UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO - USP
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENERGIA – PPGE
EP-FEA-IEE-IF

RENATA PATRÍCIA SOARES GRISOLI

COMPARAÇÃO DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA NO CICLO DE VIDA DO ETANOL DE CANA-DE-AÇÚCAR NO BRASIL E OS CRITÉRIOS DA DIRETIVA EUROPÉIA PARA ENERGIAS RENOVÁVEIS

SÃO PAULO
2011

RENATA PATRÍCIA SOARES GRISOLI

COMPARAÇÃO DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA NO CICLO DE VIDA DO ETANOL DE CANA-DE-AÇÚCAR NO BRASIL E OS CRITÉRIOS DA DIRETIVA EUROPÉIA PARA ENERGIAS RENOVÁVEIS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Energia da Universidade de São Paulo (Escola Politécnica/ Faculdade de Economia e Administração/ Instituto de Eletrotécnica e Energia/ Instituto de Física) para a obtenção do título de Mestre em Ciências.

Orientadora: Prof[a] Dr[a] Suani Teixeira Coelho

SÃO PAULO
2011

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

FICHA CATALOGRÁFICA

Grisoli, Renata Patrícia Soares.

Comparação das emissões de gases de efeito estufa no ciclo do etanol de cana-de-açúcar no Brasil e os critérios da Diretiva Européia para Energias Renováveis. / Renata Patrícia Soares Grisoli; orientadora Suani Teixeira Coelho.– São Paulo, 2011.

110 f. : il.; 30 cm.

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Energia) – EP / FEA / IEE / IF da Universidade de São Paulo.

1. Etanol 2. Cana-de-açúcar 3. Sustentabilidade. I. Título

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENERGIA

EP – FEA – IEE - IF

RENATA PATRÍCIA SOARES GRISOLI

"Comparação das emissões de gases de efeito estufa no ciclo de vida do etanol de cana-de-açúcar e os critérios da diretiva européia para energias renováveis"

Dissertação aprovada pela Comissão Julgadora:

Profª Drª Suani Teixeira Coelho – PPGE/USP
Orientadora e Presidente da Comissão Julgadora

Prof. Dr. Gil Anderi da Silva– EP/USP

Prof. Dr. Antonio Maria Francisco Luiz José Bonomi - CTBE

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Profa Suani T. Coelho pela oportunidade e confiança sempre empregada em meu trabalho.

À equipe do CENBIO por todo apoio, em especial Patricia Guardabassi e Silvia Velazquez pela orientação e apoio, não apenas acadêmicos.

Ao querido prof. Gil Anderi da Silva, minha gratidão, e a todos do GP2 (Luiz, Alex e Eduardo) pelo acolhimento e orientações

Aos funcionários do IEE, professores e alunos do PIPGE pela pronta disponibilidade.

A figuras tão importantes no desenvolvimentos das idéias e execução desse trabalho: Marcelo Almeida, Prof. Antonio Bonomi, Prof. José Goldemberg, Henrique Paccini, Augusto Uasuf, Prof. Aldo Ometto, Prof. Fausto Freire, equipe da UNICA, entre muitos outros.

Aos meus queridos amigos por todas as horas de distração, carinho e acolhimento durante todos esses anos.

E a minha família, (Regina, Roberto, Bebeto e Téo), por todo o suporte e alegria, que foram essenciais nessa etapa.

RESUMO

GRISOLI, R. P. S. Comparação das emissões de gases de efeito estufa no ciclo de vida do etanol de cana-de-açúcar no Brasil e os critérios da Diretiva Européia para Energias Renováveis**.** 2011. 110 f. (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Energia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011

A busca por energias renováveis no setor de transportes fez com que os biocombustíveis se destacassem. No entanto, a preocupação com a sustentabilidade na produção dessas fontes alternativas motivou diversas iniciativas na proposição de critérios com o intuito de reduzir os impactos ambientais e garantir os benefícios desses biocombustíveis, principalmente relacionados à redução da emissão de gases de efeito estufa (GEE). Países como os Estados Unidos e membros da União Européia criaram legislação específica com a finalidade de direcionar esses critérios tanto para a produção interna, quanto para a importação dessas fontes de energia. A principal metodologia presente nessas legislações e utilizada na caracterização da cadeia dos biocombustíveis é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Este trabalho teve por objetivo comparar os resultados da Diretiva Européia para Energias Renováveis, para as emissões de GEE no ciclo de vida do etanol de cana-de-açúcar, com os estudos nacionais de maior relevância, a fim de verificar se há diferenças significativas entre eles. A partir desta análise, foi possível concluir que há diferenças entre os estudos, principalmente relacionadas à etapa agrícola, mas que, no entanto, foram pontuais, sendo balanceadas entre os processos e atingindo, em sua maioria, um resultado final semelhante de emissões de GEE entre eles. Neste trabalho também foram discutidas as incertezas existentes nos estudos de ACV do etanol de cana-de-açúcar, principalmente relacionadas às emissões pelo uso de fertilizantes nitrogenados e a mudança indireta do uso do solo. Além disso, a partir das contribuições de instituições brasileiras no estabelecimento de diretrizes para que o etanol fosse aceito como importante combustível na redução dos GEE, este trabalho apresentou a relevância em se discutir as normativas internacionais de sustentabilidade, para que os critérios não sejam considerados como mais uma barreira protecionista ao comércio de biocombustíveis.

Palavras-chave: Etanol; Cana-de-açúcar; Avaliação do Ciclo de Vida; Sustentabilidade; Diretiva Européia

ABSTRACT

GRISOLI, R. P. S. Comparison of Greenhouse Gases Emissions in the Life Cycle of Brazilian Sugar Cane Ethanol and the Renewable Energy Directive 2011. 110 f. Master´s Dissertation – Graduate Program on Energy, University of São Paulo, São Paulo, 2011.

The search for renewable energy to be used in the transportation sector emphasized the role of biofuels as an alternative to fossil fuels. However, concerns about the sustainability in the production of alternative sources stimulated several initiatives aiming to reduce environmental impacts and ensure the benefits of biofuels, mainly related to the reduction of greenhouse gases emission (GHGs). In order to address such question, countries such as United States and European Union members have designed specific legislation establishing social and environmental criteria for domestic production and imports of biofuels. The main methodology adopted in these laws and used to characterize the biofuels chain is the Life Cycle Assessment. Thus, this study aimed to compare the results on GHG emission of the Renewable Energy Directive (RED) in the lifecycle of sugar cane ethanol to most relevant studies developed within the country in order to verify differences between them. From the analysis, it was concluded that there were differences, mainly related to the agricultural phase, but they were specific, and balanced between the processes; resulting, in most cases, in quite similar final GHG emissions. In this work, it were also indicated the uncertainties in sugar cane ethanol LCA studies, mainly associated to emissions due the use of nitrogen fertilizer and indirect land use change. Furthermore, based on the contributions of Brazilian organizations in establishing guidelines for the acceptance of ethanol as an important fuel to GHG emissions reduction, this study showed the relevance of discussing international standards of sustainability, considered another protectionist barrier to biofuels trade.

Keywords: Ethanol; Sugarcane; Lifecycle Assessment; Sustainability; Renewable Energy Directive

SUMÁRIO

1 Introdução 14
2 Uso do etanol no setor de transportes 17
2.1.1 Panorama do setor sucroalcooleiro no Brasil 18
2.1.2 Caracterização da produção de etanol de cana-de-açúcar no Brasil 21
2.1.3 A sustentabilidade do etanol brasileiro 23
3 Políticas para energias renováveis 29
3.1 Políticas para biocombustíveis 30
3.1.1 Políticas para biocombustíveis nos EUA 33
3.1.1.1 *Renewable Fuel Standard* (RFS) 34
3.1.1.2 *Low Carbon Fuel Standard* (LCFS) 36
3.1.2 Política para biocombustíveis na União Européia 38
3.1.2.1 Diretiva Européia para Energias Renováveis 40
4 Avaliação do Ciclo de Vida como ferramenta de desempenho ambiental 45
4.1 Metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) 46
4.2 Uso de softwares para apoio à ACV 48
4.3 Avaliação do Ciclo de Vida para o setor de transportes 51
4.4 Utilização da Avaliação do Ciclo de Vida para biocombustíveis 52
4.4.1 Estudos de ACV do etanol de cana-de-açúcar brasileiro 54
4.5 A ACV no âmbito da Diretiva Européia 56
4.5.1 Metodologia de cálculo utilizada na Diretiva Européia 57
4.5.2 Resultados para o etanol de cana-de-açúcar produzido no Brasil segundo a metodologia da Diretiva Européia 59
5 Comparação entre os resultados de emissões de GEEs no ciclo de vida do etanol brasileiro 61
5.1.1 Aplicação de cal, herbicida e inseticida 62
5.1.2 Consumo de combustível e distâncias consideradas no plantio da cana-de-açúcar 63
5.1.3 Fatores de emissão para combustíveis fósseis 64
5.1.4 A questão das emissões na queima da cana-de-açúcar 65
5.2 Considerações sobre o transporte do etanol brasileiro para a Europa 67
6 Incertezas relacionadas à Avaliação do Ciclo de Vida de biocombustíveis 71

6.1 A questão dos fertilizantes nitrogenados 72
6.1.1 Metodologias utilizadas para indicação dos fatores de emissões de N_2O na produção de biocombustíveis 73
6.1.2 Emissão de N_2O em ACVs de etanol de cana-de-açúcar 75
6.2 Alocação de co-produtos 77
6.2.1 Alocação em ACV para biocombustíveis 77
6.2.2 Co-produtos em usinas de cana-de-açúcar 78
6.2.3 Uso do bagaço em caldeiras 79
6.2.4 Fornecimento de eletricidade excedente à rede 80
6.2.5 Produção de eletricidade a partir de co-produtos na Diretiva Européia 81
6.3 Uso de biodiesel 82
6.4 A questão de mudança de uso do solo 84
6.4.1 Expansão das áreas de produção de cana-de-açúcar no Brasil 85
6.4.2 Mudança indireta do uso do solo (ILUC) para biocombustíveis 87
6.4.3 Metodologia para avaliação de mudança do uso do solo na produção de etanol de cana-de-açúcar 89
6.4.4 Mudança de uso do solo e a Diretiva Européia 90
7 Conclusão 93
ANEXO 108

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Produção nacional de etanol..... 19
Figura 2. Distribuição das usinas de etanol no Brasil..... 20
Figura 3. Balanço energético do etanol obtido a partir de diferentes referências. 22
Figura 4. Curva de aprendizado do etanol brasileiro..... 24
Figura 5. Zoneamento Agroambiental para o Setor Sucroalcooleiro, Estado de São Paulo 26
Figura 6. Zoneamento Agroecológico da cana-de-açúcar. 26
Figura 7. Metas de consumo estabelecidas pelo RFS 2..... 35
Figura 8. Cumprimento das metas previstas na Diretiva 2003/30/CE pelos países europeus (os pontos pretos se referem à meta para cada país). 39
Figura 9. Principais fases da ACV. 46
Figura 10. Porcentagem de eliminação da queima da cana em áreas mecanizáveis e não mecanizáveis no estado de São Paulo..... 66
Figura 11. Avaliação da distância até o Porto de Santos..... 69
Figura 12. Emissões de GEEs em cada etapa da cadeia produtiva do etanol brasileiro consumido na Europa. 70
Figura 13. Entradas e saídas de CO_2 para a produção e uso de combustíveis na utilização de Bxx. 83

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Mandatos de mistura de biocombustíveis no mundo..... 31
Tabela 2. Cenários atualizados pelo CARB para as emissões de GEEs pelo etanol de cana-de-açúcar (em gCO_2eq/MJ) 38
Tabela 3. Valores de redução de emissões de GEEs estabelecidos pela Diretiva Européia para os biocombustíveis. 42
Tabela 4. *Softwares* de apoio à ACV..... 48
Tabela 5. Bancos de dados de ICVs nacionais disponíveis em 2006. 50
Tabela 6. Valores obtidos referentes às emissões de GEEs para o etanol de cana-de-açúcar produzido no Brasil 60
Tabela 7. Comparação entre os resultados finais de emissões de GEEs no ciclo de vida do etanol brasileiro. 61
Tabela 8. Valores estabelecidos pela Diretiva para a etapa de exportação do etanol de cana-de-açúcar produzido no Brasil..... 68
Tabela 9. Valores estabelecidos para as emissões devido ao uso de fertilizantes na produção do etanol de cana-de-açúcar. 76
Tabela 10. Evolução do rebanho bovino e da área ocupada por pastagens no Estado de São Paulo..... 86
Tabela 11. Principais alterações no uso do solo nos maiores produtores de cana-de-açúcar da região Centro-Sul entre 1996 e 2006 em Mha..... 86
Tabela 12. Emissões de GEEs de mudanças de uso do solo e fator ILUC associado à expansão de cana-de-açúcar, de 2005 a 2008..... 89

NOMENCLATURA

Siglas:

ACV – Avaliação do Ciclo de Vida

AICV – Avaliação dos Impactos no Ciclo de Vida

BLUM - Brazilian Land Use Model

CARB - Califórnia Air Resources Board

Conab – Companhia Nacional de Abastecimento

EISA - Energy Independency and Security and Independency Act

EPA - United States Environmetal Protection Agency

FAPRI - The Food and Agricultural Policy Research Institute

GEEs – Gases de Efeito Estufa

GREET - Greenhouse Gases Regulated Emissions and Energy Use in Transport

GTAP - Global Trade Analysis

GWP – Global Warm Potencial

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IFRI - International Forestry Resources and Institutions

ILUC – Indirect Land Use Change

IPCC – Intergovernamental Panel on Climate Change

LCFS – Low Carbon Fuel Standard

LUC – Land Use Change

MTBE - Éter metil térc-butílico

RFS - Renewable Fuel Standard

UE – União Européia

UNICA – União da Indústria de Cana-de-açúcar

WTP – Well-to-Pump

WTW- Well-to-Wheels

Unidades de medida:

CO_2eq – Emissões equivalentes de dióxido de carbono

GJ – Gigajoule

ha - hectare

kg - quilograma

km – Quilômetro

l - litros

m3 – metro cúbico

Mha – milhões de hectares

MJ - Megajoule

Mtep - milhões de toneladas equivalentes de petróleo

TJ – Terajoule

Fórmulas estruturais:

CH_4 – metano

CO – monóxido de carbono

CO_2 – dióxido de carbono

N – nitrogênio

N_2O – óxido nitroso

NH_3 – gás amônia

NH_{4+} - amônio

NO_{2-} - Nitrito

NO_{3-} - nitrato

NO_x – óxidos de nitrogênio

1 Introdução

Diante do aumento no uso de energias renováveis em todo o mundo, os biocombustíveis se destacam por serem, no curto prazo, a fonte de energia alternativa de maior viabilidade para o setor de transportes.

Os países desenvolvidos vêm utilizando cada vez mais os biocombustíveis em sua matriz, guiados por uma combinação de diversos fatores, dentre eles: substituição do MTBE (Éter metil terc-butílico) como aditivo da gasolina (para aumento da octanagem do combustível e como aditivo oxigenado); adoção de estratégias para a redução/limitação das emissões dos gases precursores do efeito estufa; redução da dependência de derivados de petróleo na matriz energética; além de incentivos à agricultura e às indústrias locais.

Com isso, essas fontes, em especial o etanol, tornaram-se uma alternativa para a substituição dos combustíveis não-renováveis e promessa para redução de impactos decorrente de fontes fósseis.

O Brasil se destaca pelo histórico de produção de etanol a partir da cana-de-açúcar, que apresenta uma das maiores taxas de conversão fotossintética entre as culturas comerciais de grande escala e possui o balanço energético mais favorável quando comparado com outras biomassas para produção de biocombustíveis de primeira geração.

Um dos principais argumentos contra o uso de energias renováveis diz respeito à inviabilidade econômica frente aos combustíveis fósseis. No entanto, no Brasil, além das bases tecnológicas consolidadas, foi demonstrado através da curva de aprendizagem, que o etanol produzido é economicamente competitivo com a gasolina sem a necessidade de subsídios.

Além dos aspectos econômicos, há a preocupação com os aspectos sociais no setor sucroalcooleiro, que vem sendo regulamentado e fiscalizado há anos por meio da aplicação das leis trabalhistas.

Todavia, a questão ambiental é a mais discutida em todo o mundo. Os impactos ambientais decorrentes do cultivo da cana-de-açúcar vêm sendo minimizados no país com avanços tecnológicos e por meio da legislação ambiental mais restritiva, mas ainda há vários pontos que necessitam de melhorias.

Diante dessas características e com o incentivo de diversas frentes voluntárias e/ ou mandatórias para o uso de biocombustível em diversos países, atualmente o Brasil é considerado o maior exportador de etanol do mundo.

Apesar do aumento no consumo de etanol, os países importadores estão cada vez mais preocupados com a sustentabilidade dos produtos negociados, fazendo com que haja uma pressão nos países produtores em cumprir os critérios de sustentabilidade propostos para comercialização desses biocombustíveis.

Recentemente, a União Européia aprovou a Diretiva (2009/28/CE) para promoção do uso de energia, que possui como meta a redução das emissões dos gases do efeito estufa (GEEs) até 2020, visando à participação de 20% de fontes renováveis no consumo de energia e inserção de, no mínimo, 10% de biocombustíveis na matriz de transportes.

Essa Diretiva Européia promove o incentivo da produção de etanol em todo o mundo, desde que cumpridos certos critérios de sustentabilidade. Com isso, a União Européia passa a ser o primeiro mercado do mundo a exigir uma certificação para biocombustíveis.

A maioria das iniciativas de sustentabilidade para biocombustíveis utilizam a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) como ferramenta para quantificar os potenciais impactos ambientais, contemplando toda a sua cadeia produtiva. A maior vantagem desta técnica é que, por meio dos resultados, diferentes impactos são avaliados e quantificados, além de ser indicativo de melhorias nos processos, facilitando o debate e a formulação de políticas públicas.

Com base em leis propostas pelos Estados Unidos (EISA- *Energy Independency and Security and Independency Act of 2007*) e União Européia (Diretiva Européia), que se utilizam de estudo de ACV para classificar os biocombustíveis quanto à porcentagem de redução de GEEs, é importante a discussão sobre quais considerações internacionais foram contempladas para o etanol brasileiro e suas justificativas.

Neste contexto, o presente trabalho tem por objetivo comparar as premissas e resultados das emissões GEEs considerados pela Diretiva Européia na ACV do etanol de cana-de-açúcar, com os de outros estudos brasileiros.

Além disso, pretende-se identificar a relevância das diferenças entre os estudos analisados, a fim de avaliar as ponderações realizadas ao produto brasileiro por entidades internacionais.

Para introdução do tema, no Capítulo 2 é discutido o cenário de biocombustíveis, em especial a contribuição do etanol como proposta de medida viável no curto prazo para o transporte sustentável. Nessa etapa, a produção do etanol de cana-de-açúcar no país é caracterizada, bem como são discutidos os aspectos de sustentabilidade relacionados ao tema.

No Capítulo 3 são apresentados os mecanismos de políticas públicas para incentivo da inserção de energias renováveis na matriz energética dos países, em especial os

biocombustíveis. São apresentadas as principais legislações mundiais para a redução de GEEs, com destaque para a Diretiva Européia para Energias Renováveis.

A partir da discussão das legislações que se utilizam de ferramentas como ACV para validar a redução das emissões pelo uso de biocombustíveis, no Capítulo 4 é apresentada uma revisão sobre a metodologia de ACV e os principais estudos que contemplam os biocombustíveis. Ainda nesta etapa são descritas as considerações utilizadas pela Diretiva Européia no estudo de ACV do etanol de cana-de-açúcar produzido no Brasil.

No Capítulo 5 são discutidas as principais diferenças referentes ao estudo da Diretiva Européia e outros estudos brasileiros selecionados, relacionadas às emissões de GEEs, baseadas nas considerações realizadas em determinadas etapas, com o foco para a etapa agrícola.

Além das diferenças encontradas nos referidos estudos, no Capítulo 6 são analisadas as incertezas relacionadas ao uso de ACV para biocombustíveis, principalmente, aquelas devido à falta de dados e pela não consolidação de metodologia de cálculo relacionado a determinados temas.

Por fim, no Capítulo 7 são apresentadas as conclusões e recomendações do estudo.

2 Uso do etanol no setor de transportes

Até os anos 70, os recursos energéticos, especialmente os combustíveis de origem fóssil, eram tratados como ilimitados, não sendo considerados os impactos ambientais gerados pelo seu uso. Para complementar, o baixo custo dessas fontes não-renováveis estimulou seu alto consumo sem a devida relevância de seus problemas ambientais (ROSEN, 2002).

As mudanças climáticas, assim como a redução das emissões de GEEs, têm sido discutidas desde 1972 quando, na 1ª Conferência Mundial sobre Meio Ambiente, foram reconhecidas como um problema. Em 1979, a Academia Nacional de Ciências dos EUA relacionou o efeito estufa com a mudança global do clima (SILVA; WALTER, 2008).

Um dos resultados destas discussões é o Protocolo de Quioto, que estipula metas de redução das emissões de gases de efeito estufa para alguns países, conhecidos como países *Anexo 1*, grupo do qual fazem parte os países desenvolvidos e alguns países com economia em transição. Os países em desenvolvimento não possuem metas de redução para suas emissões no documento. O Protocolo de Quioto foi estabelecido em 1997, porém só entrou em vigor em 2005; atualmente o acordo está no seu primeiro período de compromisso – 2008 a 2012 (SILVA; WALTER, 2008).

O mundo consome mais de 20 milhões de barris de gasolina por dia, utilizados principalmente como combustíveis de veículos leves. Os principais consumidores desses combustíveis fósseis (EUA, Japão e União Européia) estão investindo e buscando alternativas para redução de seus consumos (REN 21, 2010).

Alguns fatores, como segurança energética, melhoria da qualidade do ar em grandes cidades, e até mesmo o aumento da oferta de empregos por meio do cultivo da biomassa, têm levado alguns países a adotarem políticas de incentivo à produção e uso de biocombustíveis.

Principalmente em países em desenvolvimento estas iniciativas, desde que sejam realizadas de forma sustentável e não haja competição com alimentos, podem reduzir a pobreza, sendo uma oportunidade para desenvolvimento rural, além de reduzir a dependência de petróleo importado e aumentar o acesso a serviços de energia moderna (WALTER, 2007).

Os biocombustíveis englobam uma grande variedade de matérias-primas, tecnologias de conversão e usos finais. De forma geral, são mais utilizados no setor de transportes e para geração de eletricidade. Entre os biocombustíveis líquidos, destacam-se o etanol e o biodiesel.

Um reflexo da importância dos biocombustíveis é o aumento em sua produção global, sendo, em 2009, de 76 bilhões de litros, com crescimento anual médio de 20% (REN 21, 2010).

Em 2007, os Estados Unidos tornaram-se os maiores produtores de etanol no mundo, utilizando o milho como matéria-prima. No entanto, essa produção ainda não atende à demanda existente no país (REN 21, 2010).

Na Europa, o maior destaque é para a produção de biodiesel, porém o etanol vem apresentando crescimento em produção (EC, 2011). O Brasil figura como segundo maior produtor de etanol do mundo, utilizando o combustível em todo o território nacional, baseado na cana-de-açúcar como matéria-prima (REN 21, 2010).

2.1.1 Panorama do setor sucroalcooleiro no Brasil

A produção de cana-de-açúcar está estabelecida no Brasil desde 1532 e, atualmente, o setor sucroalcooleiro é responsável por um PIB de US$ 28,15 bilhões, ou 2% do Produto Interno Bruto nacional (NEVES; TROMBIN; CONSOLI, 2010).

Com o lançamento do Programa Nacional do Álcool (Proálcool), em meados da década de 70, como tentativa para redução da dependência e substituição dos combustíveis fósseis, houve o aumento da produção de etanol combustível no Brasil, surgindo assim um novo fator de demanda nacional para produção de cana-de-açúcar (GOLDEMBERG, 2009).

Por mais de três décadas (meados da década de 70 até 2006) o Brasil foi o maior produtor e consumidor de etanol combustível do mundo. Atualmente, os Estados Unidos aparecem em primeiro lugar com 41 bilhões de litros produzidos em 2009 (REN 21, 2010). Na safra 2009/2010 a produção brasileira foi de 25,8 bilhões de litros (CONAB, 2011), conforme mostra a Figura 1.

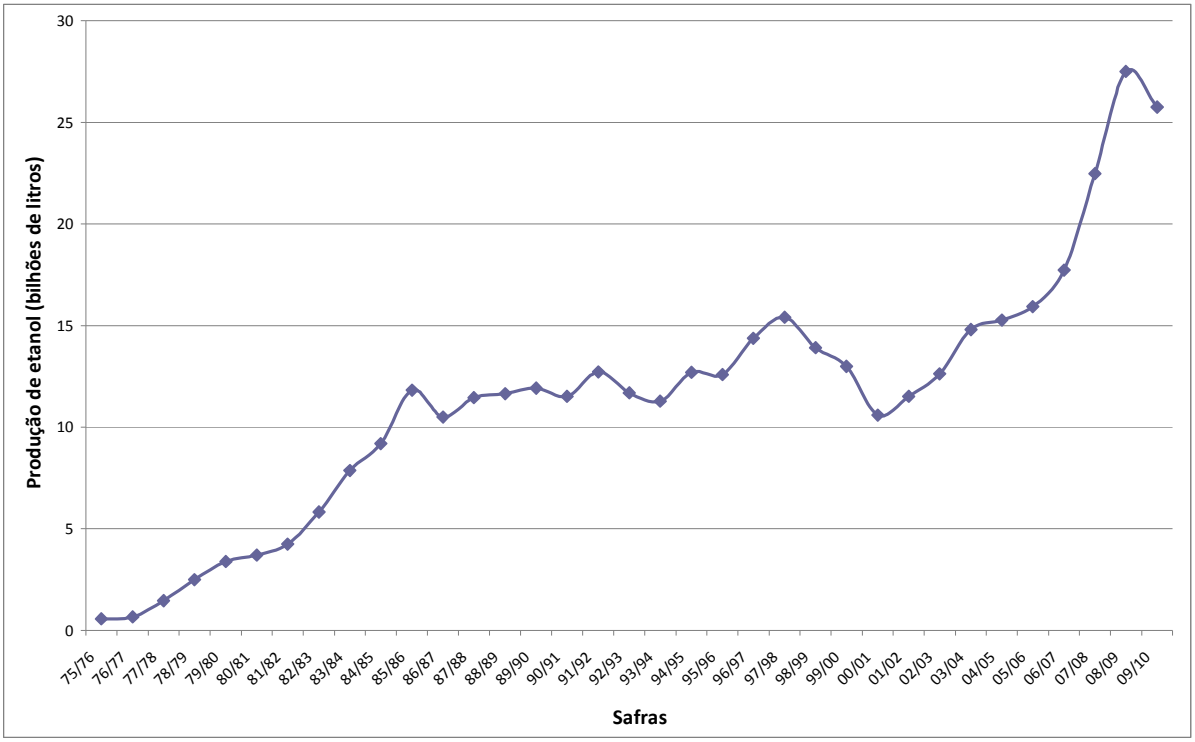

Figura 1. Produção nacional de etanol.
Fonte: Dados CONAB, 2011.

O uso de etanol em veículos leves pode ser tanto puro (etanol hidratado - 96% em volume), quanto em mistura com a gasolina (no Brasil, de 20 a 25% de etanol anidro - 99,5% em volume); ou ainda em misturas de qualquer porcentagem com a gasolina, em carros bicombustíveis ou *flex fuel*. Os veículos com os motores flexíveis (*flex fuel*) foram lançados no Brasil em 2003 e, em 2010 já representavam 91% dos veículos leves novos comercializados no país (ANFAVEA, 2010).

Essa possibilidade de mistura de biocombustíveis e o uso de veículos *flex-fuel* fizeram com que a demanda nacional crescesse cada vez mais. No mundo, diversos países vêm adotando mandatos de misturas de etanol, principalmente o E10 (10% de etanol mistura a gasolina) como ponto de partida para a introdução do produto em seus mercados (REN 21, 2010).

Em proporções dessa ordem, o etanol atua como aditivo da gasolina (*octane booster*) e redutor de emissões poluentes, substituindo o chumbo tetraetila e outros aditivos oxigenantes que apresentam restrição ambiental, como o MTBE, e vêm tendo seu uso banido em muitos países. A experiência de diversos países com o E10 permite afirmar que essa mistura pode ser introduzida para abastecer os veículos sem maiores alterações em seus motores (BNDES, 2008).

Durante grande parte do século XX a produção de cana-de-açúcar no Brasil foi destinada para atender à demanda de açúcar no mundo, sendo condicionada pela herança das estruturas coloniais e influenciada por políticas e acordos de comércio (ZUURBIER; VOOREN, 2008).

Um dos cultivos comerciais de maior importância em todo o mundo e representando de 45-50% da produção mundial de etanol, a cana ocupa mais de 21 milhões de hectares (FAOSTAT, 2011).

Atualmente, o Brasil figura como maior produtor de cana-de-açúcar no mundo. Em 2009 foram produzidos 689,9 Mt de cana-de-açúcar (45,7% da produção mundial), ocupando uma área plantada de 8,6 Mha de cana-de-açúcar, sendo o terceiro cultivo mais importante no país em superfície ocupada, depois da soja e do milho (FAOSTAT, 2011).

A Índia situa-se em segundo lugar com a produção de 285 Mt em 2009 (18,9% da produção mundial), seguida pela China com 113,7 Mt (7,5% da produção mundial) (FAOSTAT, 2011).

A região Centro-Sul brasileira concentra 81% das usinas sucroalcooleiras, o que corresponde a 89% da produção nacional de cana-de-açúcar (MAPA, 2010), conforme pode-se observar na Figura 2. Isto ocorre devido às condições edafoclimáticas mais favoráveis ao cultivo de cana e também às práticas agrícolas e industriais adotadas.

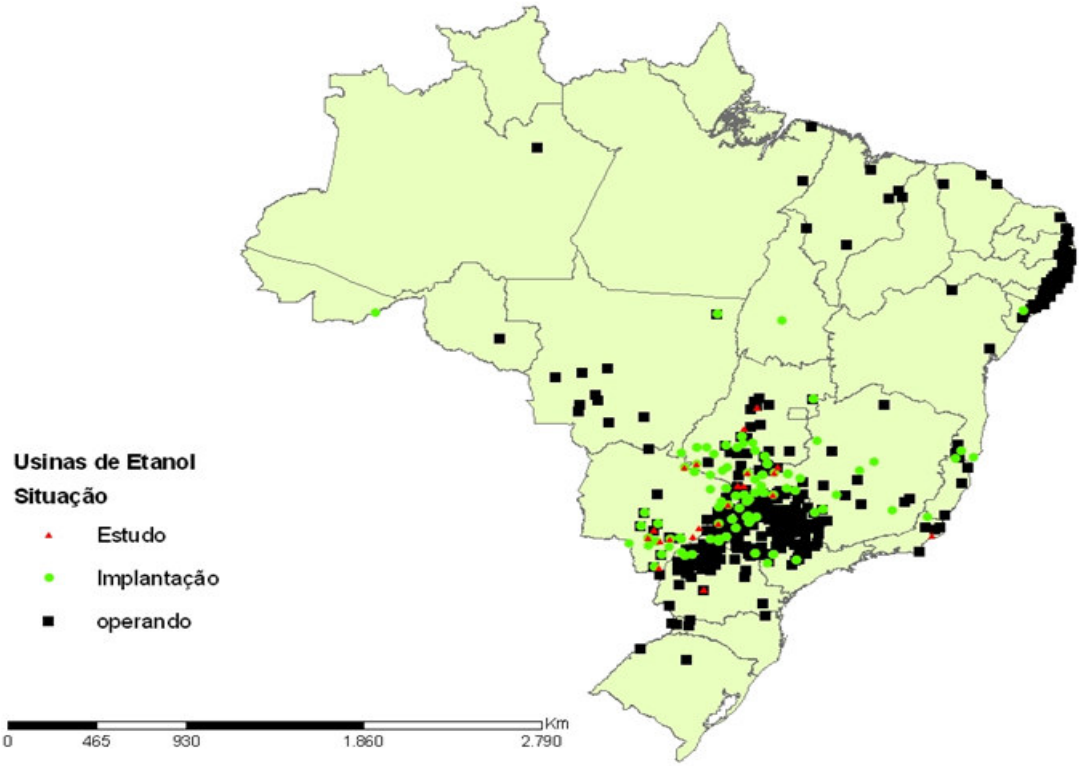

Figura 2. Distribuição das usinas de etanol no Brasil.
Fonte: EPE, 2008.

Diante disso, a produção de cana-de-açúcar no Brasil configura-se consolidada em um setor que conta com 427 usinas em operação cadastradas no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2010)[1] sendo que destas, 16 são produtoras de açúcar, 162 produtoras de etanol e 249 mistas.

2.1.2 Caracterização da produção de etanol de cana-de-açúcar no Brasil

A tecnologia de produção de etanol já é dominada há muito tempo. No entanto investimentos em melhores práticas e aumento no rendimento continuam ocorrendo. Estas melhorias podem ser notadas no setor agrícola e industrial. Em 1998 a produtividade agrícola média era de 65t/ha (MOREIRA; GOLDEMBERG, 1999) e em 2010 a média nacional foi 77,8 t/ha, apesar da redução de 4,5% quando comparado à 2009 (CONAB, 2011).

O desenvolvimento de tecnologias e a melhoria dos processos, além do gerenciamento e controle da fabricação de açúcar e etanol também elevaram os rendimentos de extração do açúcar da cana de 88% em 1977 para 95 à 98% em 2003. Além disso, foram observados ganhos de 17% no rendimento da fermentação, sendo que algumas destilarias atingiram rendimento de 91% em seus processos (CGEE, 2009).

Comparada a outras matérias-primas e, conseqüentemente, ao processo produtivo em outros países, algumas diferenças naturais e no processamento de biomassa poderão ser fatores determinantes para os balanços de energia e de emissões de GEEs.

No Brasil, os resultados existentes sobre o balanço energético da produção de etanol de cana-de-açúcar indicam um balanço positivo no valor de 9:1, em média. Isso significa que para cada unidade de energia fóssil utilizada no processo, por exemplo, 9 unidades de energia renovável são produzidas (MACEDO; SEABRA; SILVA, 2008).

Em relação ao etanol de milho, nos Estados Unidos, existem números bastante controversos, no entanto os mais aceitos apontam para um balanço energético positivo de 1,4: 1 (SHAPOURI; DUFFIELD; WANG, 2002).

De todas as matérias-primas potenciais para produção de etanol, aquelas cujo balanço energético mais se aproxima do balanço da cana-de-açúcar são as baseadas em materiais

[1] Posição em 11/05/2010

lignocelulósicos (Figura 3). No entanto, as tecnologias para sua conversão ainda estão em desenvolvimento e não há unidades produtoras de etanol em larga escala (NYKO et al., 2010).

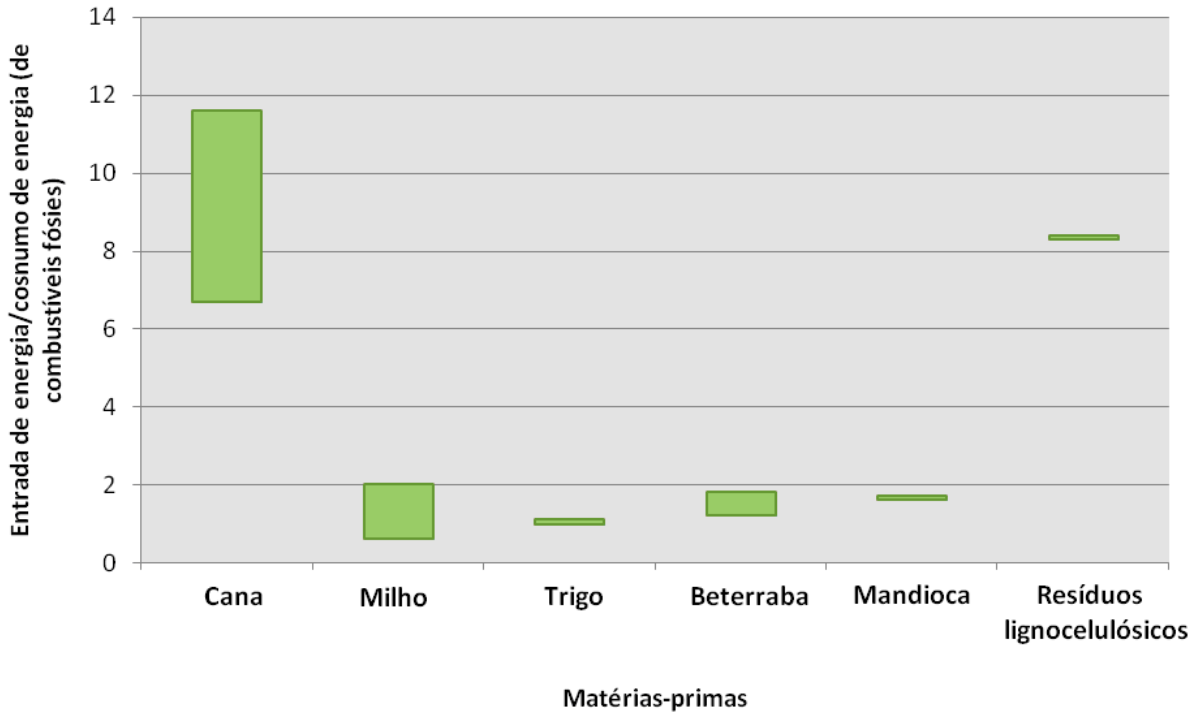

Figura 3. Balanço energético do etanol obtido a partir de diferentes referências.
Fontes: Macedo, Seabra e Silva, 2008; UK DTI, 2003; USDA, 1995.

A cultura da cana no Brasil apresenta dois períodos distintos de colheita, variando de acordo com o regime de chuvas para otimização de operações de corte e transporte, bem como melhor ponto de maturação da cana. Na região Norte-Nordeste, que representa aproximadamente 19% da produção nacional, a safra vai de setembro a março e na região Centro-Sul, de maio a novembro (BNDES, 2008).

De maneira geral, a colheita envolve tradicionalmente a queima prévia do canavial e o corte manual da cana inteira queimada. Esse procedimento, no entanto, vem sendo aos poucos substituído pela colheita mecanizada da cana crua picada (sem queima), por conta das restrições ambientais às práticas da queima.

Após o corte, a cana deve ser transportada rapidamente para a usina, a fim de evitar perdas de sacarose. Uma vez transportada até a usina, a cana é estocada ou diretamente enviada para moagem.

A cana que segue para a moagem passa pela lavagem (usada somente para cana inteira) e pelo preparo através de picadores e desfibradores. Na moenda, o caldo é separado da fibra da cana (bagaço), que, por sua vez, segue para a planta de geração de energia (SEABRA, 2008).

No caso da agroindústria brasileira de etanol toda a energia consumida no processo é provida por um sistema de produção combinada de calor e potência (sistema de cogeração) instalado na própria usina, utilizando apenas bagaço como fonte de energia. Assim, as usinas são auto-suficientes e, com freqüência, ainda conseguem exportar excedentes cada vez mais relevantes de energia elétrica para a rede, por conta da crescente utilização de equipamentos de melhor desempenho (BNDES, 2008).

2.1.3 A sustentabilidade do etanol brasileiro

Apesar dos ganhos ambientais com a utilização do etanol em substituição aos derivados de petróleo, a avaliação dos biocombustíveis deve ser mais ampla com o objetivo de atender aos conceitos de sustentabilidade em toda sua cadeia produtiva.

A sustentabilidade possui diversas definições (BARBIER, 1989; CONSTANZA; WAINGER, 1991), porém a idéia central desse conceito é a de considerar o desenvolvimento econômico e a conservação dos recursos ambientais, atentando para a capacidade de suporte do meio, conservando-o para as futuras gerações. Os pilares principais da sustentabilidade se concentram nos aspectos econômicos, sociais e ambientais.

Inicialmente, um dos principais argumentos contra o uso de energias renováveis diz respeito à inviabilidade econômica frente aos combustíveis fósseis. No entanto, no Brasil, o Proálcool iniciou-se baseado em subsídios que foram eliminados com o passar do tempo (GOLDEMBERG, 2009).

Os investimentos em desenvolvimento tecnológico, agrícola e industrial, colaboraram para o aumento de produtividade e conseqüente redução dos custos de produção. Assim nos últimos anos, o etanol brasileiro se tornou competitivo com a gasolina no mercado internacional (GOLDEMBERG, 2007), como mostra a Figura 4.

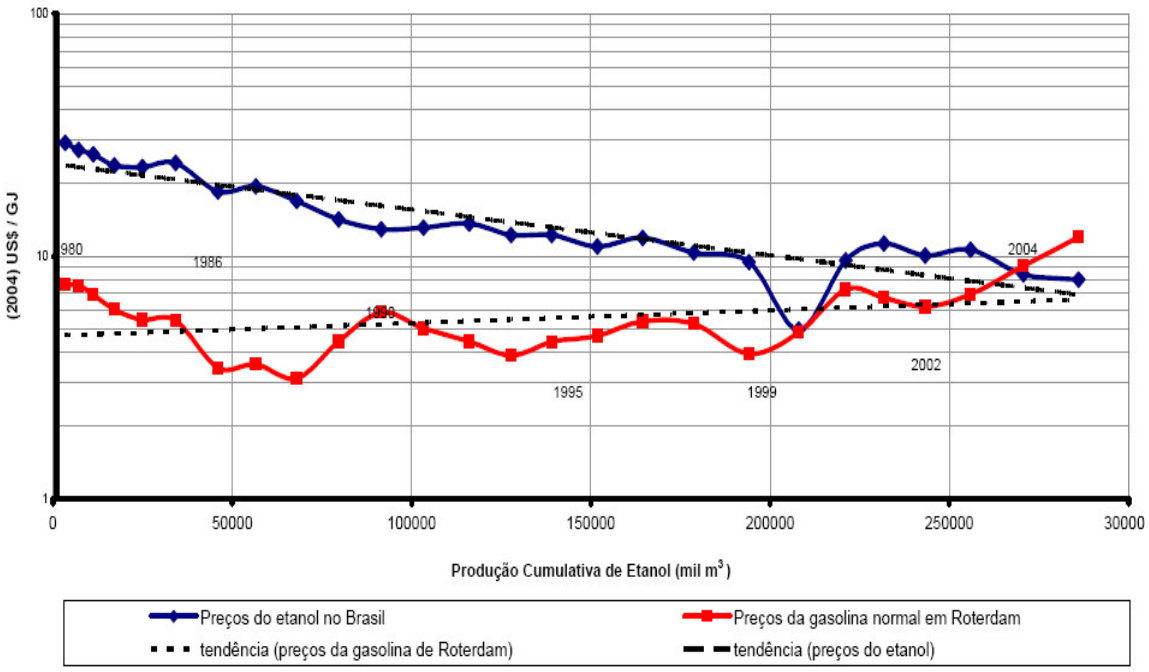

Figura 4. Curva de aprendizado do etanol brasileiro.
Fonte: Goldemberg, 2007.

Além das questões econômicas na discussão de sustentabilidade do etanol, há questões relacionadas aos aspectos sociais, como salubridade, saúde, segurança do trabalho, mão-de-obra infantil e escrava, além de cumprimento da Consolidação das Leis do Trabalho (CLT), que são parte dos critérios globais de sustentabilidade socioambiental (OLIVEIRA, 2009).

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), no ano de 2007, a cultura da cana-de-açúcar foi responsável por 528 mil empregos permanentes e temporários. A quantidade de empregados tem se mantido praticamente constante desde o início da década de 90 (OLIVEIRA, 2009), entretanto a mecanização da cultura da cana representa um fator de risco para a geração de empregos.

Oliveira (2009) analisa que houve redução do número de empregos na cultura da cana-de-açúcar a partir de 2005, no entanto a expansão da cultura, até 2006, parece ter criado novos postos e reduzido o impacto da mecanização.

Para a sustentabilidade da produção do etanol de cana-de-açúcar, com relação aos aspectos ambientais podem ser destacados temas como: o consumo de água, uso do solo, emissões atmosféricas e impactos sobre a biodiversidade (MACEDO, 2005).

O uso da água vem ganhando destaque nas questões sobre a sustentabilidade de biocombustiveis. Nas culturas de cana-de-açúcar, essa questão parece ser mais preocupante em regiões que se utilizam de irrigação, principalmente no Norte-Nordeste. Apesar disso, os

níveis de captação e lançamento de água têm sido reduzidos nos últimos anos; de cerca de 5m^3/tc captados em 1997, atingiu-se 1,82 m^3/tc em 2004. O nível de re-utilização é alto, cerca de 21 m^3/tc em 1997, e a eficiência de tratamento do efluente antes do lançamento é de aproximadamente 98,4%. Acredita-se ser viável atingir níveis de captação próximos de 1m^3/tc e lançamento nulo, otimizando-se a re-utilização e aplicando a água residual em fertirrigação (ELIA NETO, 2005).

Quanto ao uso do solo, a erosão é o processo mais nocivo à degradação de terras agrícolas, no entanto a cana-de-açúcar é cultivada há muitos anos nas mesmas regiões e a evolução das técnicas agrícolas estão colaborando para que a perda de solo na cultura canavieira seja ainda menor. (DONZELLI, 2005).

A determinação da quantidade de carbono seqüestrado pelo solo é outro aspecto que também está presente nas discussões sobre os critérios de sustentabilidade. Existem diversos autores trabalhando em diferentes áreas relacionadas a este tema que apresentaram resultados positivos e discutem desde o efeito da colheita mecanizada e o efeito dos resíduos da cana-de-açúcar (GALDOS et al., 2009; CERRI et al., 2007) até a substituição de culturas e pastagens (SOARES et al., 2009).

Apesar de estudos indicarem que a expansão da cultura da cana-de-açúcar esteja ocorrendo sobre pastagens (WALTER et al., 2008; GOLDEMBERG; COELHO; GUARDABASSI, 2007), observa-se a importância dessa questão com relação à biodiversidade, a fim de evitar que essa cultura promova o desmatamento de áreas naturais. Uma das maneiras mais adequadas de organizar o uso do solo e a expansão da atividade agrícola que vem sendo realizada é o estabelecimento de um zoneamento agrícola do território.

A primeira iniciativa no Brasil foi o zoneamento agro-ambiental do Estado de São Paulo, executado pela Secretaria do Meio Ambiente, e publicado em 2008 (Figura 5). Os resultados foram baseados em estudos sobre restrição de solo e clima, topografia, disponibilidade hídrica e clima, qualidade do ar, existência de áreas protegidas e áreas protegidas para conservação da biodiversidade, identificadas pelo Programa de Pesquisas em Caracterização, Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade do Estado de São Paulo (Programa Biota/Fapesp) (SMA, 2008).

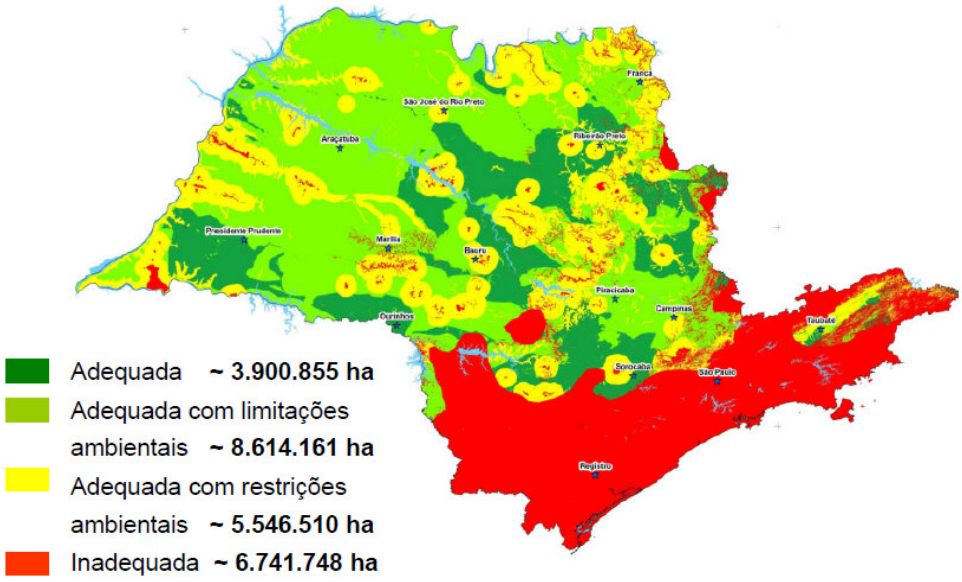

Figura 5. Zoneamento Agroambiental para o Setor Sucroalcooleiro, Estado de São Paulo
Fonte: SMA, 2008

Já em setembro de 2009, o governo federal lançou o zoneamento agroecológico da cana-de-açúcar (Figura 6), que identificou as áreas onde pode ocorrer a expansão da cultura canavieira. O documento proíbe o cultivo de cana em 92,5% do território nacional, incluindo a Amazônia, o Pantanal e outras áreas com biomas nativos. O zoneamento identificou 64,7 milhões de hectares que cumprem os requisitos ambientais e de produtividade (EMBRAPA, 2009).

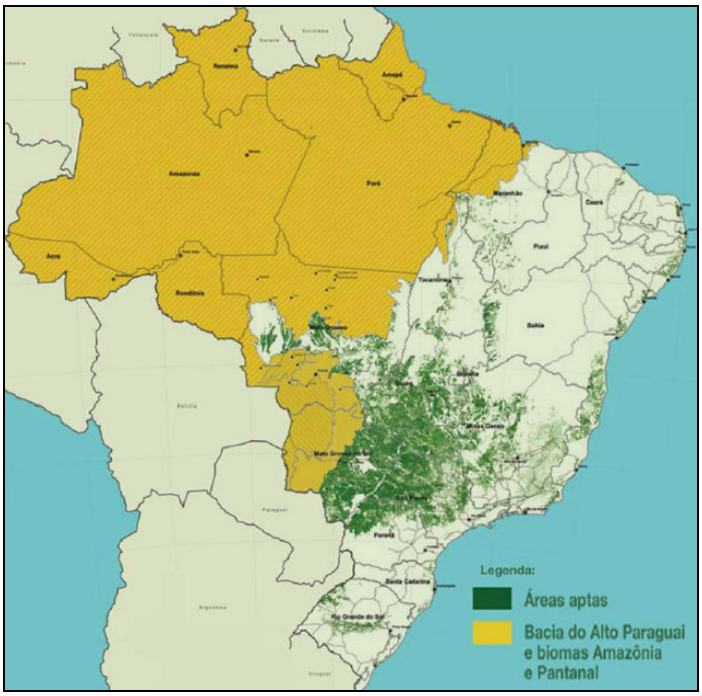

Figura 6. Zoneamento Agroecológico da cana-de-açúcar.
Fonte: EMBRAPA, 2009

Aspectos relacionados à expansão da cana-de-açúcar serão melhor detalhados no capítulo 6. Essa questão também é importante, principalmente, relacionadas às discussões de mudança indireta do solo, que é polêmica por ainda não haver um consenso metodológico para contabilização das emissões de GEEs decorrentes deste processo.

De acordo com o balanço de emissões de GEEs para a cana-de-açúcar, estudos brasileiros apresentam resultados positivos para esta cultura (Tópico 4.4.1). As principais contribuições das emissões estão relacionadas à etapa agrícola, com aplicação de fertilizantes, transporte e colheita da cana, e serão discutidas no decorrer do trabalho.

As iniciativas e compromisso do Brasil com a sustentabilidade no agronegócio vêm se destacando mundialmente, podendo ser avaliadas por exemplos concretos, como o desenvolvimento e implementação de rigorosas leis ambientais, zoneamentos agro-ambientais, grandes investimentos em pesquisa e desenvolvimento, além de políticas sociais rurais (ZUURBIER; VOOREN, 2008).

No entanto, apesar dessas iniciativas, existem várias discussões em aberto não só no Brasil, que permeiam outros critérios relacionados à oferta e demanda de biocombustíveis no geral e sua produção sustentável, tais como: mudanças de uso do solo, preocupações ambientais locais, concorrência com outras fontes de energia, segurança alimentar, subsídios agrícolas, inovação e desenvolvimento tecnológico, políticas públicas, preços do petróleo, políticas de segurança energética, entre outras.

Essas discussões vêm sendo levantadas por países em todo o mundo, em especial os países pertencentes à União Européia (WALTER et al., 2008). É fato que os biocombustíveis estão adquirindo uma importância cada vez mais significativa no que diz respeito à redução das emissões de GEEs e à redução da dependência de combustíveis fósseis. No entanto, devido às condições climáticas, os biocombustíveis não são produzidos de maneira competitiva e eficiente em todos os países e por este motivo é indispensável que seja desenvolvido o comércio internacional destes produtos.

O Brasil é o maior exportador de etanol no mundo, com um volume de exportação total de 3,3 bilhões de litros em 2009, tendo como principal destino o porto de Rotterdam, nos Países Baixos, com 674,7 milhões de litros e a possibilidade total de expansão para 47 bilhões de litros de etanol até 2015 (UNICA, 2011). A partir do potencial para se fixar como maior exportador de etanol do mundo, o Brasil deve atentar cada vez mais para os conceitos de produção sustentável de biocombustíveis.

Diante do surgimento de novos mercados produtores e consumidores, várias iniciativas de políticas de incentivo e elaboração de critérios de sustentabilidade estão surgindo com o

intuito de garantir a proteção ao meio ambiente em toda a cadeia produtiva de biocombustíveis e que efetivamente exista uma redução das emissões de gases que provocam o aquecimento global.

3 Políticas para energias renováveis

De acordo com *Renewable Energy Network for the 21st Century* (REN 21, 2010), o número de países com algum tipo de meta nacional para energias renováveis e/ou implantação de políticas, quase duplicou nos últimos anos, passando de uma estimativa de 55 países, no início de 2005, para mais de 100, no início de 2010.

No início de 2010, pelo menos 85 países, incluindo todos os 27 estados membros da UE, tinham adotado metas para energias renováveis – tendo ações específicas na geração de energia ou cotas para fontes renováveis para energias primárias ou final (REN 21, 2010).

A maioria dos países com políticas para energias renováveis possuem mais de um tipo de mecanismo para implementação de ações e muitas das atuais políticas e metas têm sido fortalecidas ao longo do tempo (REN 21, 2010).

Políticas para energias renováveis são, em geral, implementadas em vários níveis governamentais ou autoridades públicas. Por exemplo, agências internacionais, como a *International Energy Agency* (IEA), podem chegar a um acordo, propondo metas e mecanismos políticos; outras entidades, como a Comissão Européia, podem promulgar diretivas; enquanto outros funcionam principalmente para difundir informções e direcionar propostas de políticas (por exemplo, REN 21 e IRENA) (IPCC, 2011).

Na maioria dos casos, cabe aos governos (nacionais, estaduais e/ou municipais) promulgar leis, especificar diferentes políticas e adaptar ou criar regulamentos e outras dimensões ambientais favoráveis às energias renováveis. Já a responsabilidade pela implementação e manutenção de mecanismos para energias renováveis em alguns países fica a cargo de agências reguladoras e empresas de serviços públicos (IPCC, 2011).

Embora os governos utilizem uma grande variedade de mecanismos para promover as fontes renováveis, as políticas mais comuns são as chamadas *feed-in-tariffs (FITs)*[2] e *Renewable Portfolios Standards (RPS)*[3], principalmente para participações na geração de energia elétrica.

No início de 2010, pelo menos, 45 países tinham *FITs* em nível nacional (incluindo grande parte da Europa), além de outros que utilizavam o mecanismo em nível estadual, provincial e/ou municipal (MENDONÇA, 2007a; RICKERSON; SAWIN; GRACE, 2007; RICKERSON; BENNHOLD; BRADBURY, 2008;. REN 21, 2010).

[2] Tarifas diferenciadas para estímulo às energias renováveis para geração de eletricidade.
[3] Regulação para aumento da participação de energia a partir de fontes renováveis na matriz energética.

O *RPS* ou "cotas de participação" também são amplamente utilizados. Em 2010, tais cotas estavam em vigor em cerca de 10 países, em nível nacional; em pelo menos mais quatro outros países em nível estadual, provincial ou regional, incluindo os 29 estados dos EUA, 12 estados indianos, e em algumas províncias e regiões do Canadá e da Bélgica (REN 21, 2010).

3.1 Políticas para biocombustíveis

Além de promover o uso de fontes renováveis para produção de eletricidade, diversos governos vêm adotando incentivos e mandatos para promover o uso de biocombustíveis nos transportes (REN 21, 2009).

Os biocombustíveis são desenvolvidos e incentivados pelas políticas públicas por diversas razões, como: escassez futura de petróleo; diversificação da matriz de combustível para independência das regiões produtoras de petróleo, nas quais há inúmeras instabilidades geopolíticas; estímulo ao desenvolvimento econômico em zonas rurais; e redução de emissões de GEEs para mitigação do processo de aquecimento global (VAN DER VOET; LIFSET; LUO, 2010).

Há também países onde ainda não existe regulamentação básica para a produção, venda e utilização de biocombustíveis (FAO/GBEP, 2007; ENERGYNET LIMITED, 2009). No entanto, diversas regiões têm implementado estratégias nacionais nos últimos anos – como, por exemplo, Argentina, Indonésia, Índia e México (IPCC, 2011).

Em muitos países são estabelecidas cotas de mistura com o objetivo de incentivar o uso de uma fração de biocombustíveis na matriz energética nacional, como parte de políticas energéticas ou de mudanças climáticas.

No início de 2010, pelo menos 28 países, em nível nacional, e no mínimo 36 províncias ou estados, adotaram mandatos para mistura dos biocombustíveis à gasolina ou diesel, enquanto outros definiram metas de produção ou uso, conforme Tabela 1 (REN 21, 2010).

Tabela 1. Mandatos de mistura de biocombustíveis no mundo

País	**Mandato**
Argentina	E5 e B5 em 2010
Austrália	E2 em New South Wales, aumentando para E10 em 2011; E5 em Queensland em 2010
Bolívia	B2,5 em 2007 e B20 em 2015; E10
Brasil	E22 - E25 (ligeira variação existente); B5 em 2010
Canadá	E5 em 2010 e B2 em 2012; E5 em Alberta; E7,5 em Saskatchewan; E8,5 em Manitoba; E5 em Ontário; meta de 5% em Quebec para biocombustíveis avançados
China	E10 em 9 províncias
Colômbia	B10 em 2010 e B20 em 2012; E8 em 2010
Republica Dominicana	E15 e B2 em 2015
Alemanha	Cota de biocombustíveis de 6,75% em 2010 e 7,25% em 2012; biodiesel 4,4% em 2009; etanol 2,8% em 2009 e 3,6% em 2015
Índia	E5 em 2008 e E20 em 2018; E10 em 13 estados
Itália	E3,5e B3,5
Jamaica	E10 em 2009
Quênia	B5
Malásia	B5 em 2008
México	E6,7 em 2010 em Guadalajara, em 2011 Monterrey, em 2012 em Central Valley
Paquistão	B5 em 2015; B10 em 2025
Paraguai	E18-E24; B5
Peru	B5 em 2011; E 7,8 em 2010
Filipinas	B2 e E10 em 2011
Portugal	B7 em 2010
Coréia do Sul	B3 em 2012
Espanha	B5,8 em 2010
Tailândia	B3 em 2010; E10
Reino Unido	B3,25
Estados Unidos	Nacionalmente, 130 bilhões litros/ano em 2022; E10 em Iowa, Hawaii, Missouri e Montana; E20 em Minnesota; B5 em New Mexico; E2 e B2 em Louisiana e Washington State; Pennsylvania 3,4 bilhões de litros/ano em 2017
Uruguai	B5 em 2012, menor que E5 até 2015 e superior a E5 depois de 2015

Fonte: REN 21, 2010.

De acordo com a Tabela 1, a maioria dos mandatos exige uma porcentagem de mistura relativamente pequena de bioetanol ou biodiesel aos combustíveis derivados de petróleo (por exemplo, até 10%), tendo em vista as características das frotas existentes. O Brasil é uma exceção, com cotas de mistura de etanol que variam de 20-25%, além do uso de E100 em veículos *flex fuel* (GOLDEMBERG, 2009).

Em geral, as políticas de apoio aos biocombustíveis têm por objetivo promover o consumo interno através de mandatos ou incentivos fiscais (por exemplo, isenções fiscais para comercialização dos biocombustíveis nos postos de abastecimento); ou promover a produção interna por financiamentos públicos (por exemplo, empréstimos, subvenções, subsídios diretos) para empreendimentos de produção, por meio do incentivo em matérias-primas ou incentivos fiscais (IPCC, 2011).

Além disso, podem haver medidas relacionadas ao comércio de biocombustíveis aplicado a qualquer produção local, através de medidas de proteção (por exemplo, tarifas de importação, normas) ou impedimento de exportações por meio da implementação de tarifas (IPCC, 2011). Mais comumente, os governos adotam uma combinação das opções descritas acima.

Os subsídios à produção e as isenções fiscais vêm sendo bastante utilizados, tanto em países desenvolvidos, quanto em desenvolvimento (REN 21, 2010).

Outra tendência política, principalmente para bioenergia e biocombustíveis, em especial, é a adoção de padrões de sustentabilidade ambiental, incluindo a regulamentação sobre as emissões de GEEs associadas ao ciclo de vida do combustível, como observado na *Renewable Fuel Standard* (EUA) e os padrões de sustentabilidade obrigatórios relacionados à Diretiva Européia das Energias Renováveis (EC, 2009; EPA, 2009a).

Como o conceito de sustentabilidade, por vezes, esbarra em uma grande diversidade de critérios e indicadores e muitos desses padrões certamente irão direcionar processos de certificação para os biocombustíveis, essas iniciativas merecem atenção e discussão pela dificuldade de se mensurar certos aspectos exigidos.

Além dessas políticas, existem iniciativas como a *Roundtable on Sustainable Biofuels* (RSB, 2008); a do *Global Bioenergy Partnership* (GBEP, 2009); e *Better Sugarcane Initiative* (BSI, 2009), que são de caráter voluntário e têm por objetivo elaborar critérios de sustentabilidade a serem seguidos pelos países.

No entanto, as duas principais iniciativas mundiais em forma de legislação sobre a sustentabilidade dos biocombustíveis, considerando aquelas que irão definir critérios a serem adotados por sistemas de certificação em nível nacional e internacional, estão relacionadas ao

Ato de Segurança e Independência Energética (EISA- *Energy Independency and Security and Independency Act of 2007*) nos EUA e à Diretiva Européia para Energias Renováveis (2009/28), promulgada pelo Parlamento Europeu.

3.1.1 Políticas para biocombustíveis nos EUA

Em 2007, o governo dos Estados Unidos instituiu o Ato de Segurança e Independência Energética (EISA), que estabelece um consumo mínimo no país de 45 bilhões de litros de biocombustíveis em 2010, atingindo 136 bilhões de litros em 2022 (U.S. GOVERNMENT, 2007).

A partir disso, as principais iniciativas de incentivo aos biocombustíveis nos EUA de caráter público e com aplicabilidade obrigatória são a LCFS (*Low-carbon Fuel Standard*), promovida pelo CARB (*Califórnia Air Resources Board*) (CARB, 2009) que é obrigatória para todo o estado da Califórnia, e a RFS (*Renewable Fuel Standard*), criada pela EPA (*United States Environmetal Protection Agency*) (EPA, 2009a) e obrigatória em todo o país.

Ambas as normativas estão focadas em: segurança de suprimento energético e redução das emissões de GEEs. No entanto, é possível identificar o foco em segurança energética na normativa proposta pela EPA, por indicar objetivos semelhantes ao da EISA: proporcionar aos EUA uma maior independência e segurança, do ponto de vista energético e econômico; incentivar a produção de combustíveis renováveis; oferecer proteção e transparência para os consumidores; aumentar a eficiência dos produtos e veículos; promover pesquisa em tecnologias para captura e armazenamento de carbono; e melhorar o desempenho do governo federal no setor energético.

Já na iniciativa promovida pelo CARB, o principal objetivo é promover a produção e o consumo de energias renováveis, com o intuito de reduzir em 10% as emissões de GEEs no setor de transportes até 2020. No entanto, essa iniciativa reconhece que o fomento à produção e ao uso de biocombustíveis necessita de princípios e critérios relacionados às três esferas do desenvolvimento sustentável e não apenas considerar o foco de redução das emissões de GEEs (CARB, 2009).

3.1.1.1 *Renewable Fuel Standard* (RFS)

O RFS foi criado em 2005 e estabelecia a primeira norma dos EUA sobre o volume necessário para combustíveis renováveis, determinando que, até 2012, 7,5 bilhões de galões (pouco mais de 28 bilhões de litros) deveriam ser utilizados para substituir a gasolina (WALTER; LEAL, 2009).

Assim, no âmbito da EISA, a EPA estabeleceu padrões e critérios associados à produção e consumo de biocombustíveis que estão contemplados no RFS. O RFS é um programa regulatório desenvolvido com a colaboração de refinarias, produtores de combustíveis renováveis e outros investidores (EPA, 2009a).

A EPA é a agência ambiental do governo federal dos Estados Unidos e foi encarregada da aplicação de normas baseadas na lei aprovada pelo Congresso (WALTER; LEAL, 2009).

Após atualizações, a EPA publicou uma regulamentação definitiva em 2010 (RFS2), a cerca da expansão dos padrões para combustíveis renováveis. Nessa normativa foi estabelecido que: o programa passou a regular não só a substituição de biocombustíveis para a gasolina, mas também para o diesel; a norma aumentou o volume de substituição de combustível fóssil para biocombustíveis de 9 bilhões para 36 bilhões de galões (de 34 para 136 bilhões de litros) até 2022; estabeleceu novas categorias para combustíveis renováveis, indicando diferentes porcentagens de volume para cada modo de produção; requereu à EPA permissão para aplicar uma ACV para cada modo de produção, a fim de assegurar as reais contribuições nas reduções de GEEs (EPA, 2010).

Na Figura 7, são apresentadas as metas de consumo de biocombustíveis de acordo com a classificação estabelecida pelo RFS2.

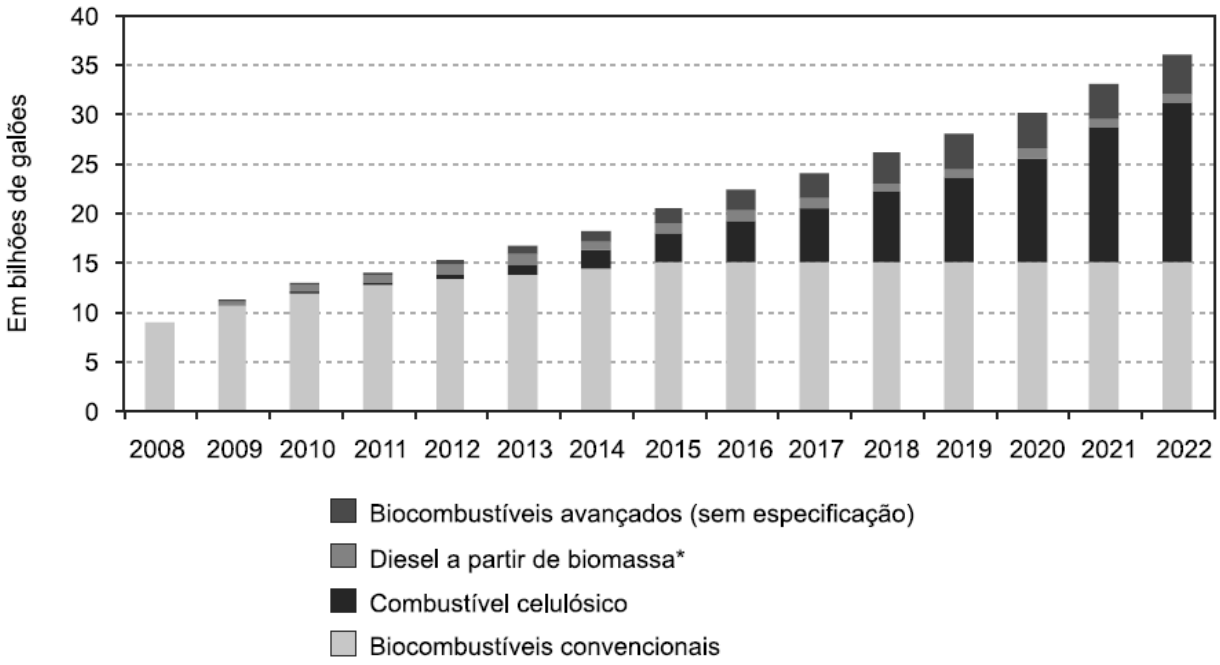

Figura 7. Metas de consumo estabelecidas pelo RFS 2.
Fonte: Elaborado por Nyko et al. (2010).

Com a EISA, ficou instituído pela primeira vez no país o uso obrigatório da ACV para quantificar as emissões de GEEs e realizar uma análise comparativa entre os biocombustíveis, tornando o uso dessa metodologia um importante ponto dessa legislação (WALTER; LEAL, 2009).

De acordo com as estimativas de redução de emissões de GEEs, a EPA foi nomeada para realizar as ACVs dos biocombustíveis e comparar os resultados com os combustíveis fósseis equivalentes, gasolina e diesel, tendo o ano de 2005 como referência. A metodologia está detalhada no Federal Register (EPA, 2009a), seção VI, e inclui por força da EISA não só os efeitos diretos em termos de emissões na cadeia produtiva, transporte e uso final do biocombustível, mas também os efeitos indiretos significativos, que até o momento têm sido as emissões devidas às mudanças de uso do solo, diretas e indiretas, considerando inclusive as emissões em outros países.

Pode ser visto neste documento que a metodologia de análise inclui o uso de modelos de processos (GREET - *Greenhouse Gases Regulated Emissions and Energy Use in Transport*) e modelos econômicos utilizando os métodos de equilíbrio parcial (FAPRI[4]), bem

[4] FAPRI model -The Food and Agricultural Policy Research Institute: http://www.fapri.iastate.edu/models/

como equilíbrio geral (GTAP[5]). Imagens de satélite fornecem informações sobre os tipos de solos que seriam convertidos em plantações.

O modelo para análise GREET foi desenvolvido pelo *Argonne National Laboratory* (ANL) e considera valores médios de uso de energia na agricultura. Os dados foram obtidos a partir de levantamento feito pelo Departamento de Agricultura do EUA (USDA), além de coeficientes de emissões disponíveis na EPA e EPRI (*Electric Power Research Institute*). Também foram considerados o uso de produtos e insumos estimados pelo USDA (fertilizantes, herbicidas, pesticidas etc.) que foram convertidos pelo GREET em energia usada na produção e emissões associadas. No processamento o modelo usa valores médios de consumo de energia e emissões para cada equipamento e, inclui os créditos para os co-produtos (WALTER; LEAL, 2009).

Os resultados apresentados pela EPA no âmbito da RFS2 para o etanol de cana-de-açúcar indicam uma redução de 61% de emissões de GEEs desse biocombustível quando comparado com um fóssil de referência (EPA, 2010). No entanto, esse valor só foi estabelecido após discussão e comentários de entidades brasileiras, a cerca das considerações utilizadas pela normativa norte-americana (UNICA, 2009).

Os dados preliminares da EPA indicavam uma redução de GEEs de apenas 26% para o etanol de cana-de-açúcar. Com as considerações a partir de dados regionais, principalmente relacionadas à mudança indireta do uso do solo (NASSAR et al., 2010) esse valor atingiu 52%. Após a revisão detalhada do ciclo de vida do etanol de cana indicado pela UNICA (2009b), este foi classificado como biocombustível avançado (quando há redução de mais de 50% das emissões), com o valor final de 61% de redução, podendo variar de 52% a 71% (EPA, 2010).

3.1.1.2 *Low Carbon Fuel Standard* (LCFS)

Criado em 2007, o *Low Carbon Fuel Standard* (LCFS) visa ampliar os efeitos do RFS2 do EISA, chegando a uma redução de cerca de 10% das emissões do ano de referência (2010) até 2020 (CARB, 2009).

Ao contrário do RFS1 e RFS2, que definem a participação em volume dos biocombustíveis no transporte como a meta prioritária, o LCFS estabelece as reduções da

[5] GTAP model - Global Trade Analysis Project: https://www.gtap.agecon.purdue.edu/models/current.asp

intensidade de carbono (*carbon foot print* ou *carbon intensity*, em gCO_2/MJ) dos combustíveis de transporte como um todo, deixando a escolha do tipo de combustível para os fornecedores (além dos biocombustíveis podem ser utilizados vários outros tipos, como GNC, GLP, H_2, energia elétrica, entre outros). O importante é a redução das emissões de GEEs na média, atendendo a uma curva de emissões entre 2010 e 2020.

A verificação das reduções de emissões também é realizada por meio da ACV, dividida em 2 etapas: (1) a produção de matéria-prima até a bomba de combustível; (2) uso no veículo. Na etapa (1) é considerado o total de emissões diretas, cobrindo toda a cadeia produtiva do combustível e seu transporte, bem como as emissões indiretas; na etapa (2) as emissões são calculadas baseadas no conceito de fator de ajuste de eficiência veicular, que leva em conta o consumo de combustível no veículo (km/litro ou milha/galão) e intensidade de carbono do combustível (gCO_2/MJ) (CARB, 2009).

No caso das emissões diretas, o cálculo é feito com o uso do *software* GREET, modificado para incorporar as especificidades das condições do Estado da Califórnia, chamado CA-GREET.

Com relação às emissões indiretas, as únicas que são consideradas significativas pelo CARB são as resultantes das mudanças de uso do solo, diretas (LUC) e indiretas (ILUC). O método de cálculo é o adotado pelo *software* GTAP.

Para avaliação, o combustível de referência é o chamado *California Reformulated Gasoline Bledstock for Oxygenate Blending* (CARBOB); o valor da intensidade de carbono varia no período da norma (2011 a 2020), sendo 95,6 gCO_2eq/MJ em 2011 e chegando a 86,27 em 2020, assim como os requisitos de intensidade média dos combustíveis alternativos (CARB, 2009).

Após revisão e comentários de entidades brasileiras (UNICA, 2009a), conforme ocorrido com a RFS2, os resultados apresentados pelo estado americano da Califórnia, no âmbito do LCFS, indicaram um potencial significativo para redução de emissões de GEEs pelo uso de etanol de cana-de-açúcar.

Os demais combustíveis devem apresentar valores inferiores ao estabelecido (95,6 gCO_2eq/MJ), como combustível de referência (CARBOB). Nos cálculos originais do CARB, o etanol de cana-de-açucar teria uma intensidade de 27 gCO_2eq/MJ, além de supostas emissões indiretas de 46 gCO_2eq/MJ, que resultavam em 73 gCO_2eq/MJ (UNICA, 2009a).

A partir dessa revisão, os novos dados considerados pelo CARB, em 2010, permitem créditos adicionais de 15,2 gCO_2eq/MJ, sendo devido ao uso da bioeletricidade no Brasil (7 gCO_2eq/MJ), bem como a colheita mecanizada (8,2 gCO_2eq/MJ) da cana, sem a queima da

palha, indicando valores totais que variam de 58,2 gCO_2eq/MJ à 73,4 gCO_2eq/MJ (UNICA, 2009a), conforme Tabela 2.

Tabela 2. Cenários atualizados pelo CARB para as emissões de GEEs pelo etanol de cana-de-açúcar (em gCO_2eq/MJ)

	Cenário 0	**Cenário 1**	**Cenário 2**
0- colheita manual, sem cogeração	27,4	27,4	27,4
1- bioeletricidade exportada, 25kW/h por t de cana		-7	-7
2- (colheita mecânica sem queima)			-8,2
Emissões Diretas (GREET)	**27,4**	**20,4**	**12,2**
Emissões Indiretas (ILUC)	**46**	**46**	**46**
Total	73,4	66,4	58,2

Fonte: UNICA, 2009a.

3.1.2 Política para biocombustíveis na União Européia

Apesar do destaque atual para produção e consumo do etanol nos Estados Unidos no cenário internacional, estudo realizado pela *Global Bioenergy Partnership* (GBEP, 2009) avaliou as tendências para os biocombustíveis no mundo, com destaque para os países da Europa.

A União Européia possui uma forte política de promoção da utilização de combustíveis alternativos, em particular os biocombustíveis, porém comparativamente aos países líderes em produção (Brasil e EUA), sua produção, principalmente de etanol, ainda é muito pequena. O destaque maior é para a produção de biodiesel.

Em 2008, foram consumidos 10,1 Mtep de biocombustíveis na Europa, o que representou 3,5% da matriz de transportes da região. Desses, aproximadamente 81% eram provenientes de biodiesel, 18% de etanol e 1% de outros combustíveis (EC, 2010a).

O maior consumidor de biocombustíveis, em 2008, foi a Alemanha (3083 Mtep), seguido da França (2291 Mtep), Reino Unido (790 Mtep) e Itália (723 Mtep) (EC, 2010a).

Os biocombustíveis consumidos na UE são usados, principalmente, misturados a combustíveis fósseis, porém em proporções reduzidas. Para o etanol, há mandatos de mistura à gasolina em pequenas proporções e há, em alguns poucos países, o uso como E85 (85% etanol e 15% de gasolina), principalmente, em veículos *flex fuel*. A quantidade de etanol produzido na Europa é de 3,6 bilhões de litros, representando apenas 4,7% da produção mundial (REN 21, 2010).

Os principais consumidores europeus de etanol são: França, Alemanha e Suécia. Com relação às matérias-primas utilizadas para a produção de etanol, as principais são: cereais (trigo, milho, cevada) e beterraba (EC, 2011).

Dadas as limitações da produção de etanol a partir das atuais tecnologias e matérias-primas disponíveis, a União Européia está realizando um esforço considerável no desenvolvimento da segunda geração de biocombustíveis, com base em materiais celulósicos, porém ainda sem resultados significativos (WALTER, 2007).

No entanto, apesar da produção reduzida, as políticas públicas propostas pela União Européia pressionam os países da região para adoção de medidas, principalmente para controle das emissões com o uso de biocombustíveis, o que faz com que haja espaço para importações de etanol de outros países, como o Brasil.

Em 2008, a Europa importou cerca de 1,65 bilhões de litros de etanol (F.O. LICHT, 2008 apud ONO, 2009), sendo o Brasil responsável pelo fornecimento de 63% deste volume (EC, 2010a).

A União Européia possui uma história relativamente curta de política para energias renováveis, em especial para os biocombustíveis. Em 2003, foi estabelecida a primeira Diretiva Européia para Biocombustíveis (2003/30/CE), que propôs metas indicativas para promover o uso de combustíveis renováveis no setor dos transportes. A meta foi fixada em 2% na matriz energética de 2005 e em 5,75%, em 2010. Todos os anos, os Estados-Membros deveriam apresentar os seus relatórios nacionais à Comissão Européia, indicando as progressões na realização das suas metas.

Todavia, as medidas políticas adotadas não obtiveram os resultados esperados, apenas 3 dos 25 Estados-membros (Alemanha, Áustria e Suécia) atingiram a meta prevista pela Diretiva 2003/30/CE (Figura 8) (EC, 2011).

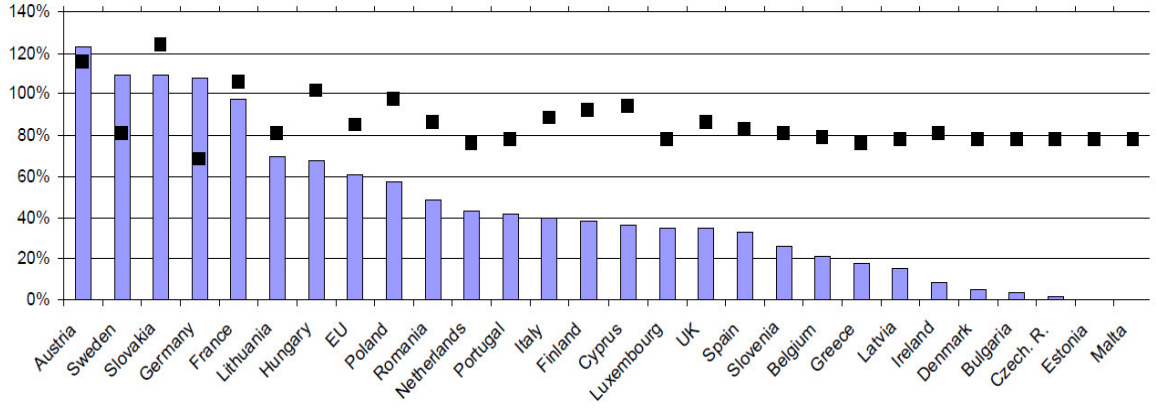

Figura 8. Cumprimento das metas previstas na Diretiva 2003/30/CE pelos países europeus (os pontos pretos se referem à meta para cada país).
Fonte: EC, 2011

Apesar do histórico insatisfatório da maioria dos Estados-Membros da União Européia, chefes de Estado ratificaram a importância do papel dos biocombustíveis na redução das emissões do setor de transportes rodoviários e no aumento da segurança do abastecimento energético. Assim, em 2008, o Parlamento Europeu finalmente aprovou um acordo para a promoção do uso de energia proveniente de fontes renováveis. A Diretiva Européia (2009/28/CE) entrou em vigor em 25 de Junho de 2009 (EC, 2009).

3.1.2.1 Diretiva Européia para Energias Renováveis

A Diretiva 2009/28/CE[6] caracteriza-se por ser uma norma de caráter público, com aplicação obrigatória para os países da União Européia. O principal objetivo da norma é a redução das emissões de GEEs por meio da eficiência energética, redução no consumo de energia e utilização progressiva de fontes renováveis. De acordo com o preâmbulo da referida iniciativa, as normas que motivaram a sua criação foram a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima e o Protocolo de Quioto (CORREIA, 2011).

A proposta visa reduzir em 20% as emissões dos gases precursores do efeito estufa até 2020. No mesmo prazo, a eficiência energética e a participação de fontes renováveis no consumo de energia devem aumentar 20%, além da meta de inserção de, no mínimo, 10% de biocombustíveis na matriz de transportes.

Para ser qualificado para o cumprimento das metas da Diretiva, o biocombustível precisa promover uma redução de emissões de, pelo menos, 35% em relação ao combustível fóssil de comparação. Em janeiro de 2017 o limite das reduções deverá ser de no mínimo de 50% e em janeiro de 2018 passará para 60%.

Estima-se que a UE não deva conseguir produzir todos os combustíveis renováveis necessários para alcançar as metas estabelecidas pelo Protocolo de Quioto e pela sua própria Diretiva. Devido a isso, os incentivos e critérios previstos deverão favorecer o aumento da produção de biocombustíveis em todo o mundo (CORREIA, 2011).

Atendendo ao objetivo de produção sustentável, os biocombustíveis que forem feitos a partir de matérias-primas produzidas na Europa deverão obedecer aos requisitos ambientais

[6] http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0016:0062:en:PDF

comunitários aplicáveis à agricultura como, por exemplo, os requisitos de proteção da qualidade das águas subterrâneas e de superfície, bem como aos requisitos de ordem social.

A produção de biocombustíveis a partir de matérias-primas produzidas fora da União Européia deverá atender aos critérios propostos de sustentabilidade. Como na maioria dos acordos propostos nesse segmento, os princípios de sustentabilidade na produção e no uso de biocombustíveis focam principalmente: os impactos sobre a biodiversidade, as emissões de GEEs e a competição com alimentos[7].

Com relação à proteção da biodiversidade, segundo a Diretiva, os biocombustíveis não deverão ser produzidos a partir de matérias-primas cultivadas em áreas com alto valor de biodiversidade como:

- Florestas primárias ou outras áreas com espécies nativas;
- Áreas designadas por lei ou por autoridade competente para proteção; proteção de ecossistemas raros, ameaçados ou em perigo, ou com espécies reconhecidas por acordos internacionais, ou incluídas em listas de organizações intergovernamentais, ou pela *International Union for Conservation of Nature* (IUCN).
- Pastagens (*grassland*) de alta biodiversidade.

Com relação ao termo *grassland* (pastagens), vale destacar que a comunidade européia publicou em 2010 uma consulta pública para definição do termo. Na ocasião, instituições brasileiras como o CENBIO (Centro Nacional de Referência em Biomassa), UNICA (União da Indústria de Cana-de-açúcar) e ICONE (Instituto de Estudos do Comércio e Negociações Internacionais) contribuíram com um documento no qual há a discussão desse tema no país, indicando a dificuldade de se estabelecer se estas áreas seriam naturais ou antrópicas. No entanto, até o momento não houve nenhum posicionamento por parte da Comissão Européia para definição (UNICA, 2010b).

Além disso, seguindo a Diretiva Européia (EC, 2009), os biocombustíveis não devem ser produzidos a partir de matérias-primas cultivadas em áreas com elevado estoque de carbono, tais como:

- Áreas alagadas;
- Áreas com florestas contínuas com mais de um hectare, árvores acima de cinco metros de altura e com cobertura de copa de mais de 30%;

[7] A data de referências para as qualificações é janeiro de 2008.

• Áreas com mais de um hectare, árvores com altura acima de cinco metros e cobertura de copa entre 10 e 30%, a menos que haja evidência demonstrada de que os estoques de carbono são compensados pelo uso do biocombustível;

• Áreas com depósitos de turfa, a menos que seja demonstrado que o cultivo e a colheita da matéria-prima do biocombustível não envolveram a drenagem do solo.

Com relação às emissões de GEEs, a Comissão Européia propôs a utilização de uma metodologia de cálculo para avaliar os diversos biocombustíveis, considerando todo seu ciclo de vida. Na Tabela 3, é possível verificar os resultados finais dos estudos realizados relacionados ao ciclo de vida e à redução de emissões de GEEs pelos biocombustíveis.

De acordo com a Diretiva, os valores totais apresentados nos cálculos de redução de emissões pelos biocombustíveis podem ser reais, típicos ou padrão (*default*), sendo este último derivado de um valor típico por meio da aplicação de fatores pré-determinados e que, em circunstâncias especificadas, podem ser utilizados em lugar de um valor real. No documento apresentado pelo Parlamento Europeu é possível identificar as condições em que cada valor deverá ser utilizado.

Tabela 3. Valores de redução de emissões de GEEs estabelecidos pela Diretiva Européia para os biocombustíveis.

Tipo de biocombustível	Redução típica de emissões de GEEs	Redução padrão de emissões de GEEs
etanol de beterraba sacarina	61%	52%
etanol de trigo (combustível de processo não especificado)	32%	16%
etanol de trigo (lenhite como combustível de processo em central de cogeração)	32%	16%
etanol de trigo (gás natural como combustível de processo em caldeira tradicional)	45%	34%
etanol de trigo (gás natural como combustível de processo em central de cogeração)	53%	47%
etanol de trigo (palha como combustível de processo em central de cogeração)	69%	69%
etanol de milho, produzido na Comunidade (gás natural como combustível de processo em central de cogeração)	56%	49%
etanol de cana-de-açúcar	71%	71%
fracão de fontes renováveis do éter etil-ter-butílico (ETBE)	Igual ao do modo de produção de etanol utilizado	
fração de fontes renováveis do éter ter-amil-etílico (TAEE)	Igual ao do modo de produção de etanol utilizado	
biodiesel de colza	45%	38%
biodiesel de girassol	58%	51%
biodiesel de soja	40%	31%

Tipo de biocombustível	Redução típica de emissões de GEEs	Redução padrão de emissões de GEEs
biodiesel de óleo de palma (processo não especificado)	36%	19%
biodiesel de óleo de palma (processo com captura de metano na produção de óleo)	62%	56%
biodiesel de óleo vegetal ou animal residual	88%	83%
óleo vegetal, tratado com hidrogênio, de colza	51%	47%
óleo vegetal, tratado com hidrogénio, de girassol	65%	62%
óleo vegetal, tratado com hidrogénio, de óleo de palma (processo não especificado)	40%	26%
óleo vegetal, tratado com hidrogénio, de óleo de palma (processo com captura de metano na produção de óleo)	68%	65%
óleo vegetal puro de colza	58%	57%
biogás produzido a partir de resíduos orgânicos urbanos, como gás natural comprimido	80%	73%
biogás produzido a partir de estrume úmido, como gás natural comprimido	84%	81%
biogás produzido a partir de estrume seco, como gás natural comprimido	86%	82%

Fonte: EC, 2009

Além disso, é interessante observar que há um bônus de 29 gCO_2eq/MJ, válido por dez anos, para os biocombustíveis com matérias-primas produzidas em áreas anteriormente degradadas ou contaminadas. Quanto ao bônus, a Diretiva não explicita no documento como foi calculado esse valor, porém indica em quais condições estes deverão ser utilizados.

Vale ressaltar que a Diretiva foi criada em um período marcado pela intensidade nas discussões quanto ao desenvolvimento sustentável e às perspectivas das fontes de energia alternativas. As políticas para fontes renováveis surgiram não só como um mecanismo para reduzir as emissões de GEEs, mas também como uma solução para a forte dependência do petróleo importado.

O aumento no interesse pela produção e consumo de biocombustíveis não se dá apenas pelo contexto energético, mas também pelo ponto de vista econômico, uma vez que a independência no suprimento energético garante segurança e possibilidade para o desenvolvimento econômico de todos os países.

Devido ao receio de que determinados países fora da Europa não respeitem os requisitos ambientais e sociais mínimos, a Diretiva propõe que haja acordos multilaterais e bilaterais e a implantação de regimes voluntários nacionais ou internacionais que incluam considerações ambientais e sociais essenciais, a fim de incentivar a produção mundial de biocombustíveis de uma forma sustentável.

Estudos que contemplem a avaliação de todo o ciclo de vida de determinados combustíveis são fundamentais, uma vez que haja coerência na base de dados utilizadas e nas tomadas de decisões.

No entanto, segundo Walter e Leal (2009), apesar dessas iniciativas internacionais trazerem preocupações e cuidados legítimos com a sustentabilidade dos biocombustíveis, deve-se atentar para algumas ações de protecionismo, às vezes sutis, que precisam ser identificadas e discutidas pelos países que pretendem ser exportadores de combustíveis renováveis.

Como ainda não há um padrão global para princípios e critérios de sustentabilidade, é preciso atentar às restrições ao comércio que tratam de produtos importados de maneira menos favorável do que produtos internos, o que não é permitido, segundo o Acordo Geral de Tarifas e Comércio (GATT), da Organização Mundial do Comércio (OMC) (BUERGENTHAL et al., 2002).

Por figurar como um dos principais exportadores de etanol para a Europa, pela quantidade produzida e também pela condição favorável da classificação do etanol de cana-de-açúcar na redução das emissões de GEEs (Tabela 3), é importante para o Brasil o melhor entendimento dos aspectos energéticos e ambientais relacionados ao ciclo de vida do produto, a fim de respaldar as exigências na comercialização internacional de biocombustíveis.

4 Avaliação do Ciclo de Vida como ferramenta de desempenho ambiental

De acordo com Silva (2006), o conceito de ciclo de vida pode ser considerado como o conjunto de todas as etapas necessárias para que um produto cumpra sua função, desde a obtenção dos recursos naturais usados na sua fabricação até sua disposição final após o cumprimento dessa função.

A partir disso, a ACV pode ser definida como uma técnica utilizada para avaliar o desempenho ambiental de produtos e serviços ao longo de todo o seu ciclo de vida, desde a obtenção dos recursos naturais até a disposição final, passando por todos os elos industriais da cadeia produtiva e pela distribuição e uso dos mesmos. Essa técnica permite a identificação quantificada das interações do ciclo de vida do produto com o meio ambiente e a avaliação dos impactos ambientais associados a essas interações (SILVA, 2006).

Os estudos de ACV, por sua versatilidade e possibilidade de aplicação à diferentes sistemas, podem ser utilizados com vários objetivos como, por exemplo, gerenciamento de recursos naturais, identificação de impactos de um determinado produto ou serviço, identificação das etapas produtivas responsáveis pelos maiores impactos dentro de um ciclo produtivo, identificação de etapas produtivas onde uma redução de impactos pode ser alcançada, avaliação de opções de produto ou processo com menor impacto, entre outros (EPA, 2006; COLTRO, 2007).

Wenzel et al. (1994) consideram que a habilidade da ACV em medir o impacto ambiental de um produto pelo seu ciclo de vida a torna a única ferramenta holística para avaliar as conseqüências ao meio ambiente e aos recursos, a partir das escolhas feitas durante o desenvolvimento do produto.

No entanto, para Silva; Yokote e Ribeiro (2002), a falta de conhecimento do conceito de ciclo de vida pelas partes potencialmente interessadas e a indisponibilidade de fontes de informações específicas e confiáveis para a realização do estudo são apontadas como limitações da técnica.

Além disso, a ausência de uma metodologia universal consolidada, em particular no que se refere: à definição de procedimentos; à padronização da terminologia e do formato dos dados; o estabelecimento de restrições e cuidados quando da realização de estudos comparativos que serão disponibilizados ao público, também são considerados importantes limitações à técnica (SILVA, 2006).

4.1 Metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

Devido à necessidade de padronização da metodologia de ACV, a Organização Internacional de Normalização – *International Standards Organization* (ISO) – tem desenvolvido normas e relatórios técnicos dentro da série ISO 14000 (série de normas para o Gerenciamento Ambiental) a fim de estabelecer os princípios e divulgar a boa prática na aplicação dos conceitos de ACV (CHEMINFO et al., 2008).

De acordo com a ABNT (2009a, 2009b), a metodologia de ACV é realizada em quatro fases principais: (a) definição dos objetivos e do escopo do estudo; (b) análise do Inventário do Ciclo de Vida; (c) avaliação dos impactos ambientais associados ao sistema; e (d) interpretação dos resultados, feita com base nos objetivos expressos na primeira etapa. A Figura 9 apresenta um diagrama das fases da ACV.

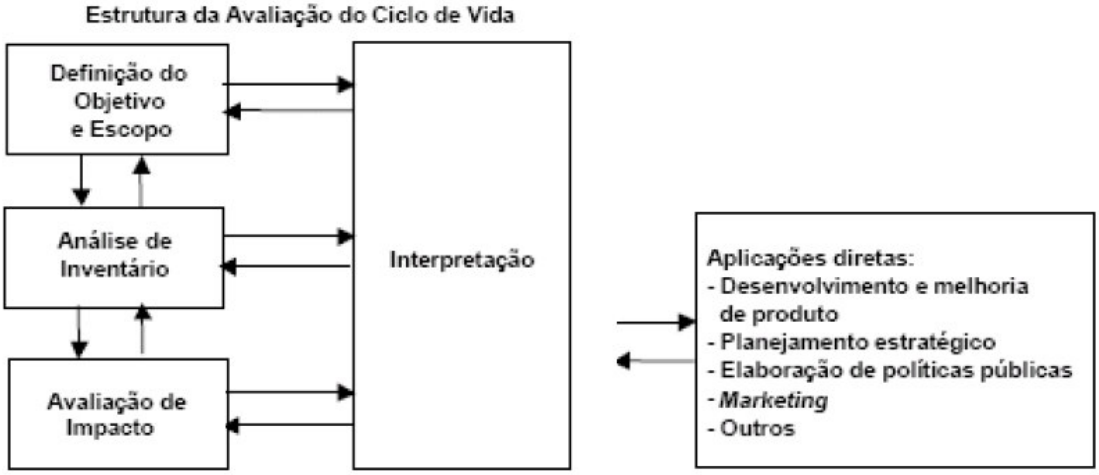

Figura 9. Principais fases da ACV.
Fonte: ABNT, 2009a

A primeira fase do estudo é a definição de escopo e objetivos, que define sua abrangência e as condições de realização. Nesta etapa é definida a precisão do estudo, bem como as informações necessárias para sua condução e a forma de interpretação de seus resultados (UGAYA, 2001).

A precisão do estudo dependerá da finalidade do mesmo e dos recursos disponíveis, podendo ser utilizados dados exatos, provenientes de estudos e levantamentos *in loco*, ou estimativas baseadas em dados estatísticos (EPA, 2006). Da mesma forma, as fontes dos dados a serem utilizadas podem variar bastante, podendo ser de dados primários (compilados

ou medidos pelo estudo) ou secundários (provenientes de revisão bibliográfica ou outras fontes confiáveis).

Nesta etapa são requeridas tomadas de decisões para a organização do estudo, ou seja, a definição de elementos como: função do sistema estudado, unidade funcional, fronteiras do sistema e unidades de processo. Segundo Cheminfo et al. (2008), as definições do objetivo e escopo determinam o tempo e os recursos necessários, além de direcionar a análise e a relevância do resultado final obtido.

Análise de Inventário é a segunda fase da ACV. Inventário do Ciclo de Vida (ICV) é a quantificação de todas as entradas e saídas do sistema estudado (CHEMINFO et al., 2008). Em geral, as entradas são representadas pela energia e matéria-prima consumida, e as saídas pelos produtos, emissões atmosféricas, efluentes líquidos e resíduos sólidos.

O ICV fornece a base para a avaliação dos impactos ambientais. A definição dos métodos de alocação entre os co-produtos gerados no processo também é determinada nesta etapa. Para esse procedimento é necessária a repartição das responsabilidades dos impactos ambientais e do consumo energético entre os diversos produtos, materiais ou processos (UGAYA, 2001). Há diversas metodologias para alocação de co-produtos, o que pode provocar a incompatibilidade entre resultados de ACV´s, como será apresentado adiante.

A Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é terceira fase da ACV. Nesta etapa, os dados compilados no ICV são avaliados, considerando-se os impactos potenciais para o meio ambiente e a saúde humana, ou seja, os resultados da análise do inventário são organizados e combinados em categorias de impacto (CHEMINFO et al., 2008).

Por meio da AICV, os impactos potenciais identificados são associados à cadeia produtiva. Embora o ICV já forneça resultados importantes quanto aos impactos causados pelo processo, sua análise é importante, pois permite uma base de comparação mais consistente.

A Interpretação dos Resultados constitui a última etapa dos estudos de ACV. Trata-se de um resumo do estudo e deve conter a identificação dos impactos ambientais significativos, uma avaliação da qualidade do trabalho, considerando sua sensibilidade e consistência dos dados, além das conclusões e recomendações do estudo.

4.2 Uso de *softwares* para apoio à ACV

Uma vez que a ACV é uma técnica complexa que requer o envolvimento de um número elevado de dados, além do consumo alto de tempo e recursos, há uma grande variedade de *softwares* que se propõem a auxiliar na condução desses estudos.

Os *softwares* são ferramentas computacionais que facilitam o gerenciamento dos dados e apresentação dos resultados (MARIOTONI; CUNHA; BAPTISTELA, 2007).

Uma revisão realizada em Ribeiro (2009) identificou 35 *softwares* existentes, sendo que 29 foram desenvolvidos por países europeus (Tabela 4). Esses resultados confirmam o elevado interesse e preocupação das organizações européias em contribuir com estudos de ACV, fornecendo dados para que os mesmos se tornem representativos e de boa qualidade.

Tabela 4. *Softwares* de apoio à ACV.

Nome	Endereço na internet	Fornecedor	Origem
1. AIST-LCA 4 (JEMAI-LCA)	http://unit.aist.go.jp/lca-center/english/theme.html	AIST	Japão
2. BEES 3.0	http://www.bfrl.mist.gov/oae/software/bees.html	National Institute for Standards and Technology (NIST)	Estados Unidos
3. Boustead Model 5.0	http://www.boustead-consulting.co.uk/products.htm	Boustead Consulting Limited	Reino Unido
4. CMLCA 4.2	http://www.liedenuniv.nl/interfac/cml/ssp/software/cmlca/index	Centre of Environmental Science (CLM) - Leiden University	Holanda
5. ECO-it 1.3	http://www.pre.nl/eco-it/default.htm	PRé Consultants B. V.	Holanda
6. EcoScan 3.0	http://www.ind.tno.nl/en/product/ecoscan/	TNO Industrial Technology	Holanda
7. EIME 2.4	http://www.codde.fr/eng/eime/licences.htm	CODDE	França
8. eiolca.net	www.eiolca.net	Carnegie Mellon University – Green Design Institute	Estados Unidos
9. EMIS	www.carbotech.ch	Carbotech	Suiça
10. Environmental Impact Estimator	http://www.athenasmi.ca/tools/	ATHENA™ Sustainable Materials Institute	Canadá
11. EPS 2000 Design System	http://www.assess.se	Assess Ecostrategy Scandinavia AB	Suécia
12. eVerdEE 2.0	www.ecosmes.net	ENEA - Italian National Agency for New Technology, Energy and the Environment	Itália

Nome	Endereço na internet	Fornecedor	Origem
13. GaBi 4.2	http://www.gabi-software.com/	PE International GmbH	Alemanha
14. GEMIS 4.4	http://www.oeko.de/service/gemis/en/index.htm	Öko-Institut	Alemanha
15. Green-E 1.0	http://www.ecointesys.ch/green-e	Ecointesys - Life Cycle Systems	Suiça
16. GREET 1.7 1	http://www.transportation.anl.gov/software/GREET/index.htm	The U.S. Departament of Energy´s Office of Transportation Tecnologies	Estados Unidos
17. IDEMAT 2005	http://www.io.tudelft.nl/research/dfs/idemat/index.htm	Delft University of Technology	Holanda
18. KCL-ECO 4.0	http://www.kcl.fi/eco	Ou Keskuslaboratorio-Centrallaboratorium Ab, KCL	Finlândia
19. LCA - Evaluator 2.0	http://greendeltatc.com/index.php?id=112	GreenDeltaTC GmbH	Alemanha
20. LCAiT 4	http://www.lcait.com/	CIT Ekologik	Suécia
21. LCAPIX	http://www.kmlmtd.com/index.htm	KM Limited	Estados Unidos
22. LEGEP 1.2	www.legep.de	LEGEP Software GmbH	Alemanha
23. MIET	http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/software/miet/index.html	Centre of Environmental Science (CML)	Holanda
24. Modular MSWI Model 1.0	http://greendeltatc.com/index.php?id=39	GreenDeltaTC GmbH	Alemanha
25. REGIS 2.3	www.sinum.com	Sinum AG	Suíça
26. SimaPro 7	www.pre.nl	Pré Consultants B. V.	Holanda
27. SPOLD Data Exchange	http://lca-net.com/spold/	Society for Promotion of Life-cycle Assessment Development (SPOLD)	Dinamarca
28. TEAMTM 4.5	http://www.ecobalance.com/uk_team.php	Pricewaterhourse Coopers Ecobilan Group	França
29. TESPI	http://www.ecosmes.net/tespi/login2	ENEA - Italian National Agency for New Technology, Energy and the Environment	Itália
30. trainEE	http://greendeltatc.com/index.php?id=36	GreenDeltaTC GmbH	Alemanha
31. Umberto 5..5	www.umberto.de	Institute for Environmental Informatics, Hamburg GmbH	Alemanha
32. Verdee	www.ecosmes.net	ENEA - Italian National Agency for New Technology, Energy and the Environment	Itália
33. USES-LCA 2.0	http://www.ru.nl/environmentalscience/research/life_cycle/multimedia_toxic	Radboud University Nijmegen	Holanda
34. WISARD 4.0	http://www.ecobalance.com/uk_wisard.php	Pricewaterhourse Coopers Ecobilan Group	França
35. WRATE	www.environment-agency.gov.uk/wrate	U.K. Environment Agency	Reino Unido

Fonte: USEPA, 2007; EPLCA, 2007; Curran, 2006; Baumann; Tillman, 2004 *apud* Ribeiro, 2009.

Todos os *softwares* listados na Tabela 4 possuem o mesmo objetivo a partir de diferentes considerações que variam de acordo com as instituições que os realizaram, além disso, estes programas podem trabalhar a partir de diferentes bancos de dados para realização das ACVs (EPA, 2009b).

Em geral, os bancos de dados são constituídos por diversas bases que contém informações de caráter ambiental sobre a produção de bens de consumo, disponibilização de recursos energéticos e, ainda, sobre a realização de serviços. Essas bases são inventários do ciclo de vida de elementos comuns a vários outros ciclos de vida. Como exemplos desses elementos comuns podem ser citados: materiais (poliméricos, metálicos, cerâmicos, combustíveis, fertilizantes, entre outros); energia (térmica, elétrica etc.); atividades de transporte (rodoviário, ferroviário, marítimo etc.) e gerenciamento de resíduo (RIBEIRO, 2009).

O uso de banco de dados auxilia na execução de estudos de ACV, devido à necessidade da incorporação de um elevado número de dados representativo para a região que se pretende analisar. Com a incorporação de um banco de dados em um *software*, é possível que sejam realizadas edições dessas informações.

A partir do levantamento dos bancos de dados existentes (Tabela 5) (RIBEIRO, 2009), é possível observar que são poucos os países que possuem a descrição de informações regionais. Esse ponto é o que, eventualmente, acaba gerando imprecisões nos estudos, uma vez que na ausência de dados regionais o mais comum é a utilização de dados representativos.

Tabela 5. Bancos de dados de ICVs nacionais disponíveis em 2006.

Nome	Endereço na internet	Região dos dados
1. Australian Life Cycle Inventory Data Project	http://www.cfd.rmit.edu.au/programs/life_cycle_assessment/life_cycle_inventory	Austrália
2. BUWAL 250	http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/eng	Suíça
3. Canadian Raw Materials Database	http://crmd.uwaterloo.ca/	Canadá
4. DuboCalc	http://www.rws.nl/rws/bwd/home/www/cgi-bin/index.cgi?site =1&doc=1785	Holanda
5. Dutch Input Output	www.pre.nl	Holanda
6. ecoinvent	www.ecoinvent.ch	Mundial/Europa/Suíça
7. EDIP	www.lca-center.dk	Dinamarca
8. Franklin US LCI	www.pre.nl	Estados Unidos
9. German Network on Life Cycle Inventory Data	www.lci-network.de	Alemanha
10. ITRI Database	http://www.itri.org.tw	Taiwan

Nome	Endereço na internet	Região dos dados
11. IVAM LCA Data	www.ivam.uva.nl	Holanda
12. Japan National LCA Project	http://www.jemai.or.jp/english/lca/project.cfm	Japão
13. Korean LCI	http://www.kncpc.re.kr	Coréia
14. LCA Food	www.lcafood.dk	Dinamarca
15. SPINE@CPM	www.globalspine.com	Mundial
16. Swiss Agricultural Life Cycle Assessment Database (SALCA)	www.reckenholz.ch/doc/en/forsch/control/bilanz/bilanz.htm	Suíça
17. Thailand LCI Database Project	www.mtec.or.th	Tailândia
18. U.S. LCI Database Project	www.nrel.gov/lci	Estados Unidos

Fonte: Curran, 2006 apud Ribeiro, 2009.

4.3 Avaliação do Ciclo de Vida para o setor de transportes

Os estudos de ACV têm sido realizados com diferentes objetivos e para os mais diversos produtos e serviços, desde fornecimento de energia, produção de bens de consumo e, também, produção agrícola e posterior industrialização de alimentos e bebidas.

Para o setor energético, a utilização da ACV teve início em meio às crises dos preços do petróleo na década de 1970, motivado pela busca de fontes alternativas para esse combustível. No entanto, na época, as análises eram relacionadas apenas ao balanço energético, ou seja, comparações das fontes alternativas e convencionais eram realizadas somente de acordo com o uso de energia no ciclo de vida de determinado combustível (DELUCCHI, 2006).

No final da década 1980, as preocupações com o meio ambiente decorrentes da queima de combustíveis fósseis fizeram com que as estimativas de emissões de CO_2 fossem incorporadas aos estudos. No início dos anos 90, outros GEEs foram adicionados às análises, considerando seus potenciais de aquecimento global (DELUCCHI, 2006).

Apesar de atualmente a metodologia de ACV permitir análises detalhadas de diversos impactos ambientais, no setor de transportes os principais objetivos para realização desses estudos ainda estão relacionados à estabilização ou redução de emissões de GEEs. Com isso, o objetivo das ACVs de combustíveis tem sido realizar, principalmente, os balanços de energia e das emissões de GEEs.

Em geral, o balanço energético pode ser expresso pela razão entre a energia contida no combustível fabricado e a energia fóssil necessária para a produção do combustível. Já o balanço de emissões de GEEs propicia uma estimativa das emissões em todas as etapas consideradas na análise do ciclo de produção, transporte e consumo (SILVA, 2009).

Como abordagem de estudo, há casos em que a análise não considera o uso final do combustível, sendo a ACV mencionada na literatura em Inglês como *well to pump* (WTP) – ou seja, "do poço à bomba" – e nos casos em que o uso final é incluído, a análise é identificada como *well to wheels* (WTW) – ou seja, "do poço às rodas" (DELUCCHI, 2006). No entanto, segundo Wang, Wu e Huo (2007) a análise *pump to wheels* – "da bomba às rodas", pode ser feita separadamente e ser adicionada à análise "do poço à bomba".

4.4 Utilização da Avaliação do Ciclo de Vida para biocombustíveis

Uma das principais utilizações de ACV para biocombustíveis está relacionada à avaliação das diferenças de desempenho ambiental em comparação ao desempenho dos combustíveis fósseis (VAN DER VOET; LIFSET; LUO, 2010). Nesse sentido, o cálculo comparativo, principalmente de emissões de GEEs, com impacto classificado na categoria de aquecimento global, é tido como um auxílio na implementação de políticas públicas para biocombustíveis.

Uma segunda utilização, menos relacionada a políticas, é a obtenção de indicadores dos principais impactos ambientais existentes na produção de biocombustível, proporcionando a geração de dados de um determinado processo ou novas matérias-primas, para posterior utilização desses resultados em estudos comparativos (VAN DER VOET; LIFSET; LUO, 2010). Diante dessa abordagem, é possível encontrar estudos de somente determinadas partes da cadeia produtiva, como processos agrícolas para obtenção de matéria-prima (DALGAARD et al., 2008).

Outra utilização da metodologia, com relevância principalmente para as empresas envolvidas na produção de biocombustíveis, é o uso da ACV para indicação das áreas com maior prioridade na cadeia produtiva. Esse pode ser o primeiro passo para melhorias industriais e atividades de P&D, principalmente relacionadas à emissões, fluxos ou processos em uma determinada categoria de impacto (VAN DER VOET; LIFSET; LUO, 2010).

Apesar da ampla disseminação e incentivos ao uso, há muito tempo se discute a eficiência energética dos biocombustíveis. Um dos principais exemplos foram a publicações de estudos sobre o etanol de milho, que apresentaram diversos conflitos nos resultados finais (SHEEHAN et al., 2004; PIMENTEL, 2003), principalmente, devido às fronteiras dos sistemas considerados e à alocação de co-produtos.

Malça e Freire (2006) utilizaram a abordagem de ACV para avaliar a renovabilidade e a eficiência de etanol produzido a partir de beterraba e de trigo na França. A renovabilidade foi calculada baseada na quantidade de energia fóssil usada para converter a energia da biomassa em combustível de transporte. Assim, um combustível poderia variar de "completamente renovável" (por exemplo, nenhuma utilização de combustível fóssil) até "não-renovável" quando o volume de combustível fóssil utilizado é equivalente ou superior à energia fornecida pelo biocombustível. Concluíram que, independente do tipo de biocombustíveis (puro ou adicionado à gasolina), sua utilização representa economia no consumo de recursos fósseis. Porém, sua eficiência depende da utilização dos sub-produtos da cadeia. Além disso, salientam que outros impactos devem ser estudados para o completo entendimento das cadeias produtivas.

Kim e Dale (2005) utilizaram a ACV para avaliar a produção de biocombustível produzido a partir de milho e soja. Utilizaram como unidade funcional um hectare de área plantada e os impactos considerados foram o consumo de recursos energéticos não renováveis, aquecimento global, acidificação e eutrofização. Concluíram que os biocombustíveis, independente da matéria-prima, quando comparados aos combustíveis fósseis, consomem menores volumes de fontes não renováveis e provocam menores emissões de GEEs. Entretanto, as culturas destinadas à produção de biocombustíveis são responsáveis por externalidades locais importantes como, acidificação do solo e eutrofização. Assim, recomendam que as práticas agrícolas sejam avaliadas e melhoradas de tal forma a diminuir tais efeitos negativos.

A partir de um estudo publicado por Delucchi (2006), utilizando um modelo de emissões para ACV chamado LEM (*Lifecycle Emissions Model*), foi possível obter resultados para diferentes biomassas na produção de alguns combustíveis (etanol, biodiesel, metanol, hidrogênio e gás de síntese).

Nesse estudo, é proposto um modelo chamado ideal para ACV, no qual foi utilizado um fator de aquecimento global diferente do apresentado pelo IPCC[8]. Foram contestadas as

[8] Consideração para estimativa de *Global Warming Potencial* (GWP) = 100 anos

considerações propostas pelo método do IPCC, como a ausência de análise detalhada do ciclo do nitrogênio (medições em campo) e considerações sobre as emissões de mudança de uso do solo. Como resultado, foi obtido que as emissões associadas ao cultivo e mudança do uso do solo (considerando a expansão em áreas de vegetação nativa) representam 33% das emissões de GEEs na análise WTT da cadeia produtiva do etanol de milho e que atingem 81% para o cultivo de soja, como matéria-prima para biodiesel (DELUCCHI, 2006).

Ainda que a ACV seja uma ferramenta utilizada para dar suporte à análise da sustentabilidade de biocombustíveis, há estudos que indicam diversas discrepâncias entre os resultados (VAN DER VOET; LIFSET; LUO, 2010). Enquanto alguns casos apresentam enormes benefícios de redução de emissões de GEEs comparados aos combustíveis fósseis (KIM; DALE, 2005; RÚA et al., 2007), outros concluem que estes benefícios são limitados ou mesmo ausentes (LUO; VAN DER VOET; HUPPES, 2009a; REIJINDERS; HUIJBREGTS, 2008).

Segundo Larson (2006), para os biocombustíveis derivados de uma mesma biomassa, as principais causas para as diferenças observadas entre os resultados das ACV´s são: (a) consideração somente de GEEs de efeito direto, enquanto outros estudos consideram também os gases de efeito indireto; (b) consideração das emissões provindas de aplicação de fertilizantes nitrogenados no solo e da decomposição de folhas; (c) critérios diferentes de alocação entre os co-produtos; (d) variação do veículo considerado no uso final do combustível; além da (f) regionalização dos dados.

4.4.1 Estudos de ACV do etanol de cana-de-açúcar brasileiro

Apesar do histórico e da consolidação do setor de etanol de cana-de-açúcar no Brasil, não são muitos os estudos de ACV realizados. Um dos principais trabalhos brasileiros referente ao balanço energético e de emissões de GEEs do ciclo de produção do etanol de cana-de-açúcar foi publicado por Macedo, Seabra e Silva (2008), sendo uma atualização de estudo proposto anteriormente (MACEDO; LEAL; SILVA, 2004). No estudo mais recente, há a estimativa de emissões para a safra 2005/2006 e também para um cenário projetado em 2020. Os dados para inventários são referentes à região Centro-Sul brasileira e foram coletados junto ao CTC (Centro de Tecnologia Canavieira).

Nesta abordagem foi utilizado o método por substituição para alocação entre produtos e co-produtos e não foram consideram as etapas de distribuição e de uso final do biocombustível. Além disso, as emissões de carbono associadas à mudança do uso do solo não foram consideradas, mas as emissões de N_2O associadas à aplicação de fertilizantes nitrogenados foram avaliadas (MACEDO; SEABRA; SILVA, 2008). Maiores detalhes serão apresentados no Capítulo 5.

Em Seabra (2008), a partir do estudo proposto por Macedo, Seabra e Silva (2008), foi incluída a etapa de distribuição de etanol de cana-de-açúcar e mantido o método de alocação por substituição, caracterizando a análise como "*well-to-whell*".

Baseados no modelo computacional STELLA (RICHMOND, 2001), De Oliveira, Vaughan e Rykiel Junior (2005) realizaram um estudo de emissões de GEEs no ciclo de vida do etanol derivado da cana-de-açúcar e do milho. Os dados obtidos para o inventário foram referentes ao período de 1996 a 2002. Todas as emissões de GEEs e consumo energético na cadeia produtiva foram alocados ao produto e mudança do uso do solo para cultivo da biomassa não foram consideradas. Os resultados obtidos indicaram maiores vantagens energéticas e de redução das emissões de GEEs, para o etanol de cana-de-açúcar em substituição à gasolina, do que para o etanol derivado de milho em substituição à gasolina.

Soares et al. (2009) realizaram um estudo, no qual consideravam as emissões e o balanço energético da produção de etanol, porém admitindo seu ciclo até o uso final em veículos (motores *flex fuel*). Nesta publicação foram consideradas as emissões de N_2O, bem como uma discussão com dados quantitativos sobre a questão de mudança de uso do solo. Apesar de um estudo com considerações detalhadas sobre o ciclo de vida, os autores evidenciaram a falta de informações quantitativas sobre as emissões de algumas etapas na parte agrícola de produção de cana-de-açúcar.

Em uma abordagem mais completa das categorias de impactos, Ometto, Hauschild e Roma (2009) concluíram, por meio da ACV do etanol hidratado de cana-de-açúcar, que este contribui para diversos impactos ambientais, como: aquecimento global, formação de ozônio, acidificação, eutrofização, ecotoxicidade e toxicidade humana; e as principais causas para o maior potencial de impacto indicado pela normalização utilizada foi a aplicação de nutrientes no solo, a queima na colheita, bem como a utilização de diesel para transporte.

Observa-se que a metodologia de ACV permite variadas abordagens, dependendo do objetivo do estudo e das categorias de impacto avaliadas, especialmente quando são incluídas várias categorias de impacto. Neste caso, discussões como, por exemplo, uso do solo e

consumo energético, podem levar a resultados da ACV contraditórios ou de difícil interpretação.

As comparações entre estudos de um mesmo produto também não são fáceis nem simples porque, em geral, os estudos utilizam unidades funcionais e fronteiras diferentes, ou seja, os processos incluídos na análise podem variar. Desta forma, os resultados da ACV devem ser avaliados considerando-se seu objetivo.

4.5 A ACV no âmbito da Diretiva Européia

Conforme discutido anteriormente, a ACV é uma importante ferramenta de identificação de desempenho ambiental de produtos, podendo ser utilizada como metodologia para elaboração e apresentação de valores de emissões de GEEs em algumas políticas para os biocombustíveis, por exemplo, RFS2, LCFS e a Diretiva Européia.

Como o escopo deste trabalho é a discussão sobre a Diretiva Européia para Energias Renováveis, a seguir são detalhadas e discutidas as considerações adotadas para essa normativa relacionadas ao ciclo de vida dos biocombustíveis, principalmente ao etanol de cana-de-açúcar.

Ao contrário das normativas norte-americanas que declararam a utilização de *softwares* de apoio para realização dos estudos de ACV (modelo GREET), a legislação européia propôs em seu documento uma metodologia para cálculo, que serviu de referência para os cálculos realizados pelas entidades técnicas contratadas nos estudos de ACV dos biocombustíveis. Posteriormente, foi criada uma plataforma para apresentação e edição dos dados, denominada BIOGRACE (*Harmonised Calculations of Biofuel Greenhouse Gas Emission in Europe*)[9], que consolida os resultados dos 22 biocombustíveis analisados pela Diretiva.

[9] http://www.biograce.net/

4.5.1 Metodologia de cálculo utilizada na Diretiva Européia

Para que a meta de substituição de fontes fósseis por renováveis seja atingida na União Européia, a Diretiva pontua os principais aspectos para o cálculo de utilização de biocombustíveis.

Segundo a Diretiva, o objetivo não é apenas a produção local, mas também a importação de biocombustíveis de outros países, sendo necessário que haja uma metodologia única e replicável para que não ocorram erros na contabilização das emissões.

A utilização de biocombustíveis deve promover a redução progressiva das emissões de GEEs comparadas às fontes fósseis. No artigo 17 da Diretiva, fica estabelecido que a redução de GEEs resultante da utilização de biocombustíveis deve ser de, no mínimo, 35%. Em 2017, o limite mínimo de reduções será de 50% e 2018 serão 60%. Com isso, biocombustíveis que possuam emissões com reduções menores que este valor, não serão contabilizados para atingir as metas de substituição (EC, 2009).

De acordo com o anexo V dessa normativa (EC, 2009), as emissões serão calculadas por meio da equação (1):

$$E = eec + el + ep + etd + eu - esca - eccs - eccr - eee, \quad (1)$$

em que:

E emissões totais da utilização do combustível;

eec emissões provenientes da extração ou cultivo de matérias-primas;

el contabilização anual das emissões provenientes de alterações do carbono armazenado devidas a alterações do uso do solo;

ep emissões do processamento;

etd emissões do transporte e distribuição;

eu emissões do combustível na utilização;

esca redução de emissões resultante da acumulação de carbono no solo através de uma gestão agrícola melhorada;

eccs redução de emissões resultante da captura e fixação de carbono e armazenamento geológico de carbono;

eccr redução de emissões resultante da captura e substituição de carbono; e

eee redução de emissões resultante da produção excedente de eletricidade na cogeração.

As emissões de GEEs dos combustíveis, *E*, são expressas em gramas de CO_2[10] equivalente por MJ de combustível (gCO_2eq/MJ). Já a redução de emissões de GEEs dos biocombustíveis é calculada pela equação (2):

$$REDUÇÃO = (EF - EB)/EF \quad (2)$$

em que:

EB emissões totais do biocombustível; e

EF emissões totais do combustível fóssil de referência [11].

Diante dessa metodologia de cálculo, a Diretiva estipula algumas considerações a cerca das variáveis utilizadas. Com relação às emissões do processamento, *ep*, estas incluem as emissões do próprio processo industrial; de resíduos e perdas; além da produção de produtos químicos ou produtos utilizados no processo.

As emissões *etd*, incluem as emissões provenientes do transporte, armazenamento de matérias-primas e materiais e distribuição do produto final.

As emissões *eec,* incluem as emissões do próprio processo de extração ou cultivo; da colheita de matéria-prima; de resíduos e perdas; e da produção de produtos químicos ou produtos utilizados na extração ou cultivo.

Segundo a Diretiva não é considerada a captura de CO_2 no cultivo de matérias-primas. As estimativas das emissões provenientes do cultivo podem ser feitas utilizando médias calculadas para áreas geográficas menores que as utilizadas no cálculo dos valores padrões, em alternativa à utilização de valores reais.

As emissões do combustível na utilização, *eu*, são consideradas nulas para os biocombustíveis. Ainda assim, na normativa estão estabelecidas formas de contabilizar os resíduos, co-produtos e cogeração de energia excedente.

[10] Os GEEs considerados no cálculo são o CO_2, N_2O e CH_4. Para efeitos do cálculo da equivalência de CO_2, foram admitidos os seguintes valores: CO_2= 1; N_2O= 296; CH_4= 23

[11] É utilizado o último valor disponível para as emissões médias reais encontradas nos termos da Diretiva 98/70/CE. Na ausência de tais dados, o valor é 83,8 gCO_2eq/MJ.

4.5.2 Resultados para o etanol de cana-de-açúcar produzido no Brasil segundo a metodologia da Diretiva Européia

O levantamento e estudo das emissões de GEEs referentes ao processo de produção do etanol de cana-de-açúcar no Brasil foi realizado pelo *Joint Research Centre of the European Commission* (JRC)[12]. Essa iniciativa pertence ao *Institute for Environment and Sustainability* (IES), que realiza entre outras atividades, estudos técnicos para subsidiar políticas promovidas pela União Européia.

Para o levantamento de emissões de GEEs foi utilizada uma abordagem WTW *(well-to-wheels*), ou seja, do poço às rodas, que considera todo o ciclo de produção do etanol, desde a produção de matéria-prima até a utilização final do produto. No entanto, segundo a Diretiva, as emissões na utilização dos biocombustíveis são consideradas nulas.

De acordo com a apresentação dos valores (JRC, 2008), foi utilizada uma metodologia específica proposta pela Comissão Européia, para que esta pudesse ser equivalente e empregada na Diretiva Européia para outros biocombustíveis. Essa metodologia possui algumas diferenças nas considerações e resultados de contabilização de co-produtos, balanços de energia e GEEs, que serão discutidas nos Capítulos 5 e 6.

Para produção de etanol a partir de cana-de-açúcar foram divididas as etapas de processamento. Apesar das considerações referentes à elaboração do inventário (JRC, 2008) não terem sido apresentadas em detalhes, a maioria dos dados obtidos possuem por referência Macedo, Leal e Silva (2004). Maiores detalhes podem ser observados a partir da plataforma de apresentação dos dados elaborada pela Comissão Européia, o BIOGRACE[13] (ANEXO).

Segundo a metodologia de cálculo apresentada (Equações 1 e 2), na Tabela 6 é possível observar um resumo dos valores totais obtidos de redução de emissões de GEEs associados ao uso de etanol de cana-de-açúcar, que correspondem a 71,3% em comparação ao uso de combustíveis fósseis. Para os valores de emissões de GEEs na utilização de etanol de cana-de-açúcar, apresentados na Diretiva, o total foi de 24,3 gCO_2eq/MJ (JRC, 2008).

[12] http://ies.jrc.ec.europa.eu/jec-research-collaboration/about-jec.html
[13] http://www.biograce.net/app/webroot/files/file/BioGrace_GHG_calculations_-_version_3_-_Public.xls

Tabela 6. Valores obtidos referentes às emissões de GEEs para o etanol de cana-de-açúcar produzido no Brasil

	Consumo de energia (MJx/MJ)		**Emissões de GEEs (g CO_2eq/MJ)**			**CO_2**	**CH_4**	**N_2O**
	Total primária	Fóssil						
	Estimativa		Estimativa	Min	Max	g/MJ	g/MJ	g/MJ
Cultivo de cana-de-açúcar	0,06		14,45			3,7	0,15	0,023
Transporte rodoviário	0,01		0,85			0,8	0,00	0,000
Processamento industrial	1,78		0,85			0,85	0,00	0,000
Transporte para o porto, 700 km	0,03		2,31			2,3	0,00	0,000
Transporte marítimo para EU	0,07		5,39			5,4	0,00	0,000
Estação de abastecimento	0,01		0,44			0,4	0,00	0,000
Total emissões GEEs			**24,3**	21,0	42,2	13,5	0,16	0,023
Crédito para emissões de CO_2 de combustão renovável			-71,3			-71,3		

Fonte: JRC, 2008.

5 Comparação entre os resultados de emissões de GEEs no ciclo de vida do etanol brasileiro

A fim de estabelecer uma comparação entre os resultados obtidos na Diretiva Européia para o etanol de cana-de-açúcar e suas considerações, nessa seção são apresentadas algumas diferenças baseadas em outros estudos de ACV e é discutida a relevância dessas diferenças no resultado final de emissões.

Conforme JRC (2008), os dados utilizados na quantificação das emissões para o etanol brasileiro nos cálculos elaborados pela Diretiva Européia (Tabela 6) foram obtidos, em sua maioria, do estudo de Macedo, Leal e Silva (2004).

A partir do item 4.4.1 deste trabalho, foram selecionados três artigos de maior relevância sobre ciclo de vida do etanol brasileiro (MACEDO; SEABRA; SILVA, 2008; OMETTO; HAUSCHILD; ROMA, 2009; SOARES et al., 2009) que, em sua maioria, se utilizam de dados regionais para elaboração de inventários. Baseado nisso, foi possível identificar diferenças nos resultados finais de emissões de GEEs entre os estudos, conforme Tabela 7.

Tabela 7. Comparação entre os resultados finais de emissões de GEEs no ciclo de vida do etanol brasileiro.

Referência	**gCO_2eq/MJ**
Macedo, Seabra e Silva (2008)	19,49
Ometto, Hauschild e Roma (2009)	13,1
Soares et al. (2009)	22,26
Diretiva Européia (JRC, 2008)	24,3

Fonte: Baseado nos resultados dos autores e em considerações como: PCI etanol – 6750 kcal/kg; densidade etanol – 791 kg/m_3

Essas diferenças nos resultados finais se dão de acordo com as premissas e valores de inventário utilizados, conforme será discutido nos próximos itens. No entanto, o valor apresentado por Soares et al. (2009) é aquele que mais se aproxima do resultado observado na Diretiva ($24gCO_2eq/MJ$).

Apesar de não haver diferenças tão significativas, com exceção de Ometto, Hauschild e Roma (2009), é relevante uma análise sobre as considerações que ocasionaram essas diferenças a fim de auxiliar as discussões sobre o ciclo de vida utilizado como referência para estudos internacionais.

Por conta do manejo da cultura de cana-de-açúcar variar entre as diversas usinas brasileiras, a maioria dos estudos se utiliza de dados para simulação em uma usina padrão, que pode refletir nos resultados.

Foi observado que as maiores emissões de GEEs e principais diferenças entre os valores estabelecidos nos estudos se dá na fase agrícola de produção de cana-de-açúcar. Assim, os principais tópicos selecionados para discussão com relação aos valores adotados são: aplicação de cal, herbicida e inseticida; consumo de combustível; fatores de emissão para combustíveis fósseis; e queima da cana-de-açúcar.

A fim de comparar os resultados, os tópicos cujas discrepâncias se referem às escolhas realizadas e dados primários provenientes de diferentes referências são apresentadas a seguir. No entanto, as incertezas e falta de valores validados para as condições brasileiras, indicado pelos autores serão discutidas no capítulo 6.

5.1.1 Aplicação de cal, herbicida e inseticida

Como o cultivo da cana-de-açúcar possui diferenças conforme as regiões de produção, apesar de se aplicar um modelo padrão para realização da ACV, os estudos analisados consideram quantidades diferentes de aplicação de cal, herbicidas e inseticidas na fase agrícola.

O cálculo realizado no estudo do JRC (2008) para a Diretiva Européia utiliza para aplicação de cal 2200 kg/ha (MACEDO; LEAL; SILVA, 2004) e, segundo o autor, esta estimativa se dá devido à maioria das áreas plantadas com cana-de-açúcar se localizarem em solos ácidos o que, a cada novo plantio (6 anos aproximadamente), requer a adição dessa quantidade de material. No estudo, o valor é dividido pelo número de anos do ciclo da cana para que seja representativo (367 kg/ha por ano). Esse valor também pode ser observado no trabalho de Soares et al. (2009).

Em Macedo, Seabra e Silva. (2008), houve a atualização dos dados para safra mais recente e a aplicação de cal foi reduzida para 1900 kg/ha, também considerando os 6 anos, que seria em torno de 317 kg/ha por ano. Para Ometto, Hauschild e Roma (2009), a partir de dados primários, a estimativa anual foi de 240 kg/ha, indicando o menor valor utilizado para essa etapa em comparação aos outros estudos.

Ainda para o cálculo da Diretiva Européia, o valor para pesticidas foi obtido por Macedo, Leal e Silva (2004), que considerou 2,2 kg/ha de herbicidas e 0,16 kg/ha de inseticidas. Em Macedo, Seabra e Silva (2008) os valores se mantiveram os mesmos.

Em Soares et al. (2009), o valor da quantidade utilizada para inseticidas é de 0,24 kg/ha. Para os dados sobre herbicidas são adotados valores do Sindicato Nacional de Indústria de Produtos para Defesa Agrícola (SINDAG) que, para 2006, foi de 3,2 kg /ha.

No estudo de Ometto, Hauschild e Roma (2009) foi observado o valor de 8,15 kg/ha, porém para uso de pesticidas em geral. Para realização dessa estimativa foi utilizado o *software* PestLCI, de acordo com o modelo internacional para levantamento comparativo de aplicação de produtos químicos – USEtox (HAUSCHILD et al., 2007).

5.1.2 Consumo de combustível e distâncias consideradas no plantio da cana-de-açúcar

As operações agrícolas para a produção de cana-de-açúcar apresentam consumos de diesel distintos, devido à sua utilização em diferentes máquinas agrícolas.

De acordo com a referência utilizada na Diretiva Européia, o valor estimado de diesel para a etapa de cultivo da cana-de-açúcar foi 0,797 l/tc (DREIER, 2000), calculado para uma produtividade de 80 tc/ha (CONAB, 2011). Obtendo-se assim, um valor estimado de 63,76 l/ha.

Em Macedo, Seabra e Silva (2008) foi considerado o consumo de 164 litros de diesel por hectare. Soares et al. (2009) faz um estudo detalhado do maquinário utilizado e da quantidade de combustível. Como a maior parte da utilização de tratores está na implantação da cultura, é nesta etapa que ocorre o maior consumo de óleo diesel, totalizando quase 100 l/ha. Nas operações de manutenção das soqueiras, a utilização de máquinas é bem menor, sendo menos de 9 l/ha. Na média, as máquinas consomem 22,3 litros de diesel por hectare.

Em Ometto, Hauschild e Roma (2009), o cálculo para cada etapa foi realizado a partir do banco de dados do EDIP[14], o valor diz respeito à quantidade de quilômetros percorrida pelo veículo multiplicada pelo consumo de diesel, no entanto, o artigo não descreve quais considerações foram adotadas. Para os processos de cultivo de cana o total foi de 259 l/ha[15]. O destaque desse valor se deve à proporção que a etapa de colheita possui neste estudo, mais de

[14] EDIP - *Environmental Development of Industrial Products* (WENZEL; HAUSCHILD; ALTING, 1997)
[15] Densidade do diesel considerada: 840 kg/m^3 (EPE, 2010).

80% do consumo total de combustível. Essa proporção está relacionada ao percentual de cana crua que é colhida, este tema será discutido mais adiante (item 5.1.4).

Ainda para consumo de combustíveis, na etapa de distribuição do etanol da produção até a unidade de consumo, no cálculo utilizado pela Diretiva Européia foi considerada a distância de 700 km (somente o transporte nacional, sem considerar o transporte transoceânico, maior detalhamento item 5.2) (JRC, 2008).

Seabra (2008), em seu estudo, utilizou dados de Macedo, Seabra e Silva (2008) mas, no entanto, o valor obtido relacionado à distribuição foi corresponde à distância média de 337 km para distribuição do etanol - valor referente a uma grande cooperativa de usinas na região Centro-Sul do Brasil.

Em Soares et al. (2009), a distancia considerada foi de 500 km entre usinas e postos de combustíveis, via distribuidores. Para Ometto, Hauschild e Roma (2009), foi indicado o menor valor para essas distâncias: 150 km.

5.1.3 Fatores de emissão para combustíveis fósseis

A partir do consumo de combustíveis fósseis no ciclo de vida do etanol, os estudos se utilizam de fatores para contabilizar as emissões de GEEs.

Segundo a Diretiva, para efeitos de cálculo, o fator de referência de combustíveis fósseis utilizado na Comunidade Européia é o último valor disponível para as emissões médias reais provenientes do consumo rodoviário nacional, descrita na Diretiva 98/70/CE. Na ausência de tais dados e para outros países, o valor utilizado é 83,8 gCO_2eq/MJ (EC, 2009).

Segundo Macedo, Leal e Silva (2004) para a avaliação das emissões pelo uso de combustíveis fósseis, devem ser incluídas as emissões diretas (por exemplo, emissões de CO_2 por litro de diesel usado em operações agrícolas) e indiretas (emissões na extração do petróleo, no seu transporte, no refino etc).

Há variações para esses valores de emissões indiretas, em razão de alguns fatores: diferenças entre as regiões do mundo (distâncias de transporte) e devidas aos processos e ao perfil de refino, além da alocação entre diesel-gasolina e óleo combustível; mas é razoável (em função da magnitude relativa das perdas) simplificar e assumir que as emissões totais são igualmente distribuídas entre os derivados, com relação ao seu PCI, na falta de maior detalhamento (MACEDO; LEAL; SILVA, 2004).

Ometto, Hauschild e Roma (2009) utilizaram como dados de referência os valores de Simapro Database (2003). Em Soares et al. (2009) e Macedo, Seabra e Silva (2008) foram utilizados os dados de referência do IPCC (2006). Nesse último, consideraram um fator de emissão, devido ao uso de diesel, de 20,2 gC/MJ e de 3,87 gC/MJ devido à sua produção. Esse fator resulta em emissões de 88,37 g CO_2/MJ.

Os autores ainda alertam que particularidades do Brasil em relação à tecnologia de extração de óleo (a maioria do petróleo vem de águas profundas) e tipo de óleo (principalmente óleo pesado) podem resultar em maior consumo de energia para sua extração e refino, mas eventuais variações em comparação com valores internacionais não iriam comprometer a análise.

5.1.4 A questão das emissões na queima da cana-de-açúcar

Segundo os estudos analisados (MACEDO; SEABRA; SILVA, 2008; SOARES et al., 2009; OMETTO; HAUSCHILD; ROMA, 2009), a etapa de colheita da cana-de-açúcar é a que mais contribui para as emissões de GEEs. Este fato deve-se principalmente às emissões pela queima e transporte da cana-de-açúcar.

O modelo tradicional de colheita utiliza fogo preliminarmente à colheita manual, com o intuito de facilitar o corte manual e afastar animais. As principais emissões de GEEs nesta etapa são de CH_4 e N_2O (SOARES et al, 2009). Na metodologia indicada pelo IPCC, as emissões de CO_2 devido à queima da biomassa agrícola não precisam ser reportadas porque se estima que sejam reabsorvidas pela vegetação durante o crescimento da próxima safra (IPCC, 2006).

Ainda que na maioria da área de cana no país seja efetuada a queima da palha e isso contribua significativamente para as emissões na cadeia do etanol, já é possível observar o aumento nas áreas com colheita mecanizada.

Alguns estados brasileiros possuem legislação específica com metas e cronograma para a sua introdução, enquanto outros incluem esta exigência no processo de licenciamento das novas usinas, sem obrigatoriedade para aquelas já existentes.

No Estado de São Paulo, a Lei Estadual nº 11.241/2002 e o Decreto Estadual nº 47.700/2003 prevêem a eliminação gradativa da queima de cana em áreas mecanizáveis até

2021 (terrenos acima de 150 hectares e com declividade menor que 12%). Nas áreas não mecanizáveis o prazo final de eliminação é em 2031.

No entanto, ainda em São Paulo, há o Protocolo Agroambiental, lançado em 2007 pela Secretaria de Meio Ambiente do Estado (SMA-SP), que visa premiar as boas práticas do setor sucroalcooleiro através de um certificado de conformidade e outros benefícios. Para aderir ao Protocolo os produtores de cana devem antecipar o prazo final para a eliminação da queima da cana em áreas com declividade até 12%, de 2021 para 2014. Em áreas com declividade acima de 12% o prazo final para eliminação deve diminuir de 2031 para 2017. Os novos empreendimentos paulistas são proibidos de queimar os canaviais, segundo a Resolução SMA-SP 33, de 21 de junho de 2007 (SMA, 2008a).

Na Figura 10, é possível observar a porcentagem da área de cultivo com mecanização no Estado de São Paulo e as projeções para os próximos anos. Em 2011, 50% das áreas de cultivo mecanizáveis não efetuavam a queima da cana (SMA, 2008a).

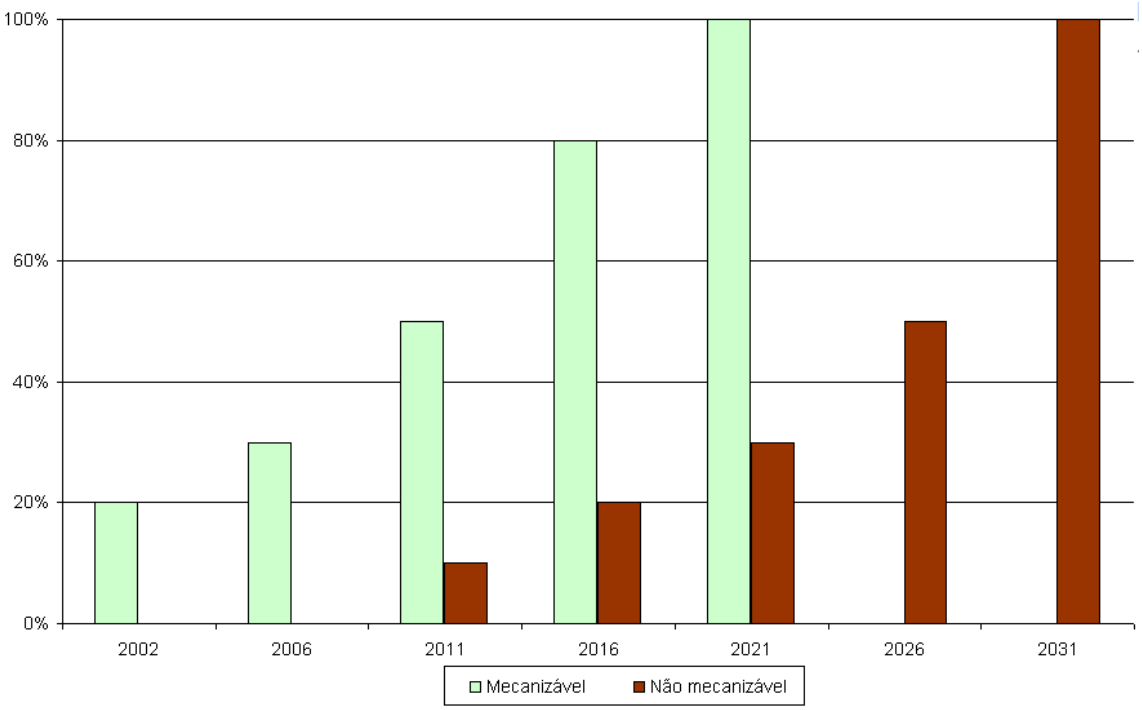

Figura 10. Porcentagem de eliminação da queima da cana em áreas mecanizáveis e não mecanizáveis no estado de São Paulo
Fonte: SMA, 2008a.

No Estado de Goiás, há legislação para eliminação da queima da cana-de-açúcar, em especial, para novas usinas. A Resolução Estadual-GO n.º 082 de 2007 determina que as licenças ambientais emitidas para as usinas novas no estado deverão ter como condicionante ambiental a não utilização da queima da palha da cana-de-açúcar nos processos de colheita.

No Estado de Minas Gerais, em 2009, foi aprovada uma Deliberação Normativa que regulamenta o Protocolo Agroambiental do Estado. A Deliberação trata do corte mecanizado e da eliminação da queima da palha da cana, prevista para 2014, excetuando aquelas áreas com declividade acima de 12%, até que sejam desenvolvidas tecnologias para este tipo de terreno.

Assim, é esperada a continuidade na redução de áreas com colheita manual, principalmente nas regiões Centro-Sul, que já possuem legislação e contam com a maior produção de cana-de-açúcar do país. Este fato, certamente, influencia o balanço de emissões no ciclo do etanol.

Conforme os dados de Macedo, Leal e Silva (2004), que foram utilizados pela Diretiva Européia, os autores consideraram que em 80% da área do estudo era realizada a queima da palha para colheita. Por não haver dados específico para fatores de emissões, neste estudo foi adotada a recomendação do IPCC (2001) para emissões da queima de resíduos agrícolas que considerando as características da cana, representam 2,83 kg CH_4/tc e 0,0085 kg N_2O/tc.

Em Soares et al. (2009), foi admitido que em 60% da área realizava-se a queima da palha para colheita, enquanto que em Macedo, Seabra e Silva (2008) foi considerado 69% da área. No entanto, os autores utilizaram os fatores de emissões recomendados pelo IPCC (2006), que indicam 2,7 kg CH_4/tc e 0,007 kg N_2O/tc.

No estudo de Ometto, Hauschild e Roma (2009) foi considerada a queima de 75% da cana para colheita na área de estudo e os fatores de emissão foram baseados em EMBRAPA (1997).

5.2 Considerações sobre o transporte do etanol brasileiro para a Europa

Diante de toda a discussão do processo produtivo do etanol do país e dos critérios de sustentabilidade que devem ser seguidos, caso o Brasil aumente as exportações para a Comunidade Européia, considerações sobre o transporte desse produto até os mercados consumidores devem ser incluídas na abordagem de ACV.

Apesar desses detalhes não serem contemplados pelos principais estudos brasileiros de ACV do etanol de cana-de-açúcar, isso merece atenção uma vez que, a logística utilizada poderá influenciar na contabilização das emissões de GEEs.

De acordo com a Diretiva Européia, os cálculos de emissões de GEEs no caso do etanol brasileiro foram realizados conforme considerações apresentadas na Tabela 8.

Tabela 8. Valores estabelecidos pela Diretiva para a etapa de exportação do etanol de cana-de-açúcar produzido no Brasil

Modal	Combustível	Distância	gCO_2 eq/ MJ
Caminhão no país produtor	Diesel	700 km	2,31
Navio	Óleo combustível para transporte marítimo	10186 km	4,1
Caminhão no país consumidor	Diesel	300 km	0,99

Fonte: JRC, 2008.

Observa-se que a partir da análise dos dados da distância entre Brasil e Europa apresentados na Tabela 8, a Diretiva Européia contabilizou apenas a viagem de ida da carga de etanol. Apesar de ser uma consideração do autor do estudo, não há comentários nem justificativas sobre a viagem de volta desse navio.

Esse tema gerou polêmica nos resultados norte-americanos do RFS2. Segundo comentários enviados pela UNICA[16] à EPA (UNICA, 2009b), com críticas aos resultados obtidos para o etanol de cana-de-açúcar na primeira versão da RFS2, foi discutida a questão de transporte para a exportação. De acordo com a primeira versão da RFS2, o modelo GREET para cálculo de emissões havia considerado a viagem de ida da carga de etanol aos Estados Unidos por navio, e a volta deste vazio para o Brasil (o que quase duplicaria as emissões relacionadas).

Após revisão e publicação, em março de 2010, a RFS2 atualizou os dados de referência de distâncias médias de transporte baseado em informações recentes da IEA e, no entanto, para o caso do Brasil assumiu-se que as emissões dessa etapa não foram significativas. Como os valores finais de emissões do etanol de cana foram mais favoráveis do que na primeira versão publicada, esse tema não foi mais discutido.

No Brasil não há tantos estudos detalhados sobre esta questão. Silva (2009) realizou a estimativa do balanço energético e de emissões de GEEs para produção e exportação de etanol brasileiro para a Europa, a partir de diferentes regiões produtoras no território nacional.

Para essa avaliação foi necessário considerar, primeiramente, o consumo energético para transportar etanol das usinas até o porto. Silva (2009) utilizou a mesma metodologia de Seabra (2008) para a etapa de distribuição, apenas corrigindo a distância média de 337 km, para distâncias de um ponto até o porto mais próximo.

[16] UNICA – União da Indústria de Cana-de-açúcar (http://www.unica.com.br)

Segundo Silva (2009), estas distâncias foram estimadas a partir do CANASAT (Mapeamento da cana via imagens de satélite de observação da Terra)[17], que traça a distância em linha reta. Considerando que a trajetória das usinas até os portos não é uma linha reta, somou-se 30% da distância. A Figura 11 apresenta as linhas traçadas para estimativa das distâncias dos estados do Centro-Sul até o porto de Santos.

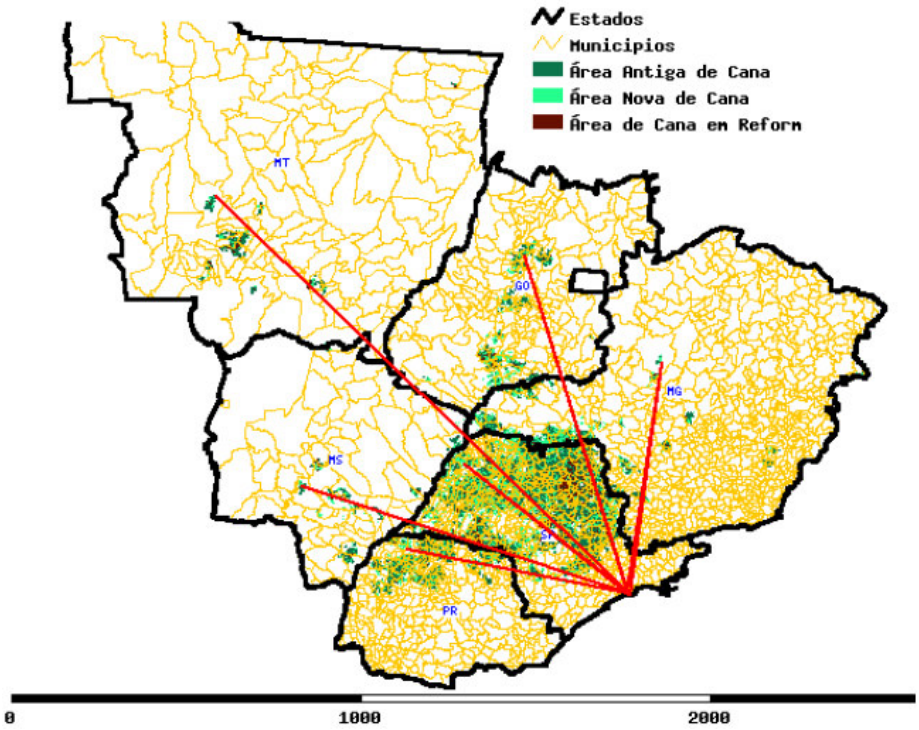

Figura 11. Avaliação da distância até o Porto de Santos.
Fonte: CANASAT *apud* SILVA (2009)

Posteriormente, foi considerado o consumo energético para transportar o etanol do Brasil (diferentes portos) até a Europa (Porto de Rotterdam) por navios[18].

Ainda de acordo com Silva (2009) a capacidade de carga (CC) do navio é 300.000 toneladas (aproximadamente 380 mil litros de etanol). O consumo específico de combustível (CE) de navegação foi avaliado (GABI4, 2005 *apud* LANGER, 2006) resultando em 0,568 toneladas de combustível/(t.km), ou 551 litros de combustível/(t.km). Conseqüentemente, o consumo seria aproximadamente 1,7 mil toneladas de óleo combustível para uma viagem com capacidade máxima.

Para a contabilização das emissões de GEEs na etapa de distribuição de etanol até a Europa, foi considerado o mesmo fator de emissão do óleo combustível residual (IPCC,

[17] Acessado em www.dsr.inpe.br/mapdsr/frame.jsp
[18] As distâncias entre os portos foram extraídas do site: www.dataloy.com

2006), ou seja, fator de emissão igual a 21,1 tc/TJ. No estudo, o fator de emissão para a exportação foi de 0,62 gCO_2eq/MJ (SILVA, 2009).

Para as distâncias, foram avaliados os valores equivalentes àqueles propostos por Cheminfo et al. (2008), no caso de distribuição de etanol de milho e trigo no Canadá. No estudo, o fator de emissão para a distribuição de etanol na Europa foi de 1,45 gCO_2eq/MJ.

De acordo com a Figura 12, na ACV elaborada por Silva (2009), a distribuição do etanol produzido nos estados de Goiás, Mato Grosso do Sul e Mato Grosso, representam, respectivamente, 49%, 42% e 39% das emissões totais de GEEs da cadeia produtiva do etanol de cana brasileiro consumido na Europa.

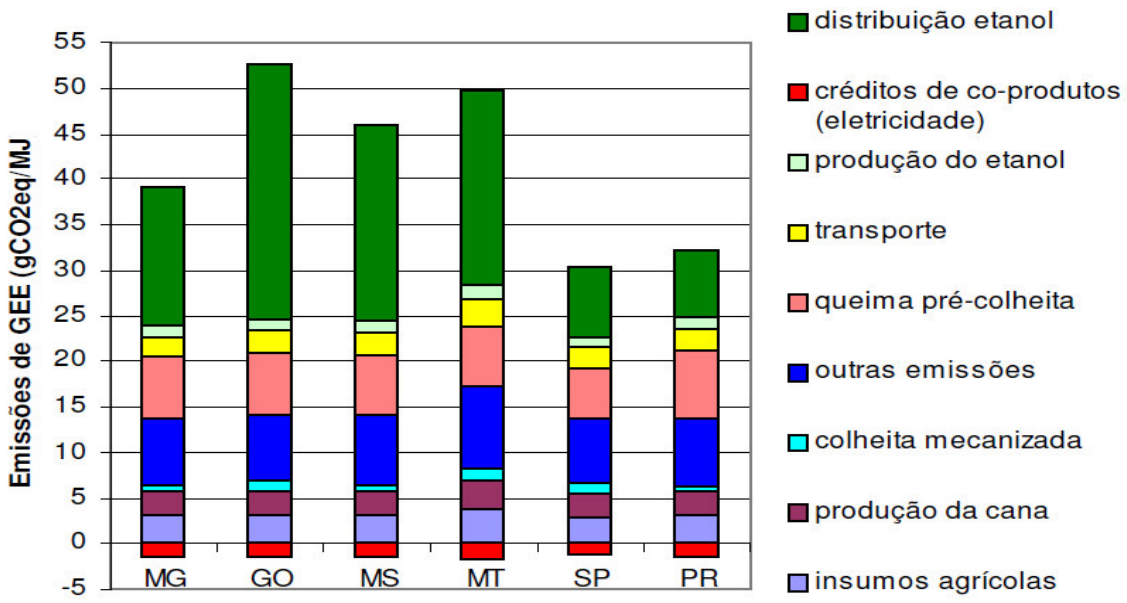

Figura 12. Emissões de GEEs em cada etapa da cadeia produtiva do etanol brasileiro consumido na Europa. Fonte: Silva , 2009.

6 Incertezas relacionadas à Avaliação do Ciclo de Vida de biocombustíveis

Diversos estudos de revisão sobre ACV de biocombustíveis concluíram e fizeram recomendações sobre as incertezas existentes nos resultados finais (REIJNDERS; HUIJBREGTS, 2007; LARSON, 2006; MENICHETTI; OTTO, 2008; VON BLOTTNITZ; CURRAN, 2007; BRINGEZU, 2009; KENDALL; CHANG, 2009; SLADE; BAUEN; SHAH, 2009).

No geral, as incertezas podem ser devido às lacunas de dados nos sistemas. Estes problemas estão tanto relacionados aos processos industriais quanto aos processos agrícolas. Diferentes matérias-primas, tipos de solo, práticas agrícolas e condições climáticas podem apresentar enormes variações, o que torna difícil uma padronização em relação ao desempenho ambiental dos biocombustíveis (LARSON, 2006; MENICHETTI; OTTO, 2008; SLADE; BAUEN; SHAH, 2009).

Outra origem de incertezas são as opções metodológicas adotadas. Tais opções resumem as escolhas realizadas no estudo, mas que, no entanto não podem ser julgadas como certas ou erradas, sendo apenas diferenças metodológicas (GUINEE; HEIJUNGS; HUPPES, 2004). Os exemplos variam desde a unidade funcional até os métodos de alocação (REIJNDERS; HUIJBREGTS, 2007; KENDALL; CHANG, 2009; SLADE; BAUEN; SHAH, 2009).

Os impactos ambientais analisados podem representar incertezas nos estudos por, muitas vezes, não serem completos. A grande maioria dos trabalhos avalia apenas as emissões de GEEs, o que poderia tendenciar alguns estudos com diferentes processos e matérias-primas que teriam um impacto maior em outras categorias (VON BLOTTNITZ; CURRAN, 2007; BRINGEZU, 2009; KENDALL; CHANG, 2009).

Neste capítulo foram selecionados os principais tópicos que poderiam promover incertezas em um estudo de ACV para o etanol de cana-de-açúcar. São eles: fertilizantes nitrogenados, alocação de co-produtos, utilização de biodiesel e mudança de uso do solo.

6.1 A questão dos fertilizantes nitrogenados

Diversas polêmicas foram levantadas a respeito das emissões de GEEs na etapa de cultivo de biomassas utilizadas como matéria-prima para a produção dos biocombustíveis. Uma das principais diz respeito às emissões de GEEs pelo uso de fertilizantes nitrogenados.

O potencial de aquecimento global de N_2O é 298 vezes maior que o de CO_2, baseado em um período de 100 anos (RAMASWAMY et al., 2007). Diante disso, pequenas quantidades provenientes da aplicação de fertilizantes em processos agrícolas podem representar um significativo impacto ambiental na cadeia de biocombustíveis (LARSON, 2006).

A demanda crescente por biomassa para produção de biocombustíveis tem gerado a necessidade de aumento de produtividade, ocasionando, conseqüentemente, um aumento no uso de fertilizantes (LARSON, 2006).

No caso dos fertilizantes nitrogenados as emissões de óxido nitroso são resultado dos processos de nitrificação e denitrificação[19] do nitrogênio aplicado e são intensificadas quando a quantidade aplicada é maior do que a requerida pela planta (BOUWMAN, 1990 *apud* SAWAMOTO et al., 2005).

Essas emissões podem ocorrer de duas maneiras: (a) diretamente, pela emissão de N_2O do solo para a atmosfera; e (b) indiretamente, incluindo o N_2O produzido em águas subterrâneas e superficiais; o nitrogênio lixiviado pelo solo e emissões de NH_3; e NO_x dos solos cultivados (IPCC, 2006). As emissões indiretas de N_2O, em geral, não são adotadas em estudos de ACV, por serem muito incertas (SMEETS et al., 2009).

A emissão global de gases não-CO_2 nas atividades agrícolas representou 10-12% das emissões antropogênicas totais de GEEs em 2005, ou seja, 5120 - 6116 $MtCO_2eq$/ano (DENMAN et al., 2007; US-EPA, 2006 *apud* IPCC, 2007).

As emissões de óxido nitroso são as maiores fontes de GEEs na agricultura, sendo 38% das emissões agrícolas representadas por N_2O (US-EPA, 2006 *apud* IPCC, 2007). Essas emissões representaram 58% das emissões antropogênicas totais de óxido nitroso (IPCC, 2007).

[19] Nitrificação é um processo biológico que ocorre no solo por meio de bactérias que convertem amônio em nitrito (NO_2-) e depois em nitrato (NO_3-), N_2O é gerado como co-produto da reação. Denitrificação é uma reação em que o nitrato é convertido em nitrogênio gasoso (N_2) por bactérias heterotróficas (CAVIGELLI; ROBERTSON, 2000 *apud* ROBERTSON; GRACE, 2004).

Somadas às emissões de metano, as emissões de óxido nitroso aumentaram em 17% de 1990 a 2005, ou seja, 58 $MtCO_2eq$/ano. Três fontes representam 88% do aumento dessas emissões: queima de biomassa (N_2O e CH_4), fermentação dos ruminantes (CH_4) e emissões de N_2O do solo (US-EPA, 2006 *apud* IPCC, 2007).

Há ainda a perspectiva de que até 2030 as emissões de N_2O aumentem em 35-60%, devido ao aumento no uso de fertilizantes nitrogenados e produção de esterco (FAO, 2003 *apud* IPCC, 2007).

Segundo a Diretiva Européia, a partir dos estudos realizados em JRC (2008), a etapa de cultivo de distintas biomassas foi a que mais contribuiu, com 30 – 70 % das emissões globais de GEEs, em função do modo de produção; o processamento industrial foi responsável por 25 – 60 %; e o restante das emissões relacionadas ao transporte e distribuição, situam-se, em geral, entre 2 – 20 % (EC, 2010b).

Ainda de acordo com esse estudo (JRC, 2008), os principais componentes da etapa de cultivo de biomassa são as emissões provenientes das máquinas, produção de fertilizantes e as emissões de N_2O do solo, sendo que estas últimas representam 40 – 70 % das emissões de toda a etapa (em certos casos, ainda mais), em função do modo de produção (EC, 2010b).

Diante desses valores, a discussão é bastante intensa em torno das emissões de óxido nitroso no cultivo de biomassa, questionando-se até os reais benefícios em termos de emissões de GEEs dos biocombustíveis em substituição aos combustíveis fósseis (CRUTZEN et al., 2007, 2008).

Essa discussão ganha importância uma vez que, de todos os gases relacionados ao potencial de aquecimento global no setor agrícola, o N_2O é o de mais difícil quantificação, principalmente para a agricultura na zona tropical (BURESH; AUSTIN, 1988; BRONSON et al., 1997 *apud* ROBERTSON; GRACE, 2004).

6.1.1 Metodologias utilizadas para indicação dos fatores de emissões de N_2O na produção de biocombustíveis

A emissão de N_2O pode variar bastante. Em geral, assume-se que a quantidade emitida é uma porcentagem da entrada de nitrogênio fertilizante mineral fixada ou nitrogênio biologicamente fixado (CRUTZEN et al., 2008).

Esse tipo de adoção de fatores pode interferir muito nos resultados finais e fazer com que estudos do ciclo de vida de um mesmo produto apresentam discrepâncias entre os impactos ambientais avaliados (CRUTZEN et al., 2008).

Em alguns estudos de estimativa de emissões de GEEs para biocombustíveis, as emissões de N_2O para a produção de culturas energéticas são estimadas utilizando modelos baseados em processos biogeoquímicos, conhecidos como DNDC[20] ou DAYCENT (ADLER; DEL GROSSO; PARTON, 2007); ou então são derivadas de medições de campo (por exemplo, WANG; SARICKS; LEE, 2003; WU; WANG; HUO, 2006).

Ainda assim, a maioria dos estudos utiliza a metodologia de Diretrizes para Inventários Nacionais de Gases de Efeito Estufa do IPCC (2006), que calcula as emissões diretas de N_2O na produção de culturas energéticas (por exemplo KALTSCHMITT; REINHARDT, 1997; HANEGRAAF; BIEWINGA; VAN DER BIJL, 1998; CHOUNDHURY et al., 2002; ELSAYED; MATTHEWS; NORTIMER, 2003).

Segundo o IPCC (2006), 1% do nitrogênio utilizado como fertilizante é emitido como óxido nitroso. Nessa metodologia, para cálculo das emissões de óxido nitroso existem fatores de emissão padrão baseados em revisão de diversas literaturas. Para as emissões diretas de óxido nitroso, o fator de emissão é derivado de dados de medições feitas em diversos estudos. O fator de emissão ou as emissões globais de óxido nitroso são resultado de modelos computacionais ou equações estatísticas utilizando os dados das medições.

Foram efetuadas medições de óxido nitroso e óxido nítrico considerando variáveis como, taxa de aplicação de nitrogênio, tipo de biomassa cultivada, conteúdo de carbono orgânico no solo, pH do solo, textura, gerenciamento do cultivo, entre outras, e a partir dessas variáveis foram quantificadas as emissões de NO e N_2O. com base nestas informações, os estudos chegaram às emissões globais de óxido nitroso (IPCC, 2006).

Há os estudos de Crutzen et al. (2007, 2008) que assumem que entre 3 e 5% são emitidos, resultado do cálculo baseado nas emissões de óxido nitroso com relação à concentração desse gás na atmosfera. Com esses valores, os autores concluíram que, assim, não há benefícios quanto à substituição de combustíveis fósseis por biocombustíveis de produção convencional.

Gallagher (2008) não concorda com a abordagem de Crutzen et al. e acredita que uma comparação com a metodologia do IPCC não é apropriada, pois ambas se diferem quanto à

[20] http://www.dndc.sr.unh.edu/

contabilização das emissões totais do solo com emissões direta; eficiência adotada para os fertilizantes nitrogenados; alocação de co-produtos, entre outros.

Smeets et al. (2009), em seu estudo sobre a contribuição das emissões de óxido nitroso no balanço das emissões de GEEs na produção de biocombustíveis, observaram que as emissões de N_2O variam de acordo com a aplicação de nitrogênio para cada cultivo agrícola e condição climática. Além disso, os autores criticaram as estimativas de Crutzen et al. (2007 e 2008) e observaram que a maior desvantagem dessa metodologia é que esta considera as emissões de N_2O dos sistemas de produção de animais, dentro dos sistemas de produção de biomassa para biocombustíveis.

6.1.2 Emissão de N_2O em ACVs de etanol de cana-de-açúcar

Após observar que são diversas as discussões sobre qual metodologia ou fatores utilizar, é possível identificar essa problemática também para os estudos de ACV de etanol de cana-de-açúcar, tanto pelas emissões como também pelas quantidades de fertilizantes utilizados.

No Brasil, as variedades de cana mais cultivadas se beneficiam da fixação biológica de nitrogênio, devido às bactérias diazotróficas associadas aos tecidos da planta, conforme comprovado por Lima, Boddey e Döbereiner (1987), Urquiaga, Cruz e Boddey (1992) e Boddey et al. (2001).

Diante disso, as quantidades de fertilizantes nitrogenados adicionadas são bem menores do que em outros países como Austrália, Colômbia, Peru, entre outros, onde se adicionam entre 150 e 200 kg de N/ha por ano na cultura de cana-de-açúcar. No Brasil, a aplicação é, geralmente, de 20 kg de N/ha no plantio e de 80 a 100 kg de N/ha nas soqueiras, resultando em uma média ponderada anual ao redor de 57 kg de N/ha (SOARES et al., 2009).

De acordo com Macedo, Seabra e Silva (2008), os valores para os fertilizantes nitrogenados foram de 48 kg de N/ha para o plantio; e 75 kg de N/ha para soqueiras com utilização de vinhaça e 88 kg de N/ha sem utilização de vinhaça.

Para emissões atmosféricas desses fertilizantes, tanto Macedo, Seabra e Silva (2008) quanto Soares et al. (2009), utilizaram como referência os fatores de emissão fornecidos pelo IPCC (2006), que indica que 1% do nitrogênio adicionado ao solo é emitido na forma de N_2O.

Em seu estudo, Ometto, Hauschild e Roma (2009) utilizaram os dados de Macedo, Leal e Silva (2004) para quantificar a aplicação de fertilizantes nitrogenados, que foi de 58,8 kg de N/ha. Para as emissões desses fertilizantes foram utilizadas as seguintes considerações: 15% de perda por volatilização de NH_3; 2% de perda por volatilização de N_2O; 20% de escoamento superficial e percolação (OSB/WSTB, 2000).

No entanto, esta última referência é uma compilação de estudos e o autor dessa estimativa de emissões (BOUWMAN et al., 1997) indica que tais condições de emissões são observadas na América do Norte e para cultivos em geral. Ainda, de acordo com esse estudo, este valor pode ser maior em áreas tropicais e também em países que se utilizam mais de fertilizantes com amônia.

Para quantificação das emissões de fertilizantes pela Diretiva Européia foram utilizados como referência os dados de Macedo, Leal e Silva (2004). Os resultados, segundo avaliação em JRC (2008) podem ser observados na Tabela 9.

Tabela 9. Valores estabelecidos para as emissões devido ao uso de fertilizantes na produção do etanol de cana-de-açúcar.

Emissões no cultivo (gCO2eq/MJ)	**Total de emissões (gCO2eq/MJ)**	**Emissões de N_2O (gCO2eq/MJ)**	**Emissões de N2O em porcentagem das emissões do cultivo**
14	24	6,9	47%

Fonte: EC, 2010b

Apesar da adoção desses valores, a Comissão Européia afirma que as emissões resultantes da produção de fertilizantes e das máquinas são difíceis de estimar nas diversas regiões. Em contrapartida, as emissões de N_2O revelam uma substancial variação espacial e há dificuldades ainda mais pelas limitações das abordagens existentes para esse fim, no qual são consideráveis os índices de incertezas (EC, 2010b).

Apesar da divulgação desses resultados, a Comissão disponibilizou um espaço para discussão entre os países a fim de promover uma atualização dos índices até 2012 (EC, 2010b).

6.2 Alocação de co-produtos

Uma importante discussão metodológica a respeito de balanço de energia e das emissões de GEEs é a de como fazer alocação entre produtos e co-produtos. A alocação é uma etapa importante na avaliação do ciclo de vida por tentar distribuir e pontuar os reais impactos ambientais de um determinado produto (SILVA, 2010).

Metodologias são escolhidas de acordo com as restrições de dados, a fim de evitar grande complexidade ou apenas por causa de interesses específicos. No entanto, segundo a ISO 14044 (ABNT, 2009b), é recomendado que se evite utilizar o procedimento de alocação para evitar incertezas nos resultados finais baseada nas decisões tomadas nesta etapa.

Porém, quando a alocação não puder ser evitada, é recomendado que a divisão dos fluxos seja relacionada ou com suas propriedades físicas (por exemplo, massa, volume etc), ou que reflita um valor econômico (por exemplo, valor de mercado do co-produto em relação ao valor do produto primário).

6.2.1 Alocação em ACV para biocombustíveis

A maioria dos sistemas de produção de biocombustíveis possui co-produtos, tanto na etapa agrícola quanto na etapa industrial, que devem ser incluídos em estudos de ACV. No entanto, deverá ser realizada a alocação, quando para essa inclusão não houver outro procedimento de cálculo e não for possível a expansão do sistema estudado.

Estudos comparativos de avaliação de biocombustíveis para evitar a alocação consideram a expansão de sistemas, podendo ser definidas diversas unidades funcionais, a fim de contemplar todos os fluxos e produtos (BOTHA; VON BLOTTNITZ, 2006; HEDEGAARD; THYA; WENZEL, 2008; KEMPPAINEN; SHONNARD, 2005; LUO; VAN DER VOET; HUPPES, 2009b).

Outra abordagem utilizada, também em expansão de sistemas, é a subtração de "créditos de co-produtos" para evitar outras "cadeias de processamento". Um exemplo pode ser a eletricidade produzida a partir de um fluxo de resíduos gerados, no qual são subtraídas as emissões relacionadas à quantidade de eletricidade que seria produzida pela rede, se esse sistema não existisse. Essa abordagem é chamada de substituição.

Para os métodos de alocação é utilizada a abordagem atribucional, que significa que as emissões de um processo que gera um co-produto podem ser divididas em diferentes saídas. Existem várias maneiras de realizar essas alocações e, segundo Van der Voet; Lifset; Luo (2010), os mais encontrados em estudos de biocombustíveis são, primeiramente, o valor de mercado dos fluxos de saída e depois, os métodos de divisão em função da massa ou volume, além de outros sobre o conteúdo energético dos fluxos.

Esses métodos de alocação são um determinante central dos resultados e não apenas em termos comparativos. As incertezas se diferem pela qualidade dos dados, opções de unidades funcionais e limites em uma ACV. A precisão dos dados pode ser melhorada por meio da coleta de dados mais acurada, as unidades funcionais podem ser recalculadas e os limites podem ser refeitos para adequação do sistema.

No entanto, a alocação é uma escolha e não há maneira certa ou errada de fazê-la (GUINEE; HEIJUNGS; HUPPES, 2004). Nesse caso, é considerado uma boa prática realizar análises de sensibilidade para as diferentes opções de distribuição.

Uma revisão da literatura, realizada por Van der Voet; Lifset; Luo (2010) para diferentes produções de biocombustíveis identificou que dos três métodos de alocação mais utilizados (energia, massa e valor de mercado), as alocações por energia e massa geram resultados mais comparáveis, enquanto que os resultados da alocação de mercado mostram maiores variações.

Nos estudos foi observado que as emissões de GEEs em sistemas que se utilizavam de alocações por massa e energia, variavam de 50-80%, enquanto que para alocação econômica foram obtidas variações até com resultados negativos (VAN DER VOET; LIFSET; LUO, 2010).

6.2.2 Co-produtos em usinas de cana-de-açúcar

Para a produção de etanol a partir de cana-de-açúcar os principais co-produtos são: o bagaço e a eletricidade. A geração de energia em usinas de cana-de-açúcar baseia-se na cogeração com ciclos a vapor, que são capazes de atender a toda demanda de energia e ainda produzir excedentes de eletricidade para venda à rede.

No final da década de 1990, com a desregulamentação do setor elétrico brasileiro, as usinas começaram a produzir eletricidade excedente para comercialização e um forte processo

de modernização foi iniciado, envolvendo a aquisição de caldeiras de alta pressão, combinado com a melhoria dos processos para reduzir a demanda de energia (MACEDO; LEAL; SILVA, 2004; SEABRA, 2008).

Como conseqüência, o excedente de eletricidade comercializado pelas usinas aumentou, com potencial para alcançar níveis dez vezes maiores do que o nível atual em um futuro próximo, considerando o uso da palha como combustível complementar ao bagaço (NAE, 2005; SEABRA, 2008).

Segundo Macedo e Seabra (2009), em termos de créditos de emissão de GEEs, estes podem ser atribuídos de diversas maneiras em uma usina de cana-de-açúcar, porém, em geral, o método de substituição é o mais utilizado, no qual é basicamente necessário considerar o serviço oferecido pelo co-produto e como seriam as emissões resultantes, na ausência deste.

Dos principais estudos de ACV de etanol brasileiro discutidos nessa dissertação, o único que analisa com detalhes a questão da substituição é o de Macedo, Seabra e Silva (2008), com a contribuição de Seabra (2008).

Macedo, Seabra e Silva (2008) consideram a venda do bagaço para outras indústrias e o seu uso em substituição ao óleo combustível em caldeiras (cuja eficiência cai de 92% para 79%), além da eletricidade vendida à rede que substitui àquela gerada em termelétricas a gás natural (SEABRA, 2008).

6.2.3 Uso do bagaço em caldeiras

No Brasil, o bagaço de cana é, sem dúvida, o resíduo agroindustrial obtido em maior quantidade, correspondendo a cerca de 30% do total da cana moída (SILVA et al., 2007).

As usinas de processamento controlam milhões de toneladas de cana-de-açúcar durante todo o período de safra. No ano de 2009 a produção foi de mais de 180 milhões de toneladas de bagaço (EPE, 2010). A partir do processamento empregado no setor, o bagaço é gerado na usina e utilizado na cogeração.

Para análise de co-produtos na usina, anteriormente era natural que se considerasse a venda do bagaço excedente (5-10%) para outras indústrias, e com isso haveria emissões evitadas pela substituição de óleo combustível por bagaço em caldeiras (MACEDO; LEAL: SILVA, 2004). No entanto, esta prática vem sendo reduzida ao passo que as indústrias têm

outras opções de combustível fornecido e as usinas de cana têm usado todo o bagaço (SILVA, 2009).

Diante desta premissa, Silva (2009) realizou uma análise de sensibilidade para verificar o impacto dessa quantidade de bagaço de cana-de-açúcar que era vendido para outras indústrias, analisando as emissões evitadas pelo método de substituição, e correlacionando essa mesma quantidade se fosse utilizada na geração de eletricidade excedente para rede pelas usinas de cana.

Segundo Silva (2009) foi possível verificar um impacto maior com a redução do uso do bagaço nas outras indústrias da região, porque quando se compara as reduções de emissões evitadas considerando a substituição de um combustível fóssil, como o óleo combustível, esse possui altos valores de emissões (95,7 $kgCO_2eq/GJ$), e assim, a não utilização da biomassa, conseqüentemente faz com que seja emitido maiores quantidades de GEEs.

No caso da geração de eletricidade excedente, o impacto de redução de emissões foi menor pelas considerações utilizadas pela autora, que realizou os cálculos baseado nos fatores de emissões determinados para projetos de MDL (FENNHANN, 2006).

6.2.4 Fornecimento de eletricidade excedente à rede

A questão da eletricidade excedente ainda não está definida, uma vez que as normas para biocombustíveis não consideram nos estudos de ACV a produção de energia elétrica. Na maioria das avaliações, a unidade funcional está restrita à produção de combustíveis para o transporte.

No entanto, alguns estudos brasileiros discutem essa questão, uma vez que defendem que esse processo faz parte do sistema e deve ser contabilizado. Segundo Macedo e Seabra (2009), para a eletricidade, os critérios de substituição são complexos. Neste caso, é necessário comparar a quantidade adicional de emissões de GEEs que teria sido produzida pelo sistema energético brasileiro, para fornecer a mesma energia, na ausência da eletricidade excedente fornecida pelas usinas de cana.

Como mencionado no item 6.2.3, para avaliar essa questão é necessário considerar as características do sistema elétrico brasileiro, composto, aproximadamente por 80% de geração de energia hidráulica e os 20% restantes são, na sua maioria, energia térmica, utilizada para

complementar a demanda do SIN (Sistema Interligado Nacional) (MACEDO; SEABRA, 2009).

Quanto à produção de eletricidade excedente em usinas, Macedo, Seabra e Silva (2008) e Seabra (2008) consideraram que, em média, 10 kWh/t de cana de açúcar como eletricidade excedente tem sido vendida para rede de eletricidade. Este cenário é representativo das médias atuais no estado de São Paulo e poderia ser significativamente expandido nos próximos anos.

Para o estudo de Macedo, Seabra e Silva (2008), são consideradas as emissões com base na média mundial de fatores de emissão para geração de energia elétrica em 2005 (579 tCO_2eq/GWh), enquanto que na maioria dos projetos MDL sobre produção de eletricidade excedente a partir do bagaço da cana de açúcar, o fator de emissão foi estimado como 268 tCO_2/GWh (FENNHANN, 2006).

6.2.5 Produção de eletricidade a partir de co-produtos na Diretiva Européia

A partir da Equação (1), apresentada no item 4.5.1, sobre a contabilização das emissões de biocombustíveis, a Comissão Européia discute a produção excedente de eletricidade na cogeração, sendo contabilizada como fator *eee.* Esse fator deve ser relativo à cogeração e produção excedente de eletricidade a partir de resíduos de culturas agrícolas.

Segundo a Comissão, para contabilização da redução de emissões de GEEs associada à produção de eletricidade excedente, deve ser considerada as emissões de um sistema de cogeração comparado a quantidade de GEEs que seria emitida produzindo uma quantidade igual de eletricidade em uma outra central.

De acordo com a última publicação disponível do estudo WTW, desenvolvido por JRC (2008) para o etanol brasileiro, foram realizados dois cenários, um primeiro que considerava a cogeração com bagaço excedente e o deslocamento de combustível fóssil das caldeiras, e um segundo no qual esta opção não é considerada e não há a geração de créditos de emissões.

De acordo com essa publicação e os valores de referência apresentados para a Diretiva Européia (ANEXO), foi assumida a segunda opção, na qual não há créditos de emissões destinados à cogeração com bagaço.

Essa abordagem da Diretiva Européia difere da estabelecida pela normativa norte-americana (RFS2). Após atualização, a partir de consultas realizadas e comentários de

entidades brasileiras (UNICA, 2009b), a normativa norte-americana, que antes considerava o potencial de produção de energia em caldeiras a partir do bagaço, com base na geração média do país que é principalmente de hidreletricidade, foi alterada e considerada a produção baseada na eletricidade marginal, ou seja, em substituição a um combustível fóssil (no caso, gás natural).

O resultado dessa mudança promoveu um aumento nos créditos para o deslocamento de eletricidade da rede marginal e, portanto, um menor perfil de emissões de GEEs para o etanol de cana importado pelos Estados Unidos.

No entanto, observa-se que apesar de algumas considerações nacionais sobre tema (UNICA, 2009b), como o valor geral obtido pela Diretiva Européia para redução das emissões de GEEs foi significativo para o etanol brasileiro (71%) (Tabela 3), não há grandes manifestações por parte das entidades nacionais do setor para discussão dos resultados.

6.3 Uso de biodiesel

Todos os estudos de balanços energéticos e emissões de GEEs da cadeia produtiva do etanol brasileiro consideram o uso de diesel nas etapas agrícolas (operações agrícolas e transporte da cana até as usinas) e na etapa de distribuição final do etanol.

No Brasil, em 2005, o biodiesel foi introduzido na matriz energética do país por meio da Lei nº 11097, na qual ficou estabelecida a obrigatoriedade de adição de um percentual mínimo de biodiesel ao diesel consumido (ANP, 2009).

De acordo com a Resolução nº 6/2009 do Conselho Nacional de Política Energética (CNPE), a partir de 1º de janeiro de 2010, ficou estabelecida a obrigatoriedade da adição de 4% para 5% de biodiesel em todo o óleo diesel comercializado no país, antecipando em 3 anos a meta original.

Diante dessa matriz, o uso de B5 (5% de biodiesel e 95% de diesel) no Brasil ainda não foi totalmente analisado e avaliado em termos dos reais benefícios de redução de emissões de GEEs em substituição ao uso de combustíveis fósseis na cadeia produtiva do etanol brasileiro.

Um trabalho publicado que avalia preliminarmente essa participação de biodiesel na cadeia de etanol é o de Silva (2009), que considera o uso de B3.

No Brasil, a matéria-prima mais utilizada para a produção de biodiesel é a soja, correspondendo à aproximadamente 80% da produção nacional (MME, 2010). Por essa razão,

em Silva (2009), foi utilizada a ACV do biodiesel de soja produzido e consumido no Canadá (CHEMINFO et al., 2008), cujos dados são do modelo computacional GHGenius e o método para alocação entre produtos e co-produtos é o de massa.

No estudo de Silva (2009), foram considerados os dados de Macedo, Seabra e Silva (2008) e Seabra (2008), referentes ao consumo de diesel na cadeia produtiva do etanol. Com relação às emissões, os dados de Cheminfo et al. (2008) indicam um fator de emissão de 89,08 gCO_2eq/MJ para o diesel e 25,97 gCO_2 eq/MJ para as condições de produção e consumo de biodiesel no Canadá.

Diante dessas premissas, os resultados indicaram que o uso do biodiesel (B3) em substituição ao diesel reduziu, em média, apenas 1% das emissões de GEEs, não sendo tão significativo (SILVA, 2009).

No entanto, apesar de não haver estudos com dados nacionais, os resultados podem variar se consideradas as condições brasileiras de produção ou o aumento da adição do biocombustível no diesel.

Segundo Mendonça (2007b), foi realizada uma ACV para produção e uso de biodiesel a partir de soja. Como resultado, observou-se que para o uso de B100 as emissões eram negativas (-1.123,4 kg CO_2), em comparação com a produção e uso de óleo diesel (3.553,8 kg CO_2).

Para esse estudo, foi considerada a rota etílica de produção de biodiesel, que utiliza o combustível renovável etanol, ao invés do tradicionalmente metanol, usado nos processos. Na figura 13 é possível observar o balanço das emissões de CO_2eq do biodiesel de soja em condições brasileiras, a partir de diferentes proporções de mistura (MENDONÇA, 2007b).

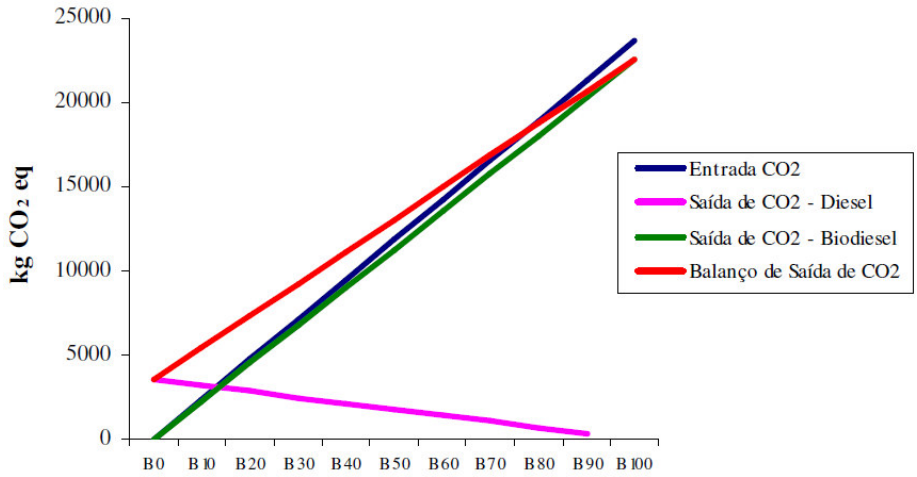

Figura 13. Entradas e saídas de CO_2 para a produção e uso de combustíveis na utilização de Bxx.
Fonte: Mendonça, 2007b.

Assim, é possível que dependendo do sistema estudado, dos insumos e das proporções de mistura, os dados variem e propiciem diferentes resultados na contabilização das emissões de GEEs.

6.4 A questão de mudança de uso do solo

Com o aumento no consumo de biocombustíveis há a necessidade de produção de maiores quantidades de matéria-prima. Quando o aumento da produção da biomassa ocorre por meio da expansão da área cultivada, há mudança do uso do solo, (LUC, em inglês)[21], devido ao fato de aquela área abrigar um outro tipo de cultura, vegetação ou atividade. As emissões de GEEs resultantes desses processos (positivas ou negativas) devem ser consideradas no balanço das emissões de GEEs da cadeia produtiva do biocombustível (DELUCCHI, 2006).

Delucchi (2006) já indicava que uma parcela significativa das emissões de GEEs no processo de produção de biocombustíveis está associada ao cultivo e às mudanças do uso do solo.

Neste sentido, o Relatório Cramer, para avaliação da sustentabilidade da produção da biomassa, apresenta três principais impactos potenciais que devem ser considerados quando da mudança do uso do solo: emissões de GEEs, competição com alimentos e perda da biodiversidade (CRAMER et al., 2007).

As emissões de GEEs com a expansão de áreas podem ser resultado de: mudança direta do uso do solo (LUC) e mudança indireta do uso do solo (ILUC).

A partir de 2008, esta questão ficou evidente devido à expansão agrícola para produção de biocombustíveis. Alguns estudos observaram que incorporando as emissões provindas de mudanças indiretas no uso do solo, estas poderiam anular os benefícios climáticos dos biocombustíveis (FARGIONE et al., 2008; SEARCHINGER et al., 2008).

Os impactos diretos da mudança do uso do solo dependem basicamente de quatro fatores: (a) produtividade agrícola; (b) ocupação de áreas nas quais a produção de biomassa é uma atividade adicional (como, não substitui outras atividades agrícolas); (c) ocupação de

[21] De acordo com o IPCC (2006), as emissões ou absorções antropogênicas de GEEs devido à mudança do uso do solo ocorrem em terras gerenciadas, definidas como aquelas onde há intervenções humanas.

áreas nas quais a produção de biomassa substitui atividades agrícolas; e (d) ocupação de áreas causando desmatamento (SILVA, 2009).

Já os impactos indiretos da mudança do uso do solo ocorrem quando a expansão de uma cultura induz o deslocamento de outras atividades agrícolas. O caso mais crítico, do ponto de vista das emissões de GEEs, é quando o deslocamento é induzido para áreas nas quais há vegetação nativa, resultando, indiretamente, no desmatamento (SILVA, 2009).

As emissões de GEEs devido à mudança do uso do solo são referentes às alterações do estoque de carbono, que provocam suas emissões (do solo, da biomassa aérea e subterrânea, e da matéria orgânica morta), além de CH_4, CO, NO_x e N_2O associados à queima da biomassa.

Todavia, grande parte dos estudos publicados sobre Avaliação do Ciclo de Vida de biocombustíveis não consideram as emissões decorrentes do processo de mudança de uso do solo (LARSON, 2006), e quando se discute políticas como a Diretiva Européia para energias renováveis, esse é um tema que deve ser considerado, uma vez que os incentivos à produção de matéria-prima e biocombustíveis para atender as metas exigidas, podem propiciar um aumento de área cultivada e conseqüente alteração no resultado das emissões dos combustíveis renováveis.

No entanto, é necessário atentar para as metodologias de cálculo utilizadas, uma vez que os estudos apresentam elevados níveis de incerteza, fato que poderia afetar a legitimidade de qualquer política e a sua aplicação pelos agentes públicos e privados.

Para que análises de mudança de uso do solo, principalmente a partir de efeitos indiretos, possam ser úteis como instrumentos de política, estas devem abranger uma base científica consistente.

6.4.1 Expansão das áreas de produção de cana-de-açúcar no Brasil

As mudanças diretas do uso do solo decorrentes da expansão de cana-de-açúcar ocorrem quando esta cultura substitui uma área que abrigava outras atividades ou vegetação. Seus efeitos foram analisados tanto a partir de dados secundários de produção quanto por imagens de satélite, mostrando que esta expansão está se dando principalmente sob áreas de pastagens e outras culturas, com efeitos reduzidos em vegetações nativas (NASSAR et al., 2010).

Algumas publicações nacionais (WALTER et al., 2008; NASSAR et al., 2010) associam o aumento da área cultivada com cana-de-açúcar e mudança do uso do solo, indicando que a região Centro-Sul do país continua sendo, de longe, a maior produtora de cana-de-açúcar e é também onde ocorre a maior expansão das áreas de cultivo.

A substituição das áreas de pastagens já foi observada no Estado de São Paulo, onde o adensamento da pecuária liberou terras para a cultura canavieira, conforme pode ser observado na Tabela 10.

Tabela 10. Evolução do rebanho bovino e da área ocupada por pastagens no Estado de São Paulo

	2001	***2002***	***2003***	***2004***	***2005***	***2006***	***2007***	***2008***
Gado (milhões de cabeças)	13,2	13,5	13,8	13,8	14,1	13,8	12,2	12,0
Pastagem (Mha)	10, 3	10,1	10,1	10,1	10,0	9,7	9,1	7,6
Densidade (cabeças de gado/ha)	**1,28**	**1,33**	**1,36**	**1,36**	**1,41**	**1,42**	**1,34**	**1,56**

Fonte: IEA (2010)

Segundo Walter et al. (2008), em outros estados brasileiros onde a cultura da cana-de-açúcar está em expansão é possível observar na Tabela 11, que sua expansão direta também se deu em maior proporção sobre áreas de pastagem, enquanto que a área de florestas aumentou. Nesse estudo foi observado que o aumento da área cultivada, em geral, ocorreu sobre pastagens mas que, no entanto, não causou o deslocamento do gado, uma vez que verificou-se a intensificação da lotação dos pastos em todos os estados brasileiros contemplados no estudo.

Tabela 11. Principais alterações no uso do solo nos maiores produtores de cana-de-açúcar da região Centro-Sul entre 1996 e 2006 em Mha

Estado	***Cana-de-açúcar***	***Soja***	***Pastagem***	***Florestas***
São Paulo	792	93	-468	372
Minas Gerais	184	538	-4794	1428
Paraná	133	153	-942	378
Goiás	120	1611	3880	1393
Mato Grosso do Sul	71	811	-3389	-927
Mato Grosso	68	1607	1357	-3785

Fonte: Walter et al., 2008

Outro estudo que discute detalhadamente essa questão foi conduzido por Nassar et al. (2010), que realizaram um levantamento, do período de 2005 a 2008, de dados de substituição de atividades e imagens de satélites, para a análise da expansão da cana. Nesse período, a produção de etanol no país cresceu de 16 para 27 bilhões de litros por ano, promovendo um aumento de 2,4 milhões de ha da área cultivada.

Apesar dos resultados finais indicarem que grande parte da substituição ocorreu sob áreas de pastagens e outras culturas (aproximadamente 50% para cada), este estudo apresenta os valores para a expansão da atividade de produção de cana-de-açúcar sob áreas de vegetação nativa. Foi observado que a substituição direta foi de 9.700 ha em áreas nativas e a indireta de 181.000 ha (NASSAR et al., 2010).

A partir desses resultados foi estabelecido um fator de emissões de GEEs para mudanças de uso do solo no Brasil, conforme será apresentado no item 6.4.3 deste trabalho. Apesar de apresentar valores menores do que aqueles publicados em outras literaturas técnicas, a contabilização principalmente de ILUC ainda possuem elevado grau de incerteza.

6.4.2 Mudança indireta do uso do solo (ILUC) para biocombustíveis

O desenvolvimento de metodologias para estimativa de ILUC e seus impactos nas emissões de GEEs ainda está sendo discutida.

Recentemente, vem existindo uma forte tendência no entendimento de que o cálculo de emissões de GEEs no ciclo de vida dos biocombustíveis, principalmente o etanol, deva considerar também as emissões de ILUC causado pela produção da matéria-prima agrícola (TILMAN; HILL; LEHMAN, 2006; FARGIONE et al., 2008; SEARCHINGER et al., 2008). As principais legislações de biocombustíveis incluem referências explicitas ao tratamento do ILUC (CARB, 2009; EPA, 2009a).

As abordagens utilizadas para estimativa de ILUC podem ser divididas em três grupos: primeiramente, por meio de modelos econômicos para projeções de mercados agrícolas. Dentre esses, destaca-se o Modelo Brasileiro de Uso da Terra (BLUM), desenvolvido pelo ICONE em parceria com o *Center for Agricultural and Rural Development* e o *Food and Agricultural Policy Research Institute* (CARD/FAPRI, Universidade de Iowa) (NASSAR et al., 2010), que será descrito no item 6.4.3.

A segunda abordagem refere-se a utilização de dados históricos, também conhecido como metodologia determinística. O relatório da EPA, por exemplo, utilizou um padrão de distribuição de terra por imagem de satélite, estimado pela *Winrock International* (HARRIS; GRIMLAND; BROWN, 2009). Esse padrão de distribuição da *Winrock* foi utilizado no estudo conduzido pela IFRI[22], que estima a mudança indireta de uso do solo em 18 g CO_2eq/MJ para etanol de cana-de-açúcar, usando o MIRAGE, que é um modelo de equilíbrio geral (AL-RIFFAI; DIMARANAN; LABORDE, 2010).

No entanto, dados obtidos através das imagens de satélite podem ser muito precisos para medir mudanças diretas no uso do solo, porém para estimar a mudança do uso indireto, essa não é a melhor opção. A lógica de causa-efeito deve ser definida com base em imagens de satélite, bem como em outros pressupostos básicos para ser capaz de reproduzir a complexa dinâmica envolvida no conceito de mudança indireta (NASSAR et al., 2010).

O estudo que utilizou essa abordagem para etanol de cana-de-açúcar no período de 2000 a 2005 obteve o valor de 45g CO_2 eq/MJ (TIPPER; HUTCHISON; BRANDER, 2009). Apesar disso, segundo Nassar et al. (2010) este estudo é muito simplista na forma como distribui a emissão total do desmatamento mundial entre vários indicadores e biocombustíveis, além de apresentar erros conceituais significativos.

Por fim, outra abordagem baseada na distribuição de terra foi desenvolvida tendo como base um padrão de distribuição global de uso agrícola (FRITSCHE; HENNENBERG; HÜNECKE, 2010). Partindo deste pressuposto, a proporção de uso do solo entre cada uma das culturas que é comercializada no mercado mundial seria considerada como representativa do potencial médio de emissões associadas com a mudança indireta.

Dentro dessa lógica, o Brasil contribuiu com cerca de 22% do total das terras utilizadas para *commodities* exportadas, sendo que a área para etanol de cana-de-açúcar iria contribuir nessa proporção para os fatores globais de emissão (NASSAR et al., 2010). Para definir o padrão de substituição direta da cana no país, Fritsche, Hennenberg e Hünecke (2010) recomendam usar o padrão de distribuição descrito por Lapola et al. (2010).

Esta última abordagem de mudança indireta do solo é chamada de precaução, tendo como princípio que, uma vez que esses efeitos para os biocombustíveis são potencialmente altos, deve ser assegurado que os mesmos serão cultivados em áreas com uma pequena chance de causar esse fenômeno (NASSAR et al., 2010). Um exemplo dessa abordagem é *Responsible Cultivation Areas Methodology* em desenvolvimento pela Ecofys.

[22] International Forestry Resources and Institutions - http://www.sitemaker.umich.edu/ifri/home

6.4.3 Metodologia para avaliação de mudança do uso do solo na produção de etanol de cana-de-açúcar

De acordo com o estudo realizado por Nassar et al. (2010) e utilização do Modelo Brasileiro de Uso da Terra (BLUM), foi adotada uma metodologia de distribuição de terras para a expansão de cana-de-açúcar e estimada as emissões de GEEs associadas à essa. Esse estudo é a experiência mais significativa utilizando essa metodologia para a realidade brasileira.

Para o estudo, as áreas de vegetação nativa convertidas foram transformadas em emissões de GEEs de acordo com os fatores de emissão descritos por Harris, Grimland e Brown (2009). As emissões de substituição de culturas e pastagens também foram consideradas.

Como resultado, a partir do aumento da área de expansão de 2,4 milhões de hectares entre 2005 e 2008, as emissões decorrentes da alterações de uso direto do solo foram cerca de 47 mil toneladas de carbono. Considerando as emissões totais de mudanças de uso do solo (diretas e indiretas), foram emitidos 2,4 milhões de toneladas de carbono (NASSAR et al., 2010).

Para estabelecer um fator de emissões para mudança do uso do solo, primeiramente foram utilizados dados secundários de expansão da cana, outras culturas e dados de desmatamento. Para ILUC, foram identificadas as relações entre o cultivo de cana-de-açúcar e as subsituições observadas, além de dados de produtividade para verificar se a área de outras atividades realmente aumentou ou se a produção foi intensificada.

A partir dessas premissas, foi obtido o fator de LUC e ILUC para o etanol de cana-de-açúcar no valor de 7,63 g CO_2eq/MJ (Tabela 12). Este fator representa que para cada megajoule adicional de etanol produzido, 7,63 g de CO_2 equivalentes foram emitidos devido a mudanças no uso do solo no período.

Tabela 12. Emissões de GEEs de mudanças de uso do solo e fator ILUC associado à expansão de cana-de-açúcar, de 2005 a 2008.

Emissão associada com LUC (tCO_2eq)	-46.884
Emissão associada com ILUC (tCO_2eq)	2.462.069
Total de emissões (LUC+ILUC) (tCO_2eq)	2.415.186

Produção adicional de etanol (t de ATR)	19.672.059
Conteúdo energético na produção adicional de etanol (GJ)	248.330.532
Fator LUC+ILUC (gCO_2eq/MJ)	7,63

Fonte: Nassar et al., 2010

Esse valor refere-se à contabilização de todas as emissões diretas e indiretas e absorções provenientes da conversão da vegetação nativa, além da substituição entre diferentes categorias de uso de terra (culturas temporárias e permanentes e pastagens).

Além disso, esse fator foi obtido para uma expansão da produção de etanol de 248 milhões de gigajoules. Essa expansão gerou, conforme apresentado, junto com a demanda adicional de açúcar para o mesmo período, um aumento de 2,4 milhões de hectares de cana-de-açúcar e uma estimativa total de mudança direta e indireta de 191.000 ha.

Considerando apenas as emissões provenientes da conversão da vegetação nativa, foi obtido um fator de mudança direta e indireta de 6,48 g de CO_2 eq /MJ. Isso foi realizado devido às incertezas sobre as emissões associadas à mudança de usos agrícolas e da pecuária, que são muito dependentes de práticas de manejo adotadas.

No entanto, o fator de mudança indireta e direta estimado não deve ser confundido com mudança indireta média, que considera toda a produção de etanol e não apenas a produção adicional.

O fator médio de mudança indireta obtido a partir do banco de dados e a metodologia utilizada nesse estudo seriam consideravelmente menor do que os 7,63 g de CO_2 eq/MJ, referentes à produção adicional. Assim, Nassar et al. (2010) concluem que certamente em outras publicações da literatura os valores estejam super estimados.

Essa é a contribuição de uma iniciativa brasileira a fim de subsidiar os critérios e referências adotados pelos estudos internacionais.

6.4.4 Mudança de uso do solo e a Diretiva Européia

A maioria dos estudos de ACV brasileiros não contabilizaram as emissões de GEEs provenientes de mudança de uso do solo (MACEDO; SEABRA; SILVA, 2008; OMETTO; HAUSCHILD; ROMA, 2009).

No entanto, em Soares et al. (2009), apesar das emissões de mudança de uso de solo não terem sido inseridas no resultado final, foi realizada uma discussão sobre as emissões decorrentes da expansão da cana e substituições de terras diante do cultivo pré-existente de soja e milho, além de áreas de pastagens.

Por esses serem os estudos mais significativos sobre ACV de etanol brasileiro, fica evidente que essa inserção de contabilização de uso do solo, nos resultados de emissões de um ciclo de vida, deve ser cautelosa. Tanto que essa questão, principalmente de mudança indireta do solo, não foi incluída nos resultados da Diretiva e ainda está sendo discutida pela Comissão Européia.

No caso da normativa norte-americana (RFS2) foram feitos comentários e contribuições brasileiras sobre como considerar esse tema para o país (UNICA, 2009b). Apesar de adotar um modelo, conforme item 6.4.3, foi reconhecido que nenhuma iniciativa existente consegue de maneira abrangente simular os efeitos diretos e indiretos da produção de biocombustíveis, tanto nacionalmente quanto internacionalmente, e, por conseguinte, o modelo utilizado ainda está evoluindo.

Durante a revisão do RFS2 para o etanol de cana-de-açúcar, a EPA considerou que a expansão da cultura estava avançando sob áreas de pastagens com a intensificação do gado, o que reduziu as emissões totais que eram elevadas nas considerações realizadas na primeira versão da normativa. No entanto, foram indicadas as incertezas associadas e as dificuldades encontradas no desenvolvimento de resultados precisos.

No caso da Diretiva Européia (2009/28/CE) estava previsto que a Comissão deveria conceber uma metodologia concreta para calcular e reduzir ao mínimo as emissões de GEEs causadas por alterações indiretas do uso do solo. Para isso, deveria incluir um fator relativo às alterações de uso do solo no cálculo de emissões.

No entanto, como as metodologias e os cálculos existentes na literatura ainda possuíam um elevado nível de incertezas, ficou estipulado que, até 31 de Dezembro de 2010, a Comissão apresentaria ao Parlamento Europeu e ao Conselho um relatório no qual deveria ser analisada essa questão (EC, 2009).

Instituições brasileiras apresentaram documentos à Comissão em outubro de 2010 (ICONE, 2010; UNICA, 2010a), avaliando as possíveis metodologias selecionadas pela União Européia para avaliar ILUC. Além disso, nestes documentos foram apresentados os principais estudos nacionais relacionados ao tema.

Até o final da elaboração desta dissertação, a Comissão Européia havia apresentado um relatório em dezembro de 2010, que enumerava as contribuições dos países, reconhecendo

as dificuldades relacionadas às incertezas nas modelagens desses estudos. Ainda assim, apesar de não haver nenhuma posição definitiva, se comprometia a continuar avaliando o tema a fim de assegurar que as decisões políticas fossem baseadas nos estudo científicos mais seguros (EC, 2010c).

Ainda nessa publicação, a Comissão Européia iniciou a elaboração do estudo de avaliação de impacto (*Impact Assessment*) em que poderá recomendar políticas a serem adotadas sobre o assunto no âmbito da União Européia. A Comissão procurará recomendar posição intermediária entre as quatro opções distintas de políticas de mitigação de ILUC que estão sendo analisadas, sendo elas (EC, 2010c):

a) não propor nenhuma ação específica, em função das incertezas metodológicas e científicas em torno do tema, limitando-se a recomendar o monitoramento dos efeitos dos biocombustíveis sobre a conversão de vegetação com elevado estoque de carbono;

b) aumentar o patamar mínimo de redução de emissões de carbono para todos os tipos de biocombustíveis (hoje em 35%, como estipulado pela Diretiva de Energias Renováveis da UE);

c) introduzir medidas adicionais de sustentabilidade para certos tipos de biocombustíveis (considerados menos sustentáveis); e

d) atribuir, para cada tipo de biocombustível, uma quantidade específica de emissões de GEEs, a partir de estimativas de mudança indireta de uso do solo (o chamado *ILUC factor*).

A Comissão deve apresentar o estudo de impacto sobre o tema e, se necessário, uma emenda legislativa para a Diretiva Européia em meados de julho de 2011 (EC, 2010c).

7 Conclusão

A motivação pela busca de energias renováveis no curto prazo, fez com que os biocombustíveis assumissem um papel de destaque como iniciativa para a redução das emissões de GEE em diversos países.

Os vários estudos aqui referenciados indicam que, se produzida de maneira sustentável, essa fonte de energia possui o potencial de redução dos impactos ambientais decorrentes de uma matriz de transporte global majoritariamente composta por combustíveis derivados do petróleo.

Diante desses fatores, diversas iniciativas estão sendo desenvolvidas com a finalidade de identificar e propor critérios de sustentabilidade aos biocombustíveis, para que estes cumpram sua função e não provoquem danos significativos ao meio ambiente.

O Brasil destaca-se pela produção do etanol de cana-de-açúcar com o balanço energético mais favorável e com os menores custos de produção, que permite que ele seja o maior exportador desse biocombustível no mundo. Sendo assim, o país deve cada vez mais discutir as propostas e critérios internacionais de sustentabilidade, caso queira manter sua relevância no cenário mundial de comercialização desses produtos.

As maiores promessas de mercados consumidores de biocombustíveis recaem sobre os Estados Unidos e a União Européia, que devem atender, nos próximos anos, às suas metas de redução de emissões e já possuem políticas para direcionamento dos critérios ambientais que serão exigidos.

Assim, este trabalho se propôs a analisar em detalhes as considerações sobre emissões de GEE da Diretiva Européia para Energias Renováveis, em comparação com estudos nacionais relevantes, sobre o ciclo de vida do etanol de cana-de-açúcar.

A partir da avaliação comparativa entre os resultados obtidos pela Diretiva Européia e estudos nacionais para o etanol é possível concluir que apesar de haver diferenças entre eles, estas são pontuais e, no geral, são balanceadas entre as etapas, indicando um resultado final semelhante para todos.

Para os estudos em que foram observadas as maiores discrepâncias entre as emissões de GEE, é possível afirmar que estas se deram principalmente devido às premissas utilizadas na etapa agrícola do ciclo de vida.

As principais diferenças observadas estão relacionadas à quantidade de insumo utilizada, fatores de emissões para GEE adotados e considerações para a situação atual, como

por exemplo, os índices de mecanização adotados entre os estudos ou distâncias para distribuição do biocombustível.

Neste trabalho também foi evidenciada a limitação de determinados aspectos relacionados ao ciclo de vida do etanol, por conta da falta de estudos científicos no país. Com isso, apesar dos resultados da Diretiva se aproximar dos resultados dos estudos nacionais e indicarem um valor final, foi observado que algumas metodologias consideradas para contabilização de emissões de GEE não estão completamente definidas.

Devido a essa falta de metodologia consolidada, há incertezas significativas para os resultados finais, principalmente relacionados aos fertilizantes nitrogenados e à mudança indireta do uso do solo (ILUC).

Apesar da proposta existente de iniciativas para orientação dos processos produtivos, espera-se que mais do que atender aos critérios internacionais, como a Diretiva Européia, os países devam cumprir, primeiramente, sua legislação ambiental nacional. No entanto, é clara a importância para aqueles países que ainda não possuem uma política ambiental consolidada, que essas normativas auxiliem na redução dos impactos decorrentes dos processos de produção de biocombustíveis.

Com relação a esse tema, também foi apresentada a relevância em se discutir estas determinações, para que os critérios de sustentabilidade não sejam considerados como mais uma barreira protecionista para o comércio internacional de biocombustíveis.

De acordo com o estudo foi possível observar a participação de instituições brasileiras na discussão dos critérios de sustentabilidade propostos pelas normativas internacionais, como a norte-americana RFS2, e como esse fato contribuiu para o encaminhamento de uma caracterização nacional, que estabeleceu diretrizes para que o produto brasileiro fosse aceito pelos demais países.

Observou-se também que a manifestação dessas instituições se deu diante de um resultado preliminar que poderia prejudicar a comercialização do produto brasileiro. No entanto, como a Diretiva Européia já estabeleceu resultados finais positivos ao etanol de cana-de-açúcar, ainda não houve intervenção nas diferenças pontuais que poderiam ser discutidas, como as levantadas no RFS2, com exceção para o tema ILUC que ainda se encontra em discussão por todos os países interessados.

Diante disso, observa-se a necessidade de se estabelecer metodologias a fim de padronizar as variáveis identificadas, e mais do que isso, é necessário também o incentivo e a execução de pesquisa básica para compreender precisamente como os processos ocorrem e

auxiliar na análise e comparação dos estudos de ACV. No geral, os estudos ainda se utilizam de poucas referências ou muitas vezes se baseiam em resultados desatualizados.

Como proposta para continuação deste trabalho, verifica-se a necessidade da elaboração de um estudo completo e detalhado de ACV, que conte com dados precisos e consolide as diferenças e incertezas que foram discutidas, baseando-se em inventários mais completos e analisando outras categorias de impacto ambiental do ciclo de vida do biocombustível estudado, criando assim um modelo atualizado que caracterize o etanol de cana-de-açúcar brasileiro que porventura seja exportado.

Referências

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR ISO 14040: Avaliação do Ciclo de Vida: Princípios e Estrutura. Rio de Janeiro: ABNT, 2009a.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR ISO 14044: Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro: ABNT, 2009b.

ADLER, P.R.; DEL GROSSO, S.J., PARTON W.J. Life cycle assessment of net greenhouse-gas flux for bioenergy cropping systems. **Ecological Applications**, v. 17, p. 675–691, 2007.

AL- RIFFAI, P. DIMARANAN, B.; LABORDE, D. Global Trade and Environmental Impact Study of the EU Biofuels Mandate. Final report, 2010. Disponível em: http://www.ifpri.org/sites/default/files/publications/biofuelsreportec.pdf. Acesso em: 18 fev 2011.

ANFAVEA- Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores. Anuário Estatístico da Indústria Automobilística Brasileira, 2010. Disponível em: http://www.anfavea.com.br/anuario.html. Acesso em: 23 fev 2011.

ANP – Agencia Nacional de Petróleo, Gás e Biocombustível. Produção de Biodiesel – 2009. Disponível em: http://www.anp.gov.br/?id=472. Acesso em: 23 jan 2011.

BARBIER, E. **Economics, natural resources**. Tech. rep., London: Earthscan Publications, 1989

BNDES – Banco Nacional do Desenvolvimento. **Bioetanol de cana-de-açúcar: energia para o desenvolvimento sustentável**. BNDES e CGEE (Org). Rio de Janeiro: BNDES, 2008.

BODDEY, R. M. et al. Use of the 15N natural abundance technique for the quantification of the contribution of n2 fixation to sugarcane and other grasses. **Australian Journal of Plant Physiology**, v. 28, p. 889-895, 2001.

BOTHA, T.; VON BLOTTNITZ, H. A comparison of the environmental benefits of bagasse-derived electricity and fuel ethanol on a life-cycle basis. **Energy Policy**, v. 34, n.17, p. 2654–2661, 2006.

BOUWMAN, A.F., et al. A global high-resolution emission inventory for ammonia. *Global Biogeochemical Cycles,* ***v.*** 11, p. 561-587, 1997.

BRINGEZU, S. et al. Towards Sustainable Production and Use of Resources: Assessing Biofuels. United Nations Environmental Programme, Nairobi, Kenya, p. 119, 2009.

BSI – Better Sugarcane Initiative. The Bonsucro Standard. 2009. Disponível em: www.bettersugarcane.org. Acesso em: 12 fev 2011.

BUERGENTHAL, T. et al. **International Human Rights Law in a nutshell**. 3. ed. Londres: West Publishing Company, 2002.

CARB - California Air Resources Board. Proposed Regulation to Implement the Low Carbon Fuel Standard. Volume I: Staff Report: Initial Statement of Reasons. 2009. Disponível em: http://www.arb.ca.gov/regact/2009/lcfs09/lcfsisor1.pdf. Acesso: 20 jan 2011.

CERRI, C.E.P. et al. Tropical agriculture and global warming : impacts and mitigation options. **Scientia agricola**, v.64, p.83-99, 2007.

CGEE - Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. **Bioetanol combustível: uma oportunidade para o Brasil**. Brasília: CGEE, 2009.

CHEMINFO et al. Sensitivity Analysis of Bioethanol LCA Models to Determine Assumptions with the Greatest Influence on Outputs, 2008. Disponível em: http://www.ghgenius.ca/reports/BioethanolLCAFinalReport.pdf. Acesso em: 15 fev 2011.

CHOUNDHURY, R. et al. Well-to-Wheel Analysis of Energy Use and Greenhouse Gas Emissions of Advanced Fuel/Vehicle Systems – A European Study. L-B-Systemtechnik GmbH, Germany, 2002. Disponível em: http:// www.lbst.de/gm-wtw. Acesso em: 22 nov 2010

COLTRO, L. (Org). **Avaliação de Ciclo de Vida como Instrumento de Gestão**. Campinas: CETEA/ITAL, 2007

CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento de safra brasileira: cana-de-açúcar, terceiro levantamento. Brasília: Conab 2011. Disponível em: http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/11_01_06_09_14_50_boletim_cana_3o_lev_safra_2010_2011..pdf. Acesso em: 18 fev 2011.

CONSTANZA, R. WAINGER, L. **Ecological Economics**. Mending the Earth. Berkeley. North Atlantic Books, 1991

CORREIA, B.B. **Requisitos de Sustentabilidade para Biocombustíveis e as Normas do Direito Ambiental**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2011

CRAMER, J. et al. **Testing Framework for Sustainable Biomass.** Final report from the projet group Sustainable Producion of Biomass. Amsterdam, 2007.

CRUTZEN, P.J. et al. N_2O release from agrobiofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. **Atmospheric Chemistry and Phisics Discussion**, v. 7, p. 11192-11205, 2007.

CRUTZEN, P.J. et al. N_2O release from agrobiofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. **Atmospheric Chemistry and Phisics Discussions**, v. 8, p. 389-395, 2008.

DALGAARD, R. et al. LCA of soybean meal. **Int. J. LCA,** v. 13, n.3, p. 240–254, 2008.

DE OLIVEIRA, M. E., VAUGHAN, B. E.; RYKIEL JUNIOR, E.J. Ethanol as Fuel: Energy, Carbon Dioxide Balances, and Ecological Footprint. **BioScience,** v. 55, n.7, 2005.

DELUCCHI, M. A. Lifecycle Analyses of Biofuels. Califórnia: Institute of Transportation Studies (Relatório Técnico UCD-ITS-RR-06-08), 2006.

DONZELLI, J. L. Solos usados no Brasil para a cana; tendências na expansão. In: MACEDO, I.C. (Org). **A Energia da Cana-de-açúcar – Doze estudos sobre a agroindústria da cana-de-açúcar no Brasil e sua sustentabilidade**. São Paulo: Ed Berlendis & Vertecchia, 2005. Cáp. 7.2, p. 136-142.

DREIER, T. Ganzheitliche Systemanalyse und Potenziale biogener Kraftstoffe.IfE Schriftenreihe Heft 42, 2000.

EC - EUROPEAN COMMISSION. Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC, 2009 Disponível em: http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0016:0062:EN:PDF. Acesso em: 19 fev 2011.

EC - EUROPEAN COMMISSION. Eurostat . Statistic, 2010a. Disponível em: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/statistics/themes. Acesso em: 15 fev 2011.

EC - EUROPEAN COMMISSION. Relatório da Comissão ao Parlamento Europeu e ao Conselho sobre a viabilidade de elaboração de listas de zonas em países terceiros com baixas emissões de gases com efeito de estufa provenientes do cultivo. COM (2010) 427 final, 2010b. Disponível em: http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ .do?uri= COM:2010:0427:FIN:PT:PDF. Acesso em: 19 fev 2011.

EC - EUROPEAN COMMISSION. Report from the commission on indirect land-use change related to biofuels and bioliquids COM(2010) 811 final, 2010c. Disponível em: http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/10/1772&format=HTML&aged=0&language=EN&guiLanguage=en. Acesso em: 19 fev 2011.

EC - EUROPEAN COMMISSION. Recent progress in developing renewable energy sources and technical evaluation of the use of biofuels and other renewable fuels in transport in accordance with Article 3 of Directive 2001/77/EC and Article 4(2) of Directive 2003/30/EC. Commission Staff Working Document. SEC (2011) 130 final, 2011 Disponível em: http://ec.europa.eu/energy/renewables/reports/doc/sec_2011_0130.pdf. Acesso em: 15 jan 2011.

ELIA NETO, A. Captação e Uso de Água no Processamento da Cana-de-açúcar. In MACEDO, I. C. (Org). **A Energia da Cana-de-açúcar – Doze estudos sobre a agroindústria da cana-de-açúcar no Brasil e sua sustentabilidade**. São Paulo: Ed Berlendis & Vertecchia, 2005. Cáp. 5.3, p. 104-110.

ELSAYED, M.A; MATTHEWS, R.; NORTIMER, N.D. **Carbon and Energy Balances for a Range of Biofuel Options**. Resources Research Unit, University, Sheffield, 2003.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Greenhouse gas emissions from the burning of sugarcane (in Portuguese), technical report. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.Brasília: EMBRAPA, 1997.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Zoneamento agroecológico da cana-de-açucar. Rio de Janeiro : Embrapa Solos, 2009.

ENERGYNET LIMITED. Powering Africa: The Biofuels Options - An Executive Dialogue. Maputo: **PABO Report**, 2009. Disponível em: http://www.energynet.co.uk/aef/aef2009/forms/PABO_Report.pdf. Acesso em: 10 fev 2011.

EPA- U.S. Environmental Protection Agency. **Life cycle assessment: principles and practice**, 2006. Disponível em: http://www.epa.gov/nrmrl/lcaccess/pdfs/600r06060.pdf. Acesso em: 12 jan 2011.

EPA- U.S. Environmental Protection Agency. Federal Register, Vol. 74, No. 99. Regulation of Fuels and Fuel Additives: Changes to Renewable Fuel Standard Program; Proposed Rule. 2009a. Disponível em**:** http://www.epa.gov/OMS/renewablefuels/rfs2_1-5.pdf. Acesso em: 15 fev 2011.

EPA- U.S. Environmental Protection Agency. LCA Resources, 2009b. Disponível em: http://74.125.47.132/search?q=cache:P5j7ZabkrdIJ:www.epa.gov/ nrmrl/lcaccess/resources.html+CURRAN+%22environmental+life+cycle+assessment%22&hl =pt-BR&ct=clnk&cd=7&gl=br. Acesso em 22 jan 2011.

EPA- U.S. Environmental Protection Agency. Federal Register, Vol. 75, No. 58. Regulation of Fuels and Fuel Additives: Changes to Renewable Fuel Standard Program. Final Rule. 2010. Disponível em**:** http://www.bia.gov/idc/groups/xopa/documents/text/idc008922.pdf. Acesso em: 15 fev 2011.

EPE- Empresa de Pesquisa Energética. **Perspectivas para o etanol no Brasil. Usinas de etanol no Brasil.** Cadernos de Energia EPE, 2008 Disponível em: http://www.epe.gov.br/Petroleo/Documents/Estudos_28/Cadernos%20de%20Energia%20- %20Perspectiva%20para%20o%20etanol%20no%20Brasil.pdf. Acesso em: 22 fev 2011.

EPE- Empresa de Pesquisa Energética. **Balanço Energético Nacional** 2010 – Ano Base 2009. Ministério de Minas e Energia, 2010. Disponível em: https://ben.epe.gov.br/. Acesso em: 23 jan 2011.

FAO/GBEP. A Review of the Current State of Bioenergy Development in G8+5 Countries. Roma: FAO, 2007. http://www.fao.org/docrep/010/a1348e/a1348e00.htm. Acesso em: 08 fev 2011.

FAOSTAT. Sugar cane production, 2011 Disponível em: http://faostat.fao.org/site/567/default.aspx#ancor. Acesso em: 01 fev 2011

FARGIONE, J. et al. Land clearing and biofuel carbon dept. **Science Express**, p. 1238-1240, 2008.

FENNHANN, J. CDM Pipeline. 2006. Disponível em: http://cd4cdm.org/. Acesso em: 17 fev 2011.

FRITSCHE, U.R.; HENNENBERG, K.; HÜNECKE, K. **The "ILUC Factor" as a Menas to Hedge Risks of GHG Emission from Indirect Land Use Change**. Öko-Institut working paper, 2010.

GALDOS M. V. et al. Simulation of Soil Carbon Dynamics under Sugarcane with the CENTURY Model. **SSSAJ**, v. 73, n.3, p. 802-811, 2009.

GALLAGHER, E. The Gallagher Review of the indirect effects of biofuels production. Renewable Fuels Agency, p. 99, 2008. Disponível em: http://www.dft.gov.uk/rfa/_db/_documents/Report_of_the_Gallagher_review.pdf. Acesso em: 14 fev 2011.

GBEP – Global Bioenergy Partnership. 2009. Disponível em: www.globalbioenergy.org. Acesso em: 23 jan 2011.

GOLDEMBERG, J. Ethanol for a Sustainable Energy Future. **Science** v. 315, 808, 2007.

GOLDEMBERG, J. The Brazilian Experience with Biofuels. **Innovations**, v. 4, n**.** 4, p. 91-107, 2009.

GOLDEMBERG, J.; COELHO, S. T.; GUARDABASSI, P. M. 2008: The sustainability of ethanol production from sugarcane. **Energy Policy**, v. 36, n. 6, p. 2086-2097, 2008.

GUINÉE, J.B.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G. Economic allocation: examples and derived decision tree. **Int. J. LCA,** v. 9, n. 1, p. 22–33, 2004.

HANEGRAAF, M.C.; BIEWINGA, E.E; VAN DER BIJL, G. Assessing the ecological and economic sustainability of energy crops. **Biomass and Bioenergy**, v. 15, p. 345–355, 1998.

HARRIS, N.; GRIMLAND, S.; BROWN, S. **Land Use Change and Emission Factors: Updates since the RFS Proposed Rule.** Report to EPA. Winrock International, 2009.

HAUSCHILD, M.Z., et al. International consensus model for comparative assessment of chemicals - USEtox. **Proceedings of the SETAC Europe 17th Annual Meeting**, Portugal, 2007.

HEDEGAARD, K.; THYÃ, K.A.; WENZEL, H. Life-cycle assessment of an advanced bioethanol technology in the perspective of constrained biomass availability. **Environ. Sci. Technol.** v. 42, n. 21, p. 7992–7999, 2008.

ICONE- Institute for International Trade Negotiations. Consultation on Indirect Land Use Change Impacts of Biofuels. Carta enviada para a Comissão Européia, 2010. Disponível em: http://www.iconebrasil.org.br/arquivos/noticia/2134.pdf. Acesso em: 12 fev 2011

IEA - Instituto de Economia Agrícola. Banco de Dados, 2010. Disponível em: http://ciagri.iea.sp.gov.br/bancoiea/subjetiva.aspx?cod_sis=1&idioma=1. Acesso em: 30 jan 2011.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Disponível em:

http://www.grida.no/publications/other/ipcc_tar/?src=/climate/ipcc_tar/wg1/index.htm. Acesso em: 11 jan 2011.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories.** Vol. 4. 2006

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. Disponível em: http://www. Ipcc.ch/SPM2feb07.pdf. Acesso em: 12 jan 2011.

IPCC **-** Intergovernmental Panel on Climate Change. Policy, Financing and Implementation. In: IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation (SRREN). Working Group III Technical Support Unit (Draft). Chapter 11, 2011.

JRC- Joint Research Centre of the European Commission. JEC Biofuels Programme. JEC-WTW Results**,** 2008 Disponível em: http://ies.jrc.ec.europa.eu/jec-research-collaboration/downloads-jec.html**.** Acesso em: 18 fev 2011

KALTSCHMITT, M.; REINHARDT, G.A. Nachwachsende Energietra¨ger. Grundlagen, Verfahren, o¨kologische Bilanzierung. Verlag Verwieg, Braunschweig/Weisbaden., 1997. Disponível em: http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=21293266. Acesso em 14 jan 2011

KEMPPAINEN, A.J.; SHONNARD, D.R. Comparative life-cycle assessments for biomass-to-ethanol production from different regional feedstocks. **Biotechnol. Prog**. v. 21, n. 4, p. 1075–1084, 2005.

KENDALL, A.; CHANG, B. Estimating life cycle greenhouse gas emissions from corn-ethanol: a critical review of current US practices. **J. Clean. Prod**. v. 17, n. 13, p. 1175–1182, 2009.

KIM, S.; DALE, B. E. Life cycle assessment of various cropping systems utilized for producing biofuels: Bioethanol and biodiesel. **Biomass and Bioenergy**, v. 29, n.6, p. 426-439, 2005.

LANGER, T. Is the use of Brazilian bio-ethanol ecologically advantageous for the Swiss society? – Simplified Life Cycle Assessment study of the substitution of 5% of Swiss gasoline by Brazilian bio-ethanol. **Instituto Ekos Brasil**. Brasil. 2006

LAPOLA, D. et al. Indirect land-use changes can overcome carbon saving from biofuels in Brazill. **PNAS**, p. 1-6, 2010.

LARSON, E. D. A review of life-cycle analysis studies on liquid biofuel systems for the transport sector. **Energy Sustainable Devel.** v. 2, p. 109–126, 2006.

LIMA, E.; BODDEY, R.M.; DÖBEREINER, J. Quantification of biological nitrogen fixation associated with sugar cane using a 15N aided nitrogen balance. **Soil Biology and Biochemistry**, v.19, p. 165-170, 1987.

LUO, L.; VAN DER VOET, E.; HUPPES, G. An energy analysis of ethanol from cellulosic feedstock – corn stover. **Renewable Sustainable Energy Rev**. v. 13, n. 8, p. 2003–2011, 2009a

LUO, L.; VAN DER VOET, E.; HUPPES, G. Life cycle assessment and life cycle costing of bioethanol from sugarcane in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 13, n. 6-7, p. 1613–1619, 2009b.

MACEDO, I. C. (Org) **A Energia da Cana-de-açúcar – Doze estudos sobre a agroindústria da cana-de-açúcar no Brasil e sua sustentabilidade**. São Paulo: Ed Berlendis & Vertecchia, 2005.

MACEDO, I. C.; LEAL, M. R. L. V.; SILVA, J. E. A. R. **Balanço das Emissões de Gases do Efeito Estufa na Produção e no Uso do Etanol no Brasil**. São Paulo: Secretaria Estadual de Meio Ambiente, 2004.

MACEDO, I. C.; SEABRA, J.E.A. Mitigation of GHG emission using sugarcane bioethanol. In: CGEE- Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. **Estudo de sustentabilidade da produção de etanol de cana-de-açúcar. Subsídios Técnicos para a Agenda Brasileira de Bioetanol.** Brasília: CGGE, 2009. Item 4.4., p. 212-215.

MACEDO, I.C., SEABRA, J.E.A, SILVA, J.E.A.R. Greenhouse gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: The 2005/2006 averages and a prediction for 2020. **Biomass and Bioenergy**, v. 32, p. 582-595, 2008

MALÇA, J.; FREIRE, F. Renewability and life-cycle energy efficiency of bioethanol and bio-ethyl tertiary butyl ether (bioETBE): Assessing the implications of allocation. **Energy**, v. 31 p. 3362–3380, 2006.

MAPA -Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Estatísticas, 2010. Disponível em: http://www.agricultura.gov.br/portal/page/portal/Internet-MAPA/pagina-inicial/vegetal/estatisticas. Acesso em: 25 fev 2011.

MARIOTONI, C. A.; CUNHA, M. E. G.; BAPTISTELA, R. Z. Uma discussão de diferentes softwares visando a aplicação da técnica Avaliação do Cicio de Vida (ACV) em indústrias. Anais Conferência Internacional sobre Avaliação de Ciclo de Vida. São Paulo: CILCA, 2007.

MENDONÇA, M. **Feed-in Tariffs: Accelerating the Deployment of Renewable Energy**. London: EarthScan, 2007a.

MENDONÇA, R. M. L. **Avaliação de Ciclo de Vida do Carbono na Queima de biodiesel à base de óleo de soja.** Dissertação (Mestrado em Ciências Mecânicas). Universidade de Brasília, Brasília, 2007b.

MENICHETTI, E.; OTTO, M.. Energy balance and greenhouse gas emissions of biofuels from a life cycle perspective. In: **Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use.** Proceedings of the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) International Biofuels Project Rapid Assessment, 22–25 September 2008. HOWARTH RW, BRINGEZU S (Eds). Cornell University, Ithaca, NY, USA, p. 81–109, 2008.

MME – Ministério de Minas de Energia. Boletim mensal dos combustíveis renováveis – edição mar, 2010. Disponível em: http://www.mme.gov.br/spg/menu/publicacoes.html. Acesso em: 13 dez 2011.

MOREIRA, J. R.; GOLDEMBERG, J. **The alcohol program**. Energy Policy, v. 27, p.229-245, 1999.

NAE – Núcleo de Assuntos Estratégicos da Presidência da República. **Biocombustíveis.** Cadernos NAE nº 2. (jan. 2005). Brasília: Secretaria de Comunicação de Governo e Gestão Estratégica, 2005.

NASSAR, A. M. et al. An allocation methodology to assess GHG emission associated with land use change – Final Report. ICONE- Institute for International Trade Negotiations, 2010.

NEVES, M.F.; TROMBIN, V.G; CONSOLI, M. O mapa sucroenerético do Brasil. In: SOUZA, E. L.L; MACEDO, I. C. (Coor). **Etanol e Bioeletricidade: A cana-de-açúcar no futuro da matriz energética**. São Paulo: Luc Projetos de Comunicação, 2010. Cap. 1, p. 14-43.

NYKO, D. et al. A corrida tecnológica pelos biocombustíveis de segunda geração: uma perspectiva comparada. BNDES Setorial. Biocombustíveis, v. 32, p. 5-48, 2010.

OLIVEIRA, F.C.R. **Ocupação, emprego e remuneração na cana-de-açúcar e em outras atividades agropecuárias no Brasil de 1992 a 2007.** Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009

OMETTO, A. R.; HAUSCHILD, M. Z.; ROMA, W. N.L. Lifecycle assessment of fuel ethanol from sugarcane in Brazil**. Int J Life Cycle Assess, v.** 14, p.236–247, 2009.

ONO, M. Oportunidades de Negócio: Mercado Externo e Logística. In: **Workshop Bioenergia: Desafios e Oportunidades de Negócios.** São Paulo: CENBIO, 2009

OSB/WSTB - OCEAN STUDIES BOARD AND WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY BOARD. **Clean coastal waters: understanding and reducing the effects of nutrient pollution.** Washington: Commission on Geosciences, Environment, and Resources, National Research Council, 2000.

PIMENTEL D. Ethanol fuels: energy balance, economics, and environmental impacts are negative. **Natural Resources Res**. v.12, n. 2, p. 127–134, 2003.

RAMASWAMY V, et al. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: **Climate Change 2007: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (eds Solomon S, Qin D, Manning M et al.), New York: Cambridge University Press, 2007.

REIJNDERS, L.; HUIJBREGTS, M.A.J. Life cycle greenhouse gas emissions, fossil fuel demand and solar energy conversion efficiency in European bioethanol production for automotive purposes. **J. Clean. Prod**. *v.*15 n.18, p. 1806–1812, 2007.

REIJNDERS, L.; HUIJBREGTS, M.A.J. Palm oil and the emission of carbon-based greenhouse gases. **J. Clean. Prod.** v. *1*6, n.4, p. 477–482, 2008.

REN21- Renewable Energy Policy Network for the 21st Century. Renewables Global Status Report: 2009 Update. Paris: REN 21 Secretariat, 2009.

REN21- Renewable Energy Policy Network for the 21st Century. Renewables Global Status Report: 2010. Paris: REN 21 Secretariat, 2010.

RIBEIRO, P.H. **Contribuição ao Banco de Dados Brasileiro para apoio à Avaliação do Ciclo de Vida: Fertilizantes Nitrogenados**. Tese (Doutorado em Engenharia Química). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

RICHMOND, B. An introduction to Systems Thinking. Hanover (NH): High Performance Systems, 2001. Disponível em: http://www.fi.muni.cz/~xpelanek/IV109/jaro07/IST.pdf. Acesso em: 12 jan 2011.

RICKERSON, J.L. BENNHOLD, F.; BRADBURY, J. **Feed-in Tariffs and Renewable Energy in the USA – a Policy Update**. USA: Wind-Works, 2008. Disponível em: http://www.wind-works.org/FeedLaws/USA/Feed-in_Tariffs_ and_Renewable_Energy_ in_the_USA_-_a_Policy_Update.pdf. Acesso em: 12 fev 2011

RICKERSON, W. H.; SAWIN, J. L;. GRACE, R.C. If the shoe FITs: using feed-in tariffs to meet U.S. renewable electricity targets, **Electricity Journal v. 20, n.** 4**,** p.73–86, 2007.

ROBERTSON, G.P; GRACE, P.R. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: the need for a full-cost accounting of global warming potencials. **Environment, Development and Sustainability**. v. 6, p. 51-63, 2004

ROSEN, M.A. Assessing Energy Technologies and Environmental Impacts with the principles of thermodynamics. **Apllied Energy**, v 72, p. 427-441, 2002.

RSB – Roundatable on Sustainable Biofuels..”Version Zero" of Global Principles and Criteria for Sustainable Biofuels Production. École Polytechnique Fédérale de Lausanne, 2008. Disponível em: http://EnergyCenter.epfl.ch/Biofuels. Acesso em: 12 fev 2011.

RÚA, C. et al. Life cycle environmental benefits of biodiesel production and use in Spain. In: **Highway and Urban Environment**. Morrison GM, Rauch S (Eds). Springer, The Netherlands, 13–22, 2007.

SAWAMOTO, T. et al. Evaluation of emission factors for indirect N2O emission due to nitrogen leaching in agro-ecosystems. **Geophisical Research Letters**. v. 32, n. 3, 2005.

SEABRA, J. **Avaliação técnico-econômica de opções para o aproveitamento integral da biomassa de cana no Brasil**. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

SEARCHINGER, T., et al. Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Lande-Use Change. **Science**. v. 319, p.1238-1239, 2008.

SHAPOURI, H.; DUFFIELD, J.A.; WANG, M. The Energy Balance of Corn Ethanol: An update. United States Department of Agriculture. USDA, 2002. Disponível em: http://www.transportation.anl.gov/pdfs/AF/265.PDF. Acesso em: 02 jan 2011

SHEEHAN, J. et al. Energy and environmental aspects of using corn stover for fuel ethanol. **J. Indust. Ecol.** v. 7, n 3–4, p. 177, 2004.

SILVA, C. R. U. **Balanço de energia e das emissões de gases de efeito estufa da cadeia produtiva do etanol brasileiro**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2009.

SILVA, C. R. U.; WALTER, A. C. S. Balanço de Emissão de Gases de Efeito Estufa no Ciclo de Vida do Etanol Combustível. Agrener, 2008. Disponível em: http://www.nipeunicamp.org.br/agrener/anais/2008/Artigos/69.pdf. Acesso em: 14 dez 2010.

SILVA, G. A. Panorama da avaliação do Ciclo de Vida (ACV) no Brasil. In: Seminário Avaliação do Ciclo de Vida de Produto e Ecodesign. Publicações. São Paulo: FIESP, 2006. Disponível em: http://www.fiesp.com.br/download/publicacoes_meio_ambiente/ apres_gil_anderi.pdf. Acesso em 27 nov. 10.

SILVA, G. A.; YOKOTE, A. Y.; RIBEIRO, P. H. Desenvolvimento de banco de dados brasileiro para avaliação de ciclo de vida. **Global Conference – building a sustainable world.** São Paulo, 2002.

SILVA, G.A. Disciplina AQ – 012: Análise de Ciclo de Vida de Processos Industriais. Módulo de Gestão e Tecnologias Ambientais – Programa de Educação Continuada em Engenharia – PECE. Universidade de São Paulo.São Paulo, 2010 [notas de aula].

SIMAPRO DATABASE. Inventory Database—SimaPro software. Technical University of Denmark (DTU). Dinamarca: EDIP, 2003

SLADE, R.; BAUEN, A.; SHAH, N. The greenhouse gas emissions performance of cellulosic ethanol supply chains in Europe. **Biotechnology for Biofuels**, v. 2, n. 15, p. 1–19, 2009.

SMA – Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Protocolo Agroambiental – Diretivas, 2008a. Disponível em: http://www.ambiente.sp.gov.br/etanolverde/diretivas. php#. Acesso em: 15 jan 2010.

SMA – Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Zoneamento Agroambiental para o setor sucroalcooleiro do Estado de São Paulo, 2008b. Disponível em: http://www.ambiente.sp.gov.br/etanolverde/zoneamentoAgroambiental.php. Acesso em: 15 jan 2010.

SMEETS, E. M. W. et al. Contribution of N2O to the greenhouse gas balance of first-generation biofuels. **Global Change Biology**, v. 15, p. 1-23, 2009.

SOARES, L.H.B et al. Mitigação das Emissões de Gases de Efeito Estufa pelo Uso de Etanol de Cana-de-açúcar Produzido no Brasil. Circular Técnica 27. Rio de Janeiro: Embrapa, 2009.

TILMAN D., HILL, J., LEHMAN, C., Carbon-Negative Biofuels from Low-Input High-Diversity Grassland Biomass. **Science**, v. 314, n. 1598, 2006.

TIPPER, R.; HUTCHISON, C.; BRANDER, M. A Pratical Approach for Policies to Address GHG Emission from Indirect Land Use Change Associated with Biofuels. Technical Paper. Ecometrica e Greenergy, 2009.

U.S. GOVERNMENT. Energy Independence ans Security Act of 2007 (EISA). Washington D. C., 19 de dezembro de 2007. Disponível em: http://frwebgate.access.gpo.gov/cgi-bin/getdoc.cgi?dbname=110_cong_bills&docid= f:h6enr.txt.pdf. Acesso em: 14 fev 2011.

UGAYA, C. M. L. **Análise de Ciclo de Vida: Estudo de Caso para Materiais e Componentes Automotivos no Brasil**. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.

UK DTI – Department for business, innovation and skills. Technology status review and carbon abatement potential of renewable transport fuels in the UK. Report B/U2/00785/REP, 2003. Disponível em: http://www.berr.gov.uk/files/file15003.pdf. Acesso em 25 nov 2009

UNICA - União da Indústria de cana-de-açúcar. Califórnia reconhece etanol brasileiro como grande redutor de emissões. **Notícias**, 27 jul 2009a. Disponível em: http://www.unica.com.br/noticias/show.asp?nwsCode=%7B4D842058-5184-41AC-AF1D-F699D2AD002C%7D. Acesso em: 17 fev 2011.

UNICA - União da Indústria de cana-de-açúcar. Submission of Comments - Clean Air Act Waiver to Increase the Allowable Ethanol Content of Gasoline to 15 Percent Docket EPA-HQ-OAR-2009-0211. Carta enviada para EPA. 2009b. Disponível em: http://www.unica.com.br/multimedia/documentos/. Acesso em 18 fev 2011.

UNICA - União da Indústria de cana-de-açúcar. Consultation on Indirect Land Use Change impacts of biofuels. Comments by the Brazilian Sugarcane Industry Association (UNICA). Carta enviada para a Comissão Européia. Brussels: ÚNICA, 2010a. Disponível em: http://www.unica.com.br/multimedia/documentos/. Acesso em 17 fev 2011.

UNICA - União da Indústria de cana-de-açúcar. UNICA's Contribution to the Public Consultation on 'Biodiverse Grasslands, Biofuels and Bioliquids. Carta enviada para a Comissão Européia. Brussels: ÚNICA, 2010b. Disponível em: http://www.unica.com.br/multimedia/documentos/. Acesso em 16 fev 2011.

UNICA - União da Indústria de cana-de-açúcar. Dados e Cotações – Estatísticas, 2011. Disponível em: http://www.unica.com.br/dadosCotacao/estatistica/. Acesso em 14 fev 2011.

URQUIAGA, S.; CRUZ, K.H.S.; BODDEY, R. M. Contribution of nitrogen fixation to sugarcane: Nitrogen-15 and nitrogen-balance estimates. **Soil Science Society of America Journal**, v.56, p.105-114, 1992.

USDA - Department of Agriculture, Economic Research Service. Estimating the Net Energy Balance of Corn Ethanol. In: SHAPOURI, H., DUFFIELD, J.A., GRABOSKI, M.S. U.S. **Agricultural Economic Report No. 721**, 1995 Disponível em: http://www.ers.usda.gov/publications/aer721/AER721.PDF. Acesso em: 25 nov 2009.

VAN DER VOET, E. LIFSET, R.J.; LUO, L. Life-cycle assessment of biofuels, convergence and divergence. **Biofuels,** v.1, n. 3, p. 435-449, 2010.

VON BLOTTNITZ, H.; CURRAN, M.A. A review of assessments conducted on bio-ethanol as a transportation fuel from a net energy, greenhouse gas, and environmental life cycle perspective. **J. Clean. Prod**. v. 15, n. 7, p. 607–619, 2007.

WALTER, A. Is Brazilian biofuels experience a model for other developing countries? **Bioenergy: agriculture e rural development**, p. 40-41, 2007.

WALTER, A. et al. **A Sustainability Analysis of the Brazilian Ethanol**. Campinas: UK Embassy, 2008.

WALTER, A.; LEAL, M. R. L.V. Subsídios para a agenda nacional e internacional de certificação de produtos e de processos produtivos do bioetanol. In: CGEE- Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. **Estudo de sustentabilidade da produção de etanol de cana-de-açúcar. Subsídios Técnicos para a Agenda Brasileira de Bioetanol.** Brasília: CGGE, 2009. Item 3.1, p. 227-250.

WANG, M., SARICKS, C., LEE, H. Fuel-Cycle Energy and Emission Impacts of Ethanol-Diesel Blends in Urban Buses and Farming Tractors. Center for Transportation Research, Argonne National Laboratory, 2003.

WANG, M.; WU, W.; HUO, H. Life-cycle Energy and Greenhouse Gas Emission Impacts of Different Corn Ethanol Plants Types. Centre for Transportation Research, Argonne National Laboratory, 2007.

WENZEL, H. et al. Environmental tools in product development. **Proceedings of the 1994 IEEE International Symposium on Eletrocnics & the Environment**. San Francisco: IEEE, p.100-108, 1994.

WENZEL, H.; HAUSCHILD, M.; ALTING, L. **Environmental Assessment of Products**. London: Kluwer Academic Publisehrs, v.1 e 2, 1997.

WU, M., WANG, M., HUO, H. Fuel-Cycle Assessment of Selected Bioethanol Production Pathways in the United States. Center for Transportation Research, Energy Systems Division, Argonne National Laboratory, 2006.

ZUURBIER, P; VOOREN, J.V. **Sugarcane ethanol- Contributions to climate change mitigation and the environment.** Holanda: Wageningen Academic Publishers, 2008.

ANEXO

BIOGRACE

Harmonised Calculations of Biofuel Greenhouse Gas Emissions in Europe

www.biograce.net Intelligent Energy Europe

About | Directory

Production of Ethanol from Sugarcane

Version 3 - Public

Overview Results

All results in g CO_{2eq} / $MJ_{Ethanol}$	Non- allocated results	Allocation factor	Allocated results	Total	Default values RED Annex V.D
Cultivation e_{ec}				14,5	14
Cultivation of sugarcane	14,33	100%	14,33		14,46
Transport of vinasse and fill	0,14	100%	0,14		
Processing e_p				0,9	1
Ethanol plant	0,85	100%	0,85		0,84
Transport e_{td}				9,0	9
Transport of sugarcane	0,85	100%	0,85		0,84
Transport of ethanol	7,73	100%	7,73		7,70
Filling station	0,44	100%	0,44		0,44
Land use change e_l	0,0	100%	0,0	0,0	0
$e_{lcb} + e_{ccr} + e_{ccs}$	0,0	100%	0,0	0,0	0
Totals	**24,3**			**24,3**	**24**

Allocation factors
Ethanol plant
100,0% to ethanol

Emission reduction	
Fossil fuel reference (petrol)	
83,8	g CO_{2eq}/MJ
GHG emission reduction	
71%	

Calculations in this Excel sheet.....

- ☐ strictly follow the methodology as given in Directives 2009/28/EC and 2009/30/EC
- ☑ ~~follow JEC calculations by using GWP values 25 for CH_4 and 298 for N_2O~~

As explained in "About" under "Inconsistent use of GWP's"

Calculation per phase

Cultivation of sugarcane

Yield		
Sugar cane	68.700	kg ha^{-1} $year^{-1}$
Moisture content	72,5%	
Energy consumption		
Diesel	1.963	MJ ha^{-1} $year^{-1}$
Agro chemicals		
N-fertiliser (kg N)	62,5	kg N ha^{-1} $year^{-1}$
CaO-fertiliser (kg CaO)	366,7	kg CaO ha^{-1} $year^{-1}$
Filter mud cake	600,0	kg ha^{-1} $year^{-1}$
K_2O-fertiliser (kg K_2O)	74,0	kg K_2O ha^{-1} $year^{-1}$
P_2O_5-fertiliser (kg P_2O_5)	28,2	kg P_2O_5 ha^{-1} $year^{-1}$
Pesticides	2,00	kg ha^{-1} $year^{-1}$
Vinasse	26432	kg ha^{-1} $year^{-2}$
Seeding material		
Seeds- sugarcane	2000	kg ha^{-1} $year^{-1}$
Field N_2O emissions	2,48	kg ha^{-1} $year^{-1}$
CH_4 from trash burning	19,54	kg ha^{-1} $year^{-1}$

Quantity of product

Yield

370.293 $MJ_{Sugarcane}$ ha^{-1} $year^{-1}$

1,000 MJ / $MJ_{Sugarcane,Input}$

0,514 $kg_{Sugarcane}/MJ_{Ethanol}$

Calculated emissions

Emissions per MJ ethanol

	g CO_2	g CH_4	g N_2O	g $CO_{2,eq}$
	1,29	0,00	0,00	1,29
	1,32	0,00	0,00	2,77
	0,33	0,00	0,00	0,36
	0,00	0,00	0,00	0,00
	0,30	0,00	0,00	0,32
	0,20	0,00	0,00	0,21
	0,15	0,00	0,00	0,17
	0,00	0,00	0,00	0,00
	0,02	0,00	0,00	0,02
	0,00	0,00	0,02	5,53
	0,00	0,15	0,00	3,66
Total	3,61	0,15	0,02	14,33
Result	g CO_{2eq} / $MJ_{Ethanol}$			14,33

Info

per kg sugarcane	per ha, year
g $CO_{2,eq}$	kg $CO_{2,eq}$
2,50	172,1
5,38	369,8
0,69	47,7
0,62	42,9
0,42	28,6
0,32	22,1
0,05	3,3
10,75	738,7
27,85	1913,6

Transport of vinasse and filter mud cake			Quantity of product		Calculated emissions				Info
Sugar cane	no yield, this is supporting process				Emissions per MJ ethanol				per kg sugarcane
Vinasse			1,000	MJ / $MJ_{Sugarcane,Input}$	g CO_2	g CH_4	g N_2O	g $CO_{2,eq}$	g $CO_{2,eq}$
Transport per			0,514	$kg_{Sugarcane}/MJ_{Ethanol}$					
Tanker truck MB2218 for vinass	7	km	0,0000	ton km / $MJ_{Sugarcane,Input}$	0,01	0,00	0,00	0,01	0,02
Fuel	Diesel								
Share	4,8%								
Tanker truck with water cannons	14	km	0,0002	ton km / $MJ_{Sugarcane,Input}$	0,05	0,00	0,00	0,05	0,10
	Diesel								
Share	23,8%								
Water channels	0,00468	MJ diesel / kg vinasse	0,0714	kg vinasse / $MJ_{Sugarcane,Input}$	0,06	0,00	0,00	0,06	0,11
Fuel	Diesel								
Share	71,8%								
Filter mud cake									
Transport per									
Dumpster truck MB2213 for filte	8	km	0,000013	ton km / $MJ_{Sugarcane,Input}$	0,01	0,00	0,00	0,01	0,02
Fuel	Diesel								
				Total	0,14	0,00	0,00	0,14	0,24
				Result	g $CO_{2,eq}$ / $MJ_{Ethanol}$			0,14	

Transport of sugarcane			Quantity of product		Calculated emissions				Info
Sugar cane	1,000	$MJ_{Sugarcane}$ / $MJ_{Sugarcane}$	370.293	$MJ_{Sugarcane}$ ha^{-1} $year^{-1}$	Emissions per MJ ethanol				per kg sugarcane
			1,000	MJ / $MJ_{Sugarcane,Input}$	g CO_2	g CH_4	g N_2O	g $CO_{2,eq}$	g $CO_{2,eq}$
Transport per									
Truck for dry product (Diesel)	20	km	0,0037	ton km / $MJ_{Sugarcane,Input}$	0,84	0,00	0,00	0,85	1,64
Fuel	Diesel								
				Result	g $CO_{2,eq}$ / $MJ_{Ethanol}$			0,85	

Ethanol plant			Quantity of product		Calculated emissions				Info
Yield					Emissions per MJ ethanol				per kg ethanol
Ethanol	0,361	$MJ_{Ethanol}$ / $MJ_{Sugarcane}$	133.574	$MJ_{Ethanol}$ ha^{-1} $year^{-1}$	g CO_2	g CH_4	g N_2O	g $CO_{2,eq}$	g $CO_{2,eq}$
By-products	0,000	MJ / $MJ_{Sugarcane}$	0,361	MJ / $MJ_{Sugarcane,Input}$					
			0,04	$kg_{Ethanol}/MJ_{Ethanol}$					
Energy consumption									
Electricity (taken from CHP)	0,000	MJ / $MJ_{Ethanol}$	No emissions calculated as this electricity is taken from the steam plant						0,00
Steam (from CHP)	0,000	MJ / $MJ_{Ethanol}$							
CHP					Emissions from CHP				
CH_4 and N_2O emissions from CHP (to be further specified - give GHG emission coefficients for fuel used (e.g. fibres) in "user defined standard values'					#N/D	#N/D	#N/D	0,00	0,00
Fuel input / MJ steam	1,111	MJ / MJ_{steam}							
CHP fuel (to be further speci	0,000	MJ / MJ_{oil}			#N/D	#N/D	#N/D	0,00	0,00
Electricity output / MJ steam	-0,222	MJ / MJ_{steam}							
Electricity generation	0,000	MJ / $MJ_{Ethanol}$	Output from steam plant, not yet taking own consumption into account						0,00
Electricity (to be further spec	0,000	MJ / $MJ_{Ethanol}$	Surplus electricity. Credit is calculated following RED Annex V.C.16		#N/D	#N/D	#N/D	0,00	
Pure CaO for processes	0,000670	kg / $MJ_{Ethanol}$			0,68	0,00	0,00	0,69	18,53
Cycle-hexane	0,000040	kg / $MJ_{Ethanol}$			0,03	0,00	0,00	0,03	0,77
Sulphuric acid (H_2SO_4)	0,000598	kg / $MJ_{Ethanol}$			0,12	0,00	0,00	0,12	3,35
Lubricants	0,000010	kg / $MJ_{Ethanol}$			0,01	0,00	0,00	0,01	0,24
				Total	#N/D	#N/D	#N/D	0,85	22,89
				Result	g $CO_{2,eq}$ / $MJ_{Ethanol}$			0,85	

Allocation over main- and byproduct							Info per kg ethanol
		Total emission before allocation:			g $CO_{2,eq}$ / $MJ_{Ethanol}$	16,16	g $CO_{2,eq}$
				Emissions up to and including this process step:	16,16	g $CO_{2,eq}$ / $MJ_{Ethanol}$	
Main product:	Ethanol	Energy content (per MJ sugarcane)	0,361	MJ	16,16	g $CO_{2,eq}$ / $MJ_{Ethanol}$	
By-product:	none	Energy content	-	MJ	0,00	g $CO_{2,eq}$ / $MJ_{Ethanol}$	
		Total:	0,361	MJ			
		Total emission after allocation:			g $CO_{2,eq}$ / $MJ_{Ethanol}$	16,16	433,26

Transport of ethanol from plant to Europe, then to and from depot				Quantity of product		Calculated emissions				Info per kg ethanol
Ethanol		1,000	MJ_{Ehand} / MJ_{Ethand}	133574,4 MJ_{Ehand} ha^{-1} $year^{-1}$		Emissions per MJ ethanol				
				0,361 MJ / $MJ_{Sugarcane,Input}$		g CO_2	g CH_4	g N_2O	g $CO_{2,eq}$	g $CO_{2,eq}$
Transport per										
Truck for liquids (Diesel)		700	km (country of origin)	0,0094 ton km / $MJ_{Sugarcane,Input}$		2,31	0,00	0,00	2,31	61,93
	Fuel	Diesel								
Ship /product tanker 50kt (Fuel		10186	km	0,1371 ton km / $MJ_{Sugarcane,Input}$		4,10	0,00	0,00	4,10	110,00
	Fuel	HFO for maritime transport								
Truck for liquids (Diesel)		300	km (country of destinatio	0,0040 ton km / $MJ_{Sugarcane,Input}$		0,99	0,00	0,00	0,99	26,54
	Fuel	Diesel		0,0060						
Energy cons. depot										
Export terminal	Electricity (NG CCGT)	0,00084	MJ / MJ_{Ehand}			0,10	0,00	0,00	0,11	2,82
Import terminal	Electricity EU mix LV	0,00084	MJ / MJ_{Ehand}			0,10	0,00	0,00	0,11	2,92
Depot inland	Electricity EU mix LV	0,00084	MJ / MJ_{Ehand}			0,10	0,00	0,00	0,11	2,92
					Total	7,70	0,00	0,00	7,73	207,13
					Result	g $CO_{2,eq}$ / $MJ_{Ethanol}$			7,73	

Filling station				Quantity of product		Info per kg ethanol
Yield		1,000	MJ_{Ehand} / MJ_{Ethand}	133574,4 MJ_{Ehand} ha^{-1} $year^{-1}$	Emissions per MJ ethanol	
				0,361 MJ / $MJ_{Sugarcane,Input}$	g CO_2 g CH_4 g N_2O g $CO_{2,eq}$	g $CO_{2,eq}$
Energy consumption						
Electricity EU mix LV		0,0034	MJ / MJ_{Ehand}		0,41 0,00 0,00 0,44	11,83
				Result	g $CO_{2,eq}$ / $MJ_{Ethanol}$	0,44

Land use change, including bonus for production on non-agriculture or degraded land

e_l Land use change

Does land use change occur? No

Resulting land use change 0,00 ton CO_2 ha^{-1} $year^{-1}$

Bonus (eB) 0 g CO_{2eq} / MJ_{Ehanol}

Emissions per MJ ethanol	g CO_2	g CH_4	g N_2O	g $CO_{2,eq}$
	0,00	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,00	0,00
				0,00
Result			g $CO_{2,eq}$ / $MJ_{Ethanol}$	0,00

Improved agricultural management

e_{ea} 0 g CO_{2eq} / MJ_{Ehanol}

Emissions per MJ ethanol				
				0,00
Result			g $CO_{2,eq}$ / $MJ_{Ethanol}$	0,00

CO_2 capture and replacement

e_{cr} 0 g CO_{2eq} / MJ_{Ehanol}

Emissions per MJ ethanol				
				0,00
Result			g $CO_{2,eq}$ / $MJ_{Ethanol}$	0,00

CO_2 capture and geological storage

e_{ccs} 0 g CO_{2eq} / MJ_{Ehanol}

Emissions per MJ ethanol				
				0,00
Result			g $CO_{2,eq}$ / $MJ_{Ethanol}$	0,00

Total result

Quantity of product g $CO_{2,eq}$ / $MJ_{Ethanol}$ 24,33

Yield (in MJ biofuel / hectare cropland / year) 133574,4 MJ_{Ehanol} ha^{-1} $year^{-1}$

Yield (in MJ biofuel / MJ input) 0,3607 MJ_{Ehanol} / $MJ_{Sugarcane,Input}$

Total emission without allocation:	g $CO_{2,eq}$ / $MJ_{Ethanol}$	24,33
Total emission with allocation:	g $CO_{2,eq}$ / $MJ_{Ethanol}$	24,33
Emission Reduction:		71,0%