e para os anos seguintes do período de estudo (2004 a 2013) as emissões tiveram uma variação positiva média de 67,125 kg CO₂eq ha⁻¹ representando uma emissão média de 79,643 kg CO₂eq ha⁻¹ para os anos entre 2004 e 2013. Isso significa que houve um aumento de 536%. Este aumento é devido principalmente às emissões devido a LUC, que representam, respectivamente, 95,6% e 92,4% da emissão total dos ciclos produtivos do biodiesel de soja e sebo. A fase agrícola, devido à lavoura de milho inter-sazonal que ajuda a otimizar os insumos utilizados na produção agrícola, representou um impacto positivo para o meio ambiente. Este impacto positivo, evidenciado pela emissão negativa de GHG, possibilitou abater 53,4% da soma das emissões das fases industriais (extração e transesterificação) e de transportes (de grãos e de óleo).

Sem considerar a LUC, a emissão da pecuária representa 96,5% das emissões totais. Este valor leva a conclusão que, excetuando-se a LUC, os esforços na diminuição das emissões do biodiesel de sebo devem ser voltados mais para fase pastoril do que para as fases industriais e de transportes. Para o biodiesel de soja, excetuando-se os esforços para diminuição das emissões devido a LUC, as melhorias no manejo do solo e das culturas devem ser buscadas com o objetivo de aumentar o abatimento das emissões das outras fases do processo produtivo.

4.2 MÉTRICA ECONÔMICA (m_e) – DERIVADA NO TEMPO DO PIB PERCAPITA

A Tabela 29 a soma do PIB e da população dos municípios da região em estudo e o PIB *per capita* para os anos de 2001 a 2012.

Tabela 29 - PIB e população da DMR, MS, Brasil

Ano	PIB (R\$)	População	PIB <i>per capita</i> (R\$)
2001	2.866.614.000,00	413,372	6.934,71
2002	3.242.827.000,00	418,291	7.752,56
2003	4.677.125.057,00	423,293	11.049,38
2004	4.341.179.832,00	433,793	10.007,49
2005	4.250.605.033,00	450,915	9.426,62
2006	4.597.548.190,00	445,370	10.322,99
2007	5.839.398.775,00	456,396	12.794,59
2008	6.708.257.579,00	470,946	14.244,22
2009	7.194.306.671,00	477,046	15.080,95
2010	9.661.018.051,35	500,955	19.285,20
2011	11.840.508.172,23	508,097	23.303,64
2012	13.876.504.608,52	515,030	26.943,10

Para a manutenção do intervalo de tempo de 10 anos as métricas econômicas de 2003 e 2013 são obtidas aplicando-se a Equação (14) para os anos de 2002 e 2012.

$$m_e(2013) = \frac{PIB(2012)}{P(2012)} \cdot \left(\frac{PIB(2012) - PIB(2011)}{PIB(2012)} - \frac{P(2012) - P(2011)}{P(2012)} \right) = 3590,47$$

$$m_e(2003) = \frac{PIB(2002)}{P(2002)} \cdot \left(\frac{PIB(2002) - PIB(2001)}{PIB(2002)} - \frac{P(2002) - P(2001)}{P(2002)} \right) = 808,24$$

4.3 MÉTRICA SOCIAL (m_s) – PERCENTUAL DA ESCOLARIZAÇÃO POR FAIXA ETÁRIA.

A Tabela 30 apresenta o percentual de escolarização por faixa etária da população dos municípios da região de estudo. Os dados são dos anos de 2000 e 2010, quando o IBGE realizou o censo escolar municipal. Portanto, apesar da defasagem de três anos este estudo de caso utiliza as taxas de escolaridade de 2000 e 2010 para compor as métricas de 2003 e 2013.

Tabela 30 - Percentual de escolarização por faixa etária na DMR, MS, Brasil

	Taxa de escolarização média da região		
	2000	2010	variação (%)
0 -6 anos	23,6%	44,8%	89,7%
7 - 14 anos	95,0%	95,1%	0,1%
15 - 17 anos	70,4%	76,7%	9,0%
18 - 24 anos	25,2%	29,9%	18,4%
25 ou mais anos	4,9%	6,1%	26,1%

A taxa de cada município é obtida dividindo-se o número de indivíduos matriculados em uma determinada faixa pelo número total de habitantes do município nesta mesma faixa.

A taxa média anual da região é obtida somando-se o total de alunos dos cinco municípios para cada faixa pela soma dos habitantes para a mesma faixa.

Analisando-se os dados observa-se um grande incremento na pré-escola (89,7%), uma estabilização na faixa de 7 a 14 anos e um aumento expressivo na faixa de 18 a 24 anos. Uma explicação inicial para este fato pode ser um aumento na necessidade de mão de obra mais especializada frente à aplicação de novas tecnologias no agronegócio. Uma coleta regional de dados adicionais proporcionaria uma maior confiabilidade às análises.

Neste estudo de caso a métrica social (m_s) é definida pela média aritmética das taxas de escolaridade nas faixas etárias. Assim, $m_s(2003) = 0,43827$ e $m_s(2013) = 0,50524$.

4.4 CÁLCULO DO ÍNDICE AGREGADO DE SUSTENTABILIDADE

Aplicando-se as métricas ambiental (m_a), econômica (m_e) e social (m_s) calculadas nos itens anteriores, na Equação (15) e considerando-se inicialmente $p_a = p_e = p_s = 1$, calcula-se o índice agregado de sustentabilidade.

$$ISA = \sqrt[3]{\left(\left[p_a \cdot \left(\frac{m_a(2003)}{m_a(2013)} \right) \right] \cdot \left[p_e \cdot \left(\frac{m_e(2013)}{m_e(2003)} \right) \right] \cdot \left[p_s \cdot \left(\frac{m_s(2013)}{m_s(2003)} \right) \right] \right)}$$

$$ISA(2013) = \sqrt[3]{\left(\left[1 \cdot \left(\frac{12,518}{79,643} \right) \right] \cdot \left[1 \cdot \left(\frac{3.590,47}{808,24} \right) \right] \cdot \left[1 \cdot \left(\frac{0,505236}{0,438274} \right) \right] \right)}$$

$$ISA(2013) = 0,93022$$

$$\frac{m_a(2013)}{m_a(2003)} = \frac{79,643}{12,518} = 6,36211$$

$$\frac{m_e(2013)}{m_e(2003)} = \frac{3.590,47}{808,24} = 4,44235$$

$$\frac{m_s(2013)}{m_s(2003)} = \frac{0,505236}{0,438274} = 1,15279$$

Para as métricas escolhidas e para a região e tempo de estudo escolhidos, para este estudo de caso tem-se uma piora de 536% nas condições ambientais, 344% de melhoria nas condições econômicas e uma melhoria de 15% das condições sociais da região.

Deve-se ressaltar que o índice ambiental é o que mais contribui para este resultado negativo do índice agregado. Deve-se ainda levar em consideração que os aspectos econômicos e sociais têm uma abrangência regional enquanto a métrica ambiental tem um caráter mais global. Além disso, pode-se avaliar que a região em estudo experimentou desenvolvimentos social e econômico acoplados, porém o social apresenta-se em menor magnitude devido às características fundiárias do agronegócio da região, que apresenta uma grande concentração de terras e riquezas.

Apesar do índice agregado (e seus componentes analisados separadamente) ser uma primeira aproximação, ele pode servir para comparações de sustentabilidade entre regiões.

A Figura 19 apresenta a avaliação de sustentabilidade da microregião de Dourados utilizando-se a abordagem do diagrama de teias. Para obtenção das teias as métricas foram normalizadas.

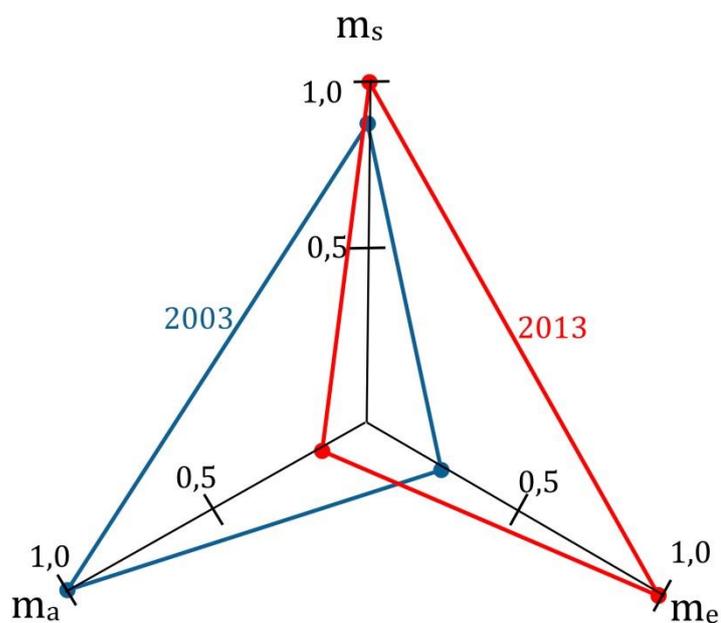


Figura 19 – Diagrama de teia para os anos de 2003 e 2013 utilizado para avaliação de sustentabilidade da microrregião de Dourados, MS.

Calculando-se as áreas das teias tem-se:

$$\text{Área da teia (2003)} = 0,557651$$

$$\text{Área de teia (2013)} = 0,569135$$

o que representa um aumento de 2% na sustentabilidade da região utilizando-se esta abordagem.

5 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho apresenta uma metodologia inovadora para a realização de uma avaliação temporal e regional da sustentabilidade de atividades agropastoris e industriais na cadeia de biodiesel, utilizando uma métrica para cada um dos pilares da sustentabilidade (ambiental, econômico e social).

A métrica ambiental selecionada foi a emissão de gases de efeito estufa (GHG) nas fases do ciclo de produção do biodiesel, incluindo a mudança do uso da terra (LUC), ocorrida nas áreas a serem utilizadas na etapa agropastoril, em período anterior. As ferramentas utilizadas para a avaliação ambiental são:

- Sistemas de informação geográficas (GIS) utilizados na avaliação das emissões dos transportes de matérias-primas e insumos intermediários dos processos industriais de processamento e transformação e, em conjunto com a análise de imagens de satélite, das emissões da etapa de mudança no uso da terra;
- Identificação do uso da terra através de análise de imagem de satélite para a avaliação das mudanças ocorridas;
- Diretrizes globais e de inventários locais de emissão de GHG do Painel Intergovernamental em Mudanças Climáticas (IPCC) da Organização das Nações Unidas utilizados para avaliação das emissões das fases de mudança no uso da terra e agropastoril;
- Avaliação do Ciclo de Vida com utilização de dados obtidos junto aos produtores da região para a avaliação das emissões de GHG nas etapas agropastoril e industriais;

Um dificultador em se obter os dados necessários ao cálculo da métrica ambiental apresentada neste trabalho é o tempo de operação necessário na interpretação visual de imagens de satélite para identificação do uso da terra. Uma automatização deste processo traria a possibilidade de se obter dados anuais ou mesmo semestrais que possam permitir uma avaliação mais dinâmica da evolução das mudanças no uso da terra. No entanto, para a avaliação dos pilares social e econômico, que dependem de dados censitários, esta automatização não é possível, uma vez que as pesquisas completas, com dados regionais, são realizadas em períodos de tempo muito longos. Uma solução a esse problema seria utilizar

outras métricas, ligadas a cadastros únicos municipais, estaduais ou federais, atualizados e acessados via internet. No entanto, para o Brasil, ambas as opções (redução do tempo entre os censos e utilização de cadastros *on-line*), não se mostram viáveis a curto ou médio prazo.

A métrica ambiental definida neste trabalho pode ser adaptada para avaliação temporal e regional de outros tipos de produtos oriundos de atividades agropastoris que necessitem utilizar grandes extensões de áreas. Para esta adaptação será necessário apenas à definição de novos parâmetros de cálculos da perda ou recuperação de carbono nos reservatórios envolvidos e das emissões diretas e indiretas de N_2O e CH_4 das mudanças no uso da terra e nas atividades produtoras de matéria-prima.

Dentre as várias aplicações da metodologia desenvolvida pode-se citar:

- Desenvolvimento de método para definir políticas de zoneamento rural para ocupação e uso do solo na produção de biomassa (animal e/ou vegetal) destinada à fabricação de biodiesel das regiões produtivas a partir da avaliação ambiental, social e econômica, levando em consideração os tipos de solo e vegetação presentes;
- Definição de políticas públicas para otimização da localização de unidades de processamento das matérias-primas a partir da análise do acoplamento das atividades agropastoris com os processos industriais de beneficiamento e transformação;
- Avaliação das rotas de escoamento de produção, com objetivo de definir prioridades de investimentos em infraestrutura de transportes dos insumos, produtos e subprodutos do ciclo de produção de biodiesel.

A escolha da microrregião de Dourados no Mato Grosso do Sul para a aplicação da metodologia para o biodiesel a partir de soja e sebo bovino se mostrou bastante adequada pois as atividades de cultivo de soja e criação de gado são as principais atividades da região. A partir da Tabela 7, observa-se que, em 2003, as áreas de cultivo de soja representavam 25,1% da área total da microrregião. Em 2013 esta participação do cultivo de soja passou para 38,9%. Por outro lado os pastos tiveram uma redução de 38,2% em 2003 para 27,6% em 2013. Somando-se as áreas de cultivo de soja e pastos ocorreu uma quase estabilidade com 63,3% em 2003 e 66,5% em 2013. Esta estabilidade é explicada pela inversão de ocupação percentual entre pasto e cultivo e pela baixa transformação de áreas naturais (savana e floresta) em cultivo ou em pastagens, sendo 1% no caso do cultivo e 2,3% no caso de pastagens. No entanto este baixo percentual de conversão de áreas naturais em áreas

antropizadas não corresponde um baixo percentual das emissões. Como pode ser observado na tabela 28 a transformação de savana em pasto, savana em cultivo, floresta em pasto e floresta em cultivo foram responsáveis, respectivamente, por 35,5%, 4,4%, 9,8% e 3,1% das emissões, perfazendo um total de 52,9% das emissões.

A grande mudança no uso da terra ocorreu de pastagem em cultivo (14,1% da área da DMR e 44,3% do total das emissões) enquanto a conversão inversa (cultivo em pastagem) representou apenas 1,2% da área da DMR e 2,8% das emissões.

A soja é o principal produto agrícola da área estudada e seu óleo usado para biodiesel é um produto principal e não um subproduto da cadeia produtiva da soja. Ao comparar as emissões regionais de GHG do biodiesel de soja com o biodiesel de sebo, para o mesmo período, utilizando a mesma abordagem e fatores de alocação médios, o biodiesel de soja mostrou um incremento nas emissões anuais de GHG de $36,876 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, enquanto o biodiesel de sebo apresenta $30,249 \text{ kg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, o que representa uma emissão por área 17% menor. Apesar do conteúdo de energia semelhante, o sebo é um subproduto de baixo volume ($4,29 \text{ kg de sebo ha}^{-1}$), ou seja, 110 vezes menor do que o rendimento do óleo de soja ($471,38 \text{ kg de óleo de soja ha}^{-1}$).

Considerando que o sebo é um subproduto da cadeia de abastecimento de carne bovina com opções de uso limitadas, ele pode ser considerado um resíduo e seu destino para a produção de biodiesel reduz o impacto ambiental da cadeia de produção de carne bovina. Apesar de diferentes procedimentos de alocação de estoque, o biodiesel de sebo mostrou desempenho superior quando comparado ao biodiesel de soja. Aumentar o uso de sebo para biodiesel reduziria o uso de óleo de soja para fins energéticos, um benefício social devido à relevância da soja para alimentação humana e animal. No entanto este aumento na utilização do sebo não pode ser obtido expandindo-se áreas de pastagem e sim aumentando a taxa de lotação do gado além da utilização de manejos ambientalmente mais eficientes, incluindo-se os sistemas integrados lavoura-pecuária.

Por fim, o estudo de caso mostrou que, para o período de 2003 a 2013 o principal contribuinte para as emissões de gases de efeito estufa foi, tanto para o biodiesel de soja quanto para o biodiesel de sebo, a LUC (~97%). Ficou assim demonstrado que, promover uma melhor utilização das áreas já antropizadas, em conjunto com a recuperação das pastagens degradadas no centro do Brasil, em vez de avançar sobre as áreas naturais, que atuam como sumidouros de carbono, podem fazer do biodiesel uma alternativa bastante atraente como fonte de energia renovável e sustentável.

REFERÊNCIAS

- ABIOVE (2017). Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais. Disponível em <http://www.abiove.org.br/site/index.php?page=estatistica&area=NC0yLTE=>. Acessado em 08 de junho de 2017.
- ABNT (2009a). ABNT NBR ISO 14040:2009 Associação Brasileira de Normas Técnicas, Normas Brasileiras, International Standardization Organization. Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura.
- ABNT (2009b). ABNT NBR ISO 14044:2009 Associação Brasileira de Normas Técnicas, Normas Brasileiras, International Standardization Organization. Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações
- Achten W.M.J.; Verchot, L.V. (2011). Implications of Biodiesel-Induced Land-Use Changes for CO₂ Emissions: Case Studies in Tropical America, Africa, and Southeast Asia. *Ecology and Society* 16(4): 14. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-04403-160414>.
- Albareli, J. Q.; Santos, D. T.; Holanda, M. R. (2011). Energetic and economic evaluation of waste glycerol cogeneration. *Braz. J. Chem. Eng.*; São Paulo, v. 28, n. 4.
- Albrecht, S.; Brandstetter, P.; Beck, T.; Fullana-i-Palmer, P.; Grönman, K.; Baitz, M.; Deimling, S.; Sandilands, J.; Fischer, M. (2013). An extended life cycle analysis of packaging systems for fruit and vegetable transport in Europe. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 18 (8), pp 1549–1567
- Anand, S.; Sem, A. (2000), Human Development and Economic Sustainability. *World Development*, 28 (12), pp 2029–49.
- Anastas, P.T.; Zimmerman, J.B. (2003). Design through the Twelve Principles of Green Engineering. *Env. Sci. and Tech.*, 37 (5), pp 94A-101A.
- ANP (2016). Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. Dados Estatísticos: Produção de Biodiesel. Disponível em: www.anp.gov.br/wwwanp/dados-estatisticos. Acessado em 22 de Setembro de 2016.
- APROSOJA/MS (2014). Associação dos produtos de soja do Mato Grosso do Sul. SIGA-WEB Technique Circular n 56 – Abril 2014. Disponível em : www.sigaweb.org/ms/sistema/modulos/publicacoes/arquivos/14082015_090331_56_-_circular_acompanhamento_56_prod._soja.pdf. Acessado em 26 de outubro de 2015.
- Azad, A.K.; Rasul, M.G.; Khan, M.M.K.; Sharma, S.C.; Mofijur, M.; Bhuiya, M.M.K. (2016). Prospects, feedstocks and challenges of biodiesel production from beauty leaf oil and castor oil: a nonedible oil sources in Australia. *Renew. Sustain. Energy Rev.*; 61, pp. 302-318, doi: 10.1016/j.rser.2016.01.013.

Barthel, L.; Albrecht, S.; Baitz, M.; Deimling S. (2007). The sustainability of packaging systems for fruit and vegetable transport in Europe based on life cycle-analysis. University of Stuttgart, Dept. Life Cycle Engineering in cooperation with PE International. Disponível em: www.plasticsconverters.eu/uploads/Final-Report-English-070226.pdf. Acessado em 20 de março de 2015.

Benoît, C.; Norris, G. A.; Valdivia, S.; Ciroth, A.; Moberg, A.; Bos, U.; Prakash, S.; Ugaya, C.; Beck, T. (2010). The guidelines for social life cycle assessment of products: just in time! *Int J Life Cycle Assess.*, 15(2), pp 156–163.

Benoît-Norris, C.; Vickery-Niederman, G.; Valdivia, S.; Franze, J; Traverso, M, Ciroth, A, Mazijn, B (2011). Introducing the UNEP/SETAC methodological sheets for subcategories of social LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 16, pp 682-690.

Bernoux, M.; Carvalho, M.C.S.; Volkoff, B.; Cerri, C.C. (2002). Brazil's soil carbon stocks. *Soil Science Society of America Journal* 66, 888-896. doi:10.2136/sssaj2002.8880.

Bettencourt, L. M. A.; Kaur, J. (2011). Evolution and structure of sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(49), pp 19540-19545.

BIOMERCADO (2015). Disponível em: <https://biomercadobrasil.com.br/>. Acessado em: 5 de Março de 2015.

Brander, M.; Hutchison, C.; Sherrington, C.; Ballinger, A.; Beswick, C.; Baddeley, A.; Black, M.; Woods, J.; Murphy, R. (2009). Methodology and evidence base on the indirect greenhouse gas effects of using wastes, residues, and by-products for biofuels and bioenergy. Report to the Renewable Fuels Agency and the biofuels and bioenergy. Report to the Renewable Fuels Agency and the Department for Energy and Climate Change. Report PR-091007-A, 30 November 2009. Disponível em: www.bioenergywiki.net/images/a/a5/Ecometrica_Methodology.pdf. Acessado em 25 de Agosto de 2016.

Bringezu, S.; Schütz, H.; Arnold, K.; Merten, F.; Kabasci, S.; Borelbach, P.; Michels, C.; Reinhardt, G.; Rettenmaier, N. (2009). Global implications of biomass and biofuel use in Germany – Recent trends and future scenarios for domestic and foreign agricultural land use and resulting GHG emissions. *Journal of Cleaner Production*, 17, Supplement 1, pp S57-S68. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.03.007>.

Brondani, M.; Hoffman, R.; Mayer-Dias, F.; Schmidt-Kleinert, J. (2014). Environmental and energy analysis of biodiesel production in Rio Grande do Sul Brazil. *Clean Technol Environ Policy* 17(1):129–143. doi:10.1007/s10098-014-0768-x

Castanheira, E.G.; Freire, F. (2013). Greenhouse gas assessment of soybean production: implications of land use change and different cultivation systems. *Journal of Cleaner Production*, 54, pp 49-60. doi:10.1016/j.jclepro.2013.05.026

Castanheira, É. G.; Grisoli, R.; Freire, F.; Pecora, V.; Coelho, S. T. (2014). Environmental sustainability of biodiesel in Brazil. *Energy Policy*, 65, 680-691. doi:10.1016/j.enpol.2013.09.062.

Castanheira, E.G.; Grisoli, R.; Coelho, S.; da Silva, G. A.; Freire, F. (2015). Life-cycle assessment of soybean-based biodiesel in Europe: comparing grain, oil and biodiesel import from Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 102, 188-201. doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.04.036.

Cavalett O.; Ortega E.(2010). Integrated environmental assessment of biodiesel production from soybean in Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 18, 55-70. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.09.008>.

Colodel, C.M.; Kupfer, T.; Barthel, L.; Albrecht, S. (2009). R&D decision support by parallel assessment of economic, ecological and social impact - Adipic acid from renewable resources versus adipic acid from crude oil. *J. Ecol. Econ.*, 68(6), pp 1599–1604

CONAB, 2015. Companhia Nacional de Abastecimento. Disponível em: http://www.conab.gov.br/conteudos.php?a=1252&t=&Pagina_objcmsconteudos=3#A_objcmsconteudos. Acesso em: 08 mai 2015.

CONAB, 2016. Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da Safra brasileira grãos. Disponível em: www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/16_09_09_15_18_32_boletim_12_setembro.pdf. Acessado em 08 de Outubro de 2016.

Cunha, M.E.; Krause, L.C.; Moraes, M.S.A. (2009). Beef tallow biodiesel produced in a pilot scale. *Fuel Process Technol.* 90, 570e575. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuproc.2009.01.001>.

Dias, J.; Dias, M. H. A. (2007). Crescimento econômico e as políticas de distribuição de renda e investimento em educação nos estados brasileiros: teoria e análise econométrica. *Estudos Econômicos (São Paulo)*, v. 37, n. 4, pp 701-743.

Earth Explorer (2017). Disponível em: <http://earthexplorer.usgs.gov/>

Encinar, J.M.; Sanchez, N.; Martínez, G.; García, L. (2011). Study of biodiesel production from animal fats with high free fatty acid content. *Bioresour. Technol.* 102, 10907-10914. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2011.09.068>.

Escobar, N.; Ribal, J.; Clemente, G.; Sanjuán, N. (2014). Consequential LCA of two alternative systems for biodiesel consumption in Spain, considering uncertainty. *Journal of Cleaner Production*, 79, 61-73.

Esteves, V. P. P.; Esteves, E. M. M.; Bungenstab, D. J.; Loebmann, D. G. D. S. W.; de Castro Victoria, D.; Vicente, L. E.; Araujo, O. Q. F.; Morgado, C. D. R. V. (2016). Land use change (LUC) analysis and life cycle assessment (LCA) of Brazilian soybean biodiesel. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 18(6), 1655-1673. DOI 10.1007/s10098-016-1161-8.

Esteves, V. P. P.; Esteves, E. M. M.; Bungenstab, D. J.; Feijó, G. L. D.; Araújo, O. D. Q. F.; Morgado, C. D. R. V. (2017). Assessment of greenhouse gases (GHG) emissions from the tallow biodiesel production chain including land use change (LUC). *Journal of Cleaner Production*, 151, 578-591. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.063>.

European Commission (2005). *Integrated Pollution Prevention and Control Reference Document on Best Available Techniques in the Slaughterhouses and Animal By-products Industries*. Seville, Spain. Disponível em: http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/sa_bref_0505.pdf. Acessado em 20 de setembro de 2016.

Fargione J.; Hill J.; Tilman D.; Polasky S.; Hawthorne P.(2008).Land clearing and the carbon debt. *Sci Mag.*, 319, pp 1235-1238.

Finkbeiner, M.; Schau, E.M.; Lehmann, A.; Traverso, M. (2010).Towards Life Cycle Sustainability Assessment Sustainability, 2(10), pp 3309-3322. DOI: 10.3390/su2103309.

Firestone, D. (2006). *Physical and chemical characteristics of oils, fats, and waxes*, 2nd Edition. Am. Oil Chemists' Soc. Press. Champaign, IL, USA. ISBN-13: 978-1-893997-99-8.

Freitas, E.A. (2007). *Estudo comparativo das características do couro e efluente bruto de processo de curtimento convencional versus processo com reciclagem direta de banho de curtimento*. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental). Universidade Federal do Mato Grosso do Sul. Disponível em: <https://sistemas.ufms.br/sigpos/portal/trabalhos/download/54/corsoId:33>. Acessado em 03 de Novembro de 2016.

Fuentes-Nieva, R.; Pereira, I. (2010). The disconnect between indicators of sustainability and human development. *Human Development research paper*, 34. Disponível em: http://hdr.undp.org/sites/default/files/hdrp_2010_34.pdf. Acessado em 5 de Maio de 2017.

Hamilton, K. (2003). Sustaining economic welfare: estimating changes in total and per capita wealth. *Environment, Development and Sustainability* 5: 419-436.

Hartwick, J. M. (1977). Intergenerational equity and the investing of rents from exhaustible resources. *American Economic Review*, 66 (5), pp 972-974.

Heberling M.T.; J.J. Templeton and S. Wu (2012). Green net regional product for the San Luis Basin, Colorado: An economic measure of regional sustainability. *Journal of Environmental Management* 111, 287-297.

Heijungs, R.; Settanni, E.; Guinée, J. (2013).Toward a computational structure for life cycle sustainability analysis: unifying LCA and LCC. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 18 pp 1722-1733.

Hill, J.; Nelson, E.; Tilman, D.; Polasky, S.; Tiffany, D. (2006). Environmental, economic, and energetic costs and benefits of biodiesel and ethanol biofuels. *Proceedings of the National Academy of sciences*, 103(30), 11206-11210.

Horne, R.E.; Matthews, R. (2004). *BIOMITRE Technical Manual*. Farnham, Surrey, UK. Disponível em: www.globalbioenergy.org/uploads/media/0411_BIOMITRE_Technical_Manual.pdf. Acessado em 03 de Novembro de 2016.

Hou, J.; Zhang, P.; Yuan, X.; Zheng, Y. (2011). Life cycle assessment of biodiesel from soybean, jatropha and microalgae in China conditions. *Renew Sustain Energy* 15(9), 5081-5091.

Hunkeler, D.; Rebitzer, G. (2005). The Future of Life Cycle Assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 10 (5), pp 305-308

Hunkeler, D.; Rebitzer, G.; Lichtenvort, K. (Eds.); Lead authors: Cirolini, A.; Hunkeler, D.; Huppes, G.; Lichtenvort, K.; Rebitzer, G.; Rüdener, I.; Steen, B. (2008). *Environmental Life Cycle Costing*. SETAC- CRC, Pensacola, FL

IAGRO (2016). Agência Estadual de Defesa Sanitária Animal e Vegetal do Mato Grosso do Sul. Disponível em: www2.iagro.ms.gov.br/. Acessado em 08 de maio de 2016.

IBGE (2015). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Base Cartográfica Contínua do Brasil – 1:250000. 1ª versão digital com banco de dados geográfico. Disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapeamento_sistematico/base_vetorial_continua_escala_250mil/. Acessado em 10/março/2015

IBGE (2016). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Anual de Serviço. Disponível em: www.sidra.ibge.gov.br/bda/pesquisas/pas/default.asp. Acessado em 14 de dezembro de 2016.

IBGE (2017). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção Agrícola Municipal. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>. Acessado em: 12 de junho de 2017

IPCC (2003). Intergovernmental Panel on Climate Change. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Disponível em: http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpoglulucf/gpoglulucf_contents.html. Acessado em 22 de junho de 2016.

IPCC (2006). Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4, Agriculture, Forestry and Other Land Use. Edited by Eggleston, H.S.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T.; Tanabe, K. . Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Japan.

IPCC (2007). Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2007. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of IPCC. Disponível em: http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4_wg1_full_report.pdf. Acessado em 22 de Junho de 2016.

IPCC (2014). Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of IPCC. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. Disponível em: https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg3/ipcc_wg3_ar5_frontmatter.pdf. Acessado em 22 de Junho de 2016.

IUCN (1980). International Union for Conservation of Nature, Natural Resources, & World Wildlife Fund. World conservation strategy: Living resource conservation for sustainable development. Gland, Switzerland.

Jørgensen, A.; Hermann, I. T.; Mortensen, J. B. (2010). Is LCC relevant in a sustainability assessment? *Int. J. Life Cycle Assess.*, 15 (6), pp 531–532. DOI: 10.1007/s11367-010-0185-2.

Kim, I.; Hur, T. (2009). Integration of working environment into life cycle assessment framework. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 14 (4), pp 290-301.

Kim, S.; Dale, B.E. (2009). Regional variations in greenhouse gas emissions of biobased products in the United States—corn-based ethanol and soybean oil. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 14 (6), pp 540-546.

Kloepffer, W. (2007). Life-Cycle Based Sustainability Assessment as Part of LCM. In *Proceedings of the 3rd International Conference on Life Cycle Management*, Zurich, Switzerland, 27–29 August 2007.

Kloepffer, W. (2008). Life Cycle Sustainability Assessment of Products. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 13 (2), pp 89-95.

Kloepffer, W.; Ciroth, A. (2011). Is LCC relevant in a sustainability assessment? *Int. J. Life Cycle Assess.*, 16 (2), pp 99-101. DOI: 10.1007/s11367-011-0249-y.

Kucukvar, M.; Tatari, O. (2013). Towards a triple bottom-line sustainability assessment of the U.S. construction industry. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 18 (5), pp 958-972.

Lima e Silva, L.F.; Gonçalves, W.M.; Maluf, W.R.; Resende, L.V.; Sarmiento, C.M.; Licursi, V.; Moretto, P. (2017). Energy balance of biodiesel production from canola. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.47, n. 02. <http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20151084>.

Lira, W.S.; Cândido, G.A. (2013). *Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa*. Campina Grande: EDUEPB, 325p. ISBN 9788578792824.

Liska, A.; Cassman, K. (2008). Towards Standardization of Life-Cycle Metrics for Biofuels: Greenhouse Gas Emissions Mitigation and Net Energy Yield. *Journal of Biobased Materials and Bioenergy*, 2, pp 187–203.

Luque, R.; Lovett, J.C.; Datta, B.; Clancy, J.; Campelo, J.M.; Romero, A.A. (2010). Biodiesel as feasible petrol fuel replacement: a multidisciplinary overview. *Energy & Environmental Science*, 3 (11), pp 1706-1721. doi: 10.1039/C0EE00085J.

Macombe, C.; Leskinen, P.; Feschet, P.; Antikainen, R. (2013). Social life cycle assessment of biodiesel production at three levels: a literature review and development needs. *J. Clean. Prod.*, 52, pp 205–216. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.03.026>.

Marta, A. D.; Mancini, M.; Ferrise, R.; Bindi, M.; Orlandini, S. (2010). Energy crops for biofuel production: Analysis of the potential in Tuscany. *Biomass and Bioenergy* 34(7), pp 1041-1052.

Martins, A.; Mata, T.; Sikdar, S.; Costa, C. (2005). Framework for Sustainability Metrics. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 46 (10), pp 2962-2973.

Mata, T. M.; Martins, A. A.; Sikdar, S. K.; Costa, C. A. (2011). Sustainability considerations of biodiesel based on supply chain analysis. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 13(5), pp 655-671. DOI 10.1007/s10098-010-0346-9.

MCTI (2015a). Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Relatório de Referência-Fermentação Entérica e Manejo de Dejetos do Terceiro Inventário brasileiro de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa para a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change). Brasília, DF, Brasil. Disponível em: http://sirene.mcti.gov.br/documents/1686653/1706165/RR_LULUCF_Mudan%C3%A7a+de+Uso+e+Floresta.pdf/11dc4491-65c1-4895-a8b6-e96705f2717a. Acessado em: 03 de novembro de 2016.

MCTI (2015b). Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Relatório de Referência – Setor Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas do Terceiro Inventário brasileiro de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa para a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change). Brasília, DF, Brasil. Disponível em: http://sirene.mcti.gov.br/documents/1686653/1705489/RR_AGRICULTURA_III+Invent%C3%A1rio.zip/aaccfd9f-c798-4ca2-8015-a2271de3325a. Acessado em: 03 de novembro de 2016.

MCTI (2016). Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Terceira Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Secretaria de Políticas e Programas de Pesquisa e Desenvolvimento. Coordenação-Geral de Mudanças Globais de Clima, Brasília, DF, Brasil. Disponível em: <http://sirene.mcti.gov.br/documents/1686653/1706739/Volume+1.pdf/f05dcfba-2df1-4ff4-9df0-f3354325d0c6>. Acessado em 03 de novembro de 2016.

Mebratu, D. (1998). Sustainability and sustainable development: historical and conceptual review. *Environmental impact assessment review*, 18 (6), pp 493-520.

MME (2017). Ministério de Minas e Energia. Boletim dos Biocombustíveis, Ed. 107 Jan/Fev de 2017. Disponível em www.mme.gov.br/documents/1138769/1732805/Boletim+DBio+n%C2%BA+107+jan-fev+de+2017.pdf/e2e102f2-5ce3-4390-89d5-d08fc8bfcce3. Acessado em Junho de 2017.

Morais S.; Mata, T.M.; Ferreira, E. (2010). Life Cycle Assessment of Soybean Biodiesel and LPG as Automotive Fuels in Portugal. *Chemical Engineering Transactions*, 19, pp 267-272. DOI: 10.3303/CET1019044.

Mota, R.; Domingos, T.; Martins, V. (2010). Analysis of genuine saving and potential green net national income: Portugal, 1990 e 2005. *Ecological Economics*, 69, pp 1934-1942.

Mourad, A. L.; Walter, A. (2011). The energy balance of soybean biodiesel in Brazil: a case study. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 5 (2), pp 185-197. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.278>.

Mueller, C. (2005). O debate dos economistas sobre a sustentabilidade: uma avaliação sob a ótica da análise do processo produtivo de Georgescu-Roegen. *Estud. Econ.*, 35, n. 4. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-41612005000400004>.

Myllyviita, T.; Holma, A.; Antikainen, R.; Lähtinen, K.; Leskinen, P. (2012). Assessing environmental impacts of biomass production chains—application of life cycle assessment (LCA) and multi-criteria decision analysis (MCDA). *Journal of Cleaner production*, 29, pp 238-245. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.01.019>.

Nelson, R.G.; Schrock, M.D. (2006). Energetic and economic feasibility associated with the production, processing, and conversion of beef tallow to a substitute diesel fuel. *Biomass Bioenerg.*, 30, pp 584-591. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.09.005>.

Neumayer, E. (2010). Human Development and Sustainability. Disponível em: <http://ssrn.com/abstract=1711867>. Acessado em 07 de Fevereiro de 2017.

Norris, G. A. (2001). Integrating life cycle cost analysis and LCA. *The international journal of life cycle assessment*, 6 (2), pp 118-120.

O'Brian, M.; Doig, A.; Clift, R. (1996). Social and Environmental Life Cycle Assessment (SELCA). *Int. J. Life Cycle Assess.*, 1, pp 231-237.

OECD (2003). Organization for Economic Co-operation and Development - Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico. OECD Environmental indicators. Development, measurement and Use Reference Paper. Disponível em <https://www.oecd.org/env/indicators-modelling-outlooks/24993546.pdf>. Acessado em janeiro de 2016

Oliveira, L.E. (2014). Avaliação dos parâmetros térmicos e calorimétricos das matérias-primas lipídicas e dos respectivos biodieseis produzidos. Tese (Doutor em Biotecnologia Industrial) – Universidade de São Paulo, Lorena, SP, Brasil. Disponível em: www.teses.usp.br/teses/disponiveis/97/97131/tde-24032015-170014/pt-br.php. Acessada em 03 de Novembro de 2016.

ONU (2015). Organização das Nações Unidas, Departamento de Economia e Assuntos Sociais, Divisão de População, Perspectivas da Urbanização Mundial - A Revisão de 2014, Nova York.

Patzek, T.W. (2009). A first law thermodynamic analysis of biodiesel production from soybean. *Bulletin of Science, Technology & Society*, 29 (3), pp 194-204. <https://doi.org/10.1177/0270467609334022>.

Pereira, H.; Leadley, P.; Proença, V.; Alkemade, R.; Scharlemann, J. P. W.; Fernandez-Manjarrés, J. F.; Araújo, M. B.; Balvanera, P.; Biggs, R.; Cheung, W. W. L.; Chini, L.; Cooper, H. D.; Gilman, E. L.; Guénette, S.; Hurtt, G. C.; Huntington, H. P.; Mace, G. M.; Oberdorff, T.; Revenga, C.; Rodrigues, P.; Scholes, R. J.; Sumaila, U. R.; Walpole, M. (2010). Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 330 (6010), pp 1496-1501. DOI: 10.1126/science.1196624.

Pirolí, E. L.; Becker, E. L. S.; Bolfe, E. L.; Pereira, R. S. (2002). Análise do Uso da Terra na Microbacia do Arroio do Meio – Santa Maria – RS, por Sistema de Informações Geográficas e Imagem de Satélite. *Ciência Rural*, Santa Maria, 32 (3), pp 407-413.

Poulsen, P.B.; Jensen, A.A. (2005). *Working Environment in Life-Cycle Assessment*. Pensacola: SETAC PRESS, 95p.

Pradhan, A.; Shrestha, D.S.; McALoon, A.; Yee, W.; Haas, M.; Duffi J.A. (2011). Energy life-cycle assessment of soybean biodiesel revisited, *T ASABE*, 54 (3), pp 1031–1039.

Prapasongsa, T.; Musikavong, C.; Gheewala, S. H. (2017). Life cycle assessment of palm biodiesel production in Thailand: Impacts from modelling choices, co-product utilisation, improvement technologies, and land use change. *J. Clean. Prod.*, 153, pp 435-447. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.130>

Pre-sustainability (2016). *SimaPro 8. Database and Methods Library*. Disponível em: www.pre-sustainability.com/simapro-database-and-methods-library. Acessado em 06 de Novembro de 2016.

Rajaeifar, M.A.; Ghobadian, B.; Safa, M.; Heidari, M.D. (2014). Energy life-cycle assessment and CO₂ emissions analysis of soybean-based biodiesel: a case study. *Journal of Cleaner production*, 66, pp 233-241.

Rincón, L.E.; Jaramillo, J.J.; Cardona, C.A. (2014). Comparison of feedstocks and technologies for biodiesel production: an environmental and techno-economic valuation. *Renew. Energy* 69, pp 479-487. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2014.03.058>.

Robertson, G.P.; Dale, V.H.; Doering, O.C.; Hamburg, S.P.; Melillo, J.M.; Wander, M.M.; et al. (2008). Sustainable biofuels redux. *Science*, 322, pp 49-50.

Rocha, M.H.; Capaz, R.S.; Lora, E.E.S.; Nogueira, L.A.H.; Leme, M.M.V.; Réno, M.L.G.; del Olmo, O.A. (2014). Life cycle assessment (LCA) for biofuels in Brazilian conditions: A meta-analysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 37, pp 435–459.

Romeiro, A. R. (2012). Desenvolvimento sustentável: uma perspectiva econômico-ecológica. *Estudos avançados*, 26 (74), pp 65-92.

Sala, S.; Farioli, F.; Zamagni, A. (2013). Life cycle sustainability assessment in the context of sustainability science progress (part 2). *Int. J. Life Cycle Assess.*, 18 pp 1686-1697.

Santos, O. I. B.; Rathmann, R. (2009). Identification and analysis of local and regional impacts from the introduction of biodiesel production in the state of Piauí. *Energy Policy*, 37(10), 4011-4020. doi:10.1016/j.enpol.2009.05.002.

Schwarz, J.; Beloff, B.; Beaver, E. (2002). Use sustainability metrics to guide decision-making. *Chemical Engineering Progress*, 98(7), pp 58-63.

Searchinger T.; Heimlich R.; Houghton R.A. et al. (2008) Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land use change. *Science*, 319, pp 1238–1244.

Sheehan, J.; Camobreco, V.; Duffield, J.; Graboski, M.; Shapouri, H. (1998). Life Cycle Inventory of Biodiesel and Petroleum Diesel for Use in an Urban Bus. Final report. National Renewable Energy Lab., Golden, CO (US).

Shonnard, D.R.; Kicherer, A. and Saling, P. (2003). Industrial Applications Using BASF Eco-Efficiency Analysis: Perspectives on Green Engineering Principles. *Environ. Sci. Technol.*, 37 (23), pp 5340–5348.

Sikdar S K. (2003). Sustainable development and sustainability metrics. *AIChE Journal*, 49, pp 1928–1932.

Sikdar, S. (2009). On aggregating multiple indicators into a single metric for sustainability. *Clean Technol. Environ. Policy.*, 11, pp 157-161.

Sikdar, S.; Sengupta, D.; Harten, P. (2012). More on aggregating multiple indicators into a single index for sustainability analyses. *Clean Technol. Environ. Policy*, 14, pp 765-773.

Silva, V.P.; Van Der Werf, H.M.G.; Spies, A.; Soares, S.R. (2010). Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transports cenarios. *Journal of Environmental Management*, 91, pp 1831-1839.

Siqueira, T.T.S.; Duru, M. (2016). Economics and environmental performance issues of a typical Amazonian beef farm: a case study. *J. Clean. Prod.* 112, pp 2485-2494. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.032>.

Solow, R. (1974). The economics of resources or the resources of economics. *American Economic Review*, 66 (2), pp 1-14.

Swarr, T.E.; Hunkeler, D.; Kloepffer, W.; Pesonen, H.-L.; Ciroth, A.; Brent, A.C.; Pagan, R. (2011). Environmental life-cycle costing: a code of practice. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 16 (5), pp 389–391

Tan, K.T.; Lee, K.T.; Mohamed, A.R.; Bhatia, S. (2009). Palm oil: Addressing issues and towards sustainable development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13 (2), pp 420-427.

Tangkathitipong, P.; Intanoo, P.; Butpan, J.; Chavadej, S. (2017). Separate production of hydrogen and methane from biodiesel wastewater with added glycerin by two-stage anaerobic sequencing batch reactors (ASBR). *Renewable Energy*, 113, pp 1077-1085.

Tokunaga, K.; Konan, D. E. (2014). Home grown or imported? Biofuels life cycle GHG emissions in electricity generation and transportation. *Applied Energy*, 125, pp 123-131. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.03.026>.

Travassos, C. (1997). Equity in the Brazilian Health Care System: a contribution for debate. *Cadernos de saude publica*, v. 13, n. 2, pp 325-330.

Traverso M.; Finkbeiner M.; Jørgensen A.; Schneider L. (2012). Life cycle sustainability dashboard. *J. Ind. Ecol.*, 16(5), pp 680–688

UNEP/SETAC (2009). Guidelines for social life cycle assessment of products, Quebec. ISBN: 978-92-807-3021-0. DTI/1164/PA.

UNFCCC (2008). United Nations Framework convention on climate change. In: Report of 35th Meeting of the Methodologies Panel of CDM - Annex 11-Draft Guidance on Apportioning of Emissions Top Co-products and Byproducts. Bonn, Germany, pp 3-7.

USDA (2017). United States Department of Agriculture. Disponível em: <http://usda.mannlib.cornell.edu/MannUsda/viewDocumentInfo.do?documentID=1194>. Acessado em: 05 de maio de 2017.

USEPA (2010). United States Environmental Protection Agency. San Luis Basin Sustainability Metrics Project: A Methodology for Evaluating Regional Sustainability, EPA Number: EPA/600/R-10/182, xxxvii þ 224 pp.

Valadares Filho, S.C.; Marcondes, M.I.; Chizzotti, M.I.; Paulino, P.V.R. (2010). Em: Viçosa, M.G. (Ed.), Exigências nutricionais de zebuínos puros e cruzados BRCORTE, 2 ed. UFV, Suprema Gráfica Ltda, Brasil, p. 193.

Van Dam, J.; Faaij, A.P.; Hilbert, J.; Petruzzi, H.; Turkenburg, W.C. (2009). Large-scale bioenergy production from soybeans and switchgrass in Argentina: Part B. Environmental and socio-economic impacts on a regional level. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13(8), pp 1679-1709. doi:10.1016/j.rser.2009.03.012.

Vasconcelos I.M.; Campello C.C, Oliveira J.T.A.; Carvalho A.F.U.; De Sousa D.O.B.; Maia F.M.M. (2006). Brazilian soybean *Glycine max* (L.) Merr. cultivars adapted to low latitude regions: seed composition and content of bioactive proteins. *Brazilian Journal of Botany*, 29(4), pp 617–625. doi:10.1590/S0100-84042006000400012

WCED (1987). World Commission on Environment and Development. Report Our Common Future.

Weitzman, M.L. (2000). The linearized Hamiltonian as comprehensive NDP. *Environment and Development Economics*, 5(1), 55-68.

Wood, R.; Hertwich, E. G. (2013). Economic modelling and indicators in life cycle sustainability assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 18, pp 1710-1721.

Zamagni, A. (2012). Life cycle sustainability assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 17, pp 373-376.