



Universidade Federal do Rio de Janeiro
Escola Politécnica & Escola de Química
Programa de Engenharia Ambiental

Elisa Maria Mano Esteves

ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DO BIODIESEL DE SOJA: O IMPACTO DO SISTEMA
DE INTEGRAÇÃO LAVOURA PECUÁRIA (SILP)

Rio de Janeiro
2016



UFRJ

Elisa Maria Mano Esteves

ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DO BIODIESEL DE SOJA: O IMPACTO DO SISTEMA
DE INTEGRAÇÃO LAVOURA PECUÁRIA (SILP)

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientadores:
D.Sc. Cláudia do Rosário Vaz Morgado
D.Sc. Davi José Bungenstab

Rio de Janeiro
2016

Esteves, Elisa Maria Mano.

Avaliação do Ciclo de Vida de Biodiesel de Soja: O Impacto do Sistema de Integração Lavoura-Pecuária (SILP) / Elisa Maria Mano Esteves – 2016.

82 f.: il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2016.

Orientador (es): Cláudia do Rosário Vaz Morgado e Davi José Bungenstab.

1. Biodiesel. 2. Soja. 3. Gases de Efeito Estufa (GEE). 4. Análise de Ciclo de Vida (ACV). 5. Sistema de Integração Lavoura-Pecuária (SILP). I. Morgado, Cláudia e Bungenstab, Davi. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Escola Politécnica e Escola de Química. III. Título.



UFRJ

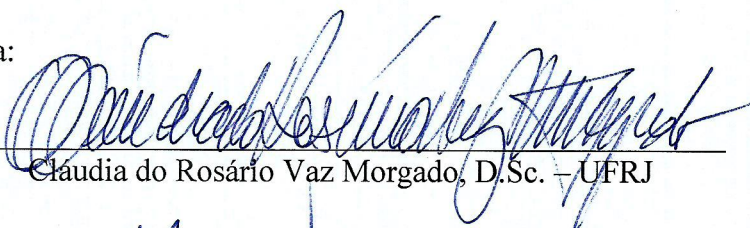
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE BIODIESEL DE SOJA: O IMPACTO DO
SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA (SILP)

Elisa Maria Mano Esteves


Orientadores: D.Sc. Cláudia do Rosário Vaz Morgado
D.Sc. Davi José Bungenstab

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Aprovada pela banca:




Cláudia do Rosário Vaz Morgado, D.Sc. - UFRJ



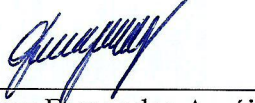
Davi José Bungenstab, rer.ag. - Embrapa



Ana Paula Santana Musse, D.Sc. - Petrobras



Marília Ieda da Silveira Folegatti Maturra, D.Sc. - Embrapa



Ofélia de Queiroz Fernandes Araújo, Ph.D. - UFRJ

Rio de Janeiro
2016

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus.

A meus familiares, em especial, a meus pais, irmã e avó pelo amor e apoio incondicional dado em todos os momentos.

Aos amigos e namorado pelo apoio e compreensão nos momentos em que precisei me ausentar.

A professora e orientadora Cláudia por acreditar no meu potencial e as oportunidades dadas.

Ao pesquisador e orientador Davi por toda a disponibilidade e colaboração com as pesquisas.

Aos professores do PEA pelo aprendizado obtido nas disciplinas cursadas.

Ao PRH41 pelo financiamento das pesquisas elaboradas e pela oportunidade de participação e apresentação de trabalho em congresso.

Aos gestores das fazendas Sapé Agro, Água Tirada, Monte Alto, Estrela e Princesa dos Campos pela disponibilização dos dados e atenção dada durante as visitas.

Aos gestores das empresas Delta e Cargill pelas informações disponibilizadas.

RESUMO

O biodiesel é considerado uma alternativa promissora na redução do aquecimento global, principalmente pela redução de gases de efeito estufa (GEE), ao substituir os combustíveis fósseis. Apesar disso, questões polêmicas como a expansão agropecuária sobre biomas naturais, principalmente no centro-oeste brasileiro, e a competitividade com culturas alimentares, geram questionamentos quanto à sua utilização. Os solos desta região são ácidos e de baixa fertilidade, facilitando a degradação das pastagens da região. Nestas circunstâncias, os Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária (SILP) aparecem como alternativa para solucionar esses problemas. Estes sistemas visam otimizar a utilização da área para atividades agrícolas e pastoris, compartilhando os insumos e emissões por todos os produtos do sistema, além de melhorarem atributos físicos e químicos do solo. No entanto, esses sistemas podem apresentar grande variação de manejo agrícola e pecuário, como períodos de rotação e intensidade de pastejo. Assim, o objetivo deste estudo foi verificar se o emprego de SILP é ambientalmente vantajoso na avaliação do ciclo de vida (ACV) da produção do biodiesel de soja, quando comparados a sistemas de cultivo tradicionais. Além disso, este trabalho comparou diferentes tipos de SILP para avaliar se existem diferenças substanciais entre estes no que tange às emissões de GEE. Os resultados indicaram que para a ACV as etapas agrícola e agro-pastoril, por considerarem o milho e a carne bovina como subprodutos do sistema, compensaram não somente as emissões desta etapa, como também das etapas industriais e de transporte da cadeia de produção do biodiesel. SILP com rotação mais frequente de áreas e sistema de criação de bovinos em semiconfinamento apresentaram melhores resultados do que sistemas com confinamento e rotação menos intensa. Portanto, pode-se observar que os sistemas integrados, ao maximizar o uso da terra, permitem a intensificação da fase pecuária, bem como a redução dos impactos de GEE.

Palavras-Chave: Biodiesel, Soja, Gases de Efeito Estufa (GEE), Análise de Ciclo de Vida (ACV) e Sistema de Integração Lavoura-Pecuária (SILP).

ABSTRACT

Biodiesel is considered a promising alternative for tackling global warming, especially as a substitute for fossil fuels through reducing final greenhouse gases (GHG) emissions. Nevertheless, controversial issues such as agricultural expansion into natural biomes, as in the case of Central Brazil, as well as competition with the cultivation of food crops, creates an important debate over its real benefit. Central Brazil, the focus of this work, has acid and low fertility soils, allowing quick degradation of regional sown pastures. In these circumstances, Integrated Crop-livestock systems (ICLS) appear as an alternative to solve this problem. These systems intend to optimize land use combining crop farming and livestock activities, sharing inputs and emissions by all products generated by the system, besides improving physical and chemical soil properties. However, these systems can have a wide range of agricultural and livestock management practices, such as rotation periods and grazing intensity. The aim of this study was to determine whether the ICL use is environmentally advantageous in the life cycle assessment (LCA) of soybean biodiesel when compared to traditional farming systems. In addition, this paper compares different types of crop-livestock systems to assess whether substantial differences exist between them, regarding GHG emissions. Results indicated that for LCA, the farming phase, for both, traditional and integrated systems, considering maize and beef as by-products of the system, the offset not only the emissions of this phase, but also for processing and transportation phases of biodiesel production. Integrated systems having more frequent rotation of areas and finishing cattle with dry feeding on pastures showed better results than systems using feedlots for finishing cattle and systems with a less intense area rotation. Therefore, it can be observed that integrated systems, by maximizing land use, allow intensification of the livestock phase, as well as reduce GHG impacts.

Keywords: Biodiesel, Soybean, Greenhouse gases (GHG), Life Cycle Analysis (LCA) and Integrated Crop-livestock system (ICLS).

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	12
2 BIODIESEL E O SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA.....	14
2.1 BIOCOMBUSTÍVEIS E O BIODIESEL	14
2.2 SOJA.....	18
2.3 SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA (SILP)	22
2.3.1 Sistemas de confinamento de bovinos de corte.....	26
3 ANÁLISE DO CICLO DE VIDA (ACV).....	28
3.1 APLICAÇÕES DE ACV	30
3.2 REGULAMENTAÇÃO E NORMAS PARA EXECUÇÃO DE ACV	33
3.3 ESTRUTURA DA ANÁLISE DO CICLO DE VIDA	33
3.3.1 Definição de Objetivo e Escopo.....	34
3.3.2 Avaliação do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)	34
3.3.3 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida	34
3.3.4 Interpretação dos Resultados.....	35
4 METODOLOGIA.....	37
4.1 DEFINIÇÃO DE OBJETIVO E ESCOPO.....	37
4.1.1 Alocação de impacto	40
4.1.1.1 Alocação no processo de extração	40
4.1.1.2 Alocação no processo de transesterificação.....	41
4.1.1.3 Fator de alocação acumulado.....	42
4.2 METODOLOGIA DE USO DO SOLO NA ETAPA AGROPASTORIL	43
4.2.1 Fazendas do estudo	47
5 AVALIAÇÃO DO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA.....	50
5.1 INVENTÁRIO PARA A ETAPA AGRÍCOLA.....	50
5.2 INVENTÁRIO PARA A ETAPA PASTORIL	55
5.3 INVENTÁRIO PARA OS PROCESSOS INDUSTRIAIS DE EXTRAÇÃO E TRANSESTERIFICAÇÃO DO ÓLEO	57
5.4 INVENTÁRIO PARA AS ETAPAS DE TRANSPORTE.....	59
6 AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV).....	65
7 CONCLUSÃO.....	73
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Linha do tempo com os principais momentos do resumo do histórico dos biocombustíveis no Brasil.	15
Figura 2: Capacidade autorizada, demanda compulsória e produção anual de biodiesel no Brasil entre 2006 e 2015.	17
Figura 3: Produção e destinação de grão de soja entre 2006 e 2016.	18
Figura 4: Destinações e usos da soja brasileira.	19
Figura 5: Participação das matérias-primas na produção de Biodiesel no Brasil.	20
Figura 6: Evolução da produção (em mil toneladas) de soja nas 5 regiões brasileiras entre as safras de 1989/90 e 2014/15.	21
Figura 7: Ciclo de vida de um produto ou processo.	28
Figura 8: Evolução da área cultivada e da produção de soja no Brasil – 1976/77 a 2014/15.	30
Figura 9: Visão geral da Análise de Ciclo de Vida.	34
Figura 10: Fluxograma da ACV de biodiesel de soja, com destaque para as etapas do subsistema agrícola.	38
Figura 11: Precipitação pluviométrica mensal registrada pela estação automática de Maracajú-MS para o ano de 2013.	43
Figura 12: Fotos da colheita do milho onde a Braquiária permanece vegetando como cobertura no solo.	46
Figura 13: Fluxograma do sistema de integração lavoura-pecuária da fazenda 1.	47
Figura 14: Fluxograma do sistema de integração lavoura-pecuária da fazenda 2.	48
Figura 15: Fluxograma do sistema de integração lavoura-pecuária da fazenda 3.	49
Figura 16: Fluxograma dos sistemas agrícolas realizados pelas fazendas 4 e 5.	49
Figura 17: Localização das fazendas em estudo situadas no município de Maracajú (MS). ..	50
Figura 18: Distância entre áreas produtivas e a esmagadora Bunge.	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Produtividade de culturas agrícolas como matéria-prima de Biodiesel.	20
Tabela 2: Produtividade e balanço energético do biodiesel de soja em sistemas diferenciados na produção de grãos entre 1991-2010.	25
Tabela 3: Comparativo da produtividade, custo, receita bruta e líquida entre SILP e pastagem degradada.	26
Tabela 4: Fatores de alocação para o processo de extração de óleo de soja	41
Tabela 5: Fatores de alocação para o processo de transesterificação	42
Tabela 6: Fatores de alocação acumulados	42
Tabela 7: Área das fazendas da amostra em 2014.	51
Tabela 8: Produtividade da soja, milho e carne das fazendas em estudo para o ano de 2014.	52
Tabela 9: Quantidade de corretivos aplicados no solo pelas fazendas em estudo para o ano de 2014.	52
Tabela 10: Quantidade de sementes utilizadas pelas fazendas em estudo para o ano de 2014.	53
Tabela 11: Quantidade de fertilizantes aplicados no solo pelas fazendas em estudo para o ano de 2014.	53
Tabela 12: Quantidade de defensivos agrícolas aplicados no solo pelas fazendas em estudo para o ano de 2014.	54
Tabela 13: Quantidade de diesel consumido pelos maquinários das fazendas em estudo para o ano de 2014.	54
Tabela 14: Quantidade de combustível para secagem de grãos das fazendas em estudo para o ano de 2014.	55
Tabela 15: Dados da atividade pecuária fornecidos pelas fazendas em estudo para o ano de 2014.	55
Tabela 16: Quantidade de ração concentrada utilizada pelas fazendas em estudo para o ano de 2014.	56
Tabela 17: Quantidade de carne obtida das fazendas em estudo para o ano de 2014.	57
Tabela 18: Produtividade da soja, do óleo de soja e do biodiesel.	57
Tabela 19: Média dos insumos utilizados na etapa de extração do óleo.	58
Tabela 20: Média dos insumos utilizados na etapa de transesterificação do óleo.	58
Tabela 21: Unidades de extração de óleo em atividade no Mato Grosso do Sul no ano de 2014.	59
Tabela 22: Unidades de transesterificação de Biodiesel no Mato Grosso do Sul.	60
Tabela 23: Áreas cultivadas, produtividade e produção de soja na safra 2013/14.	60
Tabela 24: Cálculo da quantidade de soja esmagada para biodiesel por unidades de extração de óleo do Estado do Mato Grosso do Sul, em 2014.	61
Tabela 25: Comparativo das distâncias consideradas no transporte de grãos.	63
Tabela 26: Cálculo de tonelada-quilômetro (tkm) para o transporte de grãos de soja.	63
Tabela 27: Cálculo de tonelada-quilômetro (tkm) para o transporte de óleo degomado	64
Tabela 28: Emissões de GEE relacionadas a cada entrada para as fazendas estudadas de Maracaju-MS em 2014, em quilogramas de CO ₂ equivalente.	66
Tabela 29: Emissões de insumos e produtos evitados das fazendas estudadas em 2014.	69

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACV – Análise de Ciclo de Vida

ABIOVE - Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

AICV – Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida

ANL – *Argonne National Laboratory*

ANP – Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis.

BD - Biodiesel

CO – óxido de carbono

CO₂ – dióxido de carbono

CH₄ - metano

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

FBN – Fixação Biológica de Nitrogênio

GEE – Gases de Efeito Estufa

GIS – *Geographic Information System* (Sistema de Informação Geográfica)

GRASS – *Geographic Resources Analysis Support System* (Sistema Suporte de Análise de Recursos Geográficos)

GWP – *Global Warming Potential* (Potencial de Aquecimento Global)

ICV – Inventário de Ciclo de Vida

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia

IPCC – *Intergovernmental Panel on Climate Change* (Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas)

ISO – *International Organization for Standardization*

K₂O – Óxido de Potássio

KCl – Cloreto de Potássio

MAP – Fosfato monoamônio

MME – Ministério de Minas e Energia

MS – Mato Grosso do Sul

MUT – Mudança no Uso da Terra

N₂O – óxido nitroso

P₂O₅ – Pentóxido de fósforo

PNPB – Programa Nacional de Produção e Uso de Biodiesel

SILP – Sistema de Integração Lavoura-Pecuária

UNFCCC - *United Nations Framework Convention on Climate Change* (Convenção Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima)

USDA - *United States Department Of Agriculture* (Departamento de Agricultura dos Estados Unidos da América)

USEPA – *United States Environmental Protection Agency* (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América)

1 INTRODUÇÃO

Os combustíveis fósseis, além de todos os problemas ambientais que causam têm gerado muita preocupação por sua dependência econômica e pelas incertezas quanto à sua disponibilidade, por não serem renováveis (RAJAEIFAR et al., 2014).

A biomassa é a fonte de energia renovável com maior potencial para suprir as necessidades energéticas dos países desenvolvidos e em desenvolvimento de todo o mundo (LIN et al., 2014). Por ser também a biomassa a principal fonte de alimentação humana e animal, estudos detalhados são necessários a fim de garantir, ao mesmo tempo, o crescimento da oferta de energia e alimentos para os mercados emergentes, sem deixar de considerar a utilização sustentável deste recurso renovável (UNFCCC, 1994).

Entre as formas de transformação da biomassa em energia, destacam-se os biocombustíveis, que vêm sendo amplamente utilizados por se tratarem de: a) combustíveis renováveis e biodegradáveis; b) causarem menor emissão de carbono para a atmosfera, uma vez que o carbono emitido na fase de combustão é aquele que foi absorvido pela planta durante seu crescimento fotossintético, resultando em um balanço de emissões mais favorável; c) a produção de biodiesel poder ser usada como uma estratégia para o desenvolvimento rural (PETERS e THIELMANN 2008, CAVALETT 2008, MACEDO 2009, GERMAN et al., 2011).

No entanto, cultivos agrícolas dedicados à produção de energia são alvos de críticas relacionadas ao consumo de insumos agrícolas, à competitividade com cultivos alimentares e à pressão sobre os biomas naturais (HAUSMAN, 2012).

No Centro-Oeste brasileiro, a grande expansão das fronteiras agropastoris sobre os biomas, cerrado e amazônico, vem causando grande repercussão pública. A região possui solos ácidos e de baixa fertilidade, deficientes de minerais essenciais, o que facilitou algum estado de degradação de parte das pastagens lá estabelecidas (ZIMMER et al., 2011).

Nesse cenário, os Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária (SILP) aparecem como uma solução a esses problemas por se tratarem de sistemas que otimizam a utilização da área para o plantio de duas safras anuais, dentre as quais aparece predominantemente a soja como safra de verão e o pastejo de bovinos (MACEDO, 2009).

Esta dinâmica de uso do solo traz grandes vantagens ambientais em relação a cultivos de soja tradicionais, já que os impactos ambientais relacionados com uso de energia e emissões de GEE são compartilhados por todos os produtos obtidos no sistema. Além disso, a capacidade de cultivar matérias-primas para biocombustíveis em terras marginais pode

conduzir à recuperação de terras degradadas, tornando essas áreas produtivas novamente, evitando assim a abertura de novas áreas de vegetação nativa para cultivo (BORRAS et al., 2011, GERMAN et al., 2011).

Apesar disso, estudos de Avaliação do Ciclo de Vida de Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária encontram dificuldade em serem realizados, já que o termo integração inclui manejo sob diferentes intensidades de pastejo e métodos de pastoreio, bem como possui diferentes efeitos do pastoreio sobre o rendimento da lavoura de sucessão (MACARI et al., 2011).

Assim, torna-se necessária uma avaliação comparativa de SILP diferenciados, caracterizando suas emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE).

Portanto, neste trabalho, a metodologia adotada de Análise do Ciclo de Vida do Biodiesel de soja, comparando diferentes sistemas de produção na etapa agrícola, considerou: a) coleta de dados locais de fazendas que realizam o SILP de formas diferentes e das que não realizam; b) a safra de inverno e a quantidade de animais abatidos por hectare como subprodutos do sistema; c) dados das etapas industriais (extração e transesterificação) e de transporte, para área selecionada no escopo do estudo.

Objetivo Geral

Verificar se o emprego dos SILP é ambientalmente vantajoso na avaliação do ciclo de vida (ACV) da produção do biodiesel de soja, quando comparados a sistemas de cultivo tradicionais, bem como, comparar diferentes tipos de SILP para avaliar se existem diferenças substanciais entre estes no que tange as emissões de GEE.

Objetivos específicos

Realizar o inventário de uso de insumos e calcular as emissões do subsistema agrícola da soja.

Realizar o inventário de uso de insumos e calcular as emissões das etapas de extração e transesterificação do óleo de soja.

Calcular as emissões das etapas de transporte dos grãos e do óleo para a região em estudo considerada.

2 BIODIESEL E O SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA

2.1 BIOCOMBUSTÍVEIS E O BIODIESEL

A crescente utilização de combustíveis fósseis como fontes primárias de energia desde meados do século XIX, com o início da revolução industrial, tem elevado significativamente a concentração de gases na atmosfera. Esse aumento contínuo de gases, por conseguinte, vem elevando a temperatura atmosférica, o chamado Aquecimento Global, que possui reflexos nas mudanças climáticas, com alterações no regime das chuvas, elevação do nível do mar etc. (MONTZKA et al., 2011).

Além destes problemas ambientais, observa-se nas últimas décadas, como reflexo das crises do petróleo, um rápido aumento dos preços alarmando preocupações com a extrema dependência econômica, além das incertezas quanto à disponibilidade destes combustíveis fósseis (RAJAEIFAR et al., 2014).

Assim, no mundo todo, vários programas de desenvolvimento de energias renováveis foram criados, entre os quais se destacam os relacionados aos biocombustíveis como substitutos aos combustíveis fósseis (LEITE e LEAL, 2007).

Os biocombustíveis são combustíveis de origem biológica, produzidos, em sua maioria, a partir do cultivo agrícola. Apesar disso, a utilização de cultivos agrícolas visando à produção de energia é alvo de algumas críticas como consumo de insumos agrícolas e seus impactos ambientais; a competitividade com cultivos alimentares, causando desequilíbrios econômicos e sociais; além da pressão sobre os biomas naturais, podendo levar à perda de biodiversidade e de sumidouros de carbono. (HAUSMAN, 2012).

Por outro lado, existem também forças motivadoras e de incentivo ao uso de biocombustíveis, tais como: estratégicas/econômicas, a fim de promover o desenvolvimento agrícola e tecnológico e eliminar a dependência por fontes externas de combustíveis, o que reduz os impactos em preços internos; ambientais, a fim de reduzir as emissões de gases de efeito estufa (GEE) e a poluição atmosférica pelo uso de energia renovável; e sociais, com a geração de empregos e redução de riscos para a saúde pública (BRANCO, 2013; RAJAEIFAR et al., 2014).

Entre os principais biocombustíveis estão o bioetanol e o biodiesel. O bioetanol é derivado de fontes como cana-de-açúcar, milho, uva, beterraba e alguns cereais, sendo obtido através da fermentação controlada da sacarose. Este também pode ser obtido através do uso de resíduos vegetais. Já o biodiesel é produzido por processo de transesterificação, que envolve

álcool e derivados de lipídios orgânicos, como óleos vegetais (soja, girassol, algodão, mamona, nabo forrageiro, algas, etc.) ou gorduras animais (SHEEHAN et al., 1998).

A utilização de óleos vegetais para fins carburantes é cogitada desde a invenção dos motores de ciclo diesel, em função de suas propriedades serem muito semelhantes às do óleo diesel (MARZULLO, 2007).

No Brasil, o processo de substituição dos combustíveis fósseis começou com o lançamento do Programa Nacional do Álcool (Proálcool), em 1974. A Figura 1 apresenta a evolução de uso dos biocombustíveis no Brasil perante as crises mundiais do petróleo.

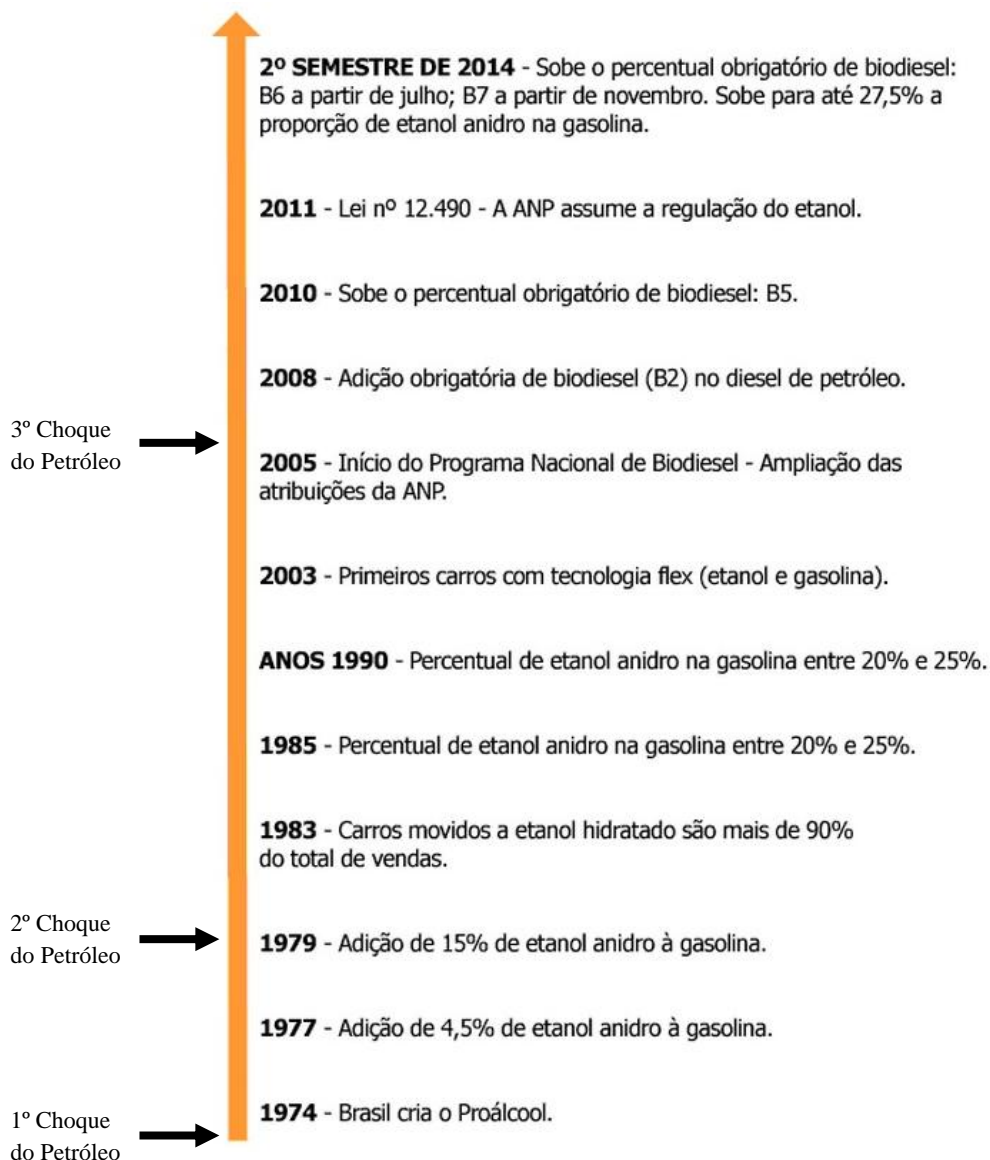


Figura 1 - Linha do tempo com os principais momentos do resumo do histórico dos biocombustíveis no Brasil.

Fonte: Adaptado de ANP, 2016.

O bioetanol diminuiu tanto o problema da extrema necessidade de uso do petróleo, quanto os custos associados a combustíveis, já que a principal matéria-prima brasileira necessária à sua produção é o açúcar que, no período de implantação do programa, possuía baixo valor de mercado (NITSCH, 1991).

A segunda crise do petróleo, em 1979, agravou a situação deste combustível, fazendo com que o programa Proálcool fosse expandido. Assim, no início dos anos oitenta, a produção dos motores de veículos, até então sem adaptação, passou por mudanças mecânicas a fim de melhor se adequar ao novo combustível (KOHLHEPP, 2010). Em um curto espaço de tempo, apenas três anos, os automóveis a álcool passaram a representar mais de 90% do total de vendas do país (ANP, 2016).

Em 2005, o estabelecimento de outro biocombustível foi fomentado com a criação do Programa Nacional de Produção e Uso de Biodiesel (PNPB). O biodiesel pode substituir, parcial ou totalmente, o diesel mineral para veículos leves, caminhões, tratores e até geradores (KOHLHEPP, 2010). Entre os principais objetivos do PNPB estavam: a invocação à inclusão social de pequenos agricultores familiares, e a diferenciação regional de matérias-primas, como dendê, mamona, pinhão manso. Apesar disso, observou-se a predominância da soja como principal oleaginosa usada na produção do biodiesel brasileiro (DE SOUZA et al., 2015).

O programa brasileiro estabeleceu a obrigatoriedade da adição de um percentual mínimo de biodiesel ao óleo diesel comercializado em qualquer parte do território nacional. O percentual obrigatório na lei era inicialmente de 2% até 2008, visando atingir 5% até oito anos após a publicação da mesma.

O percentual de mistura de biodiesel ao diesel mineral vinha crescendo rapidamente até 2010, quando atingiu o percentual de obrigatoriedade de 5% e antecipou em três anos o prazo estipulado pelo PNPB (PINHO et al., 2014).

O aumento substancial na demanda interna e externa por ração animal aliado ao aumento nos percentuais de mistura de biodiesel ao diesel mineral estimulou o investimento na expansão da produção da soja (LAZZAROTTO e HIRAKURI, 2011). Assim, grandes empresas investiram no plantio e na ampliação da capacidade de processamento da soja.

Com a estagnação do percentual de mistura em 5%, entre 2010 até meados de 2014, ocorreu o processo inverso, e algumas unidades de processamento paralisaram ou mantiveram níveis altos de ociosidade.

Em 2011, a Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP) estabeleceu, por meio de uma resolução, a especificação de óleo diesel B6 a B20 (com 6% a 20% de biodiesel) para uso experimental em frotas cativas, que são veículos pertencentes ou a serviço de uma pessoa jurídica, ou em equipamento industrial específico.

Em setembro de 2014, o Governo Brasileiro lançou uma nova lei tornando obrigatório o aumento da mistura de biodiesel ao diesel mineral para 6% e 7%, em julho e novembro de 2014, respectivamente.

Nesse cenário, destaca-se que em função da grande produtividade da soja brasileira, e do incentivo dado pelo governo federal, com o PNPB, houve um aumento na produção de biodiesel de quase quatro mil metros cúbicos por ano, menos de dez anos após o lançamento do Programa. A Figura 2 mostra a evolução anual da capacidade instalada, da demanda compulsória e da produção de biodiesel. Ao final de 2015, a demanda compulsória representava aproximadamente 53% da capacidade autorizada.

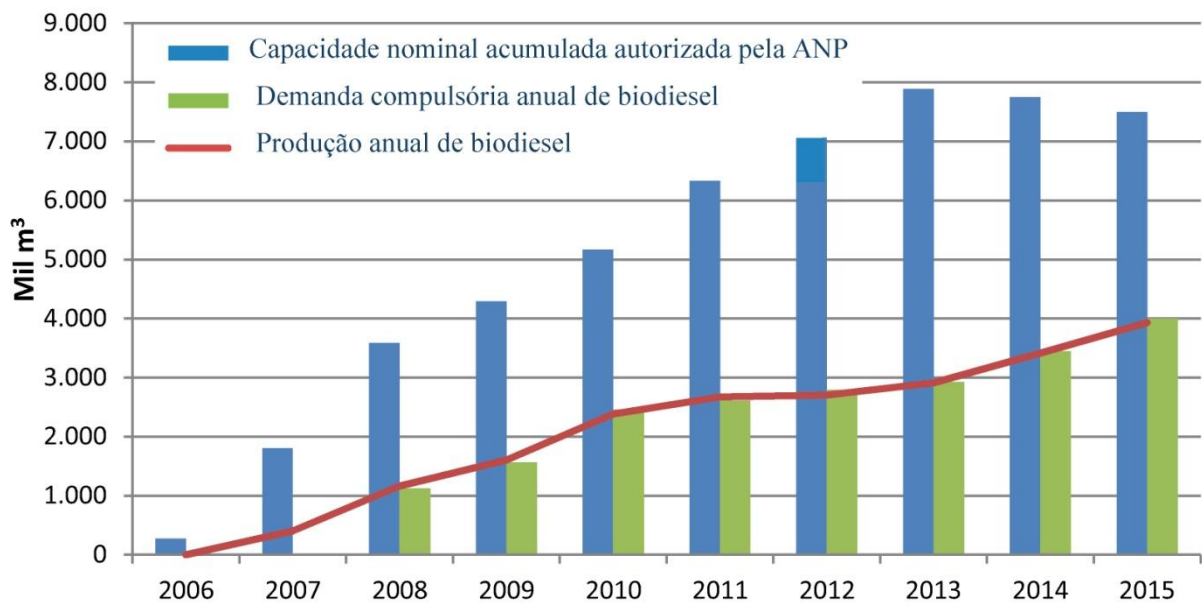


Figura 2 - Capacidade autorizada, demanda compulsória e produção anual de biodiesel no Brasil entre 2006 e 2015.

Fonte: ANP, 2016.

O grande desafio à produção de biodiesel no Brasil é a falta de uma política governamental mais agressiva no sentido de aumentar o percentual obrigatório de mistura de biodiesel (no mercado interno) ou de incentivo à exportação, já que no cenário atual se tem altos custos com carga tributária, fazendo com que haja uma grande ociosidade na capacidade instalada das usinas brasileiras (Figura 2). Além disso, há falha estrutural na cadeia logística,

com grandes distâncias entre cada uma das etapas de produção, com grande consumo de diesel, visto que as rotas de escoamento são quase totalmente rodoviárias (SILVA et al., 2011).

2.2 SOJA

A soja (*Glicine max L.*) é uma leguminosa de ciclo anual (90 a 160 dias) adaptada originariamente ao clima subtropical, mas que com programas de melhoramento genético passou a poder ser cultivada em latitudes menores (VASCONCELOS et al., 2006; CAVALETT, 2008).

O aumento na produção de soja nos últimos anos como fonte de proteína e óleo degomado está sendo estimulado pela crescente demanda por ração animal, alimentos e inúmeras outras aplicações, dentre as quais se pode destacar o uso como fonte de energia alternativa ao uso de combustíveis fósseis.

Estimativas de 2013 indicam que o aumento da produção de grãos está relacionado ao crescimento da demanda internacional, principalmente pela China (RAUCCI et al., 2015). A Figura 3 apresenta a evolução da produção de grãos brasileira proporcional ao incremento nas exportações e a estabilização da quantidade processada.

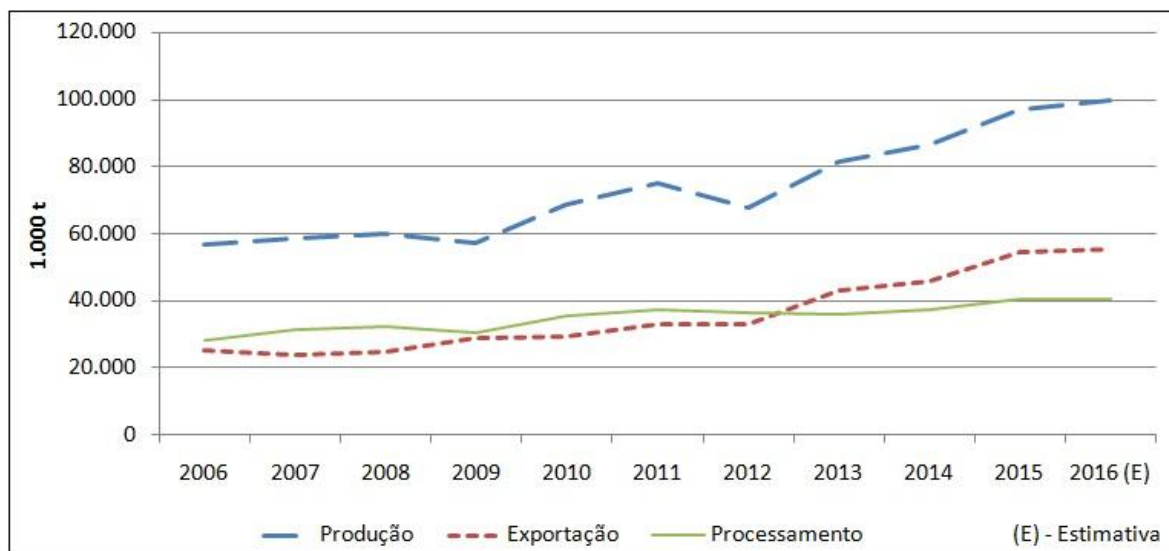


Figura 3 - Produção e destinação de grão de soja entre 2006 e 2016.

Fonte: ABIOVE, 2016.

A Figura 4 apresenta a cadeia de distribuição e uso da soja no Brasil para a safra 2013/14. O farelo de soja tem grande demanda interna (alimentação animal) e externa, sendo, portanto o principal produto da cadeia produtiva da soja. O óleo de soja é um subproduto do

processo de obtenção de farelo usado na alimentação animal e a abundância de óleo tem gerado excedentes no mercado, com conseqüente queda dos preços internos do óleo de soja (BRONDANI et al., 2015). O Brasil é o segundo maior produtor mundial de óleo de soja, com capacidade instalada para produção de quase sete mil toneladas de óleo de soja por ano (CAVALETT, 2008).

O principal uso do óleo no Brasil é para consumo doméstico (56%), as outras destinações são a exportação do óleo (19%) ou o uso deste como insumo na produção do biodiesel (25%) (CONAB, 2015).

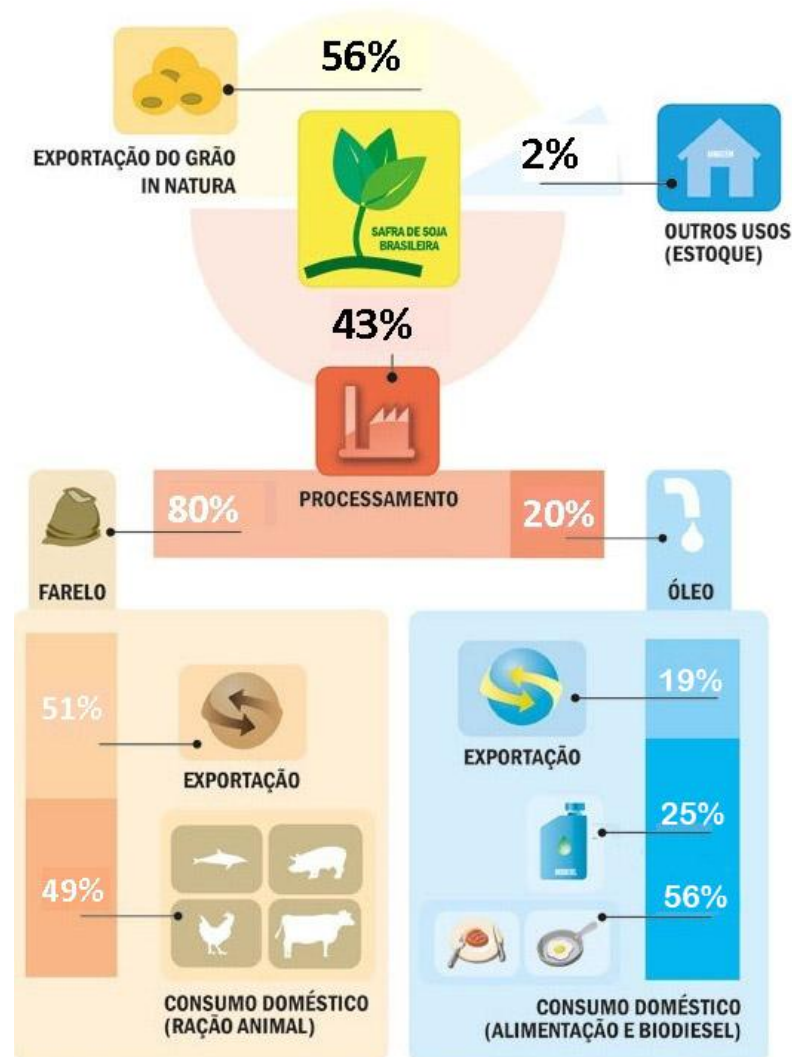


Figura 4 - Destinações e usos da soja brasileira.

Fonte: Elaboração da Aprosoja com atualização de dados da CONAB, 2015.

A soja é vista por inúmeros pesquisadores como uma das soluções menos apropriadas de matéria-prima para o biodiesel (CAVALETT e ORTEGA, 2010). Vários trabalhos ressaltam as vantagens de outras matérias-primas com maior conteúdo de óleo e maior

produtividade (Tabela 1), como mamona, girassol, colza e dendê (TAN et al., 2009, ROCHA et al., 2014) ou ainda matérias-primas com necessidades espaciais menores como as algas (HOU et al., 2011, MACOMBE et al., 2013). Além disso, o PNPB tem entre seus principais objetivos a diversificação regional e de matérias-primas (DE SOUZA et al. 2015).

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>Helianthus 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.

Apesar dos prognósticos de que a soja seria substituída, esta é, desde 2005, quando se iniciou o programa de produção de biodiesel no Brasil, a matéria-prima base para cerca de 80% da produção anual brasileira de biodiesel (Figura 5). Deve notar-se que, no início da produção industrial de biodiesel no Brasil, apenas os óleos de soja e de algodão e o sebo bovino obtiveram participação significativa de mercado (PINHO et al., 2014).

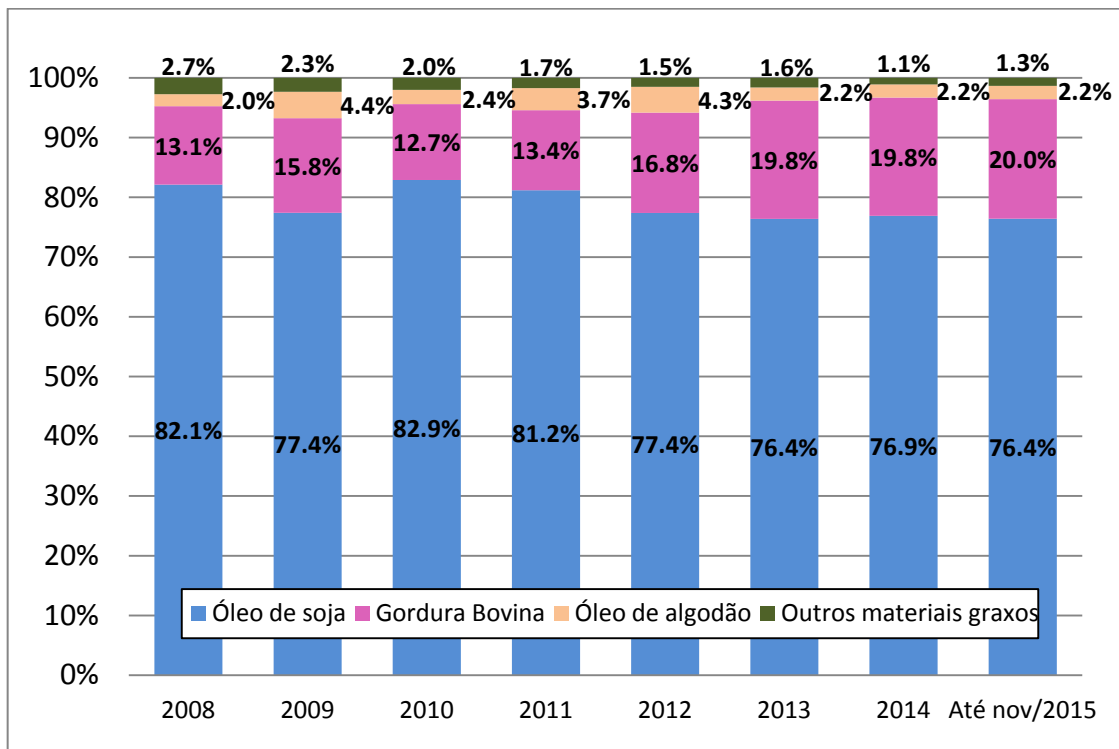


Figura 5 - Participação das matérias-primas na produção de Biodiesel no Brasil.

Fonte: MME, 2016.

Além disso, sabe-se que há consequências ambientais na mudança da demanda e na substituição da fonte oleaginosa (SCHMIDT, 2015).

Assim, a alteração da soja, planta já estabelecida e adaptada, por outra oleaginosa poderia acarretar em prejuízos ambientais e econômicos aos produtores que aderissem a essa mudança.

No Brasil, a oleaginosa foi introduzida no Estado do Rio Grande do Sul na década de 1960, se expandindo rapidamente pelas regiões Sul e Centro-Oeste do país. Segundo *United States Department of Agriculture (USDA)*, na safra 2013/14, o Brasil se encontrava em 2º lugar como maior produtor e exportador mundial de soja, ficando atrás apenas dos Estados Unidos.

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 (Figura 6).

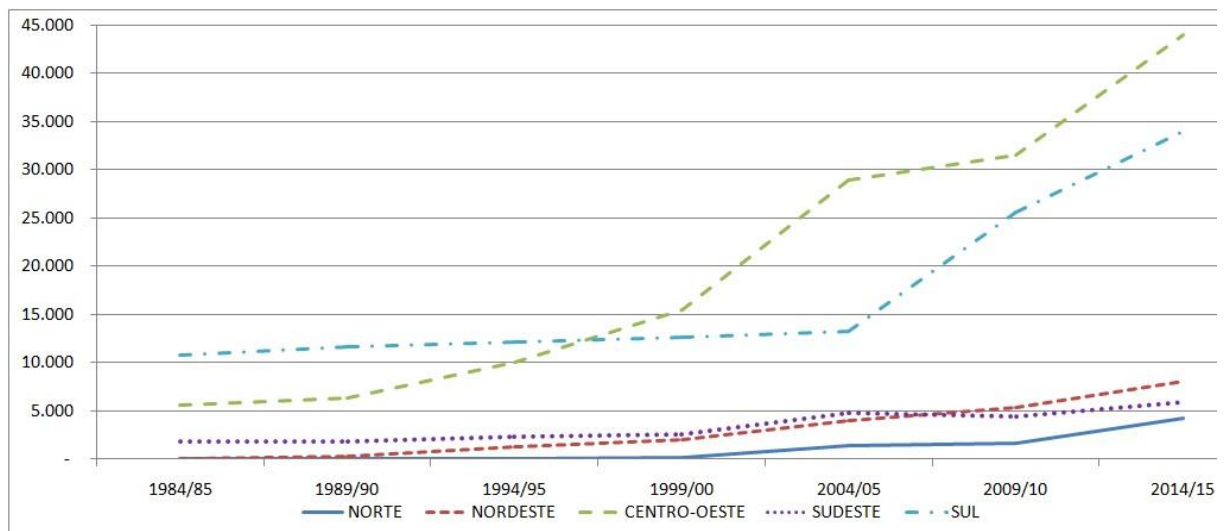


Figura 6 - Evolução da produção (em mil toneladas) de soja nas 5 regiões brasileiras entre as safras de 1989/90 e 2014/15.

Fonte: CONAB, 2015.

Esta região teve seu solo inicialmente utilizado para pecuária extensiva. A partir da década de 1970, intensificou-se o desenvolvimento de tecnologias que possibilitaram o melhor aproveitamento no uso do solo na região (DELGADO, 2001). Desde então a pecuária vem cedendo espaço para a produção agrícola, além da expansão sobre os biomas cerrado e amazônico.

2.3 SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA (SILP)

O centro oeste brasileiro possui, em sua grande maioria, solos ácidos e de baixa fertilidade, deficientes, principalmente, em fósforo, cálcio e magnésio, facilitando a degradação de pastagens lá estabelecidas. A partir da década de 1970, iniciou-se o processo de substituição de pastagens nativas por cultivadas, que com a correção do solo, permitiu, além da melhoria da qualidade nutricional do solo, um grande crescimento no rebanho, com reflexos positivos na economia (produção de carne e leite). Assim, entre os anos de 1970 e 2010, a área total de pastagens cultivadas no Brasil cresceu 12%, o rebanho 215% e a produção de carne aumentou cerca de 440% (ZIMMER et al., 2011).

O país tem uma área superior a 800 milhões de hectares, dos quais cerca de 260 são destinados à produção agropecuária. Deste total, 69% são destinados à produção pecuária e 31% para a produção agrícola (EMBRAPA, 2013). No entanto, de acordo com essa referência, 82% dos 180 milhões de hectares destinados para a produção pecuária estão sob processo de degradação. As principais causas dessa degradação são o excesso de lotação e falta de reposição de nutrientes (ZIMMER et al., 2011).

O estágio avançado de degradação da terra no Brasil exige fortemente o desenvolvimento de sistemas sustentáveis que integrem, por exemplo, o plantio direto, rotação de culturas e consórcios (COSTA, 2015).

No Centro-Oeste e Centro-Sul brasileiro, os sistemas de produção têm otimizado o uso do solo, com uso de alta tecnologia: mecanização da produção, agricultura de precisão etc (SENTELHAS et al., 2015).

A soja é a principal oleaginosa cultivada na região Centro-Oeste, e o milho, plantado em consórcio com plantas forrageiras, é utilizado como principal cultura de inverno no sistema de rotação de culturas (milho safrinha). Ambas as culturas são plantadas em sistema de plantio direto, onde, através da utilização de maquinário específico é possível plantar-se a nova cultura sobre a palhada deixada pela colheita da cultura anterior, sem necessidade de gradeamento e/ou outro preparo físico do solo, economizando horas de máquinas, de trabalho e de combustíveis, gerando inúmeros benefícios ao solo (BUFFETT, 2012).

Além disso, algumas fazendas vêm utilizando um sistema que integra as atividades de agricultura e pecuária (Sistema de Integração Lavoura-Pecuária – SILP), o que possibilita a diversificação na produção e uma maior segurança no fluxo de caixa, minimizando os riscos para o produtor (MACEDO, 2009). O consórcio milho-braquiária e o SILP com plantio direto têm auxiliado o processo de manutenção de pastagens em degradação.

A forrageira comumente usada no consórcio com milho é a *Brachiaria ruziziensis*. Esta planta, assim como toda espécie exótica invasora, é bem sucedida em ambientes e paisagens alteradas, por sua rusticidade, ampla capacidade adaptativa a solos de baixa fertilidade e ácidos. Apresenta altas produções em áreas de cultivo anuais por responder bem a melhorias na fertilidade do solo e pela elevada competição com plantas daninhas, o que melhora o controle de pragas e doenças (ZIMMER et al., 2011). Pelo porte mais baixo, é de manejo mais fácil, tanto para pastejo quanto para cobertura do solo entre as fileiras do milho (ZIMMER et al., 2007a).

No consórcio milho-braquiária, enquanto o milho apresenta altos rendimentos de grãos e de palha, a forrageira (braquiária) apresenta alta eficiência na cobertura do solo (CECCON, 2009). Este consórcio visa, portanto, a produção de palha (do milho) e braquiária para cobertura do solo, através do sistema de plantio direto.

Segundo Macedo (2009), os sistemas de integração lavoura-pecuária “são sistemas produtivos de grãos, fibra, carne, leite, lã, etc., realizados na mesma área, em plantio simultâneo, sequencial ou rotacionado, onde se objetiva maximizar a utilização dos ciclos biológicos das plantas, animais, e seus respectivos resíduos, assim como efeitos residuais de corretivos e nutrientes, minimizar e otimizar a utilização de agroquímicos, aumentar a eficiência no uso de máquinas, equipamentos e mão de obra, gerar emprego, renda, melhorar as condições sociais no meio rural, diminuir os impactos ao meio ambiente, e visar à sustentabilidade”.

Essa integração foi a base para o reforço da agricultura na Europa no século 17 que, posteriormente, com a intensificação no uso de fertilizantes e mecanização, foi esquecida (LEMAIRE et al., 2014).

Com o SILP tornou-se possível, através do plantio direto entre a soja e a forrageira (Braquiária), a recria e engorda de novilhos em curto espaço de tempo, em pastagens (MACHADO, 2011). Segundo Zimmer et al. (2007b), o cultivo em solos férteis proporciona resultados satisfatórios e de elevada qualidade, tanto na recria e engorda de bovinos de corte quanto na produção de leite.

Desta forma, além de diversificar sua fonte de renda, o produtor viabiliza a engorda e venda dos animais na entressafra, época em que há valorização do preço do peso animal, e mantém sua pastagem condicionada pelos animais, o que facilita o plantio direto da próxima safra (EPAMIG, 2007).

Segundo Macedo (2009), os principais fatores ambientais favoráveis aos sistemas integrados e em rotação de lavoura-pecuária são:

- Efeito positivo das forrageiras necessárias à atividade pecuária, que pela ação de suas raízes, melhoram as propriedades físicas do solo (aumentando a estabilidade dos agregados, a reserva de carbono e a eficiência na absorção e retenção de água no solo);
- Elevação da fertilidade do solo, com a atividade agrícola;
- Racionalização do uso de insumos, maquinários e mão de obra rural;
- Diversificação da produção, com fluxo de caixa mais seguro para os produtores.

Além destas, Balbino et al.(2012) destacam as seguintes vantagens:

- Aumento da cobertura do solo pela palhada, proporcionada pelo sistema de plantio direto, prevenindo perdas por erosão (solo, água, matéria orgânica e nutrientes) e estimulando a recuperação física do solo, com a intensificação da ciclagem de nutrientes;
- Tendência de maior proteção contra o fogo, devido ao consumo de pastagens e cultivos intercalares de lavouras;
- A rotação de culturas ajuda no controle da erosão e no aumento da porosidade do solo, o que leva a uma maior infiltração de água e consequente recomposição do lençol freático;
- Controle mais eficiente de pragas agrícolas (insetos, fungos, plantas daninhas, etc.), com possibilidade para um menor uso de pesticidas.

Ainda segundo Balbino et al. (2012), os principais desafios na adoção de sistemas de integração estão relacionados à resistência dos produtores na adoção de novas tecnologias, necessidade de maior qualificação profissional e dedicação por parte dos envolvidos, necessidade de investimento financeiro, falta de infraestrutura básica regional, e pouco incentivo por parte dos governos.

No contexto de uma ACV, a importância do SILP, em relação a sistemas de cultivo de soja tradicionais está na distribuição dos impactos ambientais entre os vários produtos do sistema. Assim, os insumos utilizados diretamente em uma cultura são atribuídos exclusivamente à mesma, como por exemplo, os inseticidas utilizados. Por outro lado, ao se otimizar o uso das máquinas para duas culturas, reduz-se o impacto ambiental com relação, por exemplo, à energia incorporada das mesmas

O balanço energético do biodiesel de soja, realizado por Sá et al. (2013) comparou sistemas especializados e mistos de produção de grãos, em plantio direto e preparo convencional do solo. Os resultados mostraram maior eficiência nos sistemas que fazem uso do plantio direto, em relação a sistemas convencionais, sistemas com preparo do solo antes do plantio (aração e gradeamento do solo). O SILP iniciado com lavoura apresentou menores valores de produtividade e balanço energético do que sistemas com lavoura contínua. Quando a rotação ocorreu na sequência pastagem/lavoura, os valores foram superiores aos demais, o que demonstra que a eficiência de SILP depende de um manejo adequado e organização temporal no terreno, realizando a sequência pastagem/lavoura ao invés de lavoura seguida de pastagem (Tabela 2).

Tabela 2 - Produtividade e balanço energético do biodiesel de soja em sistemas diferenciados na produção de grãos entre 1991-2010.

Sistemas de preparo do solo	Lavoura contínua		SILP rotação lavoura/pasto		SILP rotação pasto/lavoura	
	Usual	Plantio Direto	Usual	Plantio Direto	Usual	Plantio Direto
Produtividade (10^6 g/ha)						
Grãos de soja	2,37	2,37	2,10	2,11	3,19	3,23
Produção (GJ/ha)						
Energia produzida pelo biodiesel	15,90	16,70	14,70	14,80	22,40	22,70
Balanço energético	1,40	1,70	1,30	1,40	1,90	2,00

Fonte: Sá et al., 2013.

Em relação à produtividade agrícola e quantidade de carne, Kichel et al. (2011) realizaram um estudo comparativo de SILP com áreas de pastagem degradada. As produções agrícolas tiveram variações: enquanto a soja obteve 3.480 kg/ha/ano, o milho cultivado na safrinha apresentou produções reduzidas de 2.262 kg/ha/ano (ZIMMER et al., 2011). Entretanto, as produções de carne foram muito favoráveis (471 kg/ha/ano) em relação à pastagem degradada, onde a produtividade média era de 60 kg/ha/ano, demonstrando ser o pasto em integração uma alternativa viável para a região (Tabela 3).

Tabela 3 - Comparativo da produtividade, custo, receita bruta e líquida entre SILP e pastagem degradada.

Atividade	Produtividade (kg/ha/ano)	Custo (R\$/ha/ano)	Receita bruta (R\$/ha/ano)	Receita líquida (R\$/ha/ano)
Soja	3.480	1.200,00	2030,00	830,00
Milho safrinha	2.262	570,00	592,00	22,00
Pastagem com SILP	471	1.361,82	2826,00	1.464,18
Total SILP	-	3.131,82	5.448,00	2.316,18
Pastagem degradada (@*)	60	280,00	360,00	80,00

Fonte: Adaptado de Kichel et al., 2011.

Estudos realizados, em Mato Grosso e Maranhão por Cobucci et al. (2007), confirmaram o potencial do SILP de engorda de bovinos e consequente aumento na produção de carne na entressafra da soja.

As estatísticas sobre áreas utilizadas com SILP no Brasil são precárias, não se tendo a dimensão correta de sua extensão. Estima-se que cerca de 5% da área de culturas anuais já pratiquem em algum grau essa tecnologia (MACEDO, 2009).

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) do Sistema de Integração Lavoura-pecuária realizada é mais desafiadora que a de sistemas convencionais, já que a integração inclui manejo sob diferentes intensidades de pastejo e métodos de pastoreio, bem como possui diferentes efeitos do pastoreio sobre o rendimento da lavoura de sucessão (MACARI et al., 2011).

2.3.1 Sistemas de confinamento de bovinos de corte

Em função do aumento das tecnologias disponíveis, o sistema de confinamento de bovinos de corte vem se tornando uma atividade crescente na pecuária brasileira. A intensificação é relacionada a taxas de lotação elevadas com técnicas de suplementação alimentar para os bovinos (BUNGENSTAB, 2005). As principais vantagens do confinamento consistem no maior ganho de peso médio diário dos animais em comparação com outros regimes alimentares, o que aumenta a produtividade e qualidade da carne; aumento da eficiência produtiva do rebanho; permite a programação de abates ao longo de todo o ano; utilização da forragem excedente e liberação de áreas de pastos para categorias com menor exigência nutricional; uso mais eficiente da mão de obra, máquinas, equipamentos e insumos da propriedade rural (ÍTAVO et al., 2011).

Em termos de regime alimentar, existem dois tipos principais de intensificação da atividade pecuária utilizados no Brasil: confinamento e semiconfinamento. Segundo Bungenstab (2005), o sistema de confinamento aumentou mais de 50% desde 1994, enquanto

a atividade semiconfinada (com ração concentrada duas vezes por dia em média, e pastejo do bovino durante o restante do dia) teve um aumento de 240% no mesmo período, sendo o Centro-Oeste e o Estado de São Paulo os maiores responsáveis por esse aumento.

3 ANÁLISE DO CICLO DE VIDA (ACV)

A ACV é uma técnica que permite, a partir de uma pesquisa detalhada de entradas energéticas e mássicas, além do transporte de produtos e subprodutos de cada uma das fases de um sistema, a identificação dos efeitos ambientais do ciclo de vida de um produto ou processo, avaliando os potenciais impactos ambientais destes ao longo de toda sua cadeia produtiva (ABNT ISO 14040, 2006) (Figura 7).

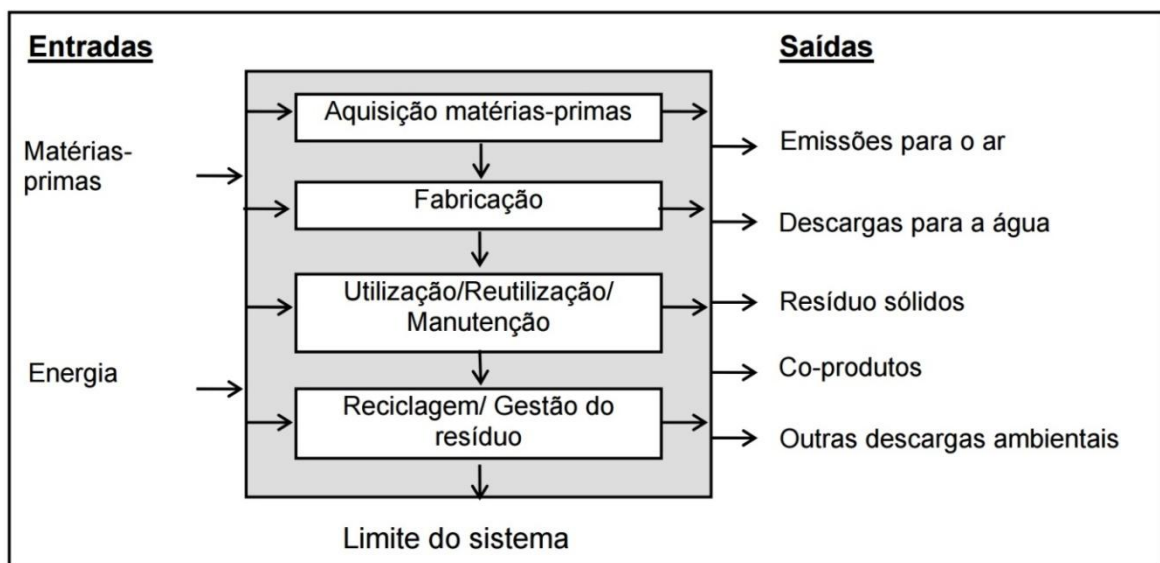


Figura 7 - Ciclo de vida de um produto ou processo.

Fonte: USEPA (2006).

Assim, esta ferramenta ajuda na identificação de oportunidades de melhoria do desempenho ambiental de produtos em qualquer etapa da cadeia produtiva, além de auxiliar na tomada de decisão e na seleção de indicadores de desempenho ambiental, incluindo técnicas de medição (ABNT, 2009).

Em longo prazo, a ACV pode promover mudanças tecnológicas fundamentais na produção e produtos, através da otimização de energia e materiais, e no uso da reciclagem e reuso nos processos (FERREIRA et al., 2014).

Por outro lado, a ACV também apresenta algumas limitações, como a subjetividade na natureza das escolhas; os modelos usados no inventário ou na avaliação de impactos são limitados pelas suposições e hipóteses admitidas; a precisão dos resultados locais estarem limitadas à disponibilidade/ qualidade dos dados; a falta de dimensões espaciais e temporais dos dados de inventário usados (ABNT, 2001).

A ACV tem sido aplicada para avaliar o impacto ambiental do biodiesel de soja. Os resultados disponíveis na literatura variam muito, dependendo não só das diferenças nos

cenários, como também das diferentes escolhas normativas nos procedimentos de modelagem (CASTANHEIRA et al., 2015). As escolhas do método de alocação dos subprodutos, da distância de transporte e do banco de dados de inventário, têm uma influência significativa sobre os resultados do desempenho ambiental do ciclo de vida dos biocombustíveis (ROCHA et al., 2014).

Alguns estudos apresentam mudanças de estoque de carbono devido à mudança no uso da terra (MUT), bem como as emissões de nitrogênio e fósforo no campo de cultivo de soja, mostrando que atividades agrícolas são altamente *site-specific* com alta complexidade de cálculos (CASTANHEIRA et al., 2015; REIJNDERS e HUIJBREGTS, 2011; CAVALETT e ORTEGA, 2009, 2010; SNYDER et al., 2009).

Estudos envolvendo a questão da MUT no desempenho ambiental de biocombustíveis têm proliferado nos últimos anos, uma vez que as emissões indiretas podem ter efeitos negativos sobre os benefícios que deveriam ser gerados por esses combustíveis renováveis. Nesse sentido, a metodologia de ACV tem desempenhado um papel fundamental, pois visa estimar os impactos ambientais da MUT bem como de matérias-primas para a produção de biocombustíveis (ESCOBAR et al., 2014).

A análise não tem de ser necessariamente uma avaliação geral de toda a cadeia produtiva (do “berço ao túmulo”). Segundo ANL (2007), a avaliação também pode ser realizada em determinadas partes do ciclo de vida, como por exemplo, do “berço ao portão”, “do portão ao portão” e do “portão ao túmulo”. De acordo com a norma ABNT ISO 14040: 2009, esses diferentes escopos de estudos de ACV podem ser definidos como:

- “do berço ao portão” (*cradle-to-gate*): escopo envolve a extração de recursos, que pode incluir algumas operações de fabricação ou operações de serviço, mas excluindo todas as fases subsequentes;
- “do berço ao túmulo” (*cradle-to-grave*): escopo envolve todas as etapas do ciclo de vida: da extração de matérias primas até a disposição final;
- “do portão ao portão” (*gate-to-gate*): escopo envolve um processo em que todas as fases de produção ocorrem dentro de um local (fazenda, indústria, etc.). O local pode ser geograficamente especificado, ou, no caso de dados genéricos, a especificação geográfica pode ser mais geral. Os processos fora dos portões do local definido não estão incluídos;
- “do portão ao túmulo” (*gate-to-grave*): escopo que inclui processos de distribuição, o uso e o descarte final do produto.

No Brasil, a ACV ainda não é uma ferramenta muito difundida, tanto que a própria norma que rege as diretrizes para a ACV dos produtos reconhece que a técnica ainda está em um estágio inicial de desenvolvimento, e para seu avanço faz-se necessário um esforço considerável. Os setores que vêm aplicando a metodologia de ACV são principalmente o energético, pelos elevados custos da energia elétrica; industrial, principalmente nas indústrias de embalagens, as quais têm comparado o desempenho ambiental (durabilidade, resistência etc.) de materiais de diferentes composições; e agrícola. (BARBOSA JÚNIOR et al., 2008).

A abordagem da ACV tem tido grande destaque no setor agrícola brasileiro, devido às rápidas mudanças de uso da terra nas últimas décadas. No caso da soja, em meados da década de 1990, o Brasil sofreu um acréscimo da produtividade pelo uso de técnicas avançadas, tais como melhoria e maior tecnificação da mecanização agrícola, uso de pesticidas e transgenia (SILVA et al., 2011). Como se pode ver na Figura 8, a produção nacional de soja quase quadruplicou em menos de 20 anos, enquanto no mesmo período a utilização de área cultivada apenas duplicou, o que demonstra claramente um aumento na produtividade (CONAB, 2015).

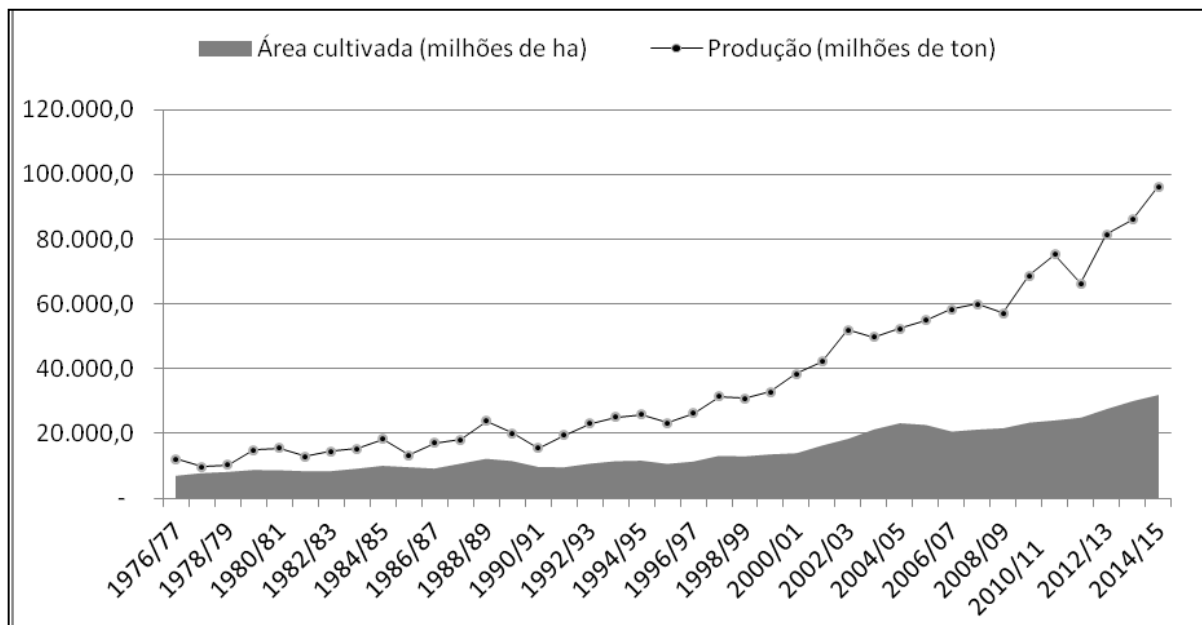


Figura 8 - Evolução da área cultivada e da produção de soja no Brasil – 1976/77 a 2014/15.
Fonte: CONAB, 2015.

3.1 APLICAÇÕES DE ACV

Análises de ciclo de vida e balanços de gases de efeito estufa de produtos à base de soja têm sido apresentados em várias publicações nos últimos anos: Brondani et al. (2015), Castanheira et al. (2015), Maciel et al. (2015), Raucci et al. (2015), Schmidt (2015), Escobar

et al. (2014), Rajaeifar et al. (2014), Rocha et al. (2014), Castanheira e Freire (2013), Alvarenga et al. (2012), Prudêncio da Silva et al. (2010), Kim e Dale (2009), Cavalett (2008).

Brondani et al. (2015) realizou uma análise ambiental (do berço ao túmulo) e energética do biodiesel de soja produzido no Rio Grande do Sul. Os resultados indicaram que o setor agrícola teve o maior impacto ambiental. Em termos de ganho de energia, a produção de biodiesel apresentou um ganho líquido de energia quando considerados os subprodutos do óleo (farelo de soja) e do biodiesel (glicerina), sem os quais o processo seria muito próximo de se tornar desfavorável.

No trabalho de Castanheira et al. (2015) foi realizada uma ACV comparativa do biodiesel europeu com o importado do Brasil. O trabalho verificou que na produção de biodiesel, a MUT teve grande influência sobre emissões de gases de efeito estufa, enquanto as etapas de cultivo agrícola e transporte contribuíram para as demais categorias de impacto avaliadas. Os impactos ambientais do biodiesel podem ser reduzidos evitando-se a mudança no uso da terra, melhorando a produtividade da soja e otimizando as rotas de transporte no Brasil.

Maciel et al. (2015) realizaram um inventário do ciclo de vida da etapa agrícola de produção de soja no Estado do Rio Grande do Sul. Este estudo criou um fator de trabalho que considera variáveis como tipo de máquinas, distância percorrida, número de intervenções e da influência temporal de cada intervenção, facilitando um cálculo das emissões de GEE durante a colheita da soja mais próximo da realidade brasileira.

O objetivo do trabalho de Raucci et al. (2015) foi avaliar as principais fontes de GEE na produção de soja no Estado do Mato Grosso, usando a ACV como ferramenta. Os resultados indicaram que as maiores fontes de GEE na produção de soja são a decomposição de resíduos agrícolas, 36% do total, seguida pelo uso de combustíveis (19%) e pela aplicação de fertilizantes (16%).

O trabalho de Schmidt (2015) avaliou comparativamente o desempenho ambiental de cinco óleos vegetais (palma, soja, colza, girassol e amendoim), em três categorias de impacto: aquecimento global, uso da terra e consumo de água. Destas, a soja apresentou melhor desempenho na categoria de uso da terra.

Escobar et al. (2014) avaliaram as possíveis vias do biodiesel para o setor de transporte espanhol considerando dois cenários: biodiesel de soja importado da Argentina e biodiesel do óleo de cozinha usado na Espanha. Os resultados mostraram que existem

benefícios ambientais claros no uso de óleo de cozinha (espanhol), em relação ao óleo de soja importado da Argentina, quando visadas as metas européias.

No estudo de Rajaeifar et al. (2014), foram averiguados o consumo de energia e as emissões de CO₂ da produção de biodiesel de soja no Irã. As conclusões do trabalho destacaram que o biodiesel de soja no Irã pode ser considerado como uma forma de aumentar a segurança energética no futuro. Além disso, o cultivo de soja deve ser considerado juntamente com outras culturas oleaginosas, a fim de evitar a concorrência alimentar entre as matérias-primas do biodiesel e a produção de alimentos no Irã.

Na ACV de biocombustíveis no Brasil, de Rocha et al. (2014), foi concluído que sistemas de produção de biocombustíveis com maiores rendimentos agrícolas e aproveitamento de subprodutos apresentaram melhores resultados ambientais no ciclo de vida.

Castanheira e Freire (2013) apresentaram uma ACV das emissões de GEE da soja produzida na América Latina, com foco nas implicações de diferentes sistemas de cultivo e mudança direta no uso do solo. Os resultados desse trabalho demonstraram a importância da mudança do uso do solo no balanço de GEE e que Sistemas de Plantio Direto (sem manejo do solo) têm menores emissões de GEE do que sistemas onde ocorre manejo do solo.

O trabalho de Alvarenga et al. (2012) utilizou a comparação entre os métodos “Pegada Ecológica” (*Ecological Footprint*) e ACV em diferentes cenários para a produção de ração de frangos de corte (milho e soja) no Brasil, concluindo não ser o método “Pegada Ecológica” adequado para avaliações de Ciclo de Vida no setor agrícola, por não considerar categorias de impacto ambiental relevantes para esse setor.

No trabalho de Prudêncio da Silva et al. (2010) destaca-se, com uso da metodologia de ACV, a gravidade dos impactos ambientais dos transportes de insumos e produtos em diferentes níveis produtivos, principalmente no Brasil, onde o sistema de transportes é majoritariamente rodoviário.

Kim e Dale (2009) avaliaram as variações regionais nas emissões de gases de efeito estufa de óleo de soja e de etanol derivado de milho. Baseando-se nas análises, conclui-se que locais de cultivo com maior produção de biomassa, menores taxas de aplicação de fertilizantes nitrogenados e com menor manejo do solo são favoráveis à localização de biorrefinarias.

Os resultados da ACV do trabalho de Cavalett (2008) apontam que a produção agrícola é a etapa que utiliza maior quantidade de insumos (mássicos e energéticos) no ciclo de vida do biodiesel de soja. Portanto esta etapa requer maiores cuidados na tomada de

decisão para um ciclo de vida da soja mais sustentável. Os resultados do estudo mostram que a soja produzida em sistemas alternativos é mais sustentável em relação à produção agrícola convencional.

3.2 REGULAMENTAÇÃO E NORMAS PARA EXECUÇÃO DE ACV

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) editou duas normas para a regulamentação do processo de ACV:

- Norma ABNT ISO 14040: 2009 – Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida - Princípios e Estrutura, equivalente à ISO 14040: 2006.

Nesta norma são apresentados os requisitos e estrutura, o método, a função e as aplicações da ACV de um produto.

- Norma ABNT NBR ISO 14044: 2009 - Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida –Requisitos e orientações. Equivalente à ISO 14044: 2006.

Norma complementar a NBR ISO 14040: 2009, onde são aprofundados os requisitos e orientações para dois tipos de estudo: Estudos de Avaliação do Ciclo de Vida e Estudos de Inventário do Ciclo de Vida.

Estas duas normas substituíram e reestruturaram quatro normas anteriores a estas: ISO 14040:1997 (NBR ISO 14040:2001), ISO 14041:1998 (NBR ISO 14041:2004), ISO 14042:2000 (NBR ISO 14042:2004) ISO 14043:2000 (NBR ISO 14043:2005).

3.3 ESTRUTURA DA ANÁLISE DO CICLO DE VIDA

Para a realização de qualquer ACV, esta deve conter as seguintes etapas: Definição de objetivo e escopo; Avaliação de Inventário de Ciclo de Vida (ICV); Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) e Interpretação dos resultados (ABNT ISO 14040).

A Figura 9 apresenta a visão geral de uma ACV, onde devem ser consideradas: as fases do ciclo de vida, comumente, extração da matéria-prima, produção de intermediários e produtos principais até a utilização e disposição de resíduos; os recursos usados como insumo (inputs) de cada uma destas fases e as saídas de cada uma destas etapas, com as emissões e resíduos associados a cada uma delas. Para cada emissão/resíduo gerado, uma avaliação de impacto é realizada em diferentes categorias de impacto: aquecimento global, depleção de ozônio, smog, acidificação, eutrofização, toxicidade humana, ecotoxicidade, uso da terra e consumo de recursos.

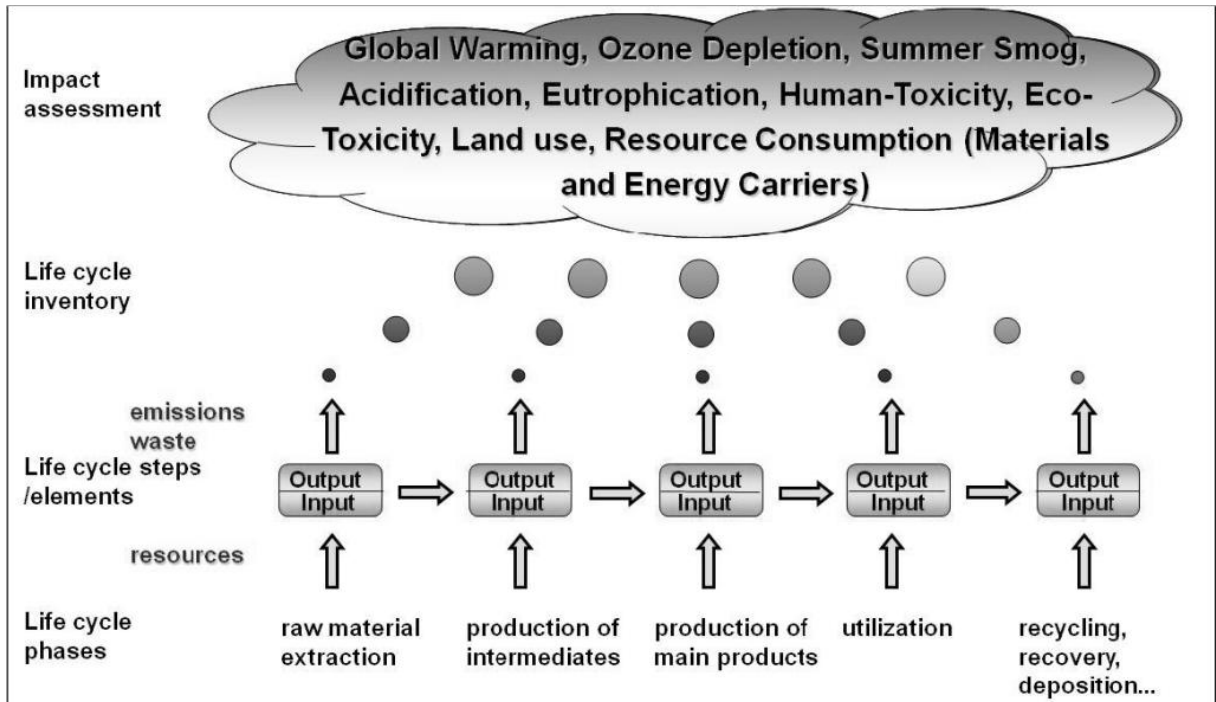


Figura 9 - Visão geral da Análise de Ciclo de Vida

Fonte: GABI, 2010.

3.3.1 Definição de Objetivo e Escopo

Na primeira etapa todas as decisões gerais para configurar o sistema são tomadas, como: unidade funcional, descrição do sistema e seus limites, alocação, etc. O objetivo e o escopo devem ser definidos de forma clara e consistente conforme a aplicação pretendida.

3.3.2 Avaliação do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

A análise de inventário é a fase que envolve a seleção (organização) e quantificação das entradas e saídas de cada uma das etapas do processo ou produto. A análise de inventário inclui a coleção de dados e compilação, de forma organizada, desses dados para os cálculos, que na maioria das vezes são realizados em softwares específicos. Esses dados também constituem a entrada para a Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida.

3.3.3 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida

A Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) identifica e avalia a quantidade e a relevância dos potenciais impactos ambientais decorrentes do ICV, na tentativa de compreender os impactos. Para tal, é necessário se definir qual o método de avaliação de impacto é condizente com os objetivos traçados e com os resultados esperados da ACV.

A Resolução CONAMA 001/86 define impacto ambiental como: “Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetem:

a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; a qualidade dos recursos ambientais”.

Existem diversos métodos de avaliação de impacto englobando diferentes categorias e pesos para cada uma das substâncias a serem avaliadas. Porém, esses métodos foram desenvolvidos considerando impactos ambientais globais e/ou relativos a regiões específicas onde foram desenvolvidos, não refletindo necessariamente a situação de países como o Brasil, o qual ainda não possui métodos de AICV direcionados em específico para suas características ambientais (SILVA, 2011).

Segundo a norma ABNT NBR ISO 14042, a AICV pode incluir elementos obrigatórios e elementos opcionais. Os elementos obrigatórios englobam a seleção de categorias de impacto, classificação e caracterização, enquanto os opcionais englobam normalização, agrupamento e ponderação, que consiste em um procedimento necessário para mostrar em que medida determinada categoria de impacto tem contribuição significativa para o problema ambiental global.

Dentre as principais categorias de impacto avaliadas destaca-se a de Potencial de Aquecimento Global (GWP - *Global Warming Potential*), a qual está relacionada com as emissões crescentes de gases que contribuem para absorção da radiação e em consequência, que provocam o efeito estufa. Entre os gases mais importantes estão: CO, CO₂, CH₄ e N₂O, todos estes expressos em termos de CO₂ equivalente. A emissão de CO₂ apresenta valores mais significativos para este impacto (BARBOSA et al., 2012).

O GWP é parte da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida que é importada das Tabelas Internacionais estabelecidas pelo IPCC (FERREIRA 2014). Assim, o método de avaliação do IPCC, o “IPCC 2007”, é um dos poucos métodos existentes que possui apenas uma categoria de impacto: potencial de aquecimento global. Neste método são utilizados horizontes temporais de 20, 100 e 500 anos para mostrar os efeitos de cada um dos gases na atmosfera (KALBUSCH 2011).

3.3.4 Interpretação dos Resultados

A última etapa consiste na interpretação dos resultados, onde estes são verificados e avaliados para validar se estão de acordo com o objetivo e escopo definidos. As conclusões obtidas após a análise dos resultados possibilitam a identificação de pontos críticos do ciclo de vida que necessitem de melhorias, permitindo a implementação de estratégias de produção e reformulação ou substituição de processos, visando à sustentabilidade.

Entre os softwares mais utilizados para a Análise do Ciclo de Vida está o SimaPro[®] (Pré-sustainability, 2015). Este programa permite modelar produtos e sistemas, avaliando o impacto do ciclo de vida de processos ou produtos, a partir do inventário e de banco de dados que possuem. Este software possui integração com o banco de dados Ecoinvent, que é utilizado para uma variedade de aplicações, entre elas impacto ambiental de produtos ou serviços. Além de calcular os impactos associados a cada sistema, o programa também permite uma análise comparativa entre os mesmos, para verificação de quais são mais impactantes nas diversas etapas produtivas (ETH ZURICH et al., 2014).

A base de dados de ACV do Ecoinvent foi criada e mantida pelo governo da Suíça e, atualmente se constitui na maior base de dados do mundo, com cerca de 4000 inventários de variados produtos nas áreas de produtos químicos, agricultura, suprimentos de energia, transportes, biocombustíveis e biomateriais, materiais de construção, metais, eletrônicos, tratamento de resíduos, etc. (ETH ZURICH et al., 2014).

4 METODOLOGIA

4.1 DEFINIÇÃO DE OBJETIVO E ESCOPO

O presente trabalho visa calcular as emissões de GEE no processo de produção de biodiesel desde a etapa agrícola, onde foram considerados sistemas de produção que utilizam ou não integração lavoura-pecuária, até a saída do biodiesel da planta de transesterificação. As etapas consideradas incluíram desde a entrada de insumos na fase agrícola, secagem e transporte do grão, extração e transporte do óleo até a transesterificação deste.

A Figura 10 apresenta as fases do processo de produção de biodiesel que foram analisadas. A etapa agrícola de produção de soja foi baseada no estudo de caso de fazendas selecionadas do município de Maracajú, microrregião de Dourados. Esta microrregião produz quase 50% do total de grãos de soja do estado do Mato Grosso do Sul, por sua vez, o município representa quase 22% da produção da microrregião de Dourados. Visando observar o efeito de sistemas de integração na ACV do biodiesel, foram selecionadas cinco fazendas, das quais duas realizam rotação de culturas agrícolas de soja e milho, e as outras três realizam diferentes modalidades de integração lavoura-pecuária, com safra de soja, seguida por safrinha de milho consorciado com capim braquiária e com pastejo de bovinos de corte.

O estudo considerou dados para o ano de 2014. A unidade funcional adotada neste trabalho foi o hectare, portanto todos os dados computados foram divididos pela área agricultada de cada uma das fazendas. Os resultados de emissões são apresentados em quilogramas de CO₂ equivalente por hectare.

O plantio de milho e o uso do solo para pecuária foram considerados neste trabalho como parte integrante da ACV para produção do biodiesel de soja, pois otimizam o uso do da terra evitando a utilização de outras áreas exclusivamente para produção de soja, milho ou carne. Portanto, os insumos e impactos desses processos são também levados em consideração na análise, assim como seus produtos (milho e carne bovina) foram considerados como subprodutos da ACV do biodiesel de soja.

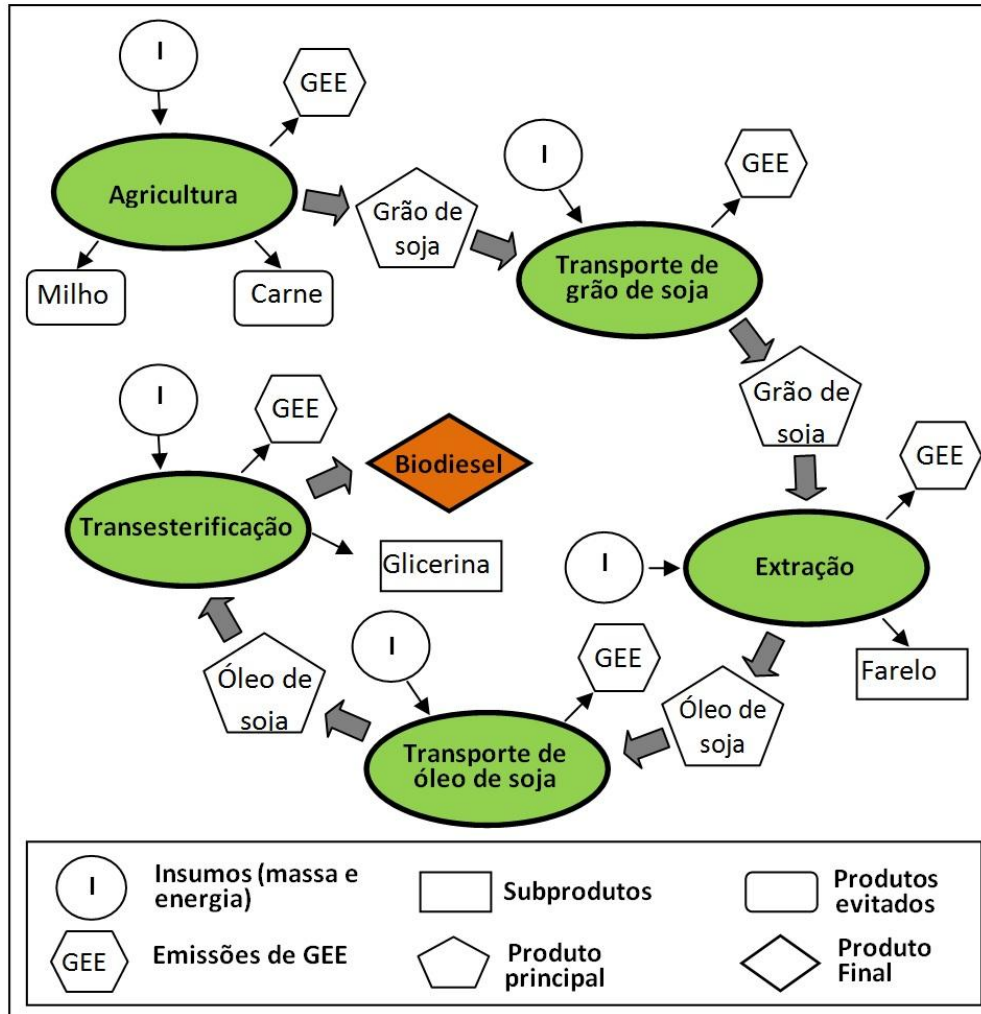


Figura 10 - Fluxograma da ACV de biodiesel de soja, com destaque para as etapas do subsistema agrícola.

Para se calcular as emissões da atividade pecuária, além dos insumos necessários no cultivo da forrageira a ser consumida pelos animais, foram necessários dados como a quantidade de animais pastejando as áreas de SILP, a quantidade de ração concentrada necessária quando os bovinos se encontram confinados e o ganho de peso total desses animais durante o período de engorda.

O milho é comumente utilizado na composição da ração concentrada. Neste estudo, o milho produzido nas fazendas não é usado diretamente na alimentação animal das fazendas em estudo.

Como dados de entrada para a ACV das etapas industriais de extração e transesterificação foram adotadas, neste estudo, médias de dados de literatura dos trabalhos de Sheehan et al. (1998) apud Hill et al. (2006), Cavalett e Ortega (2010), Pradhan et al. (2011) e Castanheira et al. (2015).

Na etapa de extração, além do óleo de soja, são obtidos dois produtos: farelo de soja e lecitina. Apesar de o farelo ser o produto comercialmente mais valioso, por ser utilizado na produção de ração animal, este foi considerado como subproduto do sistema, visto que o biodiesel utiliza o óleo como insumo.

Na transesterificação, a glicerina é o único subproduto do biodiesel. As emissões dos subprodutos das fases industriais (farelo, lecitina e glicerina) foram alocadas de maneira a não serem contabilizados nas emissões do biodiesel, que estão discutidos em detalhes na próxima seção.

Para as etapas de transporte dos grãos e do óleo degomado foram considerados o conjunto de unidades de extração de óleo de soja e de usinas de transesterificação localizadas não somente dentro da região selecionada, mas também aquelas que se encontram em municípios nas cercanias da área de estudo dentro da Unidade Federativa em questão, no caso o Estado do Mato Grosso do Sul.

As emissões devido ao transporte foram calculadas a partir das distâncias médias entre cada uma das áreas de cultivo até as unidades extratoras mais próximas (até o limite de suas capacidades de processamento) e destas até as usinas de biodiesel. O cálculo foi realizado a partir do programa QuantumGIS® usando as imagens de satélite das estradas vicinais, regionais, municipais, estaduais e federais.

Para cada uma das etapas da ACV em estudo foram consideradas as entradas dos produtos da etapa anterior e os insumos (*inputs*) e toda a energia despendida pelos maquinários necessários para a etapa atual. As emissões dos subprodutos da etapa agrícola (milho safrinha e carne bovina) entram na contabilidade como impactos ambientais negativos (créditos), pois evitam as emissões atmosféricas e os gastos de energia não renovável na produção de produtos equivalentes, que seriam obtidos em processos de produção agrícola e pecuária convencionais. (ESTEVEES et al., 2013).

As emissões de GEE foram calculadas através da aplicação de metodologia de Análise de Ciclo de Vida (ACV) utilizando-se o programa SimaPro® versão 8, com acesso ao banco de dados *Ecoinvent 3*, considerando-se o pacote tecnológico atual para produção de soja na região do estudo. Por objetivar a avaliação de gases de efeito estufa e conseqüentemente o aquecimento global, devido ao aumento da concentração destes gases na atmosfera, optou-se pelo método de avaliação de impacto do IPCC que possui o potencial de aquecimento global de cada um dos principais gases da atmosfera. A avaliação foi realizada para o pior cenário de emissões, com horizonte temporal de 20 anos: “*IPCC 2007 GWP 20^a*”.

4.1.1 Alocação de impacto

Uma grande fonte de variação dos resultados de trabalhos de ACV é o sistema de alocação dos impactos entre os produtos da cadeia (soja, óleo de soja e biodiesel) e os demais subprodutos (grãos da safra de inverno e carne bovina, farelo de soja, lecitina e glicerina) obtidos durante as diversas etapas do processo. Na alocação, os impactos das etapas anteriores são proporcionalmente alocados de acordo com um critério pré-estabelecido.

De forma geral, todas as ACV de biodiesel utilizam um entre os três métodos de alocação de impactos: alocação mássica, alocação energética e alocação por valor de mercado (MORAIS et al., 2010).

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 obtido dividido pela soma das massas dos produtos obtidos.

A alocação por valor de mercado é na verdade uma variação da alocação mássica multiplicando-se a massa de cada produto pela o valor de mercado por unidade de massa e em seguida dividindo-se pelo valor de mercado total de todos os produtos obtidos. Este método, apesar de levar em consideração os fatores econômicos do mercado, requereria que a análise de ciclo de vida fosse constantemente atualizada, pois a cotação de mercado dos produtos pode ter variações muito grandes dependendo da oferta e da demanda dos produtos envolvidos.

Na alocação energética o fator de alocação de um produto ou subproduto é a multiplicação da quantidade produzida (massa ou volume) pela energia contida em uma unidade de massa ou volume, dividido pela quantidade total de energia contida nas quantidades totais dos produtos e subprodutos.

4.1.1.1 Alocação no processo de extração

Na extração do óleo basicamente dois produtos, com diversas utilidades, são obtidos: óleo e farelo de soja. Além da utilização do óleo de soja como matéria prima do biodiesel, este também pode ser refinado para uso na alimentação humana ou animal. O farelo tem alto valor proteico sendo amplamente utilizado na composição de rações animais. Segundo Cavalett e Ortega (2010), para cada quilograma de soja que entra no processo de extração são produzidos 180 gramas de óleo de soja e 813 gramas de farelo de soja.

No cálculo dos fatores de alocação energética, os Poderes Caloríficos Inferior (PCI) utilizados foram de 34,04MJ/kg (MOURAD e WALTER, 2011) e 15,40 MJ/kg (PATZEK, 2009) para o óleo e farelo de soja, respectivamente.

A cotação de mercado de 15 de dezembro de 2015 (cotação média do Brasil) do óleo de soja e do farelo de soja, obtido no site do Centro de Referência da Cadeia de Produção de Produção de B combustíveis (www.biomercado.com.br), eram respectivamente R\$ 2,15 e R\$ 1,08 por quilograma.

A Tabela 4 apresenta as quantidades mássicas, o valor de mercado e PCI do óleo e farelo por quilograma de soja processada, juntamente com os fatores de alocação mássico, valor de mercado e energético, de acordo com a seguinte representação: Fe [x], onde “x” indica os métodos de alocação para o processo de extração, nomeando, “m” para a alocação mássica “v” para alocação por valor de mercado ou “e” para a alocação energética

Tabela 4 - Fatores de alocação para o processo de extração de óleo de soja

	Massa (kg / kg de grão)	Valor de mercado (R\$/kg)	PCI (MJ/kg)	Alocação mássica Fe[m]	Alocação por valor de mercado Fe[v]	Alocação energética Fe[e]
Óleo	0,18	2,15	34,04	18,13%	30,55%	32,86%
Farelo	0,81	1,08	15,40	81,87%	69,45%	67,14%

4.1.1.2 Alocação no processo de transesterificação

Durante o processo de transesterificação do óleo de soja são obtidos basicamente dois produtos: biodiesel e glicerina. A glicerina é utilizada principalmente nas indústrias de alimentos, bebidas e medicamentos. Segundo Pradham et al. (2011) para cada quilograma de biodiesel são obtidos 214 gramas de glicerina bruta (com pureza de aproximadamente 80%).

A glicerina, cujo valor de mercado vem caindo devido ao aumento da oferta no mercado, pode ser usada como combustível para gerar energia. Na alocação energética, foram utilizados o PCI, da Glicerina e do biodiesel, de 14,3 GJ/t (ALBARELLI et al., 2011) e de 39,0 GJ/t (ROCHA et al., 2014), respectivamente.

A cotação de mercado de fevereiro de 2016 (cotação média do Brasil) do biodiesel e glicerina eram respectivamente R\$2.564,63/m³ e R\$ 576,50/ton (BIODIESELBR, 2016). Baseado no fator de conversão de Cavalett, 2008, onde 0,599 toneladas de biodiesel equivalem a 683,86 litros de biodiesel, um total de R\$2.246/ton (R\$2,25/ kg) é obtido.

A Tabela 5 apresenta as quantidades em massa por quilograma de óleo processado, valores de mercado e PCI de biodiesel e glicerina, além dos valores de massa, valor de

mercado e alocação de energia, obedecendo à seguinte representação: $F_t [x]$, onde "x" denota os métodos de alocação para o processo de transesterificação, onde, "m" (alocação de massa), "v" (alocação de valor de mercado) ou "e" (alocação de energia).

Tabela 5 - Fatores de alocação para o processo de transesterificação

	Massa (kg / kg of oil)	Valor de Mercado (R\$/kg)	PCI (MJ/kg)	Alocação mássica $F_t[m]$	Alocação por valor de mercado $F_t[v]$	Alocação energética $F_t[e]$
Biodiesel	1,18	2,25	39,00	82,37%	94,79%	92,72%
Glicerina	0,25	0,58	14,30	17,63%	5,21%	7,28%

4.1.1.3 Fator de alocação acumulado

Uma vez que todas as etapas do processo estão em série, as etapas até a extração utilizaram o fator de alocação acumulado que corresponde a multiplicação do fator de alocação da fase de extração pelo fator de alocação da fase de transesterificação. Como temos três métodos de alocação para cada etapa a Tabela 6 mostra as nove opções de fatores de alocação acumulado que seguem a seguinte representação:

$F_a [x,y]$ onde x e y são respectivamente os métodos de alocação para o processo de extração e transesterificação e podem ser igual a "m" (alocação mássica), "v" (alocação por valor de mercado) ou "e" (alocação energética).

Tabela 6 - Fatores de alocação acumulados

		Transesterificação		
		$F_t[m] = 82,4\%$	$F_t[v] = 94,8\%$	$F_t[e] = 92,7\%$
Extração	$F_e[m] = 18,1\%$	$F_a[m,m] = 14,9\%$	$F_a[m,v] = 17,2\%$	$F_a[m,e] = 16,8\%$
	$F_e[v] = 30,6\%$	$F_a[v,m] = 25,2\%$	$F_a[v,v] = 29,0\%$	$F_a[v,e] = 28,4\%$
	$F_e[e] = 32,9\%$	$F_a[e,m] = 27,1\%$	$F_a[e,v] = 31,2\%$	$F_a[e,e] = 30,5\%$

Assim, os insumos das fases agropastoril, transporte do grão e extração do óleo tiveram seus impactos multiplicados pelo fator de alocação acumulado. O estudo considerou fatores de alocação acumulados sob o mesmo método de alocação ($F_a [m,m]$, $F_a [e, e]$ e $F_a[v, v]$), além de considerar também a média das combinações dos nove fatores acumulados ($F_{a_m} = 24,48\%$).

Para as fases de transporte do óleo e transesterificação s impactos são multiplicados pelo fator de alocação de transesterificação. Além dos três fatores de alocação individuais ($F_t [m]$, $F_t [e]$ e $F_t [v]$), para os cálculos, também é utilizada sua média ($F_{t_m} = 89,97\%$).

4.2 METODOLOGIA DE USO DO SOLO NA ETAPA AGROPASTORIL

As informações não referenciadas nesta seção foram obtidas diretamente dos bancos de dados das fazendas em estudo.

Para se iniciar qualquer atividade agrícola nos solos da região é necessária uma etapa de correção da acidez. Esta operação é fundamental para produção agrícola satisfatória, especialmente em larga escala, no cerrado brasileiro. Calcário e gesso agrícola são incorporados uniformemente na camada de solo que vai até em torno 20 cm de profundidade.

O calcário possui a característica de neutralizar a acidez do solo nas camadas onde for incorporado. Por sua vez, o gesso agrícola possui a capacidade de corrigir a acidez de camadas mais profundas por sua característica de dissolução na água e posterior infiltração no solo (SOUSA et al., 2001).

A produção de soja se dá no período de verão, com altos índices de precipitação pluviométrica, entre os meses de outubro e fevereiro (Figura 11). A irrigação das culturas de soja e milho não é comum no Brasil, uma vez que os regimes de chuva são normalmente satisfatórios e a relação custo-benefício usualmente não se apresenta vantajosa no longo prazo. A soja é uma planta relativamente rústica, sendo assim, em eventuais situações de estiagem, a produção não fica completamente comprometida (MARZULLO, 2007).

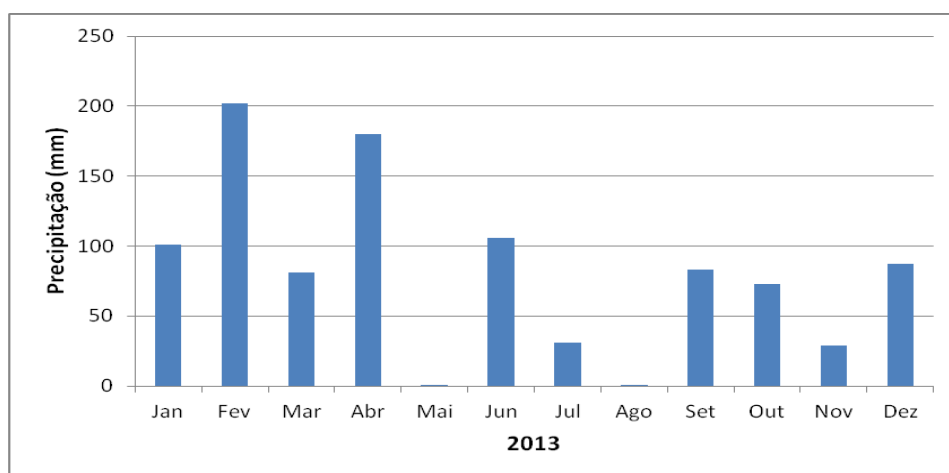


Figura 11 - Precipitação pluviométrica mensal registrada pela estação automática de Maracajú-MS para o ano de 2013.

Fonte: INMET 2014.

Com o sistema de plantio direto, o preparo do solo para o plantio da soja constitui-se basicamente da dessecação com herbicidas de amplo espectro e da adubação da área.

A etapa de dessecação é responsável pela eliminação da matéria viva pré-existente, criando uma cobertura morta que ao mesmo tempo permite a passagem de luz e tornam mais favoráveis as condições de temperatura e umidade do solo.

No processo de adubação pré-plantio de soja, parte do adubo é distribuído com distribuidor na área total cultivada. O fertilizante aplicado nessa etapa é o cloreto de potássio (KCl), sal de potássio mais utilizado para o uso agrícola que contém de 60 a 62% de K_2O . A aplicação de potássio é benéfica, influenciando positivamente no vigor e resistência a doenças (OLIVEIRA et al., 2001). Na etapa do plantio da soja, alguns cuidados com a semente são tomados, entre eles:

- a absorção de água deve ser de pelo menos 50% do peso seco da semente, necessitando de adequados níveis de umidade e aeração do solo (MUNDSTOCK e THOMAS, 2005);
- a semente deve ser colocada no solo quando este estiver com temperatura média entre 20 e 30°C (GIANLUPPI et al., 2009).

De modo geral, na região do estudo, o período preferencial para a semeadura de soja vai de 20 de outubro a 10 de dezembro, sendo o mês de novembro aquele no qual se obtém as maiores produtividades e altura de planta adequada.

As máquinas utilizadas para plantio fora, desenvolvidas especificamente para o sistema de plantio direto. Suas funções básicas são de cortar a palha e abrir um sulco para deposição e distribuição de sementes e do fertilizante MAP (fosfato monoamônio) em quantidades recomendadas, posteriormente cobrindo a semente e compactando levemente o solo para retirar eventuais bolsas de ar. A fertilização no plantio deve ser ao lado e abaixo da semente, pois o contato direto com a mesma pode prejudicar a absorção da água pela semente.

A maior parte dos solos brasileiros apresenta baixo teor de fósforo disponível (HUFNAGEL et al., 2014). O MAP é um fertilizante obtido pela reação entre o ácido fosfórico e a amônia anidra, sendo, portanto, um fertilizante rico em fósforo, mas com baixo teor de nitrogênio, com 48% a 55% de pentóxido de fósforo (P_2O_5) e 9% a 12% de nitrogênio. Suas vantagens são o alto conteúdo de nutrientes, alta solubilidade em água e maior conteúdo de P_2O_5 , além de ser completamente compatível com todos os outros componentes normalmente utilizados nos fertilizantes mistos (MME, 2009).

A soja obtém a maior parte do nitrogênio que necessita através da fixação biológica de nitrogênio (FBN). Quando em contanto com as raízes da soja, as bactérias do gênero

Bradyrhizobium infectam as raízes, formando nódulos, possibilitando a simbiose entre plantas e bactérias (HUNGRIA et al., 2001).

Combinando-se os dois adubos utilizados (MAP e KCl) pode-se ver que a soja demanda aproximadamente 11 partes de nitrogênio para cada 52 partes de fósforo e 60 de potássio.

O manejo da cultura da soja inclui a pulverização de partículas de três tipos básicos de defensivos agrícolas: herbicidas (utilizados no controle de plantas daninhas, que competem com a cultura da soja por água, luz, nutrientes etc. (GIANPULLI et al., 2009)), inseticidas (utilizados no controle de insetos-praga) e fungicidas (utilizados no controle de doenças fúngicas na cultura). Estes defensivos devem ser aplicados o mais uniformemente possível sobre a plantação e atualmente a operação é repetida entre 7 a 8 vezes a cada cultivo de soja, conforme os níveis de infestação.

Imediatamente após a colheita da soja, nos meses fevereiro e março, é semeado o milho, também no sistema de plantio direto, onde, com a utilização do mesmo maquinário de plantio direto utilizado para a soja, é possível plantar-se o milho diretamente sobre palhada da soja, sem necessidade de gradagem e/ou outro preparo físico do solo, economizando horas de máquinas e trabalho, combustíveis e gerando inúmeros benefícios para o solo.

Atualmente, em muitas fazendas da região, esse milho é semeado juntamente com pastagem, usualmente *Brachiaria ruziziensis*, em densidade de 2,5 quilogramas por hectare, em aproximadamente 80% da área onde antes havia soja, o que permite aproveitar mais esse benefício do sistema, sem gerar competição vegetal para o milho (Figura 12). Esse plantio de braquiária tem dois objetivos principais: o de dar maior cobertura vegetal ao solo, reduzindo processos erosivos de diferentes naturezas e possibilitar uma alimentação complementar no inverno para o rebanho bovino em fazendas que tenham as duas atividades.



Figura 12 - Fotos da colheita do milho onde a Braquiária permanece vegetando como cobertura no solo.

Para o milho, usualmente utiliza-se como adubo a fórmula 13:16:16 do fertilizante NPK, mais alguns micronutrientes inertes, especialmente manganês, zinco, cobre, boro e molibdênio.

A aplicação de defensivos agrícolas na cultura do milho se dá da mesma maneira que no cultivo da soja, diferindo apenas na frequência de aplicação, uma vez que para o milho é em geral aplicado apenas no momento do plantio.

Para que os grãos produzidos na fazenda possam ser comercializados, devem passar por um processo de secagem. Para a determinação do teor de umidade para a colheita, devem ser retiradas amostras representativas dos grãos em diversos locais do cultivo, onde estas são enviadas para laboratório ou unidade de armazenagem onde se determina a umidade (EMBRAPA MILHO E SORGO, 2014).

No caso da soja, na maioria das vezes os grãos não necessitam passar por esse procedimento, uma vez que, geralmente, no momento da colheita se encontram com o teor de umidade muito próximo do recomendado, de 14%, enquanto os grãos de milho, quase que invariavelmente necessitam passar por esse procedimento por normalmente, no momento da colheita, apresentarem umidade acima do recomendado para armazenagem.

A forma de secagem mais utilizada no Brasil é a secagem a lenha, embora existam outras formas de secagem eficientes como a secagem a gás (SILVA, 2015). Na secagem a gás, menos comum, os grãos são colocados no silo pela parte superior, e é insuflado ar na base do silo, podendo ou não ser aquecido dependendo do grau de umidade em que o grão estiver.

Na secagem a lenha é utilizado equipamento específico, onde ocorre a combustão entre a lenha com o oxigênio liberando energia quando esta atinge a temperatura de ignição

(SOUSA E SILVA, 2001). Os grãos passam pelo sistema repetidamente onde é soprado o ar quente até que atinjam o grau de umidade desejado. Normalmente se realiza queima de eucalipto, espécie não nativa, com crescimento rápido, portanto muito eficaz no processo de secagem.

4.2.1 Fazendas do estudo

As fazendas que adotam o SILP combinam as atividades agrícola e pecuária no mesmo sistema de produção, variando entre elas o tempo de duração e de rotação de cada uma destas no solo.

Na fazenda 1 (FAZ 1) os bovinos são criados em sistema confinado (com alimentação à base de ração concentrada, 24 horas por dia) e no período entre safras (soja, milho safrinha), os animais pastejam as áreas onde o milho foi colhido, permanecendo a Braquiária em bom estado para pastejo animal (Figura 13). Além disso, as áreas de agricultura e pecuária são rotacionadas a cada 5 a 6 anos.

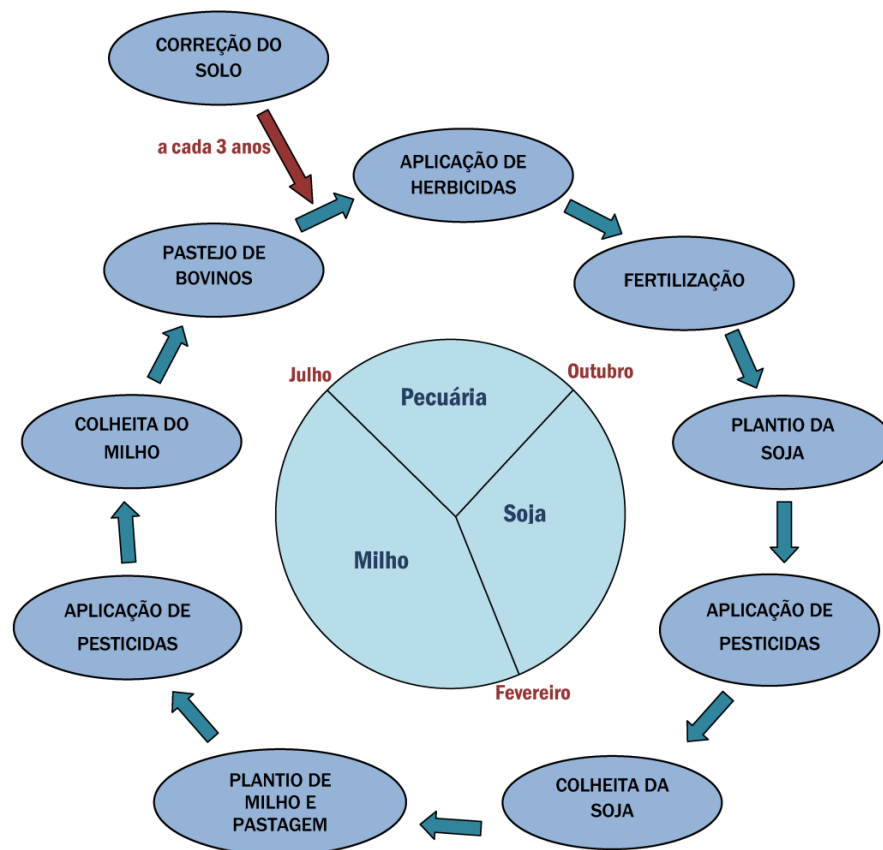


Figura 13 - Fluxograma do sistema de integração lavoura-pecuária da fazenda 1.
Fonte: Esteves et al. (2013).

A fazenda 2 (FAZ 2) possui criação de bovinos em sistema semiconfinado, com suplementação de ração concentrada uma a duas vezes ao dia para os animais em pastagem. Esta fazenda realiza a integração na forma de rotação das áreas de pastagem com as áreas agrícolas a cada 5 anos (Figura 14).

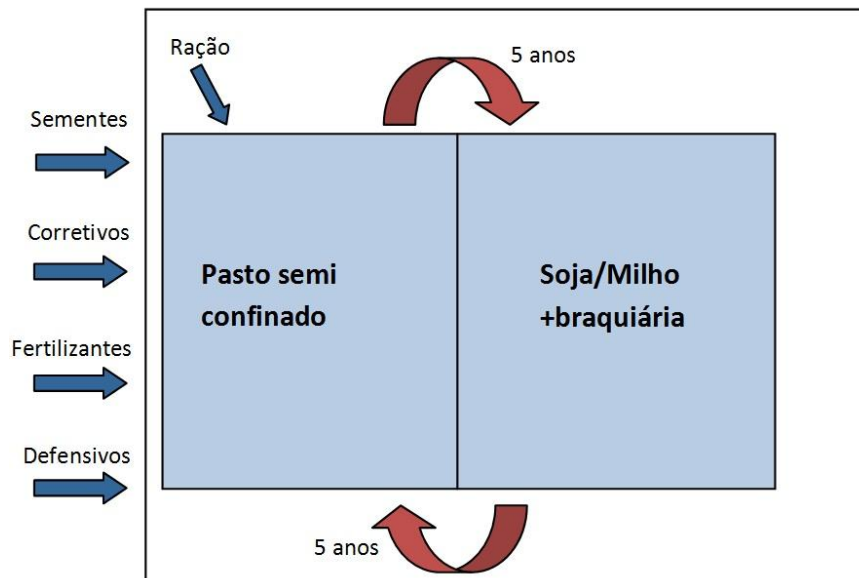


Figura 14 - Fluxograma do sistema de integração lavoura-pecuária da fazenda 2.

A fazenda 3 (FAZ 3) divide parte de sua área em três piquetes, reservando um para pastejo animal em sistema semi confinado (com suplementação à base de ração concentrada uma a duas vezes ao dia), e os outros dois para agricultura (com safras de soja e milho). Estes piquetes sofrem rotação anual, e ao final do terceiro ano, quando finalizado o rodízio, transferem essa área de integração para outro local dentro dos limites da fazenda (Figura 15). A fazenda 3 possui 100% da sua área com SILP, pois além de rotacionar a área de pastagem semiconfinada com áreas de agricultura anualmente, modifica estas áreas a cada três anos a fim de aproveitar os benefícios da integração em toda a área da fazenda.

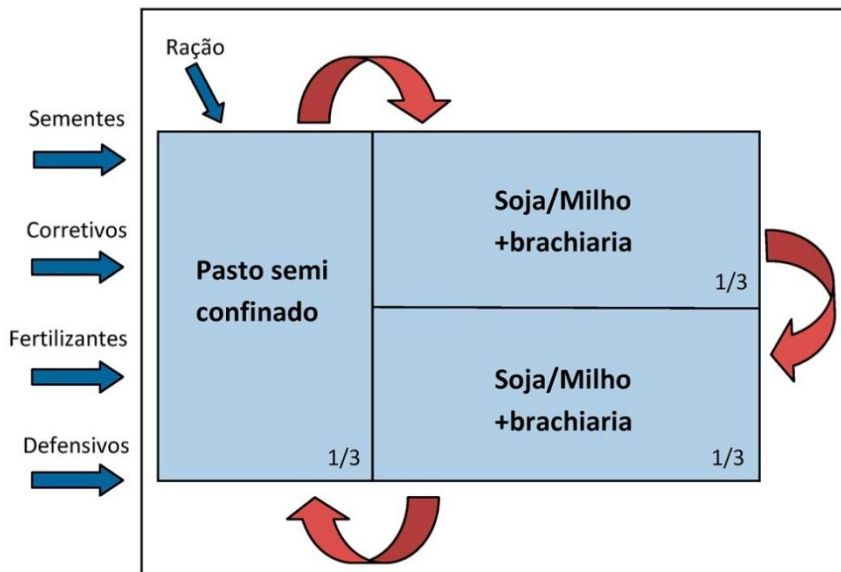


Figura 15 - Fluxograma do sistema de integração lavoura-pecuária da fazenda 3.

As fazendas 4 e 5 (FAZ 4 e FAZ 5) utilizam 100% da sua área para cultivo de soja no verão (entre outubro de um ano e março do ano seguinte) e no período de inverno cultivam milho em consórcio com braquiária. Assim, mantêm-se a cobertura do solo, com as vantagens descritas na seção 2.3 (Figura 16).

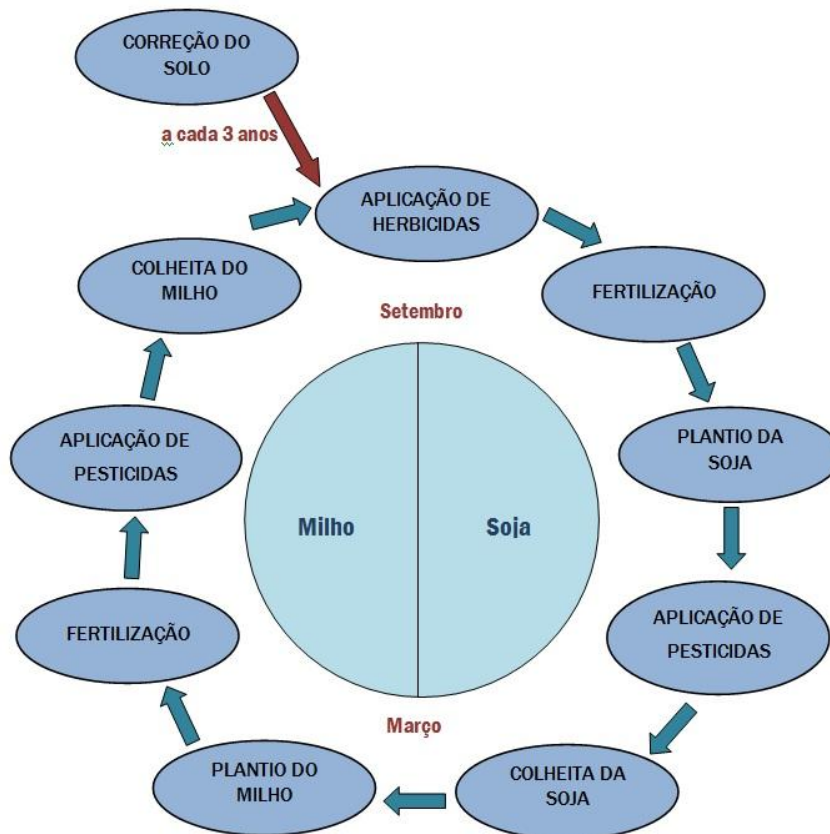


Figura 16 - Fluxograma dos sistemas agrícolas realizados pelas fazendas 4 e 5.

5 AVALIAÇÃO DO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA

5.1 INVENTÁRIO PARA A ETAPA AGRÍCOLA

Em julho de 2015 foi realizada visita técnica ao Mato Grosso do Sul (MS), organizada por pesquisadores da Embrapa, durante a qual foram coletados os dados necessários para a realização da ACV dos SILP praticados nas fazendas 1, 2 e 3, localizadas no município de Maracajú (Figura 17), a fim de compará-los entre si, e compará-los com os dados de duas fazendas produtoras de soja que não utilizam sistemas de integração, no caso as fazendas 4 e 5, onde ocorre apenas rotação soja-milho safrinha.

O ano agrícola considerado para este estudo inicia-se com o plantio da soja na safra 2013/2014 e encerra-se com a colheita do milho safrinha em 2014. Para a atividade pecuária, consideraram-se dados do ano de 2014.

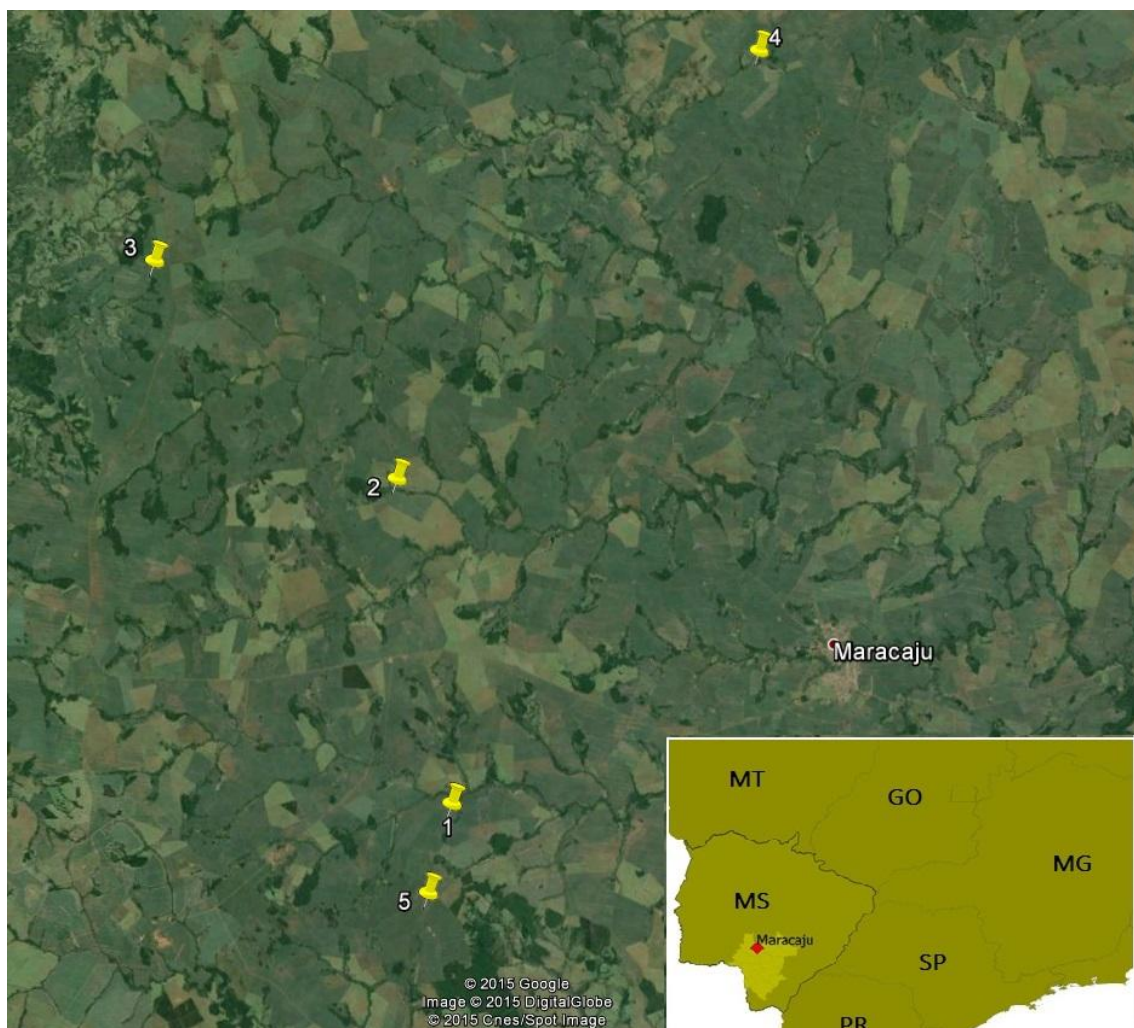


Figura 17 -1 Localização das fazendas em estudo situadas no município de Maracajú (MS).

A área da fazenda 1 é de aproximadamente 2520 hectares. Anualmente, em aproximadamente 2100 hectares desse total são plantados soja, dos quais 1300 (63%) são seguidos por plantio de milho safrinha/braquiária no inverno. O pastejo pós-cultivo agrícola ocorre em 579 hectares da área do milho, após sua colheita, e nos 20% restantes da área onde foi colhida a soja, mas onde não foi plantado milho. Da área restante, 405 hectares correspondem à área de pasto permanente que passa por rotação com áreas agrícolas a cada 5 ou 6 anos.

A fazenda 2 tem área de 2600 hectares. Em 2000 hectares deste total planta-se soja e em 1800 hectares (90%) desta área planta-se milho safrinha/braquiária no inverno. Da área restante, 600 hectares correspondem à área de pasto permanente, que passa por rotação com áreas agrícolas a cada 5 ou 6 anos.

A área da fazenda 3 é de 5600 hectares. Em 5300 hectares deste total, planta-se soja na safra de verão (soja), dos quais aproximadamente 4800 hectares (90%) têm plantio de milho safrinha/braquiária no inverno. Os 300 hectares da área restante correspondem à área de integração lavoura-pecuária, na qual, conforme descrito na metodologia, dois terços ficam destinados à agricultura e o outro terço (com área equivalente a 100 hectares) fica destinado à pecuária e anualmente, estas áreas são rotacionadas entre si.

As fazendas 4 (3000 hectares) e 5 (5000 hectares) utilizam 100% de sua área para plantio de soja, sendo 90% destas, 2700 e 4500 hectares, respectivamente, destinadas ao plantio de milho safrinha/braquiária no inverno. A braquiária é utilizada neste caso apenas como cobertura do solo no período entre as safras.

Os dados das áreas das fazendas estão resumidos na Tabela 7. Para o presente trabalho, a unidade de medida adotada foi o hectare, portanto todos os dados computados foram divididos pela área agricultada de cada uma das fazendas.

Tabela 7 - Área das fazendas da amostra em 2014.

Fazendas	Área (ha)		
	Soja/milho	Pasto	Total
1	2.115,00	405,5	2.520,50
2	2.000,00	600	2.600,00
3	5.500,00	100	5.600,00
4	3.000,00	-	3.000,00
5	5.000,00	-	5.000,00

A produtividade do milho foi em média 1,84 vezes maior do que a de soja para as cinco fazendas estudadas. Em relação à produtividade da carne, não foi possível realizar a média das três fazendas que realizam SILP, pois os sistemas de confinamento/ integração são diferentes entre si. A Tabela 8 apresenta a produtividade da soja, milho e carne das cinco fazendas em estudo na região. Os valores de produtividade foram essenciais na análise comparativa entre as fazendas considerando o milho e a carne como subprodutos do sistema.

Tabela 8 - Produtividade da soja, milho e carne das fazendas em estudo para o ano de 2014.

Fazendas	Produtividade (kg/ha)			Relação Milho/Soja
	Carne	Milho	Soja	
1	32,75	6.924	3.530	1,96
2	51,81	7.150	3.487	2,05
3	12,01	9.294	4.438	2,09
4	-	5.820	3.360	1,73
5	-	5.400	3.900	1,38
Média				1,84

Os dados coletados referentes às atividades agrícolas compreendem o uso de sementes, calcário, gesso agrícola, fertilizantes e defensivos agrícolas, consumo de diesel pelo maquinário usado em cada etapa e quantidade de gás ou lenha necessária para a secagem dos grãos de milho.

Para neutralização e correção da acidez do solo são utilizados, respectivamente, calcário e gesso. Em média a cada 5 anos, são aplicadas 3 toneladas por hectare de calcário em toda a extensão da fazenda. A Tabela 9 apresenta o resumo dos dados de corretivos aplicados no solo por hectare para cada uma das fazendas em estudo.

Tabela 9 - Quantidade de corretivos aplicados no solo pelas fazendas em estudo para o ano de 2014.

Fazendas	Calcário (kg/ha)	Gesso (kg/ha)
1	1.410,46	494,91
2	1.300,00	432,90
3	880,15	176,45
4	333,01	333,01
5	1.000,00	500,00

Anualmente, são plantadas sementes de soja, na safra de verão, e de milho em consórcio com braquiária, na safra de inverno. Em toda a área, planta-se soja na safra de verão, e imediatamente em seguida a colheita desta, planta-se o consórcio milho/braquiária.

Nas áreas de pasto definitivo planta-se a braquiária solteira, com uma quantidade de sementes por hectare maior do que quando plantada em consórcio com o milho safrinha.

A Tabela 10 apresenta a quantidade de sementes utilizadas por hectare por cada uma das fazendas em estudo. Computou-se para cada uma das fazendas, a média de sementes de braquiária utilizadas no sistema em consórcio com o milho e plantadas solteiras.

Tabela 10 - Quantidade de sementes utilizadas pelas fazendas em estudo para o ano de 2014.

Fazendas	Sementes (kg/ha)		
	Soja	Milho	Braquiária
1	47,68	21,43	4,17
2	52,00	23,41	5,21
3	52,82	21,14	3,70
4	39,99	17,01	2,52
5	50,02	18,02	2,52

No preparo e no plantio da soja, são usados os fertilizantes KCl e MAP (P_2O_5 e N), além de outros micronutrientes que não foram levados em consideração nos cálculos da ACV devido seu baixo volume em comparação com os demais insumos. Os resultados para um hectare de cada uma das fazendas estão apresentados na Tabela 11.

Além disso, foram usados 2 inoculantes do gênero *Bradyrhizobium*, para fixação biológica de nitrogênio, sendo estes aplicados apenas uma vez por ano somente no cultivo da soja. Os dados referentes ao uso de inoculantes não foram encontrados no SimaPro[®], em função de seu baixíssimo impacto ambiental, e estes foram pode ser negligenciados no estudo.

Tabela 11 - Quantidade de fertilizantes aplicados no solo pelas fazendas em estudo para o ano de 2014.

Fazendas	Fertilizantes (kg/ha)		
	Fosfatados	Potássicos	Nitrogenados
1	238,33	268,10	143,01
2	324,99	260,01	155,99
3	211,33	211,33	211,33
4	170,01	150,02	100,00
5	139,99	92,02	139,99

Durante o manejo da cultura da soja, ocorre a pulverização de defensivos agrícolas. Os resultados alocados para um hectare de cada uma das fazendas se encontram na Tabela 12.

Não existe no banco de dados Ecoinvent versão 3 nenhum processo detalhado especificamente de fungicidas, herbicidas e inseticidas. Para a quantificação mais precisa

desses diferentes defensivos, buscou-se as substâncias que os compõem existentes no Ecoinvent versão 2.2, recriando esses processos no Ecoinvent3.

Tabela 12 - Quantidade de defensivos agrícolas aplicados no solo pelas fazendas em estudo para o ano de 2014.

Fazendas	Defensivos (L/ha)		
	Fungicidas	Herbicidas	Inseticidas
1	6,80	16,68	12,51
2	9,56	16,11	7,23
3	3,52	18,41	7,05
4	4,57	13,99	2,27
5	2,95	17,15	2,80

Maquinários específicos são essenciais em todas as etapas operacionais do cultivo agrícola, em especial nas etapas de semeadura e colheita, onde ocorre um maior consumo de diesel por serem operações mais demoradas e pesadas. As cinco fazendas utilizam o sistema de plantio direto, o que reduz o número de operações com maquinários e conseqüentemente reduz o consumo de diesel nos seus sistemas operacionais.

Foram obtidos os dados de consumo de diesel nas operações de plantio e colheita, tanto da safra da soja quanto do milho safrinha das cinco fazendas em estudo. Os resultados estão resumidos na Tabela 13.

Tabela 13 - Quantidade de diesel consumido pelos maquinários das fazendas em estudo para o ano de 2014.

Fazendas	Diesel (kg/ha)
1	83,42
2	37,79
3	58,61
4	48,04
5	25,60

Vale ressaltar que os processos de manufatura dos maquinários não foram considerados no escopo deste trabalho, pelo baixo número de maquinários que são muito eficientes para as operações agrícolas conduzidas nas fazendas e cuja longa vida útil acaba por representar um impacto ambiental pouco expressivo em um ciclo de cultivos de um ano, considerado neste trabalho.

Em relação à secagem dos grãos, as fazendas 1 e 5 possuem sistema de secagem a gás e as fazendas 2, 3 e 4 utilizam secagem à lenha de eucalipto. A Tabela 14 informa a

quantidade de gás e eucalipto necessários para a secagem da produção de milho equivalente a um hectare da área total da fazenda, em metros cúbicos por hectare. Assumiu-se a densidade de 0,26 kg/m³ para o gás natural na conversão medidas.

Tabela 14 - Quantidade de combustível para secagem de grãos das fazendas em estudo para o ano de 2014.

Fazendas	Secagem (m ³ /ha)	
	Gás	Lenha
1	0,022	-
2	-	0,40
3	-	0,50
4	-	0,14
5	0,011	-

5.2 INVENTÁRIO PARA A ETAPA PASTORIL

As três fazendas deste estudo que fazem uso de SILP possuem diferenciados sistemas de engorda de bovinos, com diferenças no tempo de duração e ganho de peso dos animais.

A fazenda 1 é a única que utiliza o sistema de confinamento, ou seja, os animais são mantidos em um local restrito, sem pastagem, com alimento volumoso e concentrado fornecido em cochos. As fazendas 2 e 3 também fornecem alimentação concentrada para os animais de terminação, mas esta é fornecida em cochos nas pastagens, duas vezes ao dia, sendo a pastagem o volumoso da alimentação.

Os índices de produtividade da atividade pecuária, com as respectivas unidades utilizadas nesta avaliação foram: ração concentrada (kg/animal/dia), com uma quantidade média por animal baseada no peso com base na matéria natural, como fornecido, tendo em torno de 13% de umidade; ganho de peso (kg/dia), sendo considerado o ganho de peso vivo médio dos animais, tempo de engorda (dias), peso vivo final (kg) e quantidade de animais abatidos por ano, obtidos nas 3 fazendas que realizam o SILP, estão resumidos na Tabela 15.

Tabela 15 - Dados da atividade pecuária fornecidos pelas fazendas em estudo para o ano de 2014.

Fazenda	Ração concentrada (kg/animal/dia)	Ganho de peso (kg/dia)	Tempo de engorda (dias)	Peso Final (kg)	Quantidade abatida
1	5,7	1,1	180	450	367
2	2,0	0,9	145	590	1500
3	5,0	1,2	120	525	700

A quantidade de ração concentrada necessária para alimentar os animais abatidos em cada uma das fazendas que realizam SILP para o ano de 2014 foi obtida pela multiplicação da quantidade consumida por animal por dia, pela quantidade de animais abatidos e pelo tempo de engorda. Este total é então dividido por toda a área de cada fazenda,, uma vez que o impacto neste trabalho é medido por hectare (Tabela 16). Por se tratar de sistemas integrados, essa produção é consequência do uso de toda a área destinada às atividades agropecuárias na fazenda, e não apenas as áreas de pastagens como seria para uma fazenda exclusivamente de pecuária.

Tabela 16 - Quantidade de ração concentrada utilizada pelas fazendas em estudo para o ano de 2014.

Fazenda SILP	Ração concentrada (kg/dia)	Tempo de engorda (dias)	Animais abatidos	Area (ha)	Ração (kg/ha)
1	5,7	180	367	2.520,5	149,39
2	2,0	145	1.500	2.600,0	167,31
3	5,0	120	700	5.600,0	75,00

A Tabela 17 apresenta os dados de quantidade de carne produzida no ano de 2014. Os valores nas FAZ 2 e FAZ 3 foram obtidos pela multiplicação da quantidade de animais abatidos, pelo ganho de peso diário e pelo período de engorda, onde se considera apenas o período do ganho de peso, uma vez que os animais permanecem nessas fazendas apenas nesse período.

O ganho de peso considerado para o estudo, em termos de carne equivalente, foi 66,7% do ganho de peso vivo total para o período de engorda dos animais, porque se considera os ganhos em termos de carcaça (carne e ossos) no período, uma vez que entraram no sistema na fase adulta (bois magros). Os outros 33,3% de ganho de peso são equivalentes ao couro, sebo, sangue, miúdos, vísceras, conteúdo estomacal e intestino do animal que estão fora do ciclo do SILP em estudo dessas fazendas.

A FAZ 1 realiza o ciclo completo de produção de bovinos, com cria, recria e engorda, portanto o peso total final dos animais foi gerado na própria fazenda e por isso foi considerado na ACV. Desta forma, a quantidade de carne produzida por essa fazenda, em termos de equivalente carcaça, foi obtida pela multiplicação do peso vivo de abate pelo fator de 53% que é o valor médio de rendimento de carcaça da fazenda.

Tabela 17 - Quantidade de carne obtida das fazendas em estudo para o ano de 2014.

Fazendas ICLS	Ganho de peso (kg/dia)	Peso final da vida (kg)	Tempo de engorda (dias)	Animais abatidos	Rendimento da carcaça (%)	Carne* (kg)	Área (ha)	Carne* kg/ha
1	1,1	450	180	367	53,0	87529,50	2520,5	34,73
2	0,9	590	145	1500	66,7	130565,25	2600,0	50,22
3	1,2	525	120	700	66,7	67233,60	5600,0	12,01

* Carcaça equivalente

5.3 INVENTÁRIO PARA OS PROCESSOS INDUSTRIAIS DE EXTRAÇÃO E TRANSESTERIFICAÇÃO DO ÓLEO

Nas indústrias em geral, existe uma tendência de redução de insumos mássicos e energéticos, visando obter maiores produtividades e alcançar princípios de química e engenharia verde. Apesar disso, os dados de literatura comparados neste trabalho para as etapas industriais de extração do óleo e transesterificação não evidenciaram essa diminuição. Assim, para fins de cálculos no SimaPro®, assumiu-se a média das quantidades usadas em cada um dos trabalhos analisados: Sheehan et al. (1998) apud Hill et al. (2006), Cavalett e Ortega (2010), Pradhan et al. (2011) e Castanheira et al. (2015).

Os autores apresentam os dados de forma diferenciada, por quilograma ou litro de óleo de soja ou biodiesel. Na Tabela 18 todos os dados foram padronizados e convertidos para um hectare, unidade de referência usada neste trabalho, considerando a média da produtividade por quilo ou litro de óleo de soja ou de biodiesel.

Tabela 18 - Produtividade da soja, do óleo de soja e do biodiesel.

Produtividade	Hill (2006)	Cavalett (2010)	Pradhan (2011)	Castanheira (2015)	Média
Óleo (kg/ha)	479,54	510,00	523,82	575,05	522,10
Óleo (L/ha)	515,64				515,64
Biodiesel (kg/ha)	477,24	599,00	524,97	575,05	544,06
Biodiesel (L/ha)	544,17	683,01	598,60		608,59

Ao chegarem a uma unidade de extração, os grãos inicialmente passam por uma seção de pré-limpeza, onde são removidas as impurezas. Em seguida são imediatamente secos, antes de serem transferidos aos silos de estocagem (DORSA, 2000).

Após essa etapa, o óleo é extraído da soja laminada por percolação, usando hexano como solvente. A solução de óleo em solvente é então transferida a um sistema de

recuperação de solvente, no qual o solvente é separado do óleo e retorna ao processo após condensação. O óleo bruto é misturado com uma determinada percentagem de água quente para flocular e separar os fosfatídeos (lecitina), que são a seguir removidos em uma centrífuga; o óleo é então resfriado e transferido ao tanque de estocagem (DORSA, 2000).

A Tabela 19 apresenta os insumos da etapa de extração utilizados para cálculos neste trabalho.

Tabela 19 - Média dos insumos utilizados na etapa de extração do óleo.

		Hill 2006	Cavalett 2010	Pradhan 2011	Castanheira 2015	Média
Eletricidade	kWh/ha	76,60	84,72	129,20	83,54	93,52
Hexano	kg/ha	6,21	3,40	6,76	4,11	5,12
Gás Natural	m ³ /ha	46,15	54,34	65,00	40,97	51,61

A transesterificação aparece como principal processo de produção do biodiesel apesar de existirem diversas outras rotas tecnológicas para a produção deste. A tecnologia inclui uma reação química em meio alcalino, na presença de um catalisador, de óleos vegetais ou gorduras animais com um álcool (etanol ou metanol). Nesta reação se tem como produto preponderante o biodiesel e como subproduto a glicerina.

A Tabela 20 apresenta os insumos da etapa de transesterificação utilizados para este trabalho. Foi considerada a média dos insumos apresentados nos trabalhos de Sheehan et al. (1998) apud Hill et al. (2006), Cavalett e Ortega (2010), Pradhan et al. (2011) e Castanheira et al. (2015).

Tabela 20 - Média dos insumos utilizados na etapa de transesterificação do óleo.

		Hill 2006	Cavalett 2010	Pradhan 2011	Castanheira 2015	Média
Metanol	kg/ha	48,70	75,30	57,88	57,38	59,82
Eletricidade	kWh/ha	12,53	0,45*	26,70	21,76	20,33
Água	kg/ha	193,67	260,00			226,84
Gás Natural	m ³ /ha	12,90	29,37	6,24	10,60	14,78
Metóxido de sódio	kg/ha	13,09	5,44	1,62		6,72
Ácido Clorídrico	kg/ha	41,04*		2,99	5,56	4,28

* Os dados fora do intervalo de $\pm 2 \sigma$ desvios padrão foram desconsiderados

Os trabalhos apresentam entradas de energia diferenciadas, para as etapas de extração e transesterificação, portanto para a elaboração da média foi necessária a conversão das entradas de diesel e vapor para gás natural utilizando a relação entre seus poderes caloríficos.

5.4 INVENTÁRIO PARA AS ETAPAS DE TRANSPORTE

Para o transporte dos grãos, assumiu-se que uma unidade de extração processa a soja proveniente de áreas agrícolas do Estado onde está localizada a unidade de extração. No Mato Grosso do Sul (MS), de acordo com a ABIOVE (Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais), existiam quatro unidades de extração em atividade no ano da coleta de dados para o trabalho: ADM, Bunge, Cargill e Correcta (Tabela 21). A ADM produzia e refinava todo o óleo para uso alimentar e, portanto, foi excluída do escopo deste trabalho. A Bunge e a Correcta produziam óleo para biodiesel (BD) e para a exportação. A Cargill utilizava todo o óleo degomado para produzir BD (processo integrado).

Tabela 21 - Unidades de extração de óleo em atividade no Mato Grosso do Sul no ano de 2014.

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

De acordo com a Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP), existiam no ano de 2014 três plantas de transesterificação no Mato Grosso do Sul (MS): Cargil, Delta e Biocar. A Tabela 22 mostra as informações de cada planta de transesterificação: produção em 2014 (ANP, 2015), a quota média de soja como matéria-prima (dados obtidos diretamente das empresas), a produção efetiva de BD de soja e quantidade de soja necessária para produzi-lo, aplicando a conversão de 4,13 quilogramas de soja para cada litro de biodiesel (CAVALETT e ORTEGA 2010). Considerou-se que todo o biodiesel produzido em 2014 vem da safra de soja imediatamente anterior (2013/2014).

Tabela 22 - Unidades de transesterificação de Biodiesel no Mato Grosso do Sul.

Usina	Município	Produção total de Biodiesel (L) (ANP 2015)	Participação média da soja no Biodiesel ^a	Biodiesel de soja (L)	Grãos de soja requeridos (kg) ^b
Cargill	Três Lagoas	152.194.588	100%	152.194.588	628.715.843
Delta	Rio Brillhante	57.834.039	30,21%	17.471.663	72.175.441
Biocar	Dourados	7.268.084	0%	-	
Total MS		217.296.711		169.666.251	700.891.284

^aDados obtidos de cada usina; ^bAplicando o fator de conversão de 4,131 quilogramas de soja para cada litro de biodiesel (Cavalett e Ortega, 2010).

A Biocar utilizava óleo de fritura como matéria-prima, assim, foi excluída do escopo deste trabalho. A fábrica da Cargill recebia todo o óleo degomado de sua unidade de extração (processo integrado), portanto não necessitava de transporte na etapa de transesterificação. A Delta, de acordo com informações da empresa, utilizou como matérias básicas em 2014, 69,79% de sebo bovino e 30,21% de óleo degomado. Este óleo foi fornecido, 60% pela Correcta e 40% pela Bunge. Assim, dos 72.182.290 quilogramas de soja necessários (Tabela 22), 28.872.920 kg (40%) foram esmagados pela Bunge e 43.309.380 kg (60%) foram esmagados por Correcta (Tabela 24).

A Tabela 23 apresenta a produção total de grãos obtida pela multiplicação das produtividades (Aprosoja/ MS 2014) e áreas agrícolas. As áreas agrícolas do trabalho de Esteves et al. (2016) foram obtidas a partir da interpretação de imagens do satélite Landsat 8, utilizando-se o software livre de geoprocessamento QuantumGIS[®].

A soja produzida na microrregião de Dourados, da qual faz parte o município de Maracajú (2.995.996.391 kg) correspondia, em 2014, a 49,50% de soja produzida no Estado do Mato Grosso do Sul (MS) (6.052.116.000 kg).

Tabela 23 - Áreas cultivadas, produtividade e produção de soja na safra 2013/14

	Áreas calculadas via imagens de satélite (Esteves et al., 2016) (ha)	Produtividade (Aprosoja/MS 2014) (kg ha ⁻¹)	Produção total de grãos (kg)
Maracajú	236.957,79	2.733,5	647.724.119
Microrregião de Dourados	1.111.106,75	-	2.995.996.812
MS Total	-	-	6.052.116.000

Para estimar a quantidade de grãos a serem transportados, uma vez que a Cargill não está localizada na microrregião de Dourados, assumiu-se que apenas 49,50% da soja utilizada por essa empresa veio da microrregião de Dourados. Este percentual foi obtida na relação entre a produção da microrregião de Dourados (2.995.996.812 kg) e a produção total de grãos no Estado do Mato Grosso do Sul (6.052.116.000 kg), conforme Tabela 23. No caso das unidades de extração Bunge e Correcta, uma vez que estão localizados na microrregião do estudo, foi considerado que 100% da soja era oriunda desta microrregião.

Nenhuma das três esmagadoras está localizada no município de Maracajú, portanto assumiu-se que 21,62% da soja utilizada por estas empresas era oriunda deste município. Este percentual foi obtido na relação entre a produção de grãos do município de Maracajú e a produção total de grãos da microrregião de Dourados. A quarta coluna da Tabela 24 apresenta a relação entre a quantidade de soja usada em cada unidade para a produção de óleo degomado a ser transformado em biodiesel no município de Maracajú e a produção total de grãos do município em 2014(647.724.119 kg). A última coluna apresenta a área de soja necessária para produção do biodiesel, que é obtida multiplicando-se a percentagem da coluna 4 pela área agrícola total do município de Maracajú (236.957,79 ha).

Tabela 24 - Cálculo da quantidade de soja esmagada para biodiesel por unidades de extração de óleo do Estado do Mato Grosso do Sul, em 2014.

Empresa	Quantidade de soja necessária (kg)	Soja para biodiesel da microrregião (kg)	Soja para biodiesel de Maracajú (kg)^a	Percentual de soja em relação à produção da Maracajú^b	Área de soja para biodiesel (ha)^c
Cargill	628.774.720	311.243.486 (49,50%)	67.289.762	10,39%	24.616,70
Bunge	28.872.920	28.872.920	6.242.225	0,96%	2.283,60
Correcta	43.309.380	43.309.380	9.363.338	1,45%	3.425,40
Total				12,80%	30.325,71

^a Considerando a produção do município 21,62% da produção da microrregião, ^b Considerando a produção total de Maracajú de 647.724.119 kg, ^c Considerando a área total de soja em Maracajú de 236.957,79 ha

De acordo com a identificação realizada por Esteves et al. (2016) (dados não publicados), através da interpretação visual de imagens do satélite Landsat 8 foram identificados e georreferenciados os talhões com plantios agrícolas de culturas de ciclo curto. A malha viária proveniente da Base Contínua, escala 1:250.000 do IBGE foi utilizada para

quantificar as distâncias entre os talhões agrícolas e as unidades de extração. Este procedimento envolveu:

- 1) correção da topologia da malha viária, garantindo a conectividade dos trechos;
- 2) ligação do centróide de cada talhão agrícola à estrada mais próxima;
- 3) ligação das esmagadoras à estrada mais próxima.

Por fim, os módulos de análises de redes do pacote computacional GRASS foram utilizados para calcular a distância média das áreas produtivas do município de Maracajú com as esmagadoras (Figura 18).

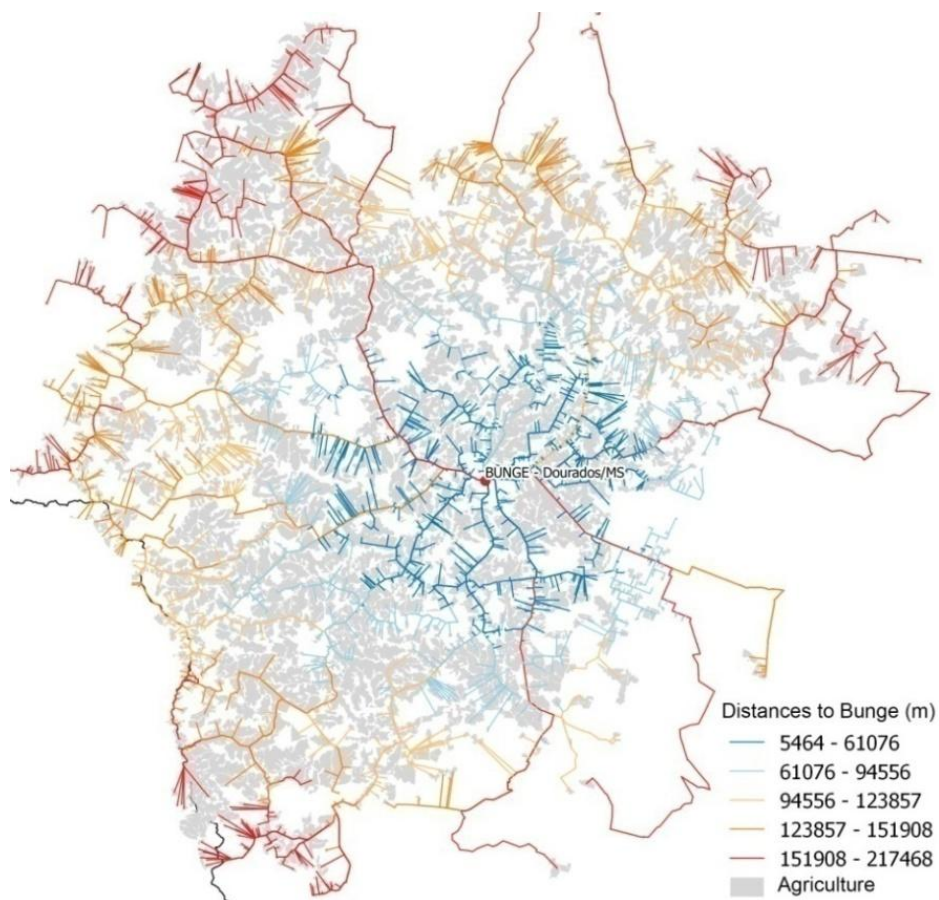


Figura 18 - Distância entre áreas produtivas e a esmagadora Bunge.

Fonte: Esteves et al. 2016.

Os resultados deste trabalho foram comparados às distâncias reais, obtidas pelo Google Earth, entre cada uma das cinco fazendas em análise e as três unidades de extração do Estado do Mato Grosso do Sul, para validação da metodologia adotada (Tabela 25).

Tabela 25 - Comparativo das distâncias consideradas no transporte de grãos.

Distâncias (km)	Bunge	Correcta	Cargill
Fazenda 1	126	134	511
Fazenda 2	130	152	514
Fazenda 3	175	169	516
Fazenda 4	162	222	472
Fazenda 5	121	111	510
Média	142,8	157,6	504,6
Resultados GRASS (Esteves et al., 2016)	135,3	152,24	515,04

Como de cada talhão 10,39% da soja se destina à Cargil, 0,96% a Bunge e 1,45% a Correcta, obtêm-se 36.932.585,59 toneladas quilômetros (tkm) de grãos a serem transportados, em 2014 (Tabela 26). A última linha da Tabela 26 apresenta o tkm por hectare que foi obtido dividindo-se o tkm pela área necessária pelo município de Maracajú para produzir soja (30.325,71 ha), obtendo-se 1.197,89 tkm/ha.

Tabela 26 - Cálculo de tonelada-quilômetro (tkm) para o transporte de grãos de soja

	Produção de soja (t)	Distância para Bunge (km)	tkm	Distância para Correcta (km)	tkm	Distância para Cargill (km)	tkm
		0,96%		1,45%		10,39%	
Maracajú	647.724	135,30	841.316	152,24	1.429.838	515,04	34.661.432
						Total	36.932.585,59
						tkm/ha ^a	1.197,89

^a Considerando a área de 30.325,71 ha

Considerou-se que os caminhões usados no transporte dos grãos voltam vazios, portanto o valor de tkm por hectare foi dobrado para calcular as emissões do transporte da soja dentro do ciclo de produção do biodiesel usando o software SimaPro®, configurando uma estimativa de impacto pessimista. Uma logística melhor seria o aproveitamento e retorno dos caminhões para transportar o farelo, a ser utilizado como alimentação animal na produção pecuária da região, no entanto volume de saída das fazendas (grãos) é muito superior ao volume de entradas (insumos).

O cálculo do transporte do óleo degomado é mostrado na Tabela 27, considerando apenas a distância entre Bunge e Correcta (extratoras) e Delta (transesterificadora), uma vez que o processo da Cargill é integrado, totalizando 2.118.186,62 tkm. As quantidades de óleo usaram o fator de conversão de 5,55 toneladas de grãos de soja para cada tonelada de óleo

degomado (Cavalett e Ortega 2010). O valor é então dividido pela área necessária pelo município de Maracajú para produzir biodiesel de soja (5.709 ha), obtendo-se 4,98 tkm/ha. A área de 5.709 hectares é obtida multiplicando-se a área total de agricultura do município de Maracajú (236.957,79 ha - Tabela 21) e a soma das percentagens da Bunge e Correcta, 0,96% e 1,45% respectivamente.

Tabela 27 - Cálculo de tonelada-quilômetro (tkm) para o transporte de óleo degomado

	Quantidade de soja necessária (t)	Transporte de óleo degomado (t) ^a	Distância (km)	tkm
Bunge-Delta	277,15	49,94	89,20	4454,43
Correcta-Delta	627,93	113,14	212,00	23985,65
			Total	28.440,09
			tkm/ha ^b	4,98

^aAplicando a conversão de 5,55 toneladas métricas de grãos de soja para cada tonelada métrica de óleo degomado (Cavalett e Ortega, 2010), ^b Considerando a área de soja de 5.709 ha

Assim como no transporte de grãos, este trabalho considera que os caminhões de transporte de óleo voltam vazios, pois não pode haver mistura de líquidos nos caminhões tanque. Portanto, o valor de tkm por hectare foi dobrado para calcular as emissões do transporte do óleo de soja dentro do ciclo de produção do biodiesel usando SimaPro®.

6 AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV)

As emissões de GEE, em relação aos insumos utilizados variaram linearmente com as quantidades utilizadas pelas fazendas, uma vez que esses insumos e os processos pré-existent na base de dados Ecoinvent 3 são os mesmos para as cinco fazendas. Para cada entrada, os três métodos de alocações acumuladas são considerados: Fa [m,m], Fa [e,e] e Fa [v,v], onde “m”, “e” e “v” são respectivamente massa, energia e valor de mercado. Os resultados são apresentados na Tabela 28.

Os insumos que geram as maiores emissões são os fertilizantes (P_2O_5 , K_2O e N). As três fazendas que utilizam SILP tiveram uma maior demanda de insumos em relação às outras duas, devido à alimentação suplementar dada na engordar o gado.

O impacto da secagem da soja ou do milho, apesar de ter pequena relevância nos impactos totais, é maior para as fazendas que utilizam lenha (Fazendas 2, 3 e 4) do que aquelas que empregam gás natural (Fazendas 1 e 5). Portanto, a utilização de gás na secagem de grãos causa menos impacto atmosférico do que a lenha.

Tabela 28 - Emissões de GEE relacionadas a cada entrada para as fazendas estudadas de Maracaju-MS em 2014, em quilogramas de CO2 equivalente.

Insumos	Fazenda 1			Fazenda 2			Fazenda 3			Fazenda 4			Fazenda 5		
	Fa[m,m]	Fa[e,e]	Fa[v,v]	Fa[m,m]	Fa[e,e]	Fa[v,v]	Fa[m,m]	Fa[e,e]	Fa[v,v]	Fa[m,m]	Fa[e,e]	Fa[v,v]	Fa[m,m]	Fa[e,e]	Fa[v,v]
	14,9%	30,5%	29,0%	14,9%	30,5%	29,0%	14,9%	30,5%	29,0%	14,9%	30,5%	29,0%	14,9%	30,5%	29,0%
Calcário	2,6	5,4	5,1	2,4	4,9	4,7	1,6	3,3	3,1	0,6	1,3	1,3	1,9	3,8	3,6
Gesso	5,8	12,0	11,4	1,7	3,5	3,3	0,7	1,4	1,4	1,3	2,7	2,6	2,0	4,1	3,9
Sementes de soja	10,4	21,3	20,2	11,3	23,1	22,0	11,5	23,6	22,4	8,7	17,8	16,9	10,9	22,3	21,2
Sementes de milho	7,6	15,6	14,8	8,3	17,0	16,2	7,5	15,4	14,6	4,1	8,4	8,0	6,4	13,1	12,4
Sementes de braquiária	1,6	3,3	3,1	2,0	4,2	4,0	1,4	3,0	2,8	1,0	2,0	1,9	1,0	2,0	1,9
Fertilizantes (N)	133,8	274,0	260,5	145,9	298,7	284,1	197,8	404,8	384,9	93,6	191,6	182,2	130,3	266,7	253,6
Fertilizantes (P ₂ O ₅)	60,1	122,9	116,9	81,9	167,6	159,3	53,3	109,0	103,7	42,8	87,6	83,3	23,2	47,5	45,2
Fertilizantes (K ₂ O)	164,8	337,4	320,8	159,9	327,3	311,2	129,9	266,0	252,9	92,2	188,7	179,5	86,0	176,1	167,5
Fungicidas	24,9	50,9	48,4	35,0	71,6	68,1	12,9	26,4	25,1	16,7	34,2	32,5	10,8	22,0	21,0
Herbicidas	12,8	26,2	24,9	12,4	25,3	24,1	14,1	28,8	27,4	10,7	21,9	20,9	13,1	26,9	25,5
Inseticidas	40,0	81,9	77,9	23,1	47,3	44,9	22,6	46,2	43,9	7,2	14,8	14,1	8,9	18,3	17,4
Diesel	9,6	19,7	18,8	4,4	9,0	8,6	15,3	31,4	29,8	5,6	11,4	10,8	2,9	6,0	5,7
Secagem – Gas Natural	0,0	0,0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	0,0
Secagem - lenha	-	-	-	2,5	5,2	4,9	3,2	6,6	6,2	0,8	1,6	1,6	-	-	-
Alimentação animal	29,5	64,4	57,5	35,2	72,1	68,5	6,8	13,9	13,2	-	-	-	-	-	-
Emissões totais	503,6	1030,9	980,2	526,0	1076,8	1023,8	478,6	979,7	931,5	285,4	584,2	555,5	297,4	608,8	578,9

A Figura 19 apresenta o impacto de cada insumo considerando a média dos três métodos de alocação considerados.

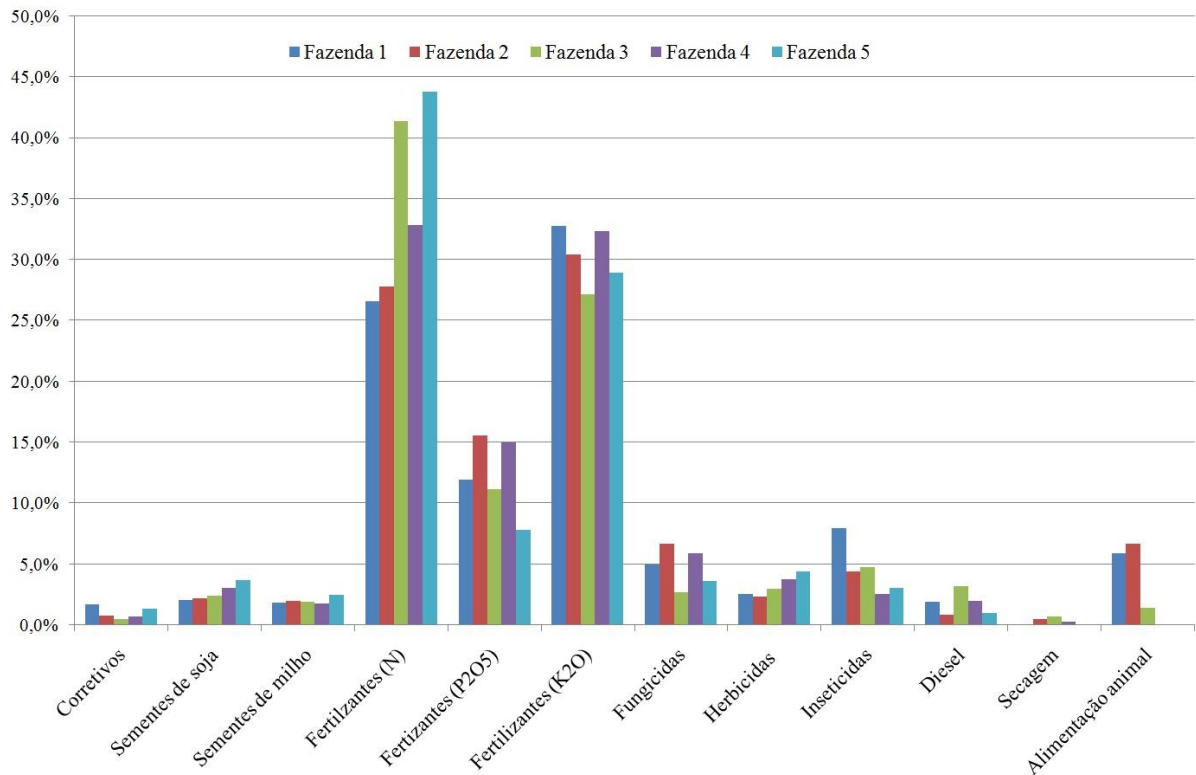


Figura 19 - Emissões finais de GEE das cinco fazendas estudadas no Município de Maracaju-MS em 2014, utilizando-se a média do fator acumulado ($Fa_m = 24,5\%$).

As fazendas investigadas apresentaram impactos finais benéficos para o meio ambiente, inclusive aquelas que não utilizam SILP (Fazendas 4 e 5), uma vez que a produção de milho inter-sazonal, produzido entre as safras de soja, é contabilizado como produto evitado de todo sistema produtivo (Figura 20).

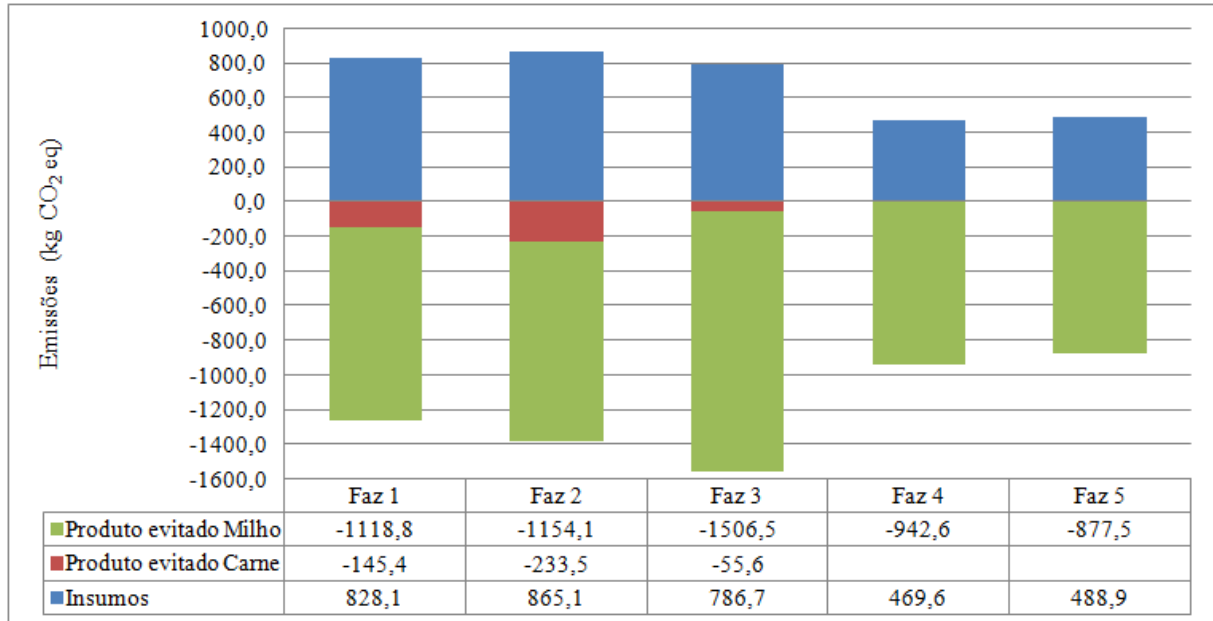


Figura 20 - Emissões de insumos e produtos evitados das fazendas estudadas em 2014, utilizando a média do fator acumulado ($Fa_m = 24.5\%$).

Dentre as fazendas que realizam SILP, a fazenda 1 foi aquela que apresentou emissões de GEE (-435,2 kg CO₂ eq) mais próximas às duas fazendas que não adotam integração com a atividade pecuária (Tabela 29). Este fato pode ser explicado pela quantidade de insumos requerida ser similar às demais fazendas que realizam SILP, porém com maior demanda de ração para o sistema de confinamento animal.

O SILP utilizado pela fazenda 2, apesar de não realizar rotação de áreas anualmente, apresentou menores emissões totais em relação à fazenda 1, o que pode ser justificado pela variação nos sistemas de confinamento dos animais. Além disso, a fazenda 2 evitou mais as emissões da atividade pecuária em seu sistema integrado, por ter maior rebanho, e consequentemente mais abates por hectare por ano. Este fato também contribuiu para que esta não obtivesse o menor impacto total (-521,4 kg CO₂ eq), pela quantidade de ração concentrada necessária para manter a grande quantidade de bovinos (Tabela 29).

Assim, a fazenda 3 é a que melhor consegue otimizar o SILP, com rotação de áreas mais frequente e sistema de criação de bovinos em semiconfinamento, o que faz necessitar de menos ração concentrada para estes animais por hectare por ano. Além de melhores resultados nas emissões de GEE (-773,8 kg CO₂ eq), o sistema adotado pela fazenda 3 apresenta maiores produtividades nas safras de soja e milho, o que reforça que quanto mais integrado for um sistema, maiores serão os benefícios para o solo e para a produtividade dos cultivos.

Em tese, pode-se considerar que as emissões evitadas no SILP preveniram emissões de atividades pecuárias realizadas em sistemas tradicionais, onde se verificam que as três fazendas que fazem uso do sistema tiveram uma redução de emissões mais significativa do que as duas fazendas que fazem uso do sistema de agricultura tradicional. Além disso, o milho reduziu mais significativamente os impactos nas 3 fazendas com SILP, pela sua maior produtividade e sinergia com a cultura de soja.

A Tabela 29 resume as emissões finais das cinco fazendas estudadas, considerando as emissões de insumos e produtos evitados para cada um dos métodos de alocação considerados: Fa [m,m], Fa [e,e] e Fa [v,v].

Tabela 29 - Emissões de insumos e produtos evitados das fazendas estudadas em 2014.

		Insumos	Produtos Evitados		Emissões
			Carne	Milho	Finais
Faz 1	Fa[m,m]	503,63	-88,40	-680,44	-265,21
	Fa[e,e]	1030,92	-180,96	-1392,84	-542,88
	Fa[v,v]	980,22	-172,06	-1324,34	-516,18
Faz 2	Fa[m,m]	526,13	-141,98	-701,87	-317,72
	Fa[e,e]	1076,99	-290,63	-1436,71	-650,36
	Fa[v,v]	1024,02	-276,34	-1366,06	-618,37
Faz 3	Fa[m,m]	478,45	-33,81	-916,18	-471,54
	Fa[e,e]	979,38	-69,20	-1875,40	-965,23
	Fa[v,v]	931,21	-65,80	-1783,17	-917,76
Faz 4	Fa[m,m]	285,57	-	-573,28	-287,71
	Fa[e,e]	584,56	-	-1173,50	-588,94
	Fa[v,v]	555,81	-	-1115,79	-559,98
Faz 5	Fa[m,m]	297,36	-	-533,64	-236,28
	Fa[e,e]	608,68	-	-1092,34	-483,66
	Fa[v,v]	578,75	-	-1038,62	-459,87

A Figura 21 mostra as emissões de GEE das fases de processamento e transporte para as combinações de fatores de alocação. Utilizando-se as alocações médias (Fa_m e Ft_m) resulta na emissão total de 237,53 kg de CO_2 eq ha^{-1} .

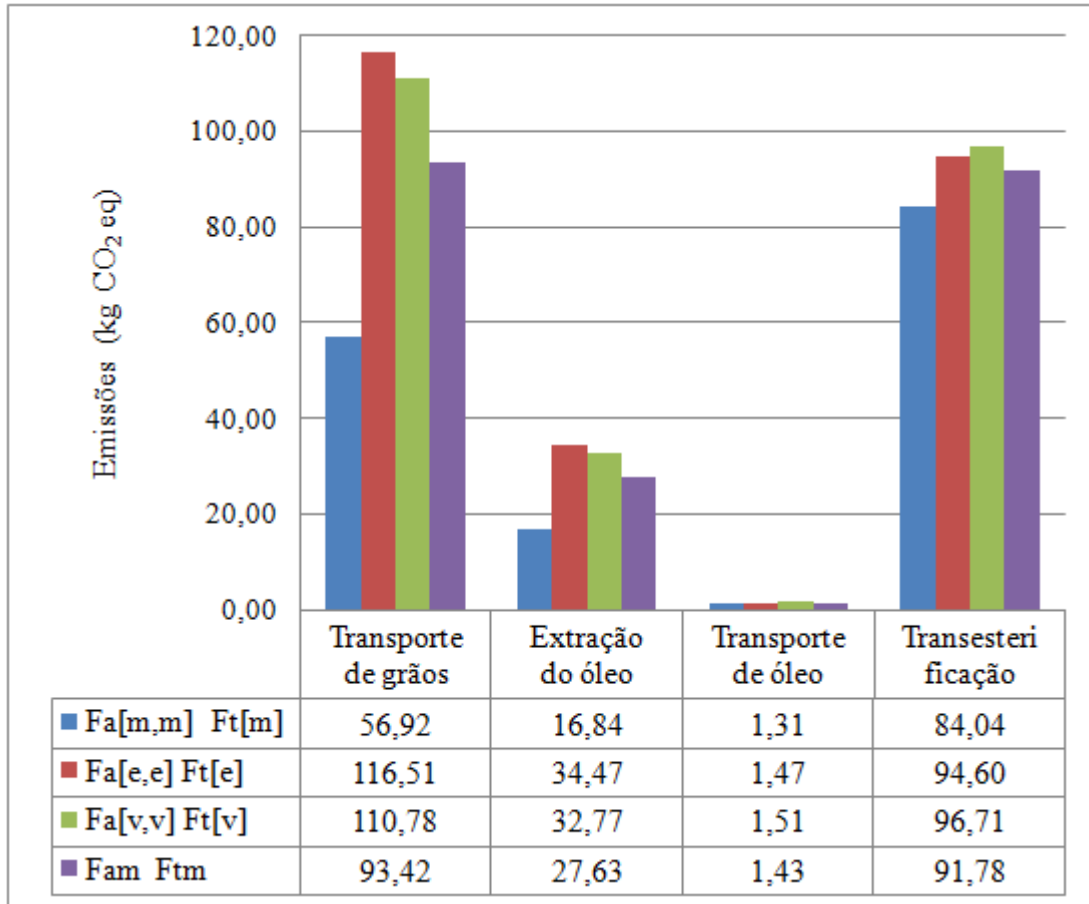


Figura 21 - Emissões totais das fases de processamento e de transporte em quilogramas de equivalente CO₂.

A Figura 22 apresenta as emissões relacionadas com cada um dos insumos das fases de extração e transesterificação. O baixo impacto das fases de transporte de grãos e de extração de óleo, quando comparado aos impactos das outras fases da ACV, deve-se às alocações adotadas neste estudo, que consideraram os subprodutos obtidos no ciclo de produção de biodiesel (farelo e glicerina).

A energia gasta no processo de extração é responsável por quase 70% do impacto desta fase, o que é comum em processos industriais.

Na transesterificação, o metanol é a entrada responsável por mais da metade do volume de emissões. Este impacto está ligado à origem fóssil deste produto. É aconselhável analisar a possibilidade de utilizar outros álcoois, como o etanol de plantas, para produzir biodiesel brasileiro, para minimizar os impactos desta fase industrial.

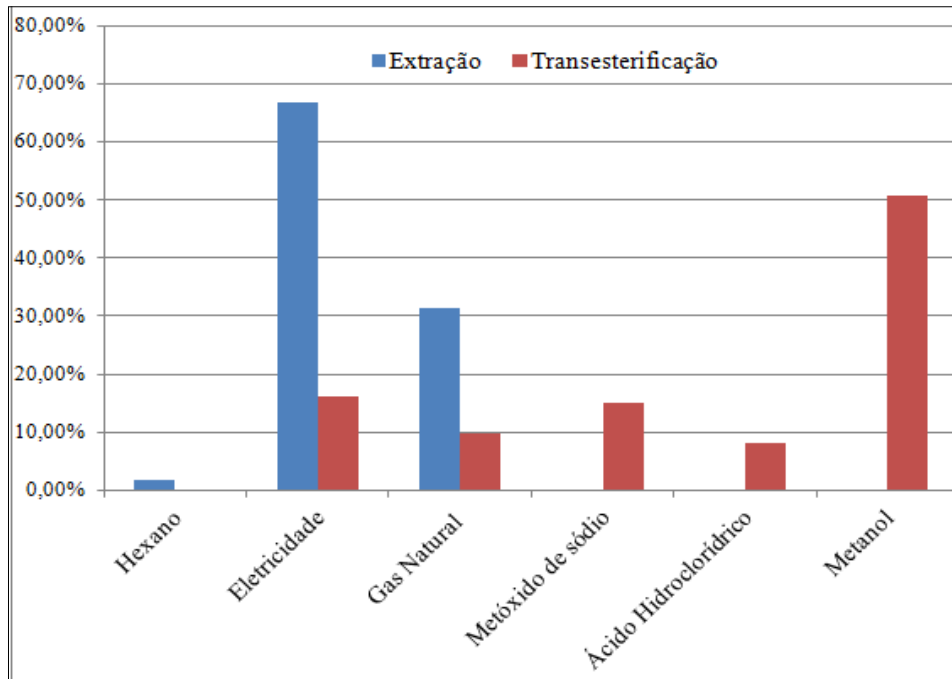


Figura 22 - Emissões dos insumos na fase de extração e transesterificação e as percentagens correspondentes.

O transporte de grãos e de óleo, obtiveram emissões por quilômetro rodado semelhante em função do consumo de combustível. A discrepância nas emissões finais é relacionada aos diferentes fatores de alocação aplicados.

O impacto do transporte de grão é influenciado pela falha estrutural na cadeia logística, com grandes distâncias entre cada uma das etapas de produção e o grande consumo de diesel neste transporte, visto que as rotas de escoamento existentes são exclusivamente rodoviárias. Apesar disso, o baixo impacto no transporte de óleo está relacionado ao fato da maior extratora de óleo ter o processo de transesterificação integrado no mesmo local, não necessitando haver transporte deste óleo.

As soluções para estes problemas seriam: modificação no sistema de transporte para um sistema menos emissor, mais econômico e rápido para transporte de médias e longas distâncias, como os transportes ferroviário e hidroviário; uma melhor logística de transportes, com concentrações de pólos industriais integrando as etapas de extração e transesterificação, como faz a unidade Cargill, de Três Lagoas (MS) e aproximação destes pólos industriais às áreas agrícolas. Outra alternativa de melhoria na logística de transporte dos grãos seria o aproveitamento do retorno dos caminhões para transporte de insumos necessários na cadeia de produção agropastoril. Assim, o farelo de soja, subproduto da etapa de extração do óleo, pode retornar a fazenda para ser utilizado na composição da ração animal.

A Figura 23 apresenta o balanço final dos impactos na ACV de biodiesel de soja, diferenciado para as cinco fazendas estudadas, utilizando a média do fator acumulado.

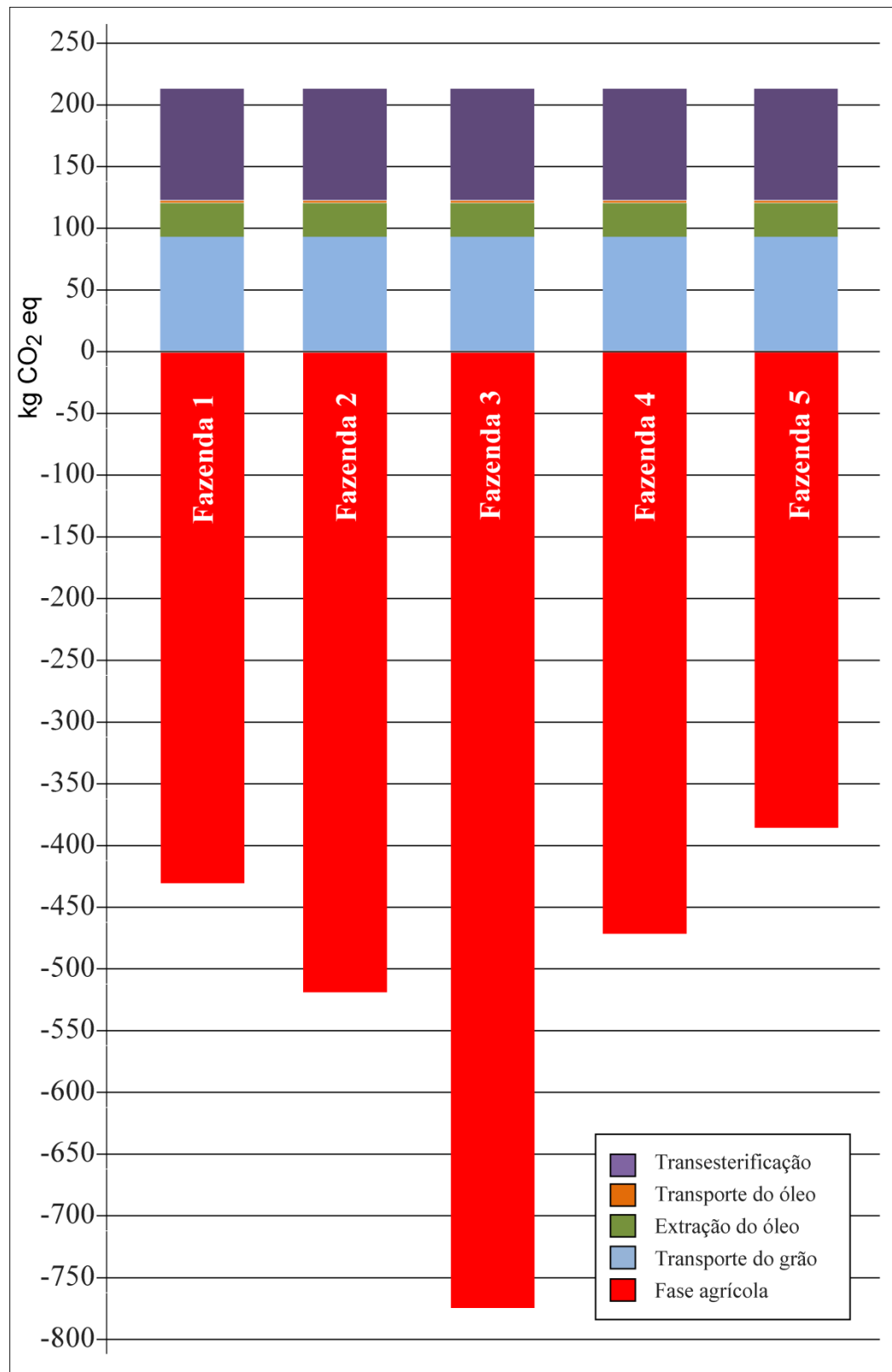


Figura 23 - Balanço final dos impactos considerados na ACV de biodiesel utilizando a média do fator acumulado.

7 CONCLUSÃO

Neste trabalho verificou-se se o emprego de SILP é ambientalmente vantajoso no ciclo de vida da produção do biodiesel de soja, quando comparados a sistemas de cultivo tradicionais, bem como, comparou-se diferentes tipos de SILP para avaliar se existem diferenças substanciais entre estes no que tange às emissões de GEE.

A partir da análise do potencial de aquecimento global dos gases incluídos no método de avaliação do IPCC, verificou-se que as cinco fazendas analisadas do município de Maracajú, Mato Grosso do Sul, apresentaram impactos finais benéficos ao ambiente. Uma vez que tanto o milho, produzido em rotação com a safra de soja, quanto a carne, produzida apenas pelas fazendas que realizam SILP, foram contabilizados como subprodutos do sistema produtivo, evitando as emissões atmosféricas e os gastos de energia não renovável na produção de produtos equivalentes, que seriam obtidos em processos de produção agrícola e pecuária convencionais.

Além disso, as três fazendas que fazem uso do SILP obtiveram uma redução de emissões mais significativa em relação às duas que fazem uso do sistema de agricultura tradicional.

A partir de um comparativo entre as fazendas que realizam SILP, observa-se que realizar uma rotação de áreas mais frequente e com sistema de criação de bovinos em semiconfinamento, o que reduz a necessidade de consumo de ração, possam ser os fatores que favoreçam o sistema adotado pela fazenda 3.

Os subprodutos das etapas agrícola e pastoril compensaram não somente os impactos da produção de soja, como também as emissões das etapas industriais e de transportes do ciclo do biodiesel de soja. Esta redução nas emissões favorece o sistema de produção de biodiesel de soja visto que, nas etapas industriais, não foi evidenciada uma efetiva redução de emissões com as tecnologias utilizadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIOVE - Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais. Disponível em: <http://www.abiove.org.br/site/index.php>. Acesso em: 15mar 2016.

ABNT – NBR ISO 14040 – Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de Vida – Princípios e Estrutura – International Organization for Standardization (1997) – Associação Brasileira de Normas Técnicas (2001) – Norma Brasileira – Rio de Janeiro – 2001. 10p.

ABNT – NBR ISO 14040 – Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de Vida – Princípios e Estrutura – International Organization for Standardization (2006) – Associação Brasileira de Normas Técnicas (2009) – Norma Brasileira – Rio de Janeiro – 2009. 21p.

ALVARENGA, R. A. F.; JÚNIOR, V. S.; SOARES, S. R. Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production. *Journal of Cleaner Production* 28 (2012) pg. 25-32. doi:10.1016/j.jclepro.2011.06.023.

ANL - Argonne National Laboratory. Life-Cycle Thinking for the Oil and Gas Exploration and Production Industry. Illinois, EUA, 2007.

ANP - Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. 2015. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/?id=470>. Acesso em: 02 fev 2016.

BALBINO, L. C.; KICHEL, A. N.; BUNGENSTAB, D. J.; ALMEIDA, R. G. Sistemas De Integração Lavoura-Pecuária-Floresta: A Produção Sustentável. 2. Ed. cap. 2, pg. 12-18 – Brasília, DF: Embrapa, 2012.

BALBINOT JR., A. A.; MORAES, A.; VEIGA, M. da; PELISSARI, A.; DIECKOW, J. Integração lavoura pecuária: intensificação de uso de áreas agrícolas. *Ciência Rural*, 2009.

BARBOSA JÚNIOR, A. F.; MORAIS, R. M.; EMERENCIANO, S. V.; PIMENTA, H. C. D.; GOUVINHAS, R. P. Conceitos e aplicações de Análise de Ciclo de Vida (ACV) no Brasil. *Revista Gerenciais*, São Paulo, v. 7, n. 1, pg. 39-44, 2008.

BARBOSA, P. P.; DA SILVA, T. L.; GALASSI, C.; LUZ, S.; ANGELIS NETO, G. A. Análise dos Impactos Ambientais da Produção de blocos cerâmicos. 3º Simpósio de Pós Graduação em Engenharia Urbana. 2012.

BORRAS, S. M.; FRANCO, J. C.; CARRANZA, D.; ALANO, M. L. 2011. The fundamentally flawed ‘marginal lands’ narrative: insights from the Philippines. *International Conference on Global Land Grabbing*. Institute of Development Studies, Brighton, UK, April 6-8, 2011.

BRANCO, L. G. B. 2013. Biocombustíveis: Vantagens e desafios. *Revista Eletrônica de Energia*, v. 3, n.1, pg. 16-33, jan./dez. 2013.

BRONDANI, M.; HOFFMANN, R.; MAYER, F. D.; KLEINERT, J. S. Environmental and energy analysis of biodiesel production in Rio Grande do Sul, Brazil. *Clean Techn Environ Policy* (2015) 17:129–143. DOI 10.1007/s10098-014-0768-x

BUFFETT, H. G. 2012. Conservation: Reaping the benefits of no-tillage farming. *Nature* [0028-0836] 2012 vol:484 iss:7395 pg:455.

BUNGENSTAB, D. J. Environmental Impacts of Beef Production in Central Brazil: The Effect of Intensification on Area Appropriation. Tese de Doutorado da Faculdade de Agricultura e Horticultura da de Universidade Humboldt de Berlim. 2005.

CASTANHEIRA, E. G.; FREIRE, F. Greenhouse gas assessment of soybean production: implications of land use change and different cultivation systems. *Journal of Cleaner Production* 54 (2013) pg. 40-60.doi:10.1016/j.jclepro.2013.05.026.

CASTANHEIRA, E. G.; GRISOLI, R.; COELHO, S.; 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 (2015) 188-201. doi:10.1016/j.jclepro.2015.04.036

CAVALETT, O. Análise do Ciclo de Vida da Soja. Tese de doutorado da Faculdade de Engenharia de Alimentos da Universidade Estadual de Campinas. 2008.

CAVALETT, O.; ORTEGA, E. Emergy, nutrients balance and economic assessment of soybean production and industrialization in Brazil. *Journal of Cleaner Production* 17 (2009) pg. 762-771.doi:10.1016/j.jclepro.2008.11.022.

CAVALETT, O.; ORTEGA, E. Integrated environmental assessment of biodiesel production from soybean in Brazil. *Journal of Cleaner Production* 18 (2010) pg. 55-70. doi:10.1016/j.jclepro.2009.09.008

CECCON, G.; KURIHARA, C. H.; STAUT, L. A. Manejo de *Brachiaria ruziziensis* em consórcio com milho safrinha e rendimento de soja em sucessão. *Revista Plantio Direto*, Passo Fundo, ano 19, n. 113, pg. 4-8, set/out 2009.

COBUCCI, T.; WRUCK, F.J.; KLUTHCOUSKI, J.; MUNIZ, L.C.; MARTHA JUNIOR, G.B.; CARNEVALLI, R.A.; TEIXEIRA, S.R.; MACHADO, A.A.; TEIXEIRA NETO, M.L. Opções de integração lavoura-pecuária e alguns de seus aspectos econômicos. *Informe Agropecuário*, v.28, pg.64-79, 2007.

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

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. RESOLUÇÃO CONAMA N° 001, de 23 de janeiro de 1986.

COSTA, M. P. Socio-eco-efficiency of integrated and nonintegrated systems of crop, forestry and livestock in the Ipameri city, at Brazilian cerrado. Dissertação de Mestrado do Programa em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. 2015.

DELGADO, G. C. Expansão e modernização do setor agropecuário no pós-guerra: um estudo da reflexão agrária. *Estud. av.* vol.15, n.43, pg. 157-172. São Paulo 2001.
http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-40142001000300013&script=sci_arttext

De SOUZA, V.H.A.; DOS SANTOS, L.T.; CAMPOS, A.F.; CAROLINO, J. Análise do Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel (PNPB): Resultados e Críticas. *Revista de Administração Geral* 2015, v.1, n.1, pg.23 - 41,. Disponível em:
https://periodicos.unifap.br/index.php/administracao/article/view/1996/pdf_1

DORSA, R. 2000. Tecnologia de Processamento de Óleos e Gorduras Vegetais. 3 edição. Disponível em: <http://pt.scribd.com/doc/225714784/Oleos-e-Derivados-Apostila-Renato-Dorsa-1#scribd>. Acesso em: 08 ago 2015.

EMBRAPA 2013. Documentos 318. ISSN online 2176-5081. Evolução de Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF): estudo de caso da Fazenda Santa Brígida, Ipameri, GO.

EMBRAPA MILHO E SORGO. Disponível em:
<http://www.cnpms.embrapa.br/perguntas/colheita2.php>. Acesso em: 15 jan 2014.

EPAMIG (Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais) 2007. Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Integração Lavoura-Pecuária. Informe Agropecuário. V. 28 - n. 240.

ESCOBAR, N.; RIBAL, J.; CLEMENTE, G.; SANJUÁN, N. Consequential LCA of two alternative systems for biodiesel consumption in Spain, considering uncertainty. *Journal of Cleaner Production* 79 (2014), pg. 61-73.doi:10.1016/j.jclepro.2014.05.065.

ESTEVES, E. M. M.; BUNGENSTAB, D. J.; FALCETTE, A. H. L.; MORGADO, C. R. V. 2013. LCA Adapted Approach for Soybean Biodiesel Production from an Integrated Crop-Livestock System in Midwestern Brazil. ICASEE 2013.

ESTEVES, V.P.P., ESTEVES, E.M.M., BUNGENSTAB, D.J., LOEBMANN, D. G. S.; VICTORIA, D. C.; VICENTE, L. E.; ARAUJO, O. Q. F.; MORGADO, C. R, V. 2016. Land use change (LUC) analysis and life cycle assessment (LCA) of Brazilian soybean biodiesel. *Clean Techn Environ Policy* 18, 1655-1673. doi: 10.1007/s10098-016-1161-8.

ETH ZURICH; EPF LAUSANNE; PSI; EMPA; ART. Ecoinvent Database. 2014. Disponível em: <http://www.ecoinvent.org/database/database.html>. Acesso em: 04 dez 2015.

FERREIRA, H. 2014 - Aplicação da metodologia de avaliação do ciclo de vida na produção de polpa de concentrado de minério de ferro. Dissertação de mestrado do Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade Sócioeconômica Ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto.

GABI. GaBi Education. Handbook for Life Cycle Assessment (LCA). Paper Clip Tutorial 2010. Disponível em: http://www.gabi-software.com/fileadmin/gabi/tutorials/Paperclip_Tutorial_Handbook_4.4.pdf. Acesso em: 04 abr 2015.

GERMAN, L.; SCHONEVELD, G. C.; PACHECO, P. 2011. The social and environmental impacts of biofuel feedstock cultivation: evidence from multi-site research in the forest frontier. *Ecology and Society* 16(3): 24. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-04309-160324>

GIANLUPPI, V.; GIANLUPPI, D.; MARSARO JÚNIOR, A. L.; ZILLI, J. E.; NECHET, K. L.; BARBOSA, G. F.; MATTIONI, J. A. M. Cultivo de soja no cerrado de Roraima. Sistema de Produção, Boa Vista: Embrapa Roraima, 2009. Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Soja/CultivodeSojanoCerradodeRoraima/clima.htm>>. Acesso em: 10 ago 2014.

HAUSMAN, C. 2012. Biofuels and Land Use Change: Sugarcane and Soybean Acreage Response in Brazil. *Journal of Environmental and Resource Economics* 51, 163-187. DOI 10.1007/s10640-011-9493-7

HILL, J.; NELSON, E.; TILMAN, D.; POLASKY, S.; TIFFANY, D. 2006. Environmental, economic, and energetic costs and benefits of biodiesel and ethanol biofuels. *Proc Natl Acad Sci USA*, vol. 103, pp 11206–11210.

HIRAKURI, M. H.; LAZZAROTTO, J. J.; DE ÁVILA, M. T. 2010. Avaliação da relação entre soja e produção de biodiesel. *Agropecuária, Meio-Ambiente, e Desenvolvimento Sustentável*. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/30053/1/167.pdf>. Acesso em: 04 julho de 2015.

HOU, J.; ZHANG, P.; YUAN, X.; ZHENG, Y. Life cycle assessment of biodiesel from soybean, jatropha and microalgae in china conditions. *Renew Sustain Energy Rev* 2011; 15 (9) 2011, pg. 5081–91. doi:10.1016/j.rser.2011.07.048.

HUFNAGEL, B.; DE SOUSA, S. M.; ASSIS, L.; GUIMARAES, C. T.; LEISER, W.; AZEVEDO, G. C.; ... MAGALHAES, J. V. (2014). Duplicate and Conquer: Multiple Homologs of *PHOSPHORUS-STARVATION TOLERANCE1* Enhance Phosphorus Acquisition and Sorghum Performance on Low-Phosphorus Soils. *Plant Physiology*, 166(2), 659–677. .

HUNGRIA, M.; CAMPO, R. J.; MENDES I. C. Fixação biológica do nitrogênio na cultura da soja – Londrina: Embrapa Soja. 2001.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. 2014. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/>. Acesso em: 05 dez 2014.

ÍTAVO, C. C. B. F.; VOLTOLINI, T. V.; ÍTAVO, L. C. V.; MORAIS, M. G; FRANCO, G. L. 2011. Confinamento. Produção de caprinos e ovinos no Semiárido. Cap 13. pg. 299-321.

KALBUSCH, A. 2011. Método para avaliação do impacto ambiental da substituição de equipamentos convencionais por equipamentos economizadores de água a partir da avaliação do ciclo de vida. Dissertação de Mestrado do Programa de Engenharia Civil da Universidade Federal de Santa Catarina.

KICHEL, A. N.; COSTA, J. A. A.; ALMEIDA, R. G. Vantagens da integração lavoura pecuária na recuperação de pastagens degradadas. SIMPÓSIO MATOGROSSENSE DE BOVINOCULTURA DE CORTE - SIMBOV MT, 1, 2011, Cuiabá. Anais... Cuiabá: Jucemil Serafim, 2011. pg. 63-73. Disponível em: http://media.wix.com/ugd/ae91df_de81a1e9e74f4d0683054649f9ba8144.pdf. Acesso em: 22 jul 2015.

KIM, S.; DALE, B.E. Regional variations in greenhouse gas emissions of bio-based products in the United States corn-based ethanol and soybean oil. *International Journal of Life Cycle Assessment* (2009) n. 14, pg. 540-546. DOI 10.1007/s11367-009-0106-4

KOHLHEPP, G. Análise da situação da produção de etanol e biodiesel no Brasil 2010. *Estudos Avançados* 24 (68), 2010.

LAZZAROTTO, J. J.; HIRAKURI, M. H. 2011. Evolução e perspectivas de desempenho econômico associadas com a produção de soja nos contextos mundial brasileiro. Londrina: Embrapa Soja Documentos, 319.

LEITE, R. C. C.; LEAL, M. R. L. V. 2007. O bicomustível no Brasil. *Novos estud. - CEBRAP* n.78 São Paulo July 2007.

LEMAIRE, G.; FRANZLUEBBERS, A.; CARVALHO, P. C. F., DEDIEU, B. Integrated crop–livestock systems: strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 190 (2014) pg. 4–8. doi:10.1016/j.agee.2013.08.009

LIN, T.; RODRIGUEZ, L. F.; SHASTRI, Y. N.; HANSEN, A. C.; TING, K. C. 2014. Integrated strategic and tactical biomass–biofuel supply chain optimization. *Bioresource Technology* 156 (2014) 256–266. doi:10.1016/j.biortech.2013.12.121

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A.; ANJOS, L. H. C. Carbon and Nitrogen Content and Stock in No-Tillage and Crop-livestock Integration Systems in the Cerrado of Goiás State, Brazil. *Journal of Agricultural Science* (2012) v.4, n.8.

MACARI, S.; CARVALHO, P. C. F.; OLIVEIRA, L.; DEVINCENZI, T.; ALBUQUERQUE, C.; DE MORAIS, A. Recria de borregas sob diferentes métodos de pastoreio em azevém anual em sucessão a lavoura. *Pesq. agropec. bras.* vol.46 no.10 Brasília Oct. 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2011001000038>

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. *Revista Brasileira de Zootecnia*, Viçosa, MG, v. 38, pg. 133-146, 2009. Número Especial.

MACHADO L. A. Z.; CECCON, G.; ADEGAS, F. S. Integração lavoura-pecuária-floresta: 2- identificação e implantação de forrageiras na integração lavoura-pecuária. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2011. 56 pg. (Embrapa Agropecuária Oeste. Documentos, 111).

MACIEL, V. G.; ZORTEA, R. B.; DA SILVA, W. M.; CYBIS, L. F. A.; EINLOFT, S. SEFERIN, M. 2015. Life Cycle Inventory for the agricultural stages of soybean production in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Journal of Cleaner Production* 93 (2015) 65 e 74. doi:10.1016/j.jclepro.2015.01.016.

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. *Journal of Cleaner Production*, 52 (2013), pg. 205–216. doi:10.1016/j.jclepro.2013.03.026

MARZULLO, R. C. M. Análise de ecoeficiência dos óleos vegetais oriundos da soja e palma, visando a produção de biodiesel. Dissertação de mestrado em Engenharia pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo 2007.

MME - Ministério de Minas e Energia. Relatório Técnico 75 Perfil Dos Fertilizantes N-P-K. Projeto De Assistência Técnica Ao Setor De Energia. Agosto 2009.

MME – Ministério de Minas e Energia. 2016. Disponível em: <http://www.mme.gov.br/documents/1138769/1732805/Boletim+DCR+n%C2%BA+95+-+dezembro+de+2015.pdf/3f3e833b-ef26-43a6-a65f-7c1a7918e6e3>. Acesso em: 05 fev 2016.

MONTZKA, S. A.; DLUGOKENCKY, E. J.; BUTLER, J. H. 2011. Non-CO₂ greenhouse gases and climate change. *Nature* 476 (2011), pg. 43–50. doi:10.1038/nature10322.

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, 267-272. DOI: 10.3303/CET1019044.

MUNDSTOCK, C. M.; THOMAS, A. L. Soja: fatores que afetam o crescimento e o rendimento de grãos. Porto Alegre: Departamento de plantas de lavouras da Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Evangraf, 2005.

NITSCH, M. 1991. O programa de biocombustíveis Proalcool no contexto da estratégia energética brasileira. *Revista de Economia Política*, vol. 11, n. 2 (42), abril-junho 1991.

OLIVEIRA, L. A. M.; SOUZA, A. E. Potássio. Balanço Mineral Brasileiro. 2001.

PETERS, J. ; THIELMANN, S. Promoting biofuels: Implications for developing countries. *Energy Policy* 36 (2008) 1538–1544. doi:10.1016/j.enpol.2008.01.013.

PINHO, D. M. M.; SANTOS JR, V. O.; DOS SANTOS, V. M. L.; OLIVEIRA, M. C. S.; DA SILVA, M. T.; PIZA, P. G. T.; PINTO, A. C.; REZENDE, M. J. C.; SUAREZ, P. A. Z. 2014. Evaluating the use of EN 14078 for determination of biodiesel in diesel blends sold in the Brazilian market. *Fuel* (2014) vol.136 pg.136. doi:10.1016/j.fuel.2014.07.043

PRADHAN, A.; SHRESTHA, D.S.; MCALOON, A.; YEE, W.; HAAS, M.; DUFFIJ.A. 2011. Energy life-cycle assessment of soybean biodiesel revisited, *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 2011, Vol. 54 (3), pg. 1031–1039.

PRUDÊNCIO DA SILVA, V.; VAN DER WERF, H. M. G.; SPIES, A.; SOARES, S. R. 2010. Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios. *Journal of Environmental Management* 91 (2010), pg.1831-1839. doi:10.1016/j.jenvman.2010.04.001.

RAJAEIFAR, M. A.; GHOBADIAN, B.; SAFA, M.; HEIDARI, M. D. Energy life-cycle assessment and CO₂ emissions analysis of soybean-based biodiesel: a case study. *Journal of Cleaner Production* 66 (2014), pg. 233-241. doi:10.1016/j.jclepro.2013.10.041.

RAUCCI, G. S.; MOREIRA, C. S.; ALVES, P. A.; MELLO, F. F. C.; FRAZAO, L. A.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. 2015. Greenhouse gas assessment of Brazilian soybean production: a case study of Mato Grosso State. *Journal of Cleaner Production* 96 (2015) 418-425. doi:10.1016/j.jclepro.2014.02.064.

REIJNDERS, L.; HUIJBREGTS, M.A.J. Nitrous oxide emissions from liquid biofuel production in life cycle assessment. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3 (2011), pg. 432-437. doi:10.1016/j.cosust.2011.08.005.

ROCHA, M. H.; CAPAZ, R. S.; LORA, E. E. S.; NOGUEIRA, L. A. H.; LEME, M. M. V.; RENÓ, M. L. G.; OLMO, O. A. Life Cycle assessment (LCA) for biofuels in Brazilian conditions: A meta-analysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 37(2014) pg. 435–459. doi:10.1016/j.rser.2014.05.036

SÁ, J. M.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C. P.; SOARES, L. H. B.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M.; MARCHÃO, R. L.; VILELA, L. Balanço energético da produção de grãos, carne e biocombustíveis em sistemas especializados e mistos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 48, n. 10, pg. 1323-1331, 2013. DOI: 10.1590/S0100-204X2013001000003

SALTON, J. C.; MERCANTE, F. M.; TOMAZI, M.; ZANATTA, J. A.; CONCENÇO, G.; SILVA, W. M.; RETORE, M. 2014. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* (2014), v.190, pg. 70-79. doi:10.1016/j.agee.2013.09.023

SCHMIDT, J. H. Life cycle assessment of five vegetable oils. 2015. *Journal of Cleaner Production* 87, pg. 130-138. doi:10.1016/j.jclepro.2014.10.011

SENTELHAS, P. C.; BATTISTIM R.; CÂMARA, G. M. S.; FARIAS, J. R. B., HAMPF, A. C. NENDEL, C. 2015. The soybean yield gap in Brazil – magnitude, causes and possible solutions for sustainable production. *Journal of Agricultural Science* (2015), 153, 1394–1411. doi:10.1017/S0021859615000313

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).

SILVA, A. C.; LIMA, E. P. C.; BATISTA, H. R. 2011. A importância da soja para o agronegócio brasileiro: uma análise sob o enfoque da produção, emprego e exportação. V Encontro de Economia Catarinense. Crescimento e Sustentabilidade. 28 e 29 de abril de 2011. Disponível em:
http://www.apec.unesc.net/V_EEC/sesoes_tematicas/Economia%20rural%20e%20agricultura%20familiar/A%20IMPORT%C3%82NCIA%20DA%20SOJA%20PARA%20O%20AGRONEG%C3%93CIO%20BRASILEIRO.pdf. Acesso em: 18 nov 2015.

SILVA, L. C. Fornalhas em secadores cascata. 2015. Universidade Federal do Espírito Santo. Departamento de Engenharia de Alimentos. Boletim Técnico revisado em 15/06/2015. Disponível em: www.agais.com. Acesso em: 06 jan 2016.

SILVA, R. B; KAZIMI, M. S.; HEJZLAR, P. Nuclear fuel recycling: National and regional options for the US nuclear energy system. *Energy & Environmental Science*, v.3, 2010. DOI: 10.1039/B926784K.

SNYDER, C.S.; BRUULSEMA, T.W.; JENSEN, T.L.; FIXEN, P.E. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133 (2009), pg. 247-266. doi:10.1016/j.agee.2009.04.021

SOUSA E SILVA, J. 2001. Secagem e Armazenagem de Café - Tecnologias e Custos. Viçosa, Minas Gerais.

SOUSA, D. M. G.; VILELA, L.; LOBATO, E.; SOARES, W. V. Uso de gesso, calcário e adubos para pastagens no Cerrado. Circular técnica nº 12. pg. 1-22. Embrapa Cerrados. 2001.

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* (2009), 13 (2), pg. 420-427. doi:10.1016/j.rser.2007.10.001

TIRITAN, C. S., BÜLL, L. T., CRUSCIOL, C. A., CARMEIS FILHO, A. C. A., FERNANDES, D. M., NASCENTE, A. S. 2016. Tillage system and lime application in a tropical region: Soil chemical fertility and corn yield in succession to degraded pastures. *Soil & Tillage Research* 155 (2016) 437–447. doi:10.1016/j.still.2015.06.012

UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change. 1994

USDA - United States Department of Agriculture. Disponível em:
<http://www.usdabrazil.org.br/home/>. Acesso em: 24 abr 2014.

USEPA (United States Environmental Protection Agency) 2006. US EPA Life Cycle Assessment: Principles and Practice. EPA/600/R-06/060. Disponível em:
<http://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.EXE?ZyActionL=Register&User=anonymous&Password=anonymous&Client=EPA&Init=1%3E%3Ctitle%3EEPA%20-%20Home%20Page%20for%20the%20Search%20site%3C/title%3E%3Clink%20rel=>.
 Acesso em: 04 fev 2016.

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
<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042006000400012>

ZIMMER, A. H.; LAURA, V. A.; MACEDO, M.C.M. KICHEL, A N.; ALMEIDA, R. G.; COSTA, J. A. A.; VALLE, C. B. Estabelecimento da pastagem. In: Curso de Pastagens, 2007, Campo Grande. Apostila. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2007a. pg. 47- 69.

ZIMMER, A. H.; VERZGNASSI, J. R.; LAURA, V. A.; VALLE, C. B., JANK, L.; MACEDO, M.C.M. Escolha das forrageiras e qualidade de sementes. In: CURSO DE PASTAGENS, 2007, Campo Grande. Apostila. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2007b. pg. 22-47.

ZIMMER, A.H.; ALMEIDA, R.G.; VILELA, L., MACEDO, M.C.M; KICHEL, A.N. Uso da ILP como estratégia na melhoria da produção animal. In: SIMPAPASTO - Simpósio de Produção Animal a Pasto. Eds. CECATO, U.; BARBOSA, M.A.A.F.; GALBEIRO, S. PARIS, W. GRECO, F.C.A.R.; VIAGES, C.S; TEIXEIRA, S. Marigá, Anais. Maringá, 2011.