

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ANAÍS OSTROSKI

ÁGUA VIRTUAL, EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA E ENERGIA
INCORPORADA NA EXPORTAÇÃO DO AGRONEGÓCIO PARANAENSE

CURITIBA PR

2019

ANAÍS OSTROSKI

ÁGUA VIRTUAL, EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA E ENERGIA
INCORPORADA NA EXPORTAÇÃO DO AGRONEGÓCIO PARANAENSE

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Setor de Tecnologia, da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Emílio Graciliano Ferreira Mercuri.

CURITIBA PR

2019

Catálogo na Fonte: Sistema de Bibliotecas, UFPR
Biblioteca de Ciência e Tecnologia

O85a

Ostroski, Anaís

Água virtual, emissões de gases de efeito estufa e energia incorporada na exportação do agronegócio paranaense [recurso eletrônico] / Anaís Ostroski. – Curitiba, 2019.

Dissertação – Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós – Graduação em Engenharia Ambiental, 2019.

Orientador: Emílio Graciliano Ferreira.

1. Comércio internacional - Aspectos ambientais. 2. Gases do efeito estufa. 3. Exportação. 4. Mercadorias. 5. Água - uso. I. Universidade Federal do Paraná. II. Ferreira, Emílio Graciliano. III. Título.

CDD: 628.1

Bibliotecária: Vanusa Maciel CRB- 9/1928



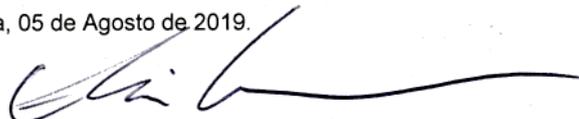
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA
AMBIENTAL - 40001016075P3

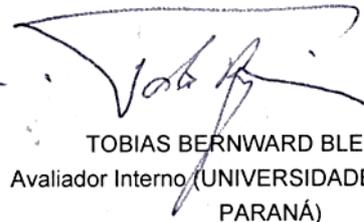
TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **ANAÍS OSTROSKI**, intitulada: **ÁGUA VIRTUAL, EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA E ENERGIA INCORPORADA NA EXPORTAÇÃO DO AGRONEGÓCIO PARANAENSE**, sob orientação do Prof. Dr. EMILIO GRACILIANO FERREIRA MERCURI, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de Mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 05 de Agosto de 2019.


EMILIO GRACILIANO FERREIRA MERCURI
Presidente da Banca Examinadora


TOBIAS BERNWARD BLENINGER
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO
PARANÁ)


KARINA GUEDES CUBAS DO AMARAL
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO
PARANÁ)

AGRADECIMENTOS

Ao longo desses anos de mestrado e graduação na Universidade Federal do Paraná, recebi apoio de diversas pessoas que, de alguma forma, permitiram que eu chegasse até aqui. Expresso, portanto, meus sinceros agradecimentos.

Primeiramente, agradeço aos meus pais, Gislaine e Sandro, pelo amor, confiança e por incentivarem a minha educação. Por estarem sempre presentes e me apoiando incondicionalmente, um grande obrigada! Agradeço também a minha tia Kátia, por ser um dos meus maiores exemplos ao longo da minha vida, por me inspirar e me apoiar.

Ao professor Emílio Graciliano Ferreira Mercuri, por toda a orientação e apoio da iniciação científica ao mestrado. Muito obrigada por acreditar em mim e por ter sido uma parte crucial no desenvolvimento da minha carreira na pesquisa. Também agradeço aos membros da banca de avaliação, Karina Guedes Cubas Amaral e Tobias Bleninger por todas as sugestões e conselhos que tornaram meu trabalho melhor.

Um grande obrigada aos meus amigos, pelo suporte e por tornarem tudo mais leve. Em especial, agradeço a Stephanie, por ser a “minha pessoa”! Agradeço a Gabriela e Giovana, por todas as conversas e companheirismo. Aos amigos da Engenharia Ambiental, Alexandra, Beatriz, Luiza, Bianca, Camila, Laryssa, Cauane e Gustavo, muito obrigada pelos momentos incríveis e suporte ao longo dos anos. As minhas queridas companheiras de intercâmbio, Juliana e Sílvia, por terem feito parte de uma das melhores experiências da minha vida e tornado tudo mais divertido.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da UFPR, em especial professor Michael e Leonildo, e à CAPES e pela concessão da bolsa de estudos que permitiu que essa e tantas outras pesquisas fossem realizadas. Eu acredito na importância do investimento público na ciência.

RESUMO

O comércio internacional de *commodities* se tornou essencial para suprir as demandas de alimentos de uma população mundial crescente, mas, além disso, também é parte importante das economias brasileira e paranaense. No entanto, visto que o setor agrícola é altamente intensivo em termos de consumo de recursos naturais e causa uma série de impactos ambientais, a investigação da demanda de recursos como água e energia e de impactos com relevância global, como de emissões de gases de efeito estufa, se torna útil no planejamento e gestão de recursos de forma mais eficiente. Nesta conjuntura, propõe-se a avaliação das demandas de recursos hídricos e energéticos e emissões para três *commodities* importantes para o comércio exterior paranaense, a soja, o café e o açúcar. Objetiva-se entender os principais destinos destes produtos, discutindo responsabilização por emissões e dependência de água virtual, além da espacialização de emissões de gases de efeito estufa e consumo de água e energia ao longo do estado do Paraná. Para atingir essas metas, as metodologias empregadas no estudo foram a Avaliação do Ciclo de Vida e a Pegada Hídrica; a primeira é útil para estimar os impactos e a demanda energética, a segunda foi aplicada de forma a contabilizar as variações temporais e espaciais de demanda hídrica no estado do Paraná durante o crescimento das culturas e respectivos processamentos, quando necessários. Resultados da pegada hídrica para o Paraná mostraram que existe uma demanda hídrica de 9.485,89 m³/ton para o café e de 2268,69 m³/ton para a soja e 1456,12 m³/ton para o açúcar, média entre 2010 e 2017. Isso significa que há um fluxo de água virtual de cerca de 73 milhões de metros cúbicos de água para os Estados Unidos relacionados ao comércio de café anualmente, enquanto a China é responsável por um fluxo anual de aproximadamente 14 bilhões de metros cúbicos nesta década, devido a importação de grandes volumes da soja paranaense. Além disso, a ACV revelou a soja como a cultura mais intensa em termos de emissões de gases de efeito estufa, com 4,43 kgCO₂-eq para cada quilograma produzido, enquanto o café foi o mais intenso no consumo de energia (69 MJ/kg). Verificou-se que houve um aumento na quantidade de carbono equivalente emitida no Paraná devido ao comércio exterior das três *commodities* estudadas, passando de 31 milhões ton CO₂-eq em 2012 para 51,5 milhões ton CO₂-eq em 2017.

Palavras-chave: pegada hídrica, água virtual, avaliação de ciclo de vida.

ABSTRACT

International trade of commodities became essential to meet the food demands of an increasing world population, but, besides that, it is also an important part of the economies of both Brazil and Paraná. However, considering that the agricultural sector is highly intensive in terms of consumption of natural resources and it causes a number of environmental impacts, the investigation of resource demands, such as water and energy, and impacts of world relevance, like greenhouse gases emissions, becomes useful for a more efficient resource planning and management. In this conjuncture, we propose and assessment of water and energy resources and emissions for three commodities which are important for foreign trade in Paraná, soybean, coffee and sugar. The objective is to understand the main destinations of these products and discuss accountability for emissions and dependency on virtual water flows, besides the spatialisation of greenhouse gas emissions and consumption of water and energy throughout the Paraná state. In order to achieve this, the methodologies employed in the study were Life Cycle Assessment and Water Footprint; the first is useful to estimate impacts and energy demand, the second was applied to estimate water consumption during crop growth and further processings, considering temporal and spatial variations in the state of Paraná. Results of water footprint showed that there is a crop water use of 9,485.89 m³/ton for coffee and 2,268.69 m³/ton for soybeans and 1,456.12 m³/ton for sugar, average values between 2010 and 2017. This means that there is a flow of approximately 73 million cubic meters of virtual water annually to the United States due to coffee trade, while China is responsible for a flow of 14 billion cubic meters per year during the current decade, related to the trade of high volumes of soybeans. Besides, LCA showed that soybeans are the most intense in terms of greenhouse gas emissions, with 4.43 kgCO₂-eq for every kilogram produced, while coffee had the highest energy consumption (69 MJ/kg). It was observed that there was an increase on the amount of equivalent carbon emitted in Paraná due to international trade of the three studied commodities, from 31 million ton CO₂-eq in 2012 to 51,5 million ton CO₂-eq in 2017.

Keywords: water footprint, virtual water, life cycle assessment.

LISTA DE FIGURAS

2.1	Série histórica da área plantada e da produtividade da soja para o estado do Paraná. Fonte: CONAB (2019c), estimativa fevereiro 2019	20
2.2	Quantidade de soja produzida e exportada pelo Paraná, com base nos dados de IBGE (2019) e ComexStat (2019)	21
2.3	Série histórica da área colhida e da produtividade de café no estado do Paraná, de 1974 a 2017, com base nos dados do IBGE (2019)	22
2.4	Evolução da área e produtividade do café no Paraná desde os anos 2000, com base nos dados de IBGE (2019)	23
2.5	Quantidade de café produzida e exportada pelo Paraná, com base nos dados de IBGE (2019) e ComexStat (2019)	23
2.6	Evolução da área colhida e da produtividade da cana-de-açúcar paranaense, com base nos dados de IBGE (2019)	24
2.7	Quantidade de açúcar produzido e exportado pelo Paraná, com base nos dados de CONAB (2019c) e ComexStat (2019)	25
5.1	Resumo dos dados meteorológicos necessários para o CROPWAT, os gráficos representam as médias entre as 15 estações utilizadas no estudo	41
5.2	Quantidade de café produzida em cada município do estado do Paraná em 2017, estações SIMEPAR e polígonos de Thiessen	42
5.3	Quantidade de soja produzida em cada município do estado do Paraná em 2017, estações SIMEPAR e polígonos de Thiessen	44
5.4	Quantidade de cana-de-açúcar produzida em cada município do estado do Paraná em 2017, estações SIMEPAR e polígonos de Thiessen	46
5.5	Áreas com irrigação, em hectares, por município no Paraná, dados de ANA (2017a)	47
5.6	Subprodutos do processamento da cana-de-açúcar, com base em CONAB (2012) e Gnansounou e Jungbluth (2007)	48
5.7	Diagrama da produção da soja em grãos, baseado em Reinhard et al. (2007a) .	51
5.8	Diagrama da produção do café arábica em grãos verdes, baseado em Coltro et al. (2006); Peano e Assumpció (2015)	52
5.9	Diagrama da produção do açúcar, baseado em Gnansounou e Jungbluth (2007); Reinhard et al. (2007b); Vilela (2013)	53

6.1	Média da pegada hídrica para cada <i>commodity</i> no Paraná	55
6.2	Distribuição espacial da pegada hídrica no Paraná para cada <i>commodity</i>	57
6.3	Variação anual da pegada hídrica e da produtividade para o café, a cana-de-açúcar e a soja entre 2010 e 2017. Dados de produtividade foram obtidos através do SIDRA (IBGE, 2019)	58
6.4	Correlação entre variáveis meteorológicas e Demanda Hídrica de Cultura verde das <i>commodities</i> , para cada estação e ano entre 2010 e 2017	59
6.5	Volume de água cinza relacionado à produção de café, cana-de-açúcar e soja no Paraná e índice WPL de nível de poluição da água	60
6.6	Energia e emissões relacionados à produção do açúcar, café e soja obtidos através dos métodos de avaliação de impacto IPCC 2013 e DCE	62
6.7	Contribuição percentual das substâncias emitidas durante a produção de açúcar, café e soja no Brasil	63
6.8	Matriz energética da produção de açúcar, café e soja no Brasil	64
6.9	Fluxos de água virtual relacionados a soja em grãos paranaense, quantidade em milhões de metros cúbicos ao ano	65
6.10	Fluxos de água virtual relacionados ao café em grãos verdes paranaense, quantidade em milhões de metros cúbicos ao ano	66
6.11	Fluxos de água virtual relacionados ao açúcar paranaense, quantidade em milhões de metros cúbicos ao ano	67
6.12	Fluxo de água virtual anual médio relacionado ao comércio internacional de café, açúcar e soja para os 20 principais países e mapa do índice de escassez de água verde por país, cujos dados foram disponibilizados nos materiais suplementares de Schyns et al. (2019)	68
6.13	Água virtual, energia e emissões associadas a produção de café, cana-de-açúcar e soja por município no estado do Paraná	70
6.14	Resultados de água virtual, energia incorporada e emissões de gases de efeito estufa relacionados a produção e exportação de soja no estado do Paraná	71
6.15	Resultados de água virtual, energia incorporada e emissões de gases de efeito estufa relacionados a produção e exportação de açúcar no estado do Paraná	71
6.16	Resultados de água virtual, energia incorporada e emissões de gases de efeito estufa relacionados a produção e exportação de café no estado do Paraná	72
6.17	Resultados de água virtual, energia incorporada e emissões de gases de efeito estufa relacionados a produção e exportação de três <i>commodities</i> no estado do Paraná	72
6.18	Fluxos de emissões incorporadas para as três <i>commodities</i> e mapa de emissões líquidas referentes ao uso da terra de cada país para o ano de 2016, cujos dados foram obtidos através da base FAOSTAT (FAO, 2019)	74

6.19	Evolução das emissões de gases de efeito estufa relacionadas a exportação de açúcar, café e soja no Paraná	75
6.20	Porcentagem da produção paranaense em relação a brasileira, com dados das produções de açúcar e soja da série histórica das safras da CONAB (2019c) e para o café de IBGE (2019) e ajuste logarítmico	76
6.21	Projeção das emissões de gases de efeito estufa relacionadas à produção das <i>commodities</i> no Paraná	77
6.22	Projeção da água virtual e energia relacionadas à produção das três <i>commodities</i> no Paraná	78
A.1	Rede de contribuições de processos para a categoria de mudanças climáticas do açúcar, obtida com o método IPCC 2013 e limitada a uma contribuição de 1,7% para as emissões totais	100
A.2	Rede de contribuições de processos para a categoria de mudanças climáticas do café, obtida com o método IPCC 2013 e limitada a uma contribuição de 5% para as emissões totais	101
A.3	Rede de contribuições de processos para a categoria de mudanças climáticas da soja, obtida com o método IPCC 2013 e limitada a uma contribuição de 0,3% para as emissões totais	102
B.1	Rede de contribuições de processos para o consumo de energia relacionados à produção do açúcar, obtida com o método DCE e limitada a uma contribuição de 1% para o consumo total	104
B.2	Rede de contribuições de processos para o consumo de energia relacionados à produção do café, obtida com o método DCE e limitada a uma contribuição de 5% para o consumo total	105
B.3	Rede de contribuições de processos para o consumo de energia relacionados à produção da soja, obtida com o método DCE e limitada a uma contribuição de 1% para o consumo total	106

LISTA DE TABELAS

2.1	Principais produtos exportados pelo Paraná entre janeiro e setembro de 2018. Fonte: Fecomércio PR (2018)	19
5.1	Parâmetros de cultura para o café inseridos no CROPWAT, baseados em Allen et al. (1998); Chapagain e Hoekstra (2004); González-Robaina et al. (2017) . .	43
5.2	Parâmetros de solo inseridos no CROPWAT para a cultura do café com base em Andrade Junior et al. (2017); Baldissera (2005); Bertolani e Vieira (2001); Centurion e Andrioli (2000); Cooper e Vidal-Torrado (2005); José et al. (2013)	43
5.3	Parâmetros de cultura para o soja inseridos no CROPWAT, baseados em Allen et al. (1998); CONAB (2019b)	45
5.4	Parâmetros de solo para a cultura da soja, com base em Baldissera et al. (1997); Baldissera (2005); Castro et al. (2009); Centurion e Andrioli (2000); Cooper e Vidal-Torrado (2005); José et al. (2013); Lemos (2010); Lima e Assunção (2011); Pinheiro et al. (2009); Silva et al. (2014)	45
5.5	Parâmetros de cultura para a cana-de-açúcar inseridos no CROPWAT, baseados em Allen et al. (1998)	46
5.6	Parâmetros de solo para a cultura da cana-de-açúcar, com base em Baldissera et al. (1997); Baldissera (2005); Centurion e Andrioli (2000); Cooper e Vidal-Torrado (2005); José et al. (2013); Lemos (2010); Lima e Assunção (2011); Silva et al. (2014)	47
5.7	Tabela de preços para o cálculo da fração de valor para o açúcar, baseado em MAPA (2019), CEPEA-Esalq/USP (2019) e CCEE (2019)	49
5.8	Números NCM e descrição dos produtos	54
6.1	Resultado da fração de valor para cálculo da pegada hídrica do açúcar	56

LISTA DE ACRÔNIMOS

ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AGROSTAT	Estatísticas de Comércio Exterior do Agronegócio Brasileiro
AICV	Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
CED	Demanda Cumulativa de Energia
COMEX STAT	Estatísticas Comércio Exterior
CONAB	Companhia Nacional de Abastecimento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPEL	Companhia Paranaense de Energia
DCE	Demanda Cumulativa de Energia
FAO	Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
GEE	Gases de Efeito Estufa
GWP	<i>Global Warming Potential</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICV	Inventário do Cilo de Vida
IPARDES	Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
ISO	Organização Internacional de Normalização
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
NBR	Normas Brasileiras
NCM	Nomenclatura Comum do Mercosul
OECD	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
PRÓALCOOL	Programa Nacional do Alcool
SEEG	Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa
SETAC	<i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>
SIMEPAR	Sistema Meteorológico do Paraná
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura
UN-WATER	<i>United Nations Water</i>
USDA	Departamento de Agricultura dos Estados Unidos
CXa	Cambissolo Háplico alumínico
LBd	Latossolo Bruno distrófico

LVdf	Latossolo Vermelho distroférico
LVef	Latossolo Vermelho eutroférico
NVef	Nitossolo Vermelho eutroférico
PVad	Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico

LISTA DE SÍMBOLOS

PH	Pegada Hídrica
PH_{verde}	Pegada Hídrica Verde
PH_{azul}	Pegada Hídrica Azul
PH_{cinza}	Pegada Hídrica Cinza
DHC_{verde}	Demanda Hídrica de Cultura Verde
DHC_{azul}	Demanda Hídrica de Cultura Azula
DHC_{cinza}	Demanda Hídrica de Cultura Cinza
Pr_{tv}	Produtividade da cultura
ET_{verde}	Evapotranspiração da água verde
ET_{azul}	Evapotranspiração da água azul
α	Fração de lixiviação ou escoamento
TAQ	Taxa de aplicação de agroquímicos por hectare a
c_{max}	Concentração máxima aceitável do poluente crítico no corpo hídrico
c_{nat}	Concentração natural do poluente crítico no corpo hídrico
K_c	Coeficiente de Cultura
ET_o	Evapotranspiração de referência
ET_c	Evapotranspiração da cultura
$PH_{\text{prod}}[p]$	Pegada Hídrica do produto final p
$PH_{\text{prod}}[i]$	Pegada Hídrica do insumo i n
$PH_{\text{proc}}[p]$	Pegada Hídrica do processo que transforma os insumos no produto p
$f_p[p, i]$	Fração do produto p que é processado a partir de insumo i
$f_v[p]$	Fração de valor
$V_{\text{aguavirtual}}$	Volume de água virtual
Q_{export}	Quantidade de produto exportado
E_{incorp}	Energia Incorporada J
GEE_{incorp}	Gases de efeito estufa incorporados
En	Energia obtida através da ACV
GEE	Gases de efeito estufa obtido através da ACV

SUMÁRIO

1	Introdução	15
1.1	Objetivos	17
1.1.1	Objetivos Específicos	17
2	A Economia e o Comércio Exterior Paranaense	18
2.1	<i>Commodities</i> estudadas	20
2.1.1	Soja	20
2.1.2	Café	22
2.1.3	Cana-de-açúcar e Açúcar	24
3	O nexu Água-Energia-Alimento no contexto da exportação de alimentos	26
3.1	Água Virtual	27
3.2	Energia Incorporada	29
3.3	Emissões de Gases de Efeito Estufa	30
3.4	Revisão Bibliográfica	31
4	Fundamentação teórica dos métodos utilizados	33
4.1	Pegada Hídrica	33
4.1.1	Pegada Hídrica de culturas agrícolas	34
4.1.2	Pegada Hídrica de produtos	36
4.2	Avaliação de Ciclo de Vida	37
4.2.1	Procedimentos	37
5	Materiais e Métodos	40
5.1	Pegada Hídrica	40
5.1.1	Pegada hídrica do Café	42
5.1.2	Pegada hídrica da Soja	44
5.1.3	Pegada hídrica da cana-de-açúcar	46
5.1.4	Pegada hídrica do açúcar	48
5.1.5	Análise da Pegada Hídrica Cinza	49
5.2	Avaliação do Ciclo de Vida	50

5.2.1	Inventários do Ciclo de Vida	50
5.2.2	Avaliação de Impactos	53
5.3	Água virtual, Emissões e Energia incorporadas	54
6	Resultados e Discussão	55
6.1	Pegada Hídrica	55
6.2	Avaliação do Ciclo de Vida	62
6.3	Água Virtual	65
6.4	Água, energia e emissões	69
7	Conclusões e recomendações	79
	REFERÊNCIAS	82
A	Fluxogramas de emissões obtidos através da ACV	99
B	Fluxogramas de energia obtidos através da ACV	103

Capítulo 1

Introdução

O Estado do Paraná tem se destacado como uma das principais economias do Brasil, especialmente no cenário atual do mercado internacional de *commodities*, o agronegócio tem papel importante no crescimento econômico do Estado (Resende, 2018). O comércio exterior paranaense é composto principalmente de produtos advindos do setor agrícola ou que possuem alta intensidade tecnológica; a soja representou 41,63% das exportações em 2018, seguida de produtos avícolas, óleo de soja e pasta química de madeira, além disso, açúcar de cana e café também ocupam posições de destaque (Fecomércio PR, 2018).

De acordo com Hidalgo e Feistel (2013), de forma geral, o Brasil possui uma tendência a longo prazo de aumento da exportação de produtos intensivos em recursos naturais. De fato, a agricultura é o setor que mais consome água no mundo e a produção e distribuição de alimentos consomem cerca de 30% da energia global (UN-WATER, 2019). No Brasil, o consumo de água pela agricultura é responsável por cerca de 60% do consumo total e a bacia do Paraná representa 27% das captações de água no país, sendo que a mesma é, na verdade, igual a 6% dos recursos hídricos nacionais (FAO, 2016).

Com o aumento dos fluxos internacionais de produtos, existe uma separação geográfica maior entre o consumidor final e o local de produção, significando que os impactos ambientais associados são gerados a grandes distâncias do consumidor, de maneira disforme e eventualmente em regiões com leis ambientais menos restritas (Peters e Hertwich, 2008). Neste cenário, poluentes cujas consequências são globais, como os gases de efeito estufa, acabam gerando debates de alocação de responsabilidade, principalmente ao adotar metodologias como a quantificação de emissões de dióxido de carbono com base em limites geográficos proposta pelo IPCC, ou então como a da pegada ecológica que é baseada no consumo de um país e seus habitantes (Bastianoni et al., 2004). O setor agropecuário foi responsável por 74% das emissões de gases de efeito estufa no Brasil em 2016 (Azevedo e Angelo, 2018), mas o questionamento de alocação das emissões é levantado uma vez que parte dessas emissões foram geradas para que outros países possam consumir produtos a partir de *commodities* brasileiros.

Atualmente, existe um esforço para avaliar sistemas antropogênicos de maneira holística. Campos em ecologia econômica surgiram com o objetivo de estudar as relações entre ecossistemas

e sistemas econômicos (Costanza e Wainger, 1991), além disso, a sustentabilidade como área de concentração acadêmica marca a necessidade de estudar os impactos ambientais de setores econômicos e a importância de se adotar práticas para um futuro mais sustentável. Ao mesmo tempo, conceitos como o nexo água-energia-alimento entram em destaque pois visam a otimização da eficiência no uso de recursos, promovendo sustentabilidade ambiental e econômica enquanto atinge os objetivos de setores específicos (Mannan et al., 2014).

Ao estudar tópicos que compreendem sistemas naturais e antrópicos, uma proposta transdisciplinar pode fornecer novas perspectivas e promover colaborações para abordar problemas complexos (Bergendahl et al., 2018). Unir metodologias de campos de pesquisa distintos resulta em abordagens que evidenciam as limitações de soluções advindas de um “setor único” e na transparência das informações passadas aos tomadores de decisão (Howarth e Monasterolo, 2017).

A adoção de uma perspectiva que engloba todos os processos, desde a extração até o consumo de um produto vem sendo acentuada nas últimas décadas. Os primeiros registros de tal perspectiva a partir da indústria datam da década de 60, mas a Avaliação de Ciclo de Vida como conhecida atualmente surgiu em 1990, ano a partir do qual a abordagem passou a ser explorada também pela academia e centros de pesquisa governamentais (Curran, 1996). Ao mesmo tempo, a comunidade acadêmica interessada em recursos hídricos começou a adotar a ideia de visão sistêmica para avaliar a apropriação da água e sua administração através da introdução dos conceitos de água virtual e pegada hídrica (Boulay et al., 2013; Allan, 1998; Hoekstra e Hung, 2002).

A Avaliação do Ciclo de Vida tem o objetivo de retornar valores que expressam os impactos potenciais dentro de uma categoria de impacto (mudanças climáticas, eutrofização, acidificação, toxicidade, entre outros) ao longo do ciclo de vida de um produto. Enquanto isso, a Pegada Hídrica foca na quantificação do volume de água efetivamente utilizado durante a produção, distinguindo os diferentes usos da água. A Avaliação de Ciclo de Vida e a Pegada Hídrica tem, portanto, origem em disciplinas distintas, mas compartilham da visão sistêmica de ciclo de vida como base para as suas metodologias. Visto isso, Jefferies et al. (2012) defendem que existem sinergias entre as duas abordagens e ambas seriam beneficiadas com estudos integrativos e desenvolvimento em conjunto.

Considerando estes contextos, o entendimento do uso consuntivo da água, o consumo de energia e as emissões de gases de efeito estufa relacionados a produtos agrícolas é útil para uma gestão de recursos mais integrada. Além disso, o Brasil é o maior produtor de soja, de cana-de-açúcar e de café do mundo, segundo relatórios da CONAB (Amazonas, 2018; Costa e Nogueira, 2018; Aquino, 2019) e entender dinâmicas relacionadas às exportações é importante para o desenvolvimento econômico do país, como mostrado em Laverde-Rojas e Correa (2019), que investigaram relações entre o índice de complexidade econômica (baseado em exportações) e a produção científica, concluindo que a produtividade acadêmica em ciências básicas e engenharia tem efeito positivo na complexidade econômica. Visto que o Paraná tem um papel importante na

manutenção deste posto e que são *commodities* que exigem um uso intensivo de recursos naturais, propõe-se a aplicação das ferramentas de ACV e Pegada Hídrica para avaliar água, energia e emissões para a soja, o café e o açúcar.

1.1 Objetivos

O objetivo geral do presente trabalho é analisar o consumo de água, energia e emissões de gases de efeito estufa de três *commodities* do agronegócio paranaense que são destinados à exportação: soja, café e açúcar. A análise e os prognósticos serão realizados utilizando as metodologias de Avaliação de Ciclo de Vida e Pegada Hídrica.

1.1.1 Objetivos Específicos

- Comparar as quantidades de água, energia e emissões relacionados às 3 *commodities* entre 2010 e 2017 considerando heterogeneidades espaciais no Paraná, levando em consideração as diferenças de rendimento e produção dos municípios e variabilidade de dados meteorológicos;
- Entender as diferenças entre valores de pegada hídrica, consumo de energia e emissões de gases de efeito estufa entre o açúcar, café e soja, identificando as razões pelas quais uma determinada *commodity* emite mais, gasta mais energia ou consome mais água;
- Comparar água virtual, energia e emissões em termos de consumo doméstico e de exportação entre 2010 e 2017, identificando os principais destinos no exterior das *commodities* paranaenses e discutindo dependência da água virtual e responsabilização por emissões;
- Verificar variações temporais da pegada hídrica, água virtual, energia e emissões de gases de efeito estufa e utilizar projeções oficiais de produção das *commodities* para estimar valores futuros em 2025, ano cujas metas de redução de emissões são definidas no Acordo de Paris.

Capítulo 2

A Economia e o Comércio Exterior Paranaense

A economia paranaense começou a ganhar destaque entre as décadas de 30 e 40 com o desenvolvimento da atividade cafeeira, cuja expansão resultou em uma elevada taxa de crescimento da produção agrícola e subsequente do setor industrial, que nos anos 60 era fortemente relacionado à transformação de produtos agrícolas (Trintin, 2001). O Paraná se tornou o maior produtor de café do Brasil, entretanto, houve uma perda de dinamismo na economia cafeeira (Magalhães Filho, 1993) e, além disso, havia um processo de integração produtiva a partir do estado de São Paulo que mudou a configuração da divisão de trabalho em escala nacional e iniciou o questionamento do modelo de desenvolvimento (Trintin, 2001). Portanto, na década de 60 o governo paranaense tomou medidas para integrar e diversificar a economia (Magalhães Filho, 1993).

Essas medidas eram voltadas para o desenvolvimento da infraestrutura básica e na promoção da industrialização autônoma. Entretanto, o modelo adotado não foi bem sucedido uma vez que a integração produtiva nacional havia sido planejada para o atendimento do mercado brasileiro e priorizava grandes empresas, o que não era o caso do Paraná (Trintin, 2001). Isso fez com que o estado voltasse os seus esforços para desenvolver setores como o da agropecuária, cujas condições eram melhores para atender o mercado nacional (Trintin, 2001).

A partir a década de 70, a “vocação agrícola” paranaense foi reforçada pelo aumento da oferta de crédito agrícola em âmbito federal e atração de grandes investimentos, principalmente em soja e trigo, além das indústrias de adubo e fertilizantes (Albuquerque et al., 2010). O Paraná se transformou de uma economia primária exportadora para uma economia agroindustrial moderna através da modernização da agropecuária e da desconcentração industrial em escala nacional (Lima et al., 2006). Já em 1980, década de crise, houve uma desaceleração no crescimento econômico, tendo como marca o  xodo rural (Lima et al., 2006) e a estrutura de renda e emprego ficou mais próxima   de outros estados brasileiros e mais integrada ao mercado nacional (Magalhães Filho, 1993), com produtos mais modernos ganhando importância também no mercado internacional (Lima et al., 2006).

Nas últimas décadas, o Paraná teve a sua base produtiva dinamizada, deu lugar ao setor industrial além da produção agrícola e aumentou a sua base de exportação (Piffer et al. (2002) apud Lima et al. (2006)). Depois da atração de investimentos, a estrutura produtiva incluiu as indústrias metal-mecânica, mecatrônica, agroindustrial, entre outras (Lima et al., 2006).

Hoje, o estado do Paraná tem se destacado como uma das principais economias do Brasil; juntamente com São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais e Rio Grande do Sul, o Paraná faz parte dos cinco estados que concentraram 64,4% da economia brasileira em 2016 (IBGE, 2016). A atividade agropecuária tem grande importância neste feito. A produção de soja, milho, trigo e cana-de-açúcar, além da pecuária e silvicultura foram destaque nos municípios cujas economias mais cresceram no período entre 2010 e 2014 (IPARDES, 2017).

No início deste século, o agronegócio alimentou o crescimento econômico do estado devido à produtividade e cotação de *commodities* no mercado internacional (Resende, 2018). O comércio exterior paranaense está caminhando para o aumento da exportação de produtos com maior intensidade tecnológica, mas o segmento agroindustrial ainda é característico do estado (Albuquerque et al., 2010). O relatório de *Análise Conjuntural da Economia e do Comércio*, da Federação do Comércio de Bens, Serviços e Turismo do Paraná (Fecomércio PR, 2018), para os meses entre janeiro e setembro de 2018 mostra os principais produtos exportados pelo estado (Tabela 2.1)

Nº	Produto	US\$ (milhões)	%
1	Soja, mesmo triturada, exceto para semeadura	4.075,39	41,63
2	Pedaços e miudezas de galos e galinhas, congelados	1.257,12	12,84
3	Bagaços e resíduos sólidos da extração do óleo de soja	857,32	8,76
4	Pasta química de madeira não conífera semi branqueada	427,26	4,36
5	Outros açúcares de cana	423,87	4,33
6	Carnes de galos e galinhas, não cortadas, congeladas	405,07	4,14
7	Outras madeiras compensadas folheada, espess <=6mm	364,97	3,73
8	Óleo de soja, em bruto, mesmo degomado	347,29	3,55
9	Automóveis com motor a explosão, 1500<cm ³ <=3000	287,99	2,94
10	Café solúvel, mesmo descafeinado	214,92	2,20

Tabela 2.1: Principais produtos exportados pelo Paraná entre janeiro e setembro de 2018. Fonte: Fecomércio PR (2018)

Portanto, os dados do comércio exterior do Paraná mostram que os principais produtos exportados são advindos do setor agrícola ou possuem alta intensidade tecnológica. A soja em grãos e o óleo de soja (incluindo o bagaço da sua extração) tem grande representatividade no comércio paranaense e juntos são responsáveis por 53,94% da receita. Os produtos avícolas também são importantes para a economia do estado e chegam a quase 17% das exportações em dólares americanos. A agroindústria, com o açúcar de cana e o café solúvel, agrega valor aos *commodities* cana-de-açúcar e café em grãos e aparece com valor expressivo nas exportações de 2018.

2.1 Commodities estudadas

Visto que o comércio exterior paranaense depende fortemente de produtos do agronegócio, este estudo utilizou como referência três *commodities*: soja, café e açúcar de cana, detalhados nas subseções a seguir.

2.1.1 Soja

A soja se consolidou como a principal cultura do estado do Paraná nos últimos anos. No Paraná, a soja começou a ser cultivada na década de 60 e foi líder em termos de volume de produção até os anos 1990, quando passou para segundo lugar, atrás do Mato Grosso, após a expansão agrícola no cerrado (Guimarães, 2011). Muitos fatores fizeram com que o Paraná se destacasse como grande produtor de soja, entre eles está o estabelecimento de uma rede de pesquisa envolvendo setores públicos e privados com atuações, em diferentes fases, do Ministério da Agricultura, do Instituto Agrônômico do Paraná e do Centro Nacional de Pesquisa de Soja (o qual se tornou a Embrapa Soja) (Guimarães, 2011). Segundo Franchini et al. (2016), a produção da leguminosa é responsável por gerar empregos, melhorar infraestrutura e aumentar o Índice de Desenvolvimento Humano de regiões produtoras.

O programa nacional de melhoramento resultou no desenvolvimento das primeiras cultivares¹ de soja no Paraná (Guimarães, 2011). O programa de melhoramento da Embrapa Soja se concentrou na busca de características como produtividade, altura da planta, ciclo, resistência a vírus, bactérias e nematoides e sua primeira cultivar para o Paraná foi lançada em 1981 (Domit et al., 2007). A Figura 2.1 mostra a evolução da produção de soja, em área plantada e produtividade, para o estado do Paraná.

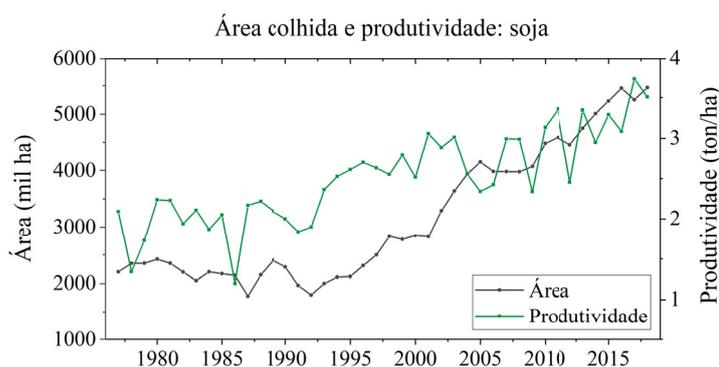


Figura 2.1: Série histórica da área plantada e da produtividade da soja para o estado do Paraná. Fonte: CONAB (2019c), estimativa fevereiro 2019

¹Segundo a Lei n.º 9.456/1997, cultivar é “a variedade de qualquer gênero ou espécie vegetal superior que seja claramente distinguível de outras cultivares conhecidas por margem mínima de descritores, por sua denominação própria, que seja homogênea e estável quanto aos descritores através de gerações sucessivas e seja de espécie passível de uso pelo complexo agroflorestal, descrita em publicação especializada disponível e acessível ao público, bem como a linhagem componente de híbridos”

O aumento da importância da soja está relacionado com a crescente demanda do mercado por carne e, conseqüentemente, ração animal. A China é o maior importador da soja paranaense e a sua alta demanda pela leguminosa está atrelada com a ampliação da pecuária e transição para uma economia do mercado (Masuda e Goldsmith, 2012). Além disso, existe a chamada “crise de soja” no país, que transformou a China de um exportador líquido para o maior importador de soja geneticamente modificada do mundo desde o início do milênio (Masuda e Goldsmith, 2012). A crescente produção de soja pode ser atribuída também ao seu uso como fonte de energia alternativa aos combustíveis fósseis e alimento para humanos (Esteves, 2016).

Segundo o USDA (2017) – Departamento de Agricultura dos Estados Unidos, as exportações da soja brasileira irão expandir em 47% no período entre safras de 2017/18 e 2026/27, chegando a de 89 milhões de toneladas e reforçando o posto de cultura mais rentável no país. Conseqüentemente, isso também significa um crescimento na produção paranaense. De acordo com Cavalett (2008), a soja é produzida em um sistema de agricultura moderna industrial e depende fortemente de energia proveniente de combustíveis fósseis, insumos industriais, agrotóxicos, mecanização e variedades geneticamente modificadas. As conseqüências do aumento da produção no Paraná e no Brasil são as mais diversas: a expansão do desmatamento para o cerrado e floresta amazônica, baixa contratação de mão-de-obra e êxodo rural, intensificação de conflitos rurais devido à ocupação de grandes indústrias, perda da biodiversidade local, contribuição para as mudanças climáticas (Domingues e Bermann, 2012).

A Figura 2.2 mostra as quantidades de soja produzida e exportada pelo estado do Paraná no período de 2010 a 2017. A porcentagem das exportações em relação à produção total é relativamente constante, sendo o valor mais baixo igual a 45% e o mais alto igual a 59%, significando que cerca de metade da produção da soja paranaense foi destinada ao mercado externo durante o período estudado.

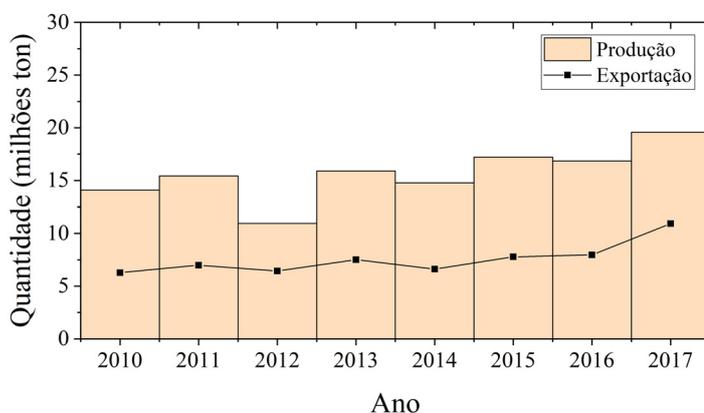


Figura 2.2: Quantidade de soja produzida e exportada pelo Paraná, com base nos dados de IBGE (2019) e ComexStat (2019)

2.1.2 Café

O café produzido no Paraná é da variante *Coffea arabica* originada na Etiópia e que necessita de um clima quente e úmido para o seu desenvolvimento. Seu cultivo no Paraná teve início na segunda metade do século XIX, a partir da expansão que começou no Rio de Janeiro, passando por São Paulo (Lima, 2014). Essa expansão teve um papel fundamental para o desenvolvimento do estado, visto que a ocupação do norte paranaense resultou em um crescimento demográfico acelerado e no surgimento de cidades (Lima, 2014). Já no início do século XX, as terras paranaenses eram conhecidas pela alta rentabilidade com a produção do café (Priori et al., 2012).

A década de 60 marcou o auge da produção de café no Paraná (Lima, 2014), mas nesta mesma década as políticas para racionalização das culturas cafeeiras e o estímulo à diversificação da produção foram iniciadas (Priori et al., 2012). Além disso, a geada de 1975 condenou os cafezais e marcou a mudança de cenário. Mesmo assim, o café continua sendo importante na economia paranaense e atualmente o Brasil ocupa o posto de maior produtor de café do mundo (ABIC, 2018).

Diferentemente da soja, no Paraná a produção cafeeira não possui uma tendência de crescimento ao longo dos anos. De acordo com os dados de produção disponíveis do IBGE (2019), houve uma queda de 73% ao considerar a média da produção entre 1974 e 1999 e entre 2000 e 2017. Esta queda pode ser vista de forma clara na série histórica mostrada na Figura 2.3

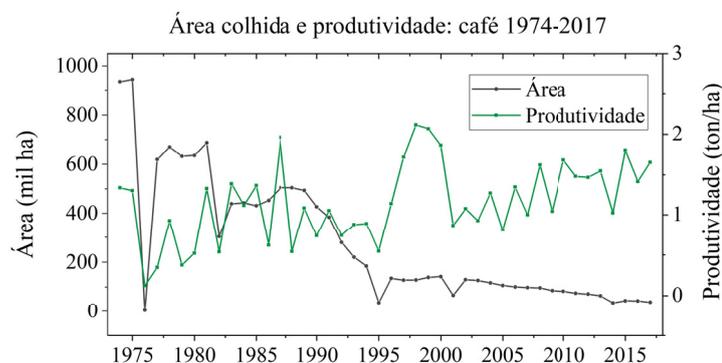


Figura 2.3: Série histórica da área colhida e da produtividade de café no estado do Paraná, de 1974 a 2017, com base nos dados do IBGE (2019)

Para entender melhor o cenário mais recente do café paranaense, os dados da série histórica da área e produtividade desde o início do século são mostrados na Figura 2.4. O que se nota é uma diminuição na área de produção e um aumento na produtividade, muitos fatores podem ser atribuídos a esta tendência, como melhoramento genético, manejo adequado, irrigação e condições climáticas favoráveis.

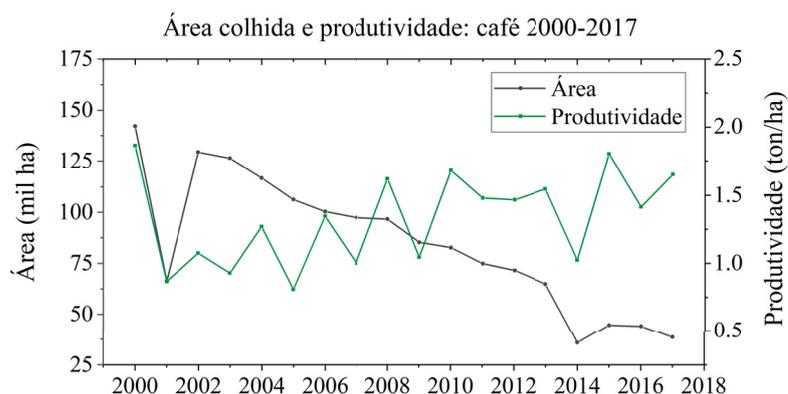


Figura 2.4: Evolução da área e produtividade do café no Paraná desde os anos 2000, com base nos dados de IBGE (2019)

O café solúvel está entre os dez produtos mais exportados pelo estado, como mostrado na Tabela 2.1. Essas indústrias processadoras misturam café robusta, produzido nos estados de Espírito Santo e Rondônia, e o café arábica, de Minas Gerais e do Paraná (Bronzeri e Bulgacov, 2014). Segundo Bronzeri e Bulgacov (2014), apesar de indústrias de café solúvel estarem presentes na região do Norte Pioneiro do Paraná, e contribuírem para a economia do estado através da geração de empregos e do atendimento ao mercado local, não foi possível confirmar relações com a produção de café solúvel com a produção do café em grãos paranaense, uma vez que não há contrato de exclusividade de compra e a localidade da produção varia muito ao longo do tempo.

Portanto, a análise da exportação do café paranaense será feita considerando-se o café verde em grão, como mostrado na Figura 2.5. As exportações se mantêm relativamente estáveis nesta década, com exceção da safra de 2017, diferentemente da produção que mostra uma tendência de queda, principalmente após a geada de 2014.

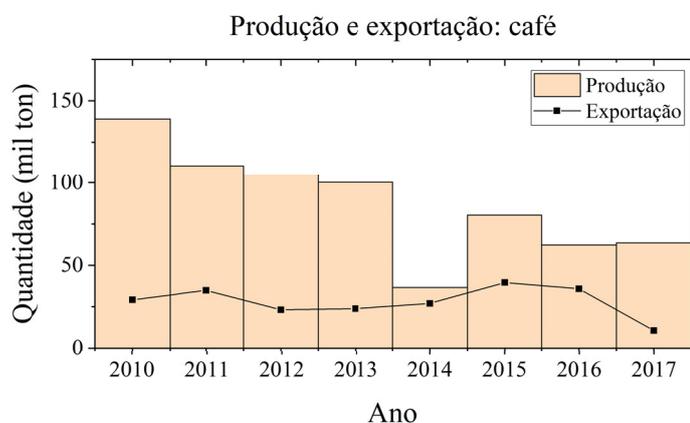


Figura 2.5: Quantidade de café produzida e exportada pelo Paraná, com base nos dados de IBGE (2019) e ComexStat (2019)

2.1.3 Cana-de-açúcar e Açúcar

Nos anos de desenvolvimento do Paraná, o açúcar produzido era consumido internamente e o estado dependia de importações das indústrias paulistas para o suprimento da demanda, uma vez que a cultura canavieira era pouco explorada devido ao foco em culturas específicas como erva mate, madeira, café, suinocultura e posteriormente trigo e soja (Shikida e Alves, 2001). O Programa Nacional do Alcool (PRÓALCOOL), em 1975, iniciou a expansão da produção sucroalcooleira no Paraná (Shikida e Alves, 2001), impulsionando um crescimento de 326% na produção de cana-de-açúcar entre as décadas de 70 e 80 (Lucius, 2011). Hoje, o Paraná é o quinto maior produtor de cana-de-açúcar, atrás de São Paulo, Goiás, Minas Gerais e Mato Grosso do Sul, representando cerca de 6% da produção nacional (CONAB, 2019c).

Na série histórica (Figura 2.6), é possível observar o crescimento na área produtiva de cana-de-açúcar paranaense, enquanto a produtividade, apesar de irregular em períodos curtos, se mantém relativamente estável ao longo de todo o período, com uma média de 74 ton/ha. Ao comparar a área destinada à produção canavieira entre 1974 e 2017, observa-se um aumento de 1686%.

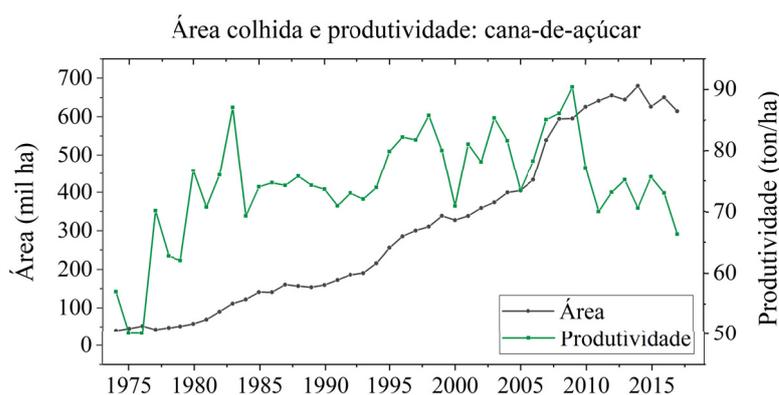


Figura 2.6: Evolução da área colhida e da produtividade da cana-de-açúcar paranaense, com base nos dados de IBGE (2019)

O Brasil ocupa o posto de maior produtor de cana-de-açúcar do mundo (CONAB, 2018), essa produção se mostra economicamente vantajosa devido ao mercado internacional de açúcar e ao mercado interno de etanol. O sistema agroindustrial desta *commodity* é historicamente verticalizado, ou seja, a parte industrial tem as terras, o canavial e todo o maquinário como propriedade, o que garante vantagens competitivas e reduz custos, mas causa uma exclusão dos produtores de pequeno porte do mercado (Lucius, 2011; MAPA, 2007). Além disso, o número de indústrias sucroalcooleiras se torna alto; somente no Paraná, existem 30 indústrias nesse segmento.

Segundo as projeções da produção de *commodities* agrícolas brasileiras para o período entre 2017 e 2026, realizadas através da colaboração entre a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD) e a Organização para a Alimentação e Agricultura, a produção de açúcar crescerá 29% e o Brasil continuará sendo o líder de produção global

(OECD-FAO, 2017). Considerando que o rendimento médio de produção não mostra uma tendência de crescimento, isso significa um aumento na área destinada a canaviais e a geração de impactos ambientais. A Figura 2.7 mostra a relação entre produção total de açúcar e a exportação, com alta expressividade e constância, importante para a economia paranaense.

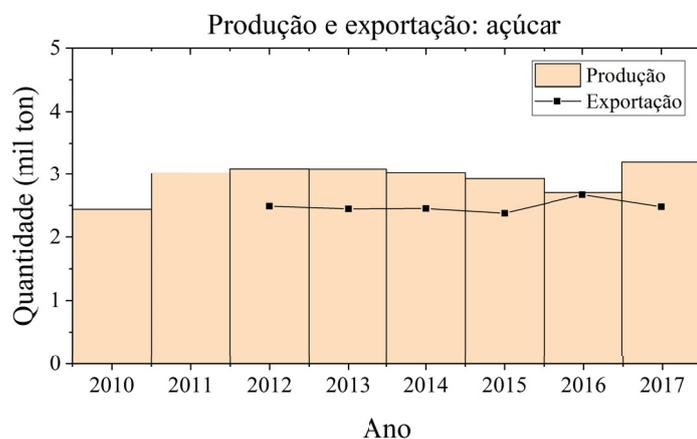


Figura 2.7: Quantidade de açúcar produzido e exportado pelo Paraná, com base nos dados de CONAB (2019c) e ComexStat (2019)

Capítulo 3

O nexo Água-Energia-Alimento no contexto da exportação de alimentos

O nexo água-energia-alimento foi apresentado na conferência “*The Water, Energy and Food Security - Nexus Solutions for the Green Economy*” na cidade de Bonn, Alemanha, em 2011, como uma abordagem que pode melhorar a segurança dos sistemas de água, energia e alimento (Hoff, 2011). O conceito surgiu como uma resposta a questões como aquecimento global, globalização, crescimento populacional e urbanização (Hoff, 2011). A conferência enfatizou que uma abordagem sistêmica é necessária para a transição para um cenário no qual a economia se torna mais verde e cujo objetivo é eficiência na utilização de recursos e políticas coerentes.

O nexo não possui uma definição universalmente aceita (Keskinen et al., 2016). Entretanto, aparece como “uma perspectiva sistêmica que reconhece explicitamente os sistemas de água, energia e alimentos como interconectados e interdependentes” (Bazilian et al., 2011; Foran, 2015; Wolfe et al., 2016 apud Albrecht et al., 2018, tradução nossa). A ideia é reconhecer que os setores estão conectados com o setor-foco e que devem ser considerados para que as decisões sejam feitas com base em uma perspectiva holística, levando em conta como um sistema afeta o outro. O fato de o conceito do nexo ser fluido é benéfico uma vez que permite a aplicação de uma nova perspectiva em uma variedade de problemas em diferentes contextos, além da flexibilidade para utilizar e até mesmo integrar metodologias de disciplinas diversas. De acordo com Keskinen et al. (2016), há três perspectivas principais sobre o nexo:

1. **O nexo como uma abordagem analítica**, geralmente quantitativa, para entender os três sistemas e gerar informações úteis para o planejamento e tomada de decisões;
2. **O nexo como uma abordagem de governança**, o foco é nas conexões entre setores, considerando *stakeholders* para que haja colaboração com o objetivo de criar soluções benéficas através de políticas e administração de recursos;

3. **O nexos como um discurso emergente ou limite conceitual**, defendendo a transdisciplinaridade como base para entender os *trade-offs* e sinergias entre os sistemas

Um dos focos deste ramo de pesquisa é o entendimento das pressões antrópicas nas águas superficiais em face ao crescimento populacional e de demanda por alimentos e energia (Chiarelli et al. (2018); Grafton et al. (2017) apud D’odorico et al. (2018)), além de ser uma perspectiva em debates que incluem segurança alimentar (Smajgl et al., 2016), cuja definição foi consolidada na Cúpula Mundial de Alimentação, em 1996:

“Segurança alimentar existe quando todas as pessoas, em todos os momentos, tem acesso físico e econômico a alimentos suficientes, seguros e nutritivos para satisfazer as suas necessidades e preferências alimentares para uma vida ativa e saudável.” (FAO (1996), tradução nossa)

Com a abordagem do nexos, é possível analisar como a segurança alimentar é administrada em diferentes cenários através da consideração de variáveis como consumo, uso da terra, comércio exterior de alimentos e auto-suficiência alimentar (Lee et al., 2018).

Quando a perspectiva adotada tem o eixo alimentos como foco, os sistemas de água e energia se tornam insumos (Bazilian et al., 2011) – caso do presente estudo. Apenas cinco países (Brasil, China, Estados Unidos, Índia e Indonésia) produzem cerca de 52% das culturas agrícolas de todo o planeta (D’odorico et al., 2018), portanto, os sistemas de suprimento de alimentos são altamente globalizados, significando que há uma separação geográfica entre o consumidor final e o local de produção onde os impactos ambientais são gerados (Peters e Hertwich, 2008) e os recursos como água e energia são consumidos.

O comércio internacional de produtos alimentícios também significa um fluxo internacional de água virtual, energia e impactos incorporados (Hoekstra e Hung, 2005; Bourque, 1981; Wiedmann, 2016). O termo ‘incorporado’ (do inglês *embodied*) se refere aos impactos indiretos que são ‘atribuídos a’ atividades ao longo da cadeia de suprimentos e que não necessariamente possuem conexão física direta com os impactos gerados (Wiedmann, 2016). Os itens a seguir detalham as definições e mostram estudos relacionados a este conceito.

3.1 Água Virtual

O termo água virtual refere-se ao volume de água que é utilizado ao longo da vida de um produto e objetiva evidenciar as conexões entre água, alimento e comércio (Allan, 2003). Diferentemente da pegada hídrica, não faz distinção entre os tipos de água (Hoekstra et al., 2011), mas são quantitativamente equivalentes: segundo (Hoekstra et al., 2011), a água virtual é um termo alternativo ao da pegada hídrica. A pegada hídrica é definida como o “volume total de água doce que é utilizado direta ou indiretamente em seu processo produtivo” e é considerada um indicador multidimensional da apropriação humana dos recursos hídricos (Hoekstra et al.,

2011). A diferença entre os dois termos é reflexo do objetivo do estudo. O termo *pegada hídrica* é mais utilizado quando se trata da pegada de um consumidor ou produto, enquanto *água virtual* é empregado no contexto de análise de fluxos entre países e regiões, considerando que quando um produto é exportado, há também uma exportação de água virtual (Hoekstra et al., 2011).

Grande parte do uso e poluição das águas do mundo são resultado da produção para o comércio global (Vörösmarty et al., 2015). Através da importação de alimentos e produtos do setor agrícola, países se tornam dependentes de recursos hídricos estrangeiros (Tamea et al., 2016). As consequências dessa globalização incluem impactos ambientais em países exportadores, vulnerabilidade a crises externas, exploração exacerbada de recursos hídricos, terceirização de impactos para países com regulações ambientais menos rígidas e dificuldade para atribuir responsabilidade (Vörösmarty et al., 2015; Tamea et al., 2016; Wichelns, 2010).

A água virtual se tornou importante no âmbito da criação de estratégias e políticas. Por exemplo, um país cujos recursos hídricos são escassos, pode priorizar a importação de produtos que requerem grandes quantidades de água para a produção e exportar produtos que necessitam de uma quantidade menor (Hoekstra e Hung, 2005). Isso se traduz em uma administração global da água, aumentando a eficiência da utilização de recursos hídricos (Hoekstra e Hung, 2005). Entretanto, olhar somente para a água virtual neste caso é adotar uma abordagem otimista, pois é importante considerar fatores como disponibilidade de terra, situação econômica, geopolítica e decisões a nível local, por exemplo (Kumar e Singh, 2005).

A avaliação da água virtual dentro de uma área (município, estado, país) pode ser útil para o entendimento de como os recursos hídricos locais estão sendo distribuídos, para consumo interno ou exportação, por exemplo, além de uma análise da sustentabilidade do consumo e disponibilidade e/ou escassez de água (Hoekstra et al., 2011).

A base *Web of Science* mostra que o número de artigos contendo “*virtual water*” no título aumentou significativamente desde a primeira publicação, em 1998, para 41 artigos publicados somente em 2018 e um total de 325 no período. Bae e Dall’erba (2018) aplicaram as metodologias de cálculo de água virtual e insumo-produto para avaliar o consumo de água no estado do Arizona, nos Estados Unidos. Os resultados mostraram que o setor agrícola é responsável por 73% da água consumida no estado, mas que devido à exportação (inter-estadual e internacional), 67% da água do estado é utilizada fora do Arizona. Zhuo et al. (2016) analisaram as pegadas hídricas azul e verde e água virtual para o comércio chinês, com foco em produção, consumo e trocas comerciais de produtos agrícolas para diferentes cenários de crescimento populacional, mudanças nos padrões de consumo e produção e clima. A conclusão foi que o objetivo de se tornar auto-suficiente em relação à produção alimentos é possível se houver uma administração eficaz dos recursos hídricos e das culturas, bem como boas políticas e infraestrutura.

No Brasil, há alguns estudos envolvendo a quantificação de pegada hídrica e água virtual. Silva et al. (2016) avaliaram os fluxos de água virtual em nível nacional para os produtos agropecuários mais representativos. Os resultados mostraram que o país é auto-suficiente na

produção da maioria dos produtos, mas alguns produtos hortícolas resultam em um saldo negativo de água virtual. Flach et al. (2016) procuraram avaliar a exportação da água virtual em escalas espaciais mais detalhadas, de municípios para os países importadores através da quantificação de pegada hídrica para soja e cana-de-açúcar. Os autores enfatizaram a importância de se analisar mais detalhadamente, uma vez que prevalece uma heterogeneidade na distribuição de recursos hídricos no Brasil, além disso, foram avaliados os locais que sofrem estresse hídrico em relação a demanda global de *commodities* brasileiros. Kotsuka (2013) revisou os conceitos de pegada hídrica e água virtual e analisou a suas empregabilidades na gestão de recursos hídricos e através de um estudo de caso para a soja e óleo de soja.

3.2 Energia Incorporada

Energia incorporada é a energia total, direta e indireta, necessária para a produção de bens e serviços. Costanza (1980) destaca que o conceito auxilia na conexão dos sistemas naturais e sociais no contexto da ecologia econômica, pois a energia é um denominador comum entre esses sistemas. Seguindo esta linha, o meio-ambiente é o sistema de suporte da economia e ignorá-lo significaria causar danos irreparáveis aos ecossistemas (Costanza e Daly, 1987). A realização de análises da quantidade de energia utilizada ao longo de uma cadeia de produção não é um conceito novo, uma vez que energia é um recurso essencial para a fabricação de qualquer produto. Bullard e Herendeen (1975) aplicaram um método baseado na análise de insumo-produto para os Estados Unidos, avaliando o fluxo de energia envolvido no fluxo regional de bens.

Aumentos na produtividade no setor agrícola estão relacionados com o crescente consumo de energia através de mecanização e uso de pesticidas e fertilizantes (Pelletier, 2016) e as implicações do vínculo de dependência que existe por parte da segurança alimentar em relação à energia fóssil são reconhecidas e estudadas ao redor do mundo (Cao et al., 2008). Essa dependência é confirmada quando uma elevação no preço da energia acarretou em um preço maior de alimentos devido ao crescimento dos custos na produção de combustíveis, fertilizantes e transporte (Pelletier, 2016).

Mantoam et al. (2014) calcularam a demanda energética do ciclo de vida de uma plantação de cana-de-açúcar no Brasil, comparando a utilização de diferentes máquinas agrícolas e determinando a viabilidade energética da indústria sucroalcooleira como fonte de energia renovável. Duas colhedoras foram avaliadas: uma com rodas e pneus e outra com esteiras metálicas. Os resultados mostraram que a primeira teve uma melhor performance energética, mas a segunda causa menos danos ao canavial, se tornando uma boa opção para produção de larga escala.

Cao et al. (2008) argumenta que produtividade energética no setor agrícola se tornou uma questão importante na China devido à crescente população no país e diminuição da terra arável disponível, além da concentração da população nas grandes metrópoles. Neste estudo, decomposição estrutural e matriz insumo-produto nacional foram metodologias utilizadas

juntamente com os Requisitos Totais de Energia Incorporada (TEER, do inglês *Total Embodied Energy Requirements*). As conclusões do estudo foram que a produtividade da agropecuária chinesa aumentou, mas a eficiência energética decresceu devido ao alta dependência de fontes de energia fóssil na forma de fertilizantes químicos e pesticidas.

3.3 Emissões de Gases de Efeito Estufa

Atividades como cultivo, fertilização, queima e irrigação ocasionam em emissões de dióxido de carbono (CO₂), óxido nitroso (N₂O), óxidos de nitrogênio (NO_x), monóxido de carbono (CO) e compostos orgânicos voláteis (Khabbaz, 2010; Embrapa, 2019a). No Brasil, o setor agropecuário foi responsável por 74% das emissões de gases de efeito estufa em 2016, sendo que dois terços são relacionados à conversão de áreas florestais em pastos ou agricultura, outra parte vem do manejo dos solos e da fermentação entérica do gado, em seguida estão o consumo energético e os processos industriais do agronegócio (Azevedo e Angelo, 2018).

Parte das emissões causadas pelo setor agropecuário, no entanto, estão relacionadas a uma produção voltada para o mercado externo. Isso gera um debate de atribuição de responsabilidade, que pode ser do produtor, do consumidor ou do país, por exemplo. Metodologias como a construção de inventários de emissões de acordo com as diretrizes do IPCC, que delimita as emissões às barreiras políticas dos países, ou a da Pegada Ecológica, que considera o consumo como impulsionador dos impactos e atribui então uma responsabilidade ao consumidor final, acabam ditando responsáveis pelos impactos gerados (Bastianoni et al., 2004).

Levando esta questão em consideração, Zaks et al. (2009) calcularam as emissões de gases de efeito estufa relacionados a mudanças de uso do solo na bacia do rio Amazonas causados pelo setor agropecuário, cuja produção no local é altamente voltada a exportação. O estudo empregou o método de Avaliação do Ciclo de Vida para quantificação do dióxido de carbono equivalente e houve também uma análise de responsabilidade, através de uma divisão 50-50 entre exportador e importador.

As emissões geradas a partir das práticas do comércio exterior estão em pauta há mais de duas décadas, sendo que o registro mais antigo disponível no Web of Science que tem "*embodied greenhouse gas*" como tópico data de 1994. No Brasil, Schaeffer e de Sá (1996) quantificaram as emissões de carbono associadas ao uso de energia para produção de bens, cujos dados foram obtidos de uma tabela insumo-produto. Os resultados mostraram que grande parte da energia consumida e gases de efeito estufa emitidos estavam associados a produtos exportados e os autores defenderam que quantificar as emissões per capita de um país sem considerar o mercado internacional gera resultados errôneos.

3.4 Revisão Bibliográfica

Esta seção apresenta estudos selecionados da literatura acadêmica para um entendimento do estado da arte e fornecimento de fundamentos teóricos necessários para a construção da pesquisa. Procuraram-se trabalhos cujos objetivos eram centrados na avaliação de água, alimento e energia e seus impactos em contextos diversos e escalas locais, regionais ou nacionais. A pesquisa a partir de uma abordagem com o nexo água-energia-alimento permite o entendimento de como esses recursos fundamentais estão sendo investigados no mundo acadêmico e por ser um campo amplo fornece uma série de perspectivas e metodologias.

Muitos estudos utilizam metodologias bem estabelecidas. Salmoral e Yan (2018) utilizaram a Avaliação de Ciclo de Vida para avaliar de forma integrada o consumo de alimentos em escala local, para uma bacia hidrográfica na região Sudoeste da Inglaterra. A ideia do estudo era avaliar a água virtual e a energia incorporada relacionadas aos principais produtos alimentícios consumidos no local, de forma a distinguir produções domésticas e importações para então discutir potenciais riscos e *trade-offs* que podem surgir a partir de questões socio-políticas, além de comparar os recursos e impactos ao longo do ciclo de vida dos produtos estudados.

Avaliação do Ciclo de Vida também foi utilizada no estudo desenvolvido por Jeswani et al. (2015), que exploraram sustentabilidade no nexo ao estudar cereais matinais e lanches, fornecendo informações para uma empresa entender potenciais estratégias de redução de impactos ao longo da cadeia de produção e suprimento das suas mercadorias.

Talozzi et al. (2015) utilizaram as metodologias de pegada hídrica e pegada energética para avaliar o nexo água-energia-alimento relacionado à produção agrícola na Jordânia, considerando as diferentes zonas climáticas e realizando a pesquisa a nível de distrito. Os resultados apontam uma alta utilização de água azul, mesmo em regiões desérticas, e grande parte está virtualmente incorporada em produtos exportados, como frutas e verduras. Questões são levantadas acerca da sustentabilidade deste modelo econômico, visto que a disponibilidade hídrica no país é relativamente baixa e a água disponível per capita é menor do que o recomendado em resoluções internacionais.

Há também uma tendência em combinar metodologias cujas origens são de disciplinas diferentes, como Vora et al. (2017), que utilizaram o Inventário de Ciclo de Vida dos Estados Unidos (USLCI) para calcular emissões de gases de efeito estufa e energia incorporada relacionadas ao processo de irrigação durante a produção de 29 *commodities* e posteriormente realizaram uma análise de rede para entender as transferências de energia e emissões através dos fluxos interestaduais de água virtual. Esse estudo foi realizado para uma escala nacional e defende que quantificações como esta podem ser úteis no desenvolvimento de políticas que visam economizar água e energia, além de fornecer uma visão da estrutura e vulnerabilidades das redes. Outro exemplo é o estudo realizado por Yuan et al. (2018), cujo objetivo foi combinar ACV, programação linear e um modelo de simulação de mudanças climáticas para minimizar impactos ambientais através da otimização da distribuição espacial de três culturas com potencial

de produção energética: arroz, milho e cana-de-açúcar. Essa pesquisa forneceu informações relevantes para diferentes políticas e cenários.

Green et al. (2018) combinaram Avaliação de Ciclo de Vida e Pegada Hídrica para avaliar emissão de gases e utilização consuntiva de água para produtos alimentícios presentes em diferentes dietas adotadas pela população indiana. O estudo mostrou uma preocupação com o crescimento populacional e o aumento dos impactos ambientais, principalmente em atividades agrícolas, visto que é um setor que contribui de forma significativa na pegada ambiental do país.

Em um esforço para integrar uma metodologia bem desenvolvida, a ACV, e um modelo robusto para entender o nexo, Al-Ansari et al. (2015) desenvolveram uma ferramenta para avaliação ambiental de sistemas produtivos de alimentos, considerando uma série de subsistemas envolvendo água, energia e alimentos. Os resultados mostraram que a adoção de energias renováveis para substituir combustíveis fósseis pode reduzir em 30% as emissões de gases de efeito estufa no Catar. Também com o objetivo de criar um novo modelo, Li et al. (2018) combinaram programação multi-objetiva, programação não linear e números *fuzzy* para identificar *trade-offs* entre os recursos hídricos, energéticos e de área em regiões predominantemente agrícolas, considerando incertezas e flutuações de recursos naturais para então gerar estratégias e políticas ambientalmente corretas.

Através de uma comparação de cenários, Barik et al. (2017) mostraram que o aumento populacional na Índia acarretou em um aumento na produção de alimentos e intensificação da irrigação e energia. O estudo mostrou que há uma tendência de declínio de recursos hídricos subterrâneos estatisticamente significativa desde a última década e que em casos de estiagem, os aquíferos serão profundamente afetados e dificilmente retornarão aos seus níveis normais. Os autores defendem que deve haver uma política para controle de irrigação baseada na disponibilidade hídrica.

Berardy e Chester (2017) simularam o nexo água-energia-alimento no estado do Arizona, nos Estados Unidos, para avaliar impactos potenciais de cenários considerando mudanças climáticas e problemas no suprimento de água e energia destinados à produção agrícola. A ideia foi identificar vulnerabilidades e pontos críticos, uma vez que a produção agrícola no estado é parcialmente voltada à exportação para outros estados, mas necessita importar recursos hídricos e energéticos de áreas escassas.

Em suma, os três recursos e seus impactos estão sendo estudados de forma intensiva, mas sem uma metodologia única definida. Este fato é benéfico no sentido em que permite a aplicação do nexo água-energia-alimento como uma abordagem geral, uma nova perspectiva para avaliar sistemas antrópicos, e não uma série fechada de etapas estabelecidas. Além disso, também possibilita o desenvolvimento de novos modelos e metodologias aplicáveis a uma gama de problemas e contextos distintos, estimulando o pensamento sistêmico e a transdisciplinaridade.

Capítulo 4

Fundamentação teórica dos métodos utilizados

4.1 Pegada Hídrica

Em 2010, o consumo de água pela agricultura, incluindo os processos de irrigação e pecuária representou 60% do consumo total no Brasil, na frente de municípios (23%) e indústria (17%) (FAO, 2016). Além disso, a bacia do rio Paraná foi responsável por 27% da retirada de água para consumo em todo o país, sendo que a mesma representa 6% dos recursos hídricos nacionais (FAO, 2016). Portanto, entender de fato como este consumo acontece é importante para a governança dos recursos hídricos da região. Abordagens científicas visando o manejo da água ao longo da cadeia de produção são recentes e a pegada hídrica é uma metodologia que foi desenvolvida para visualização do "uso oculto" da água visando o entendimento dos padrões de consumo e seus impactos, fornecendo informações para a alocação da água de forma sustentável (Hoekstra et al., 2011).

A pegada hídrica não é uma medida da captação de água, mas do seu uso consuntivo, ou seja, não inclui a água que é devolvida para seu local de origem. É chamada de um indicador multidimensional por considerar os diferentes tipos de água: azul, verde e cinza. Suas definições, de acordo com Hoekstra et al. (2011), são

- **Pegada hídrica azul:** relacionada ao consumo de água superficial ou subterrânea ao longo da cadeia de produção, sendo *consumo* definido como a perda que ocorre através da evaporação, do lançamento em outra bacia hidrográfica ou mar, retorno após longo período ou incorporação no produto. No caso de culturas agrícolas, a pegada hídrica está relacionada à atividade de irrigação e no caso de processos industriais, é a quantidade de água adicionada que se torna parte do produto final;
- **Pegada Hídrica Verde:** se refere à quantidade de água da chuva que não escoar, não repõe a água subterrânea e que não evapora, ou seja, é a água absorvida pela cultura e que se incorpora no produto agrícola;

- **Pegada Hídrica Cinza:** Pode ser considerada como um indicador de poluição das águas, é o “volume de água necessário para assimilar a carga de poluentes baseado nas concentrações em condições naturais e nos padrões ambientais existentes”. Em produtos agrícolas, leva em conta a aplicação de agroquímicos, como fertilizantes, pesticidas e inseticidas.

Para realizar a quantificação da pegada hídrica associada aos produtos estudados, foi empregada a metodologia descrita por Hoekstra et al. (2011). A pegada hídrica e, conseqüentemente, a água virtual são iguais a soma das pegadas hídricas verde, azul e cinza, as quais são expressas em m³/ton.

$$PH = PH_{\text{verde}} + PH_{\text{azul}} + PH_{\text{cinza}} \quad (4.1)$$

Para o cálculo das pegadas hídricas verde, azul e cinza, existem algumas divergências entre as metodologias para culturas (no caso, necessária para quantificação da água virtual para soja, café e cana-de-açúcar) e para produtos (açúcar), ambas descritas nas seções a seguir.

4.1.1 Pegada Hídrica de culturas agrícolas

A Pegada Hídrica Verde (PH_{verde}) é a que leva em consideração o consumo de água da chuva e da umidade do solo. O seu cálculo é feito através da quantificação da Demanda Hídrica da Cultura, DHC_{verde} , expressa em m³/ha, dividida pela produtividade da cultura, $Prtv$, em ton/ha conforme equação (Hoekstra et al., 2011)

$$PH_{\text{verde}} = \frac{DHC_{\text{verde}}}{Prtv} \quad (4.2)$$

A Demanda Hídrica da Cultura depende da evapotranspiração diária acumulada (mm/dia) (Hoekstra et al., 2011):

$$DHC_{\text{verde}} = 10 \times \sum_{d=1}^{pdc} ET_{\text{verde}} \quad (4.3)$$

onde o fator 10 representa a conversão da profundidade da água em milímetros para volume por unidade de área (m³/ha) e o somatório é realizado do primeiro ao último dia do período de desenvolvimento da cultura (pdc) (Hoekstra et al., 2011). Para calcular a evapotranspiração, o modelo CROPWAT é recomendado (FAO, 2010), os dados de entrada são valores médios mensais de temperatura, umidade, velocidade do vento, radiação e horas de sol, além de parâmetros de cultura. Os valores para a pegada hídrica azul são obtidos através de equações similares às da pegada hídrica verde:

$$PH_{\text{azul}} = \frac{DHC_{\text{azul}}}{Prtv} \quad (4.4)$$

$$DHC_{\text{azul}} = 10 \times \sum_{d=1}^{pdc} ET_{\text{azul}} \quad (4.5)$$

entretanto, a DHC_{azul} é calculada de acordo com a evapotranspiração da água azul, ou seja, da água utilizada para irrigação.

A pegada hídrica cinza se refere à água que contém poluentes oriundos da administração de agroquímicos nas culturas. Essa componente é calculada através da equação

$$PH_{\text{cinza}} = \frac{(\alpha \times TAQ)/(c_{\text{max}} - c_{\text{nat}})}{Prtv} \quad (4.6)$$

onde TAQ é a taxa de aplicação por hectare dos agroquímicos (kg/ha), α é a fração de lixiviação ou escoamento, c_{max} é a concentração máxima aceitável (kg/m³) de acordo com a legislação aplicável e c_{nat} é a concentração natural do poluente (kg/m³) (Hoekstra et al., 2011).

O modelo CROPWAT

O modelo CROPWAT foi desenvolvido pela Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 2010) com o objetivo de estimar a demanda de água necessária para o desenvolvimento de culturas. A demanda hídrica é definida como “a profundidade de água necessária para atender a perda de água através da evapotranspiração de uma cultura livre de doenças, se desenvolvendo em um espaço extenso sem condições de solo causando restrições, incluindo umidade de solo e fertilidade, e atingindo potencial máximo de produção sob o dado ambiente de crescimento” (Doorenbos e Pruitt (1977), tradução nossa).

A opção calendário de irrigação permite especificar o método de escolha de um cronograma de irrigação, como por exemplo, sem irrigação, irrigação a uma certa capacidade de campo ou mesmo dias específicos. É um método mais acurado, pois diferentemente do método demanda hídrica de cultura, considera o tipo de solo e condições não ideais (Hoekstra et al., 2011).

O modelo requiere uma série de dados meteorológicos, como precipitação, temperaturas máximas e mínimas, velocidade do vento, umidade, horas de sol e radiação solar, além da localização geográfica, para então calcular a chuva efetiva e a evapotranspiração de referência (ET_o) através da metodologia Penman-Monteith. Esta evaporação de referência representa, portanto, o potencial da atmosfera de causar evapotranspiração em local e tempo específicos e não considera a cultura em si (Allen et al., 1998).

Posteriormente, o modelo requiere parâmetros de cultura e de solo. Entre os parâmetros de cultura, está o coeficiente de cultura K_c , que depende do tipo de plantação, clima, evaporação do solo e estádios de desenvolvimento da planta e representa os efeitos das principais características que distinguem a cultura de um solo coberto por gramíneas, como altura da planta, albedo da superfície, resistência do dossel e evaporação. Esta variável é utilizada para calcular a evapotranspiração da cultura ET_c , através da sua multiplicação pela ET_o .

A terceira etapa de cálculo empregada pelo CROPWAT é o efeito das condições locais e práticas de manejo na demanda hídrica, incluindo as variações climáticas ao longo do tempo, a altitude, localização, umidade do solo disponível, método de irrigação e data de plantação e colheita (Doorenbos e Pruitt, 1977). Ao fim da simulação, o modelo retorna o uso real de água pela cultura (mm) e a demanda real de irrigação (mm). A demanda de irrigação é a quantidade de água azul utilizada durante o desenvolvimento da cultura e é a variável ET_{azul} , da equação 4.5, que deve ser multiplicada por dez para ser convertida de altura para volume por área. A diferença entre o uso real de água e a demanda real de irrigação é utilizada para calcular a pegada hídrica verde, sendo a variável ET_{verde} da equação 4.3.

4.1.2 Pegada Hídrica de produtos

Para calcular a pegada hídrica de um produto, o primeiro passo é realizar a identificação dos processos e dos limites do sistema de produção, devendo considerar se a cadeia é linear ou uma "árvore de produto", quando há múltiplas etapas e subprodutos (Hoekstra et al., 2011). A abordagem do método sequencial cumulativo permite calcular a pegada hídrica com base no uso consuntivo da água dos insumos utilizados na última etapa do processo para produzir o produto e na pegada hídrica daquela etapa do processo (Hoekstra et al., 2011). Ou seja, assume-se que a pegada hídrica do produto final é igual a soma das pegadas hídricas de cada insumo e das pegadas hídricas dos processos. Estas pegadas hídricas podem ser feitas com base no peso (m^3/ton) ou no valor ($m^3/R\$$).

Hoekstra et al. (2011) recomenda que os cálculos comecem com os produtos mais básicos, obtendo o volume de água necessário para os insumos e depois para processá-los, seguindo para produtos intermediários em ordem até chegar ao produto final. Considerando essa ideia, a equação utilizada para o cálculo é (Hoekstra et al., 2011)

$$PH_{prod}[p] = (PH_{proc}[p] + \sum_{i=1}^y \frac{PH_{prod}[i]}{f_p[p,i]}) \times f_v[p] \quad (4.7)$$

onde $PH_{prod}[p]$ é a pegada hídrica do produto final p (volume/massa), $PH_{proc}[p]$ é a pegada hídrica do processamento que transforma os insumos y em z produtos de saída com base na água por volume de produto processado p (volume/massa), $PH_{prod}[i]$ é a pegada hídrica do insumo i . O parâmetro $f_p[p,i]$ é a fração do produto p que é processado a partir de um insumo i , definida como o quociente entre as massas

$$f_p[p,i] = \frac{massa[p]}{massa[i]} \quad (4.8)$$

e $f_v[p]$ é a fração de valor (R\$/R\$), sendo o quociente entre o valor de mercado do produto e o valor de mercado agregado de todos os produtos finais obtidos dos insumos

$$f_v[p] = \frac{\text{preço}[p] \times \text{massa}[p]}{\sum_{p=1}^z (\text{preço}[p] \times \text{massa}[p])} \quad (4.9)$$

onde o preço é definido como unidade monetária por unidade de massa. Para este parâmetro, recomenda-se revisar a literatura, mas considerando os processos utilizados e a flutuação de preço ao longo do tempo (Hoekstra et al., 2011). Deve-se notar que a equação 4.7 é aplicada para cada uma das pegadas hídricas verde, azul e cinza.

4.2 Avaliação de Ciclo de Vida

Como o nexo água-energia-alimento não possui uma única definição, também não há uma metodologia universalmente aceita. A Avaliação de Ciclo de Vida é uma metodologia cientificamente consolidada e tem sido empregada na quantificação de impactos para uma abordagem sistêmica com conceitos do nexo (Mannan et al., 2014) e pode ser acoplada ao nexo para transformar as saídas dos sistemas em índices ambientais (Al-Ansari et al., 2015). Considerar os impactos ao longo do ciclo de vida de produtos dentro do contexto do nexo é importante para a alocação de recursos para diferentes setores (Mannan et al., 2014) e uma abordagem holística permitirá a transição para cenários mais sustentáveis.

Segundo a NBR ISO 14040 (ABNT, 2001), a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é uma técnica para estudar os aspectos ambientais e os impactos potenciais ao longo da vida de um produto, auxiliando a identificação de possíveis melhorias, a tomada de decisão, a seleção de indicadores de desempenho ambiental e *marketing*. A metodologia consiste no levantamento de informações acerca das entradas e saídas nos processos ao longo do ciclo de vida, ou seja, de energia, materiais, emissões e resíduos. O conceito de ACV surgiu nos anos 1960, mas só ganhou atenção a partir da década de 90 (Roy et al., 2009). As primeiras diretrizes foram desenvolvidas pela SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) com o objetivo de avançar o conhecimento científico e sistematizar as práticas profissionais em ACV (Fava et al., 2014).

4.2.1 Procedimentos

Para avaliar as pressões ambientais ao longo da vida do produto, incluindo os processos a partir da extração de matéria prima, passando pelos processos de produção, uso e destinação final, a metodologia da Avaliação de Ciclo de Vida foi dividida em quatro etapas, de acordo com a ISO 14040: (1) definição do objetivo e escopo, (2) análise de inventário do ciclo de vida, (3) avaliação de impacto e (4) interpretação dos resultados.

Definição do objetivo e escopo

A etapa de definição do objetivo e escopo é a que define as razões pelas quais o estudo está sendo conduzido e qual será a utilização dos resultados (Brentrup et al., 2004). Além disso, a definição do público-alvo também é importante, uma vez que o nível de detalhamento e a maneira como os resultados serão apresentados devem ser adaptados para um entendimento de forma não ambígua.

O sistema em questão deve ser descrito juntamente com função, unidade funcional, fluxo de referência e limites. Sendo que a função é a finalidade do produto, a unidade funcional é uma forma de quantificar como todos os fluxos de entradas e saídas estão relacionados (Coltro, 2007) e o fluxo de referência é a medida das saídas de processo necessárias para realizar a função expressa pela unidade funcional (ABNT, 2001)

Inventário

Após definir o escopo do projeto, inicia-se a fase da construção do inventário. O inventário mostra o balanço de massa e energia, onde as entradas devem corresponder a uma saída que pode ser produto, resíduo ou emissão (Assis, 2009). Nesta fase, elabora-se um fluxograma, definindo as atividades e processos que estarão presentes na análise e que estão dentro de um sistema bem delimitado (Coltro, 2007).

Elaborar um inventário completo é uma tarefa dispendiosa, visto que engloba coleta de dados, análise da qualidade de dados, adequação, validação e agregação. Entretanto, há informações de qualidade disponíveis em bases de dados que podem ser utilizadas para dar novas percepções sobre os sistemas estudados (Salmoral e Yan, 2018). A base de dados Ecoinvent é a mais utilizada no mundo e surgiu a partir da popularidade da ACV como ferramenta para indústrias e elaboração de políticas e da necessidade de dados de qualidade, confiáveis, transparentes e independentes (Frischknecht et al., 2007).

Avaliação de Impactos

A Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), ou do inglês *Life Cycle Impact Assessment* (LCIA), é a "fase da avaliação do ciclo de vida dirigida à compreensão e à avaliação da magnitude e significância dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto" (NBR ISO 14040, 2001). Ou seja, os resultados são transformados e relacionados às categorias de impactos. A conversão é realizada através dos modelos de caracterização, com o cálculo de fatores de caracterização específicos para as substâncias emitidas que expressam os impactos potenciais dos fluxos elementares de acordo com a unidade em comum do indicador da categoria de impacto (Hauschild et al., 2012). Com esses cálculos é, portanto, possível realizar a comparação dos impactos de diferentes processos e fluxos.

Segundo Hauschild et al. (2012), os métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida são coleções de métodos de caracterização. Existem diversos métodos para AICV que

foram elaborados por grupos de pesquisas de universidades ou centros de pesquisa (Alvarenga, 2010), a principal razão da existência de uma grande quantidade de modelos é o fato de a modelagem dos mecanismos ambientais ser complexa, pois leva em conta diferentes áreas da ciência como bioquímica molecular, meteorologia, geologia, termodinâmica, etc (Chevalier et al., 2011). Mendes (2013) realizou um estudo da aplicação dos métodos de avaliação de impacto no Brasil e recomenda a utilização de métodos que apresentem abrangência classificada como global no país.

Para avaliar as emissões de gases de efeito estufa, levando em consideração as mudanças climáticas, tem-se o modelo desenvolvido pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), o qual retorna os resultados em termos do potencial de causar aquecimento global (GWP, do inglês *Global Warming Potential*) para horizontes de 20, 100 ou 500 anos. O método considera emissões diretas, por desmatamento, de origem biogênica, através de hidrocarbonetos, óxidos de nitrogênio e material particulado, por exemplo (Hischier et al., 2010). Outro método cujo objetivo está focado em um "problema único" é o da Demanda Cumulativa de Energia (CED, *Cumulative Energy Demand*), que é utilizado para quantificar os usos diretos e indiretos da energia, avaliando os diferentes tipos de fontes energéticas, como fóssil, gás natural, biomassa e hidroelétrica (Hischier et al., 2010).

Interpretação dos Resultados

A fase de interpretação irá conectar os resultados obtidos durante a análise de inventário ou da avaliação de impactos com o objetivo e escopo do projeto (ABNT, 2001). Nesta fase, ficam claros quais os recursos necessários durante o ciclo de vida do produto, assim como as emissões e resíduos. Desta forma, é possível identificar oportunidades de redução de impactos e outras melhorias.

A ideia da última etapa da ACV é gerar recomendações e conclusões para os tomadores de decisão que estejam relacionadas com os problemas levantados na primeira fase. Visto essa abordagem prática, é importante garantir que os resultados representem a realidade da maneira mais real possível, portanto, os resultados são revisados para que os fatores que mais contribuem para os impactos ambientais sejam identificados e as incertezas, a qualidade dos dados e as limitações do estudo devem ser discorridas de forma transparente (Alvarenga, 2012) e para isso, algumas técnicas como análise de sensibilidade ou de incerteza podem ser aplicadas.

Capítulo 5

Materiais e Métodos

O estudo pode ser dividido em cinco etapas. Primeiramente, realizou-se o levantamento dos dados de diversas fontes necessários para a pesquisa, que incluem dados de censo agrícola do IBGE e da CONAB, mapas de produção agrícola disponibilizados pelo IPARDES, dados meteorológicos do SIMEPAR, Inventários do Ciclo de Vida da base de dados *Ecoinvent*, parâmetros de cultura e de solo para o modelo CROPWAT e enfim dados de exportação das bases Comex Stat, do Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços, e AGROSTAT (Estatísticas de Comércio Exterior do Agronegócio Brasileiro), do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. O detalhamento de como estes dados foram utilizados é mostrado nas seções específicas. A segunda e a terceira etapas foram relacionadas aos processos envolvidos na aplicação dos métodos selecionados: a Pegada Hídrica e a Avaliação do Ciclo de Vida. Uma vez que os resultados de ambas foram obtidos, a água virtual, as emissões e energia incorporadas são calculadas, caracterizando a quarta fase do estudo. Por fim, foram realizadas análises dos resultados para explorar os impactos e consequências de acordo com os objetivos específicos.

5.1 Pegada Hídrica

O cálculo da pegada hídrica foi realizado de acordo com a metodologia descrita no capítulo 4. Para as culturas, os dados meteorológicos foram obtidos através do SIMEPAR (Sistema Meteorológico do Paraná) como médias mensais, exceto para precipitação cujo passo era diário. Um programa na linguagem Python foi desenvolvido para realizar a organização dos dados no formato requerido pelo CROPWAT: um arquivo com médias mensais para as variáveis meteorológicas organizadas em colunas tendo como ordem temperatura máxima, temperatura mínima, umidade, vento, horas de sol e radiação e outro arquivo contendo valores totais ao mês para a precipitação. Além disso, o programa foi construído também para realizar conversões de unidades quando necessárias.

A Figura 5.1 representa os dados meteorológicos necessários para o CROPWAT. Os valores utilizados para a construção dos gráficos foram as médias das variáveis das 15 estações

do SIMEPAR utilizadas no estudo (Campo Mourão, Cascavel, Foz do Areia, Francisco Beltrão, Guarapuava, Londrina, Maringá, Palmital, Palotina, Paranaíba, Pato Branco, Ponta Grossa, Telêmaco Borba, Toledo e Umuarama). Visto que os dados inseridos no *software* foram os específicos de cada região, os valores mostrados nos gráficos não foram diretamente utilizados e, portanto, tem o objetivo de somente ilustrar as variáveis utilizadas.

A organização dos dados meteorológicos foi o primeiro passo para o cálculo da pegada hídrica. A escolha das estações foi baseada na identificação das principais regiões produtoras de cada produto no Paraná, de acordo com a distribuição das produções no estado a partir dos dados disponibilizados pelo IPARDES (Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social). As subseções a seguir detalham a metodologia adotada para cada *commodity*.

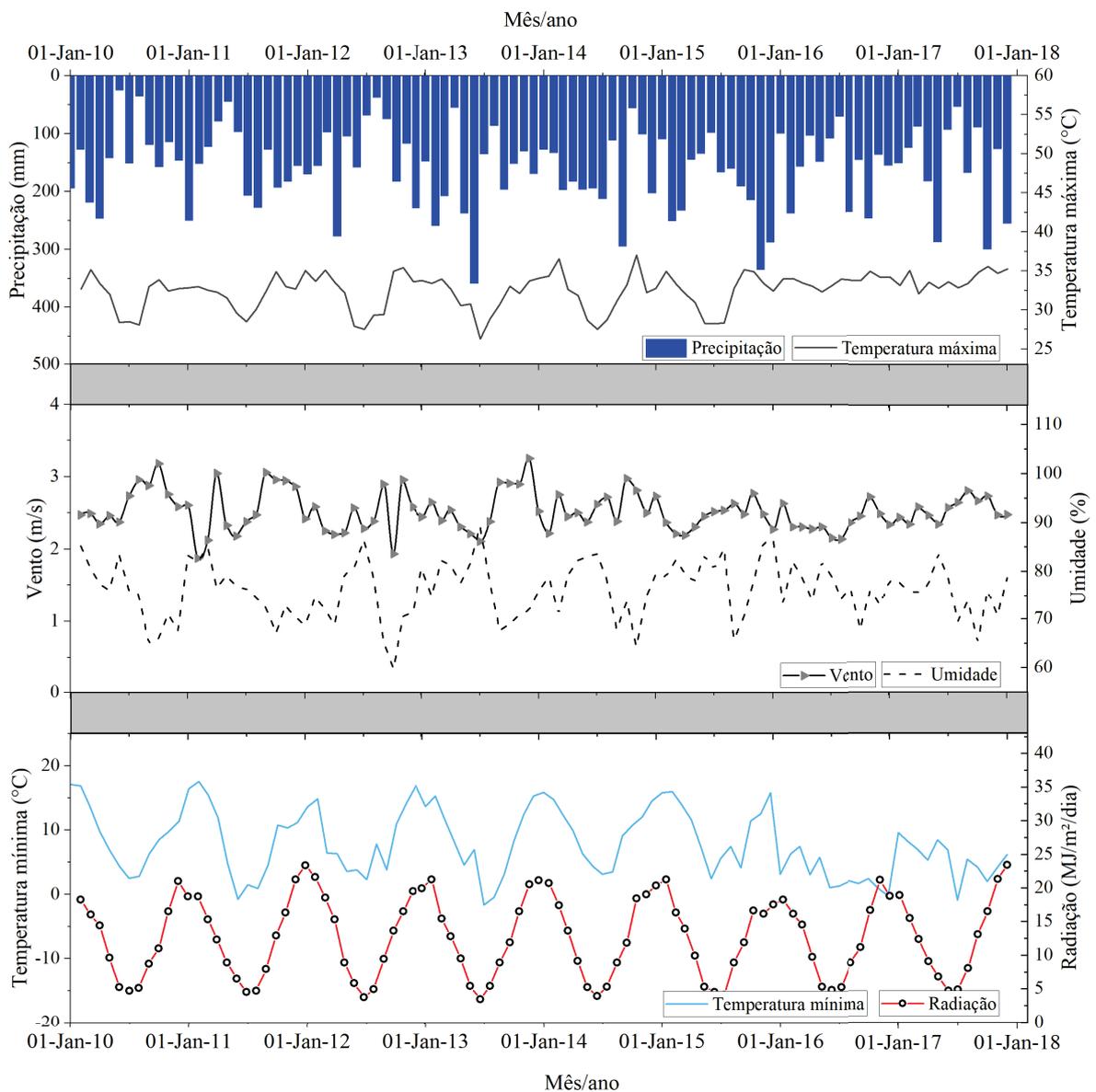


Figura 5.1: Resumo dos dados meteorológicos necessários para o CROPWAT, os gráficos representam as médias entre as 15 estações utilizadas no estudo

5.1.1 Pegada hídrica do Café

Para a obtenção da quantidade de água necessária para a produção do café *Coffea arabica* L. no Paraná, o primeiro passo foi a definição da região onde há uma produção significativa no estado. O mapa na Figura 5.2 mostra a quantidade produzida por município no ano de 2017, as estações do SIMEPAR e suas respectivas áreas de abrangência de acordo com polígonos de Thiessen.

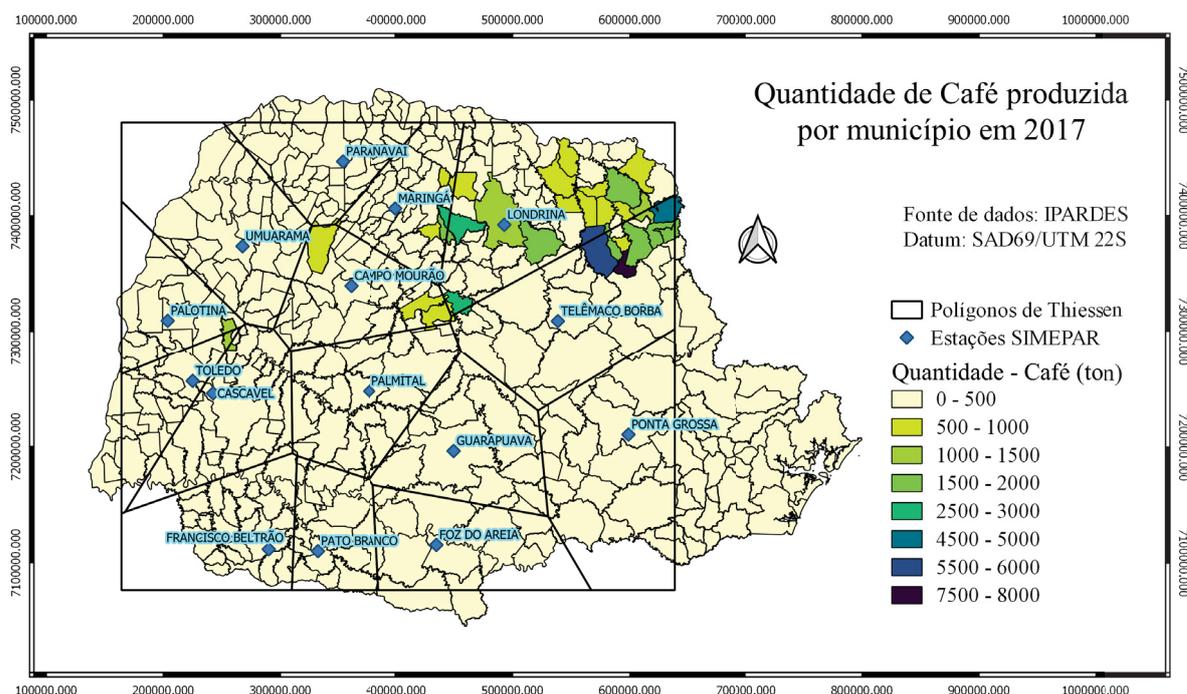


Figura 5.2: Quantidade de café produzida em cada município do estado do Paraná em 2017, estações SIMEPAR e polígonos de Thiessen

Portanto, para representar a pegada hídrica do café paranaense, serão considerados os municípios com uma produção anual maior que 500 toneladas e que estão dentro da região englobada pelas áreas dos polígonos das estações de Londrina, Telêmaco Borba, Campo Mourão e Maringá. Os dados meteorológicos dessas estações foram inseridos no modelo CROPWAT para cada ano entre 2010 e 2017.

Os parâmetros de cultura que são requisitos do modelo CROPWAT foram adotados de acordo com a literatura. A altura máxima da planta, a profundidade máxima de enraizamento, a fração de depleção e o coeficiente de cultura (K_c) para os estágios inicial, intermediário e final foram obtidos através do relatório da FAO para o cálculo de evapotranspiração e requisitos de água de culturas (Allen et al., 1998). O tempo dos estágios de desenvolvimento da cultura foram adotados de acordo com os valores publicados em Chapagain e Hoekstra (2004) e no calendário de monitoramento agrometeorológico em CONAB (2019a), sabendo que o estágio de meia estação é o mais longo em culturas perenes e os demais são relativamente curtos (Allen

et al., 1998). Por fim, o fator de sensibilidade foi obtido de González-Robaina et al. (2017). A Tabela 5.1 sumariza os parâmetros para uma cultura perene de café .

Parâmetro	Início	Desenvolvimento	Meia Estação	Tardio	Total
K_c	0,90	-	0,95	0,95	-
Estágio (dias)	5	30	210	90	335
Profundidade da raiz (m)	0,90	-	-	1,50	-
Fator de depleção	0,40	-	0,40	0,40	-
Fator de sensibilidade	0,55	0,58	0,32	0,38	0,82
Altura da planta (m)	-	-	2	-	-

Tabela 5.1: Parâmetros de cultura para o café inseridos no CROPWAT, baseados em Allen et al. (1998); Chapagain e Hoekstra (2004); González-Robaina et al. (2017)

De acordo com Trabaquini et al. (2010), 53% dos cafeeiros de Londrina estão localizados em áreas com solo do tipo Nitossolo Vermelho Eutroférico (NVEf). Para as demais regiões, foi utilizado o mapa de solos do Paraná construído pela Embrapa e disponibilizado na base Geoinfo (Bhering et al., 2009; Embrapa, 2019b), os solos foram selecionados com base na representatividade nos municípios produtores. A Tabela 5.2 mostra os parâmetros de solo inseridos no Cropwat: Nitossolo Vermelho Eutroférico (NVEf), Latossolo Vermelho Eutroférico (LVEf) Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) com dados de Andrade Junior et al. (2017); Bertolani e Vieira (2001); Centurion e Andrioli (2000); Cooper e Vidal-Torrado (2005); José et al. (2013).

Solo	Região	Umidade disponível (mm/m)	Infiltração máxima (mm/h)	Prof. máxima de raiz (cm)
NVEf	Londrina	98,8	31,85	2000
LVEf	Campo Mourão Maringá	98,6	15,38	1500
PVAd	Telêmaco Borba	107,3	20,5	1000

Tabela 5.2: Parâmetros de solo inseridos no CROPWAT para a cultura do café com base em Andrade Junior et al. (2017); Baldissera (2005); Bertolani e Vieira (2001); Centurion e Andrioli (2000); Cooper e Vidal-Torrado (2005); José et al. (2013)

Uma vez que todos os dados foram inseridos, o modelo retorna valores da quantidade de água da chuva e de irrigação necessárias para o desenvolvimento da cultura. O cálculo das Demandas Hídricas de Culturas (DHC_{verde} e DHC_{azul}) é realizado através das equações 4.3 e 4.5 respectivamente. Posteriormente, a pegada hídrica é calculada como o quociente entre a demanda hídrica e a produtividade de cada município (equações 4.2 e 4.4), cujos dados foram obtidos através da base de dados do IBGE, o SIDRA (IBGE, 2019).

A pegada hídrica cinza foi calculada conforme a equação 4.6, considerando o nitrogênio pelo fato deste ser um nutriente que facilmente atinge corpos hídricos através da lixiviação, diferentemente do fósforo o qual se acumula no solo (Ercin et al., 2011).

A fração de lixiviação foi adotada como 10%, como recomendado por Hoekstra et al. (2011) para fertilizantes nitrogenados, a taxa de aplicação foi de 100 kg N/ha (Sanzonowicz et al., 2001). O limite máximo para concentração em águas de classe II foi adotado como o do nitrato, igual a 10mg/L, de acordo com a resolução 357 CONAMA (2005) e a concentração natural foi considerada nula (Hoekstra et al., 2011).

5.1.2 Pegada hídrica da Soja

A definição das regiões para representar a pegada hídrica da soja paranaense foi realizada com base no mapa da Figura 5.3. Os municípios selecionados são aqueles que produziram mais de 50.000 toneladas em um ano e estão inseridos nas regiões de Londrina, Telêmaco Borba, Ponta Grossa, Foz do Areia, Pato Branco, Francisco Beltrão, Cascavel, Toledo, Palotina, Umuarama, Maringá, Campo Mourão, Palmital e Guarapuava.

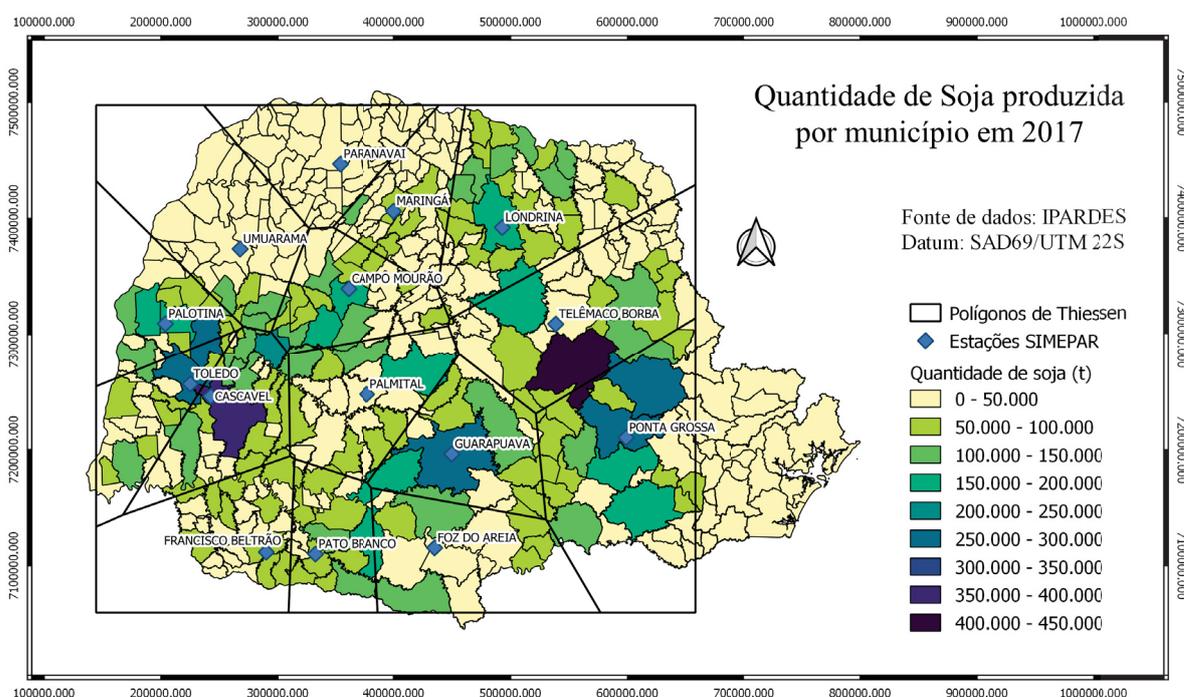


Figura 5.3: Quantidade de soja produzida em cada município do estado do Paraná em 2017, estações SIMEPAR e polígonos de Thiessen

Os parâmetros de cultura foram obtidos através do relatório da FAO (Allen et al., 1998), e são considerados padrão para a soja no CROPWAT. O tempo entre estágios da cultura e informações do período de plantação e colheita no Paraná foram adaptados de CONAB (2019b), com mês de plantio para o Paraná em novembro. A Tabela 5.3 mostra os valores inseridos no CROPWAT.

Novamente, os solos foram selecionados através do mapa de solos do Paraná de acordo com a representatividade nos municípios produtores. As categorias de solo identificadas foram Cambissolo Háplico Alumínico (CXa), Latossolo Bruno distrófico (LBd), Latossolo Vermelho

Parâmetro	Início	Desenvolvimento	Meia Estação	Tardio	Total
K_c	0,40	-	1,15	0,50	-
Estágio (dias)	15	30	55	30	130
Profundidade da raiz (m)	0,30	-	-	1,00	-
Fator de depleção	0,50	-	0,60	0,90	-
Fator de sensibilidade	0,40	0,80	1,00	0,40	0,85
Altura da planta (m)	-	-	0,60	-	-

Tabela 5.3: Parâmetros de cultura para o soja inseridos no CROPWAT, baseados em Allen et al. (1998); CONAB (2019b)

distroférico (LVdf), Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) e Nitossolo Vermelho eutroférico (NVef).

Solo	Região	Umidade dispo- nível (mm/m)	Infiltração (mm/h)	Prof. máxima de raiz (cm)
CXa	Ponta Grossa Telêmaco Borba	100	30,00	1100
LBd	Foz do Areia Guarapuava	100	63,00	1500
LVdf	Campo Mourão Francisco Beltrão Pato Branco Palmital	95,2	61,80	1500
LVef	Palotina Umuarama	98,6	62,88	1500
NVef	Cascavel Londrina Maringá Toledo	98,8	31,85	2000

Tabela 5.4: Parâmetros de solo para a cultura da soja, com base em Baldissera et al. (1997); Baldissera (2005); Castro et al. (2009); Centurion e Andrioli (2000); Cooper e Vidal-Torrado (2005); José et al. (2013); Lemos (2010); Lima e Assunção (2011); Pinheiro et al. (2009); Silva et al. (2014)

Para o cálculo da pegada hídrica cinza, o nitrogênio foi considerado como poluente crítico de acordo com o que foi mostrado na avaliação de ciclo de vida realizada por Esteves (2016), que também mostrou que a taxa de aplicação média é igual a 150 kg N/ha.

5.1.3 Pegada hídrica da cana-de-açúcar

A definição das regiões para representar a pegada hídrica da cana-de-açúcar paranaense foi realizada com base no mapa da Figura 5.4. Os municípios selecionados são aqueles que produziram mais de 50.000 toneladas em um ano e estão inseridos nas regiões de Campo Mourão, Londrina, Maringá, Paranavaí, Telêmaco Borba e Umuarama.

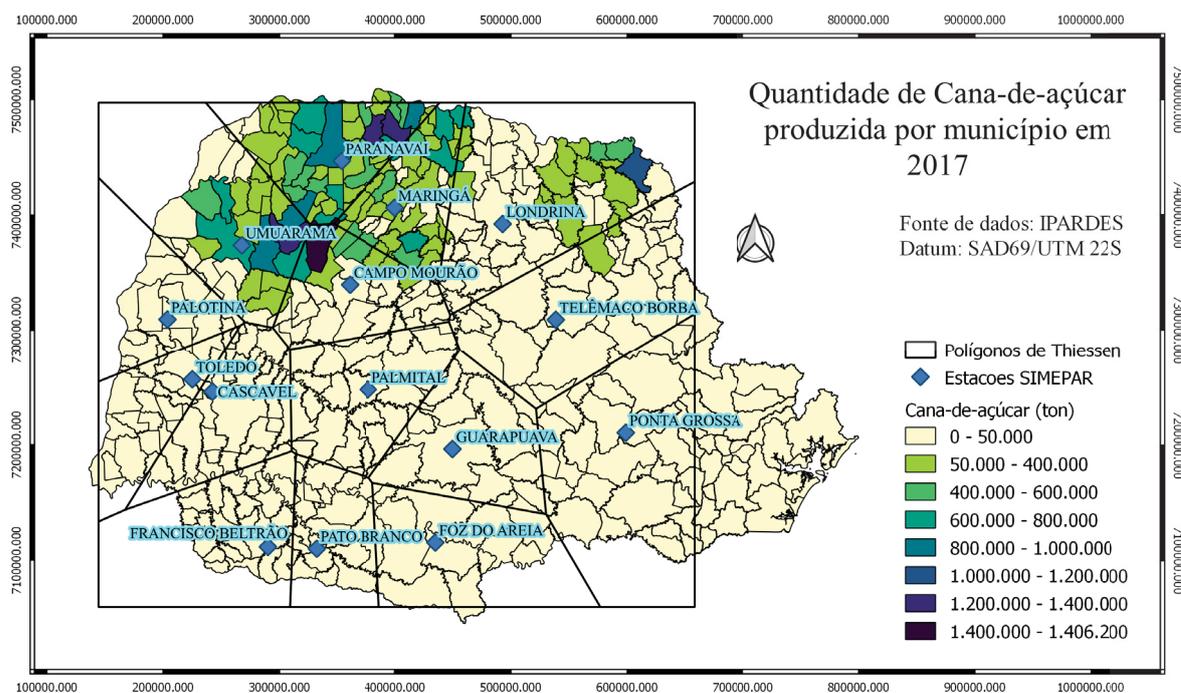


Figura 5.4: Quantidade de cana-de-açúcar produzida em cada município do estado do Paraná em 2017, estações SIMEPAR e polígonos de Thiessen

Os parâmetros de cultura foram obtidos através do relatório da FAO (Allen et al., 1998) e estão dispostos na Tabela 5.5, o mês de maio foi adotado como época de plantação (CONAB, 2018).

Parâmetro	Início	Desenvolvimento	Meia Estação	Tardio	Total
K_c	0,40	-	1,25	0,75	-
Estágio (dias)	30	60	180	95	365
Profundidade da raiz (m)	1,50	-	-	1,50	-
Fator de depleção	0,65	-	0,65	0,65	-
Fator de sensibilidade	0,50	0,75	1,20	0,10	1,20
Altura da planta (m)	-	-	3,00	-	-

Tabela 5.5: Parâmetros de cultura para a cana-de-açúcar inseridos no CROPWAT, baseados em Allen et al. (1998)

Os solos identificados através da do mapa de solos do Paraná e municípios produtores foram Latossolo Vermelho distroférico (LVdf), Nitossolo Vermelho eutroférico (NVef) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd).

Solo	Região	Umidade disponível (mm/m)	Infiltração (mm/h)	Prof. máxima de raiz (cm)
LVdf	Paranavaí	95,2	61,80	1500
	Umuarama			
	Campo Mourão			
NVef	Londrina	98,8	31,85	2000
	Maringá			
PVAd	Telêmaco Borba	107,3	20,5	1000

Tabela 5.6: Parâmetros de solo para a cultura da cana-de-açúcar, com base em Baldissera et al. (1997); Baldissera (2005); Centurion e Andrioli (2000); Cooper e Vidal-Torrado (2005); José et al. (2013); Lemos (2010); Lima e Assunção (2011); Silva et al. (2014)

Para determinar os locais onde há irrigação, informações da Agência Nacional de Águas foram consultadas e podem ser visualizadas na Figura 5.5.

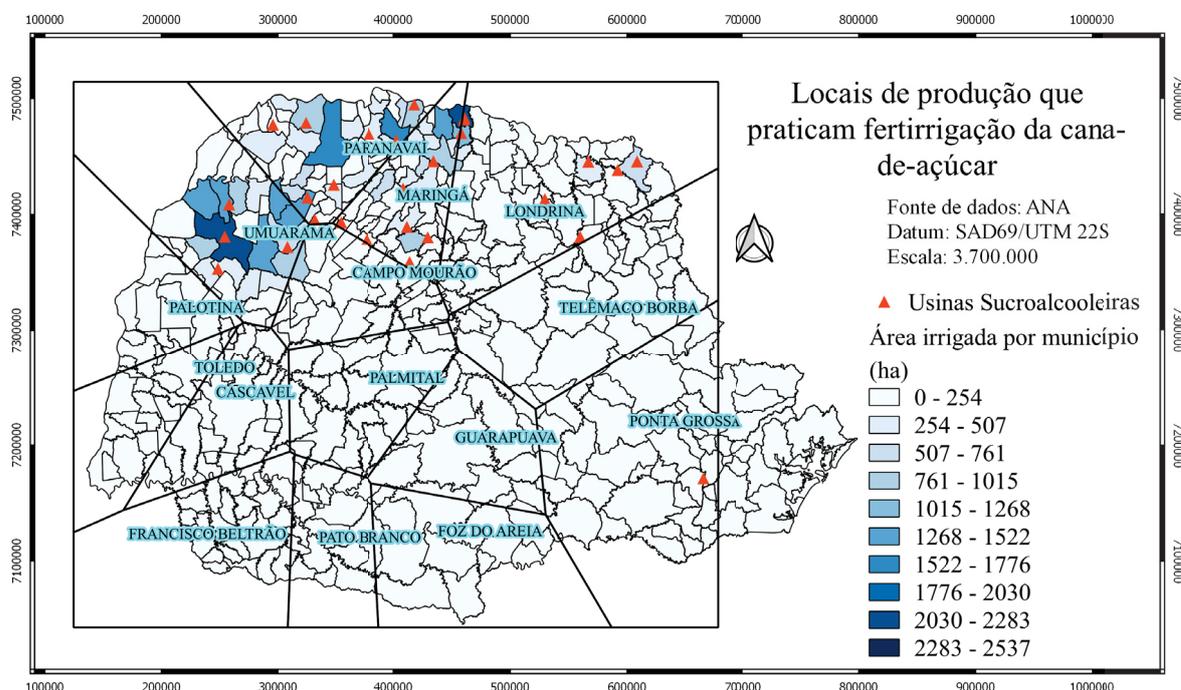


Figura 5.5: Áreas com irrigação, em hectares, por município no Paraná, dados de ANA (2017a)

Segundo ANA (2017b), a irrigação no Paraná é realizada em carretel enrolador ou pivô rebocável, característica de processo de fertirrigação, ou seja, a vinhaça gerada na indústria sucroalcooleira é diluída em água e então utilizada para fertilização e redução do déficit hídrico ao mesmo tempo. Portanto, a água azul foi contabilizada somente para as regiões de Maringá,

Paranavaí e Umuarama com uma aplicação única de 60 mm após 30 dias da data de plantação (Hernandes et al., 2013).

A pegada hídrica cinza foi calculada considerando a aplicação de nitrogênio a uma taxa de 50 kg N/ha ou de 61 kg N/ha, para as regiões com fertirrigação (Schultz et al., 2015).

5.1.4 Pegada hídrica do açúcar

A pegada hídrica do açúcar foi calculada de acordo com a metodologia apresentada na seção 4.1.2 e a partir de Hoekstra et al. (2011). Visto que o processamento da cana-de-açúcar gera mais de um produto, torna-se necessária a realização de alocação da pegada hídrica entre eles a partir de uma fração de produto (equação 4.8) e uma fração de valor (equação 4.9). Considerando que os produtos finais da indústria sucroalcooleira são o açúcar, o etanol e eletricidade a partir do bagaço, é possível calcular as frações supramencionadas, a Figura 5.6 mostra a quantidade de subprodutos obtidos com um quilograma de cana-de-açúcar.

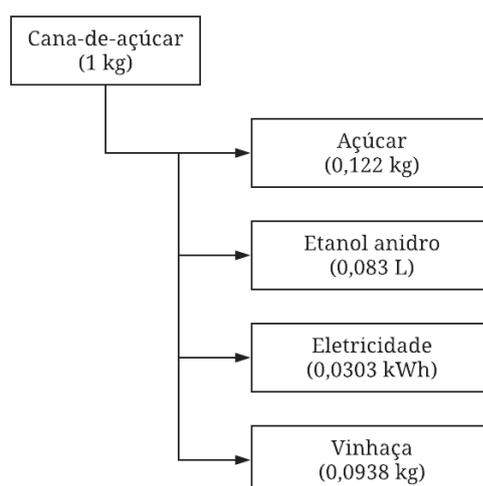


Figura 5.6: Subprodutos do processamento da cana-de-açúcar, com base em CONAB (2012) e Gnansounou e Jungbluth (2007)

Para calcular a fração de valor, utilizaram-se valores de mercado para o açúcar, etanol e eletricidade. A vinhaça foi desconsiderada, uma vez que é utilizada para fertirrigação durante o desenvolvimento da cultura de cana-de-açúcar e é contabilizada na pegada hídrica. O preço do açúcar foi obtido através dos dados do comércio exterior paranaense (MAPA, 2019), em dólares (US\$/kg), entretanto, devido à falta de dados de exportação anteriores a 2012 por mudança no número de identificação NCM (17.011.400 - Outros açúcares de cana), preços para o Açúcar VHP (*Very High Polarization*) para exportação e uso diverso foram obtidos através do banco de dados do Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (CEPEA-Esalq/USP, 2019), o qual também foi utilizado para obtenção do preço do etanol anidro. Para o preço da eletricidade, dados da Câmara de Comercialização de Energia Elétrica (CCEE, 2019) foram consultados.

Valores em reais foram convertidos para dólar de acordo com o preço médio para cada ano. A Tabela 5.7 mostra os valores para cada subproduto.

Produto	Unidade	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Açúcar	U\$/kg	0,394	0,505	0,513	0,452	0,399	0,334	0,337	0,392
Etanol	U\$/L	0,598	0,864	0,635	0,618	0,602	0,454	0,536	0,533
Eletricidade	U\$/kWh	0,0396	0,016	0,0851	0,117	0,282	0,085	0,027	0,099

Tabela 5.7: Tabela de preços para o cálculo da fração de valor para o açúcar, baseado em MAPA (2019), CEPEA-Esalq/USP (2019) e CCEE (2019)

Além da alocação da pegada hídrica para os subprodutos gerados a partir do insumo com os fatores de produto e de valor, a equação 4.7 também considera a quantidade de água que é adicionada durante o processamento. No relatório número 38 do projeto Valor da Água do Instituto de Educação para a Água da UNESCO (Gerbens-Leenes e Hoekstra, 2009), as pegadas hídricas de açúcares e etanol são calculadas para diversos países assumindo que não há uma adição significativa de água durante o processamento. O argumento é que existe uma alta taxa de reúso e reciclagem na indústria sucroalcooleira e que a água efetivamente consumida não tem valores comparáveis com a pegada hídrica total. De fato, segundo o Manual de conservação e reúso de água na agroindústria sucroenergética (ANA, 2009), o índice de reúso médio é de 91%, o qual varia de acordo com o patamar tecnológico das usinas, sendo que as mais tecnológicas chegam a 95% principalmente em regiões no Centro Sul do Brasil com usinas de circuito fechado. Sendo assim, a captação de água varia entre 1 e 2 m³/ton cana, o lançamento médio entre 0 e 1,1 m³/ton cana e o reúso agrônomico entre 0 a 1,1 m³/ton (ANA, 2009). Entretanto, somente 38% dessa água pode ser atribuída à fabricação do açúcar em uma usina com uma produção 50% açúcar e 50% etanol (ANA, 2009).

Adotando um lançamento de efluentes de 1,1 m³/ton cana, temos 0,418 m³/ton cana que podem ser atribuídos à produção do açúcar. Visto que para cada tonelada de açúcar produzido, foram processadas 8,196 toneladas de cana-de-açúcar, existe um lançamento igual a 3,43 m³/ton de açúcar, valor que será adicionado como água cinza. A água de reúso agrônomico já está contabilizada na pegada hídrica azul da cana-de-açúcar nas regiões onde essa prática é adotada, para as demais regiões, essa água é reutilizada na usina em circuito fechado e com menor captação de água (Carnaúba, 2010).

5.1.5 Análise da Pegada Hídrica Cinza

A pegada hídrica cinza é o indicador de poluição de uma determinada cultura e é expressa em termos de volume para que uma comparação com o uso total de água seja possível. Entretanto, este volume pode ser abstrato para a avaliação do potencial de poluição em uma bacia, pois não leva em conta características locais de escoamento superficial. Visto isso, Mekonnen e Hoekstra (2015) publicaram uma metodologia para transformar valores de água cinza baseados

em aplicação de nitrogênio em índices de nível de poluição de água (do original, *Water Pollution Level* - WPL), baseado também no escoamento superficial que ocorre na bacia em questão. Tal metodologia foi aplicada para o caso da produção de café, cana-de-açúcar e soja no Paraná.

O índice WPL é definido como o quociente entre a pegada hídrica cinza (m^3/ano ou mm/ano) pelo escoamento superficial da bacia (m^3/ano ou mm/ano) e, portanto, retrata a fração da capacidade de assimilação da água cinza em uma bacia (Mekonnen e Hoekstra, 2015). Assim como Mekonnen e Hoekstra (2015), dados de escoamento superficial foram obtidos da base de dados *Composite Runoff V1.0* (Fekete et al., 2002), que possui dados globais baseados em dados medidos por diversas estações no mundo. Os dados estão disponíveis em formato *raster* com uma resolução de 30 por 30 arcos de minuto e em médias mensais e anuais na unidade de mm/ano . Visto que temos valores de água virtual específicos para cada município em m^3/ano , estes foram transformados em mm/ano através da multiplicação pela sua área (em 10^3m^2).

5.2 Avaliação do Ciclo de Vida

Com o objetivo de estimar as emissões de gases de efeito estufa e a energia (total e para irrigação) incorporada das *commodities* em questão, foi empregada a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida. A análise se limitou somente aos impactos causados durante o processo de produção (do berço ao portão), os impactos do transporte para a exportação foram desconsiderados devido a grande dispersão dos locais de produção ao longo do Estado, além dos diferentes caminhos e modais de transporte até aos locais de exportação e destino final.

5.2.1 Inventários do Ciclo de Vida

A etapa do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) é a preocupada com a construção dos sistemas dos produtos (Heijungs e Suh, 2002), na qual ocorre a compilação das entradas e das saídas ao longo do ciclo de vida (Suh e Huppel, 2005). É considerada a fase que requer mais tempo no processo de ACV (Nygren e Antikainen, 2010) pelo fato de necessitar dados que nem sempre estão facilmente disponíveis. Bases de dados para ICV são muito importantes por possibilitarem a redução do tempo e dos recursos necessários para a realização da avaliação do ciclo de vida e ainda melhoram a comparabilidade entre estudos (Suh et al., 2016). Entretanto, a escolha das bases de dados secundários deve ser feita com cautela, uma vez que diferenças nas hipóteses e metodologias adotadas na construção dos inventários podem afetar os resultados da ACV (Corrado et al., 2018), portanto, os inventários foram obtidos a partir de uma única base (*Ecoinvent* versão 3).

A região coberta pelo Inventário do Ciclo de Vida deve ser um fator importante na escolha. As emissões de gases de efeito estufa variam de acordo com a mescla de energia utilizada na região (Marriott et al., 2010), além disso, as emissões no setor agrícola são altamente dependentes dos métodos de produção, fertilizantes utilizados e produtividade da cultura (Teixeira,

2011). Por esta razão, os inventários escolhidos foram construídos com base em dados específicos para o Brasil.

Inventário do Ciclo de Vida da Soja

O conjunto de dados disponíveis no *Ecoinvent* para a soja produzida no Brasil foi utilizado (*Soybean {BR} | production | APOS, U*). O inventário foi elaborado para representar a produção de 1 kg de grãos de soja, com um rendimento médio de 2.544 kg/ha e com um teor de umidade igual a 11% (Reinhard et al., 2007a). Com elaboração inicial baseada no período entre 2001 e 2006, o inventário foi atualizado para incluir emissões da mudança de uso do solo com dados até 2011, considerando os diferentes impactos de áreas de floresta primária, secundária, pastagem, vegetação perene ou anual que são transformadas pela expansão agrícola. A Figura 5.7 mostra as atividades consideradas no inventário, o qual considera também toda a infraestrutura e atividades com maquinário: cultivo, fertilização, controle de ervas daninhas, pestes e patógenos, colheita e transporte até a fazenda com uma distância média de 15km (Reinhard et al., 2007a).

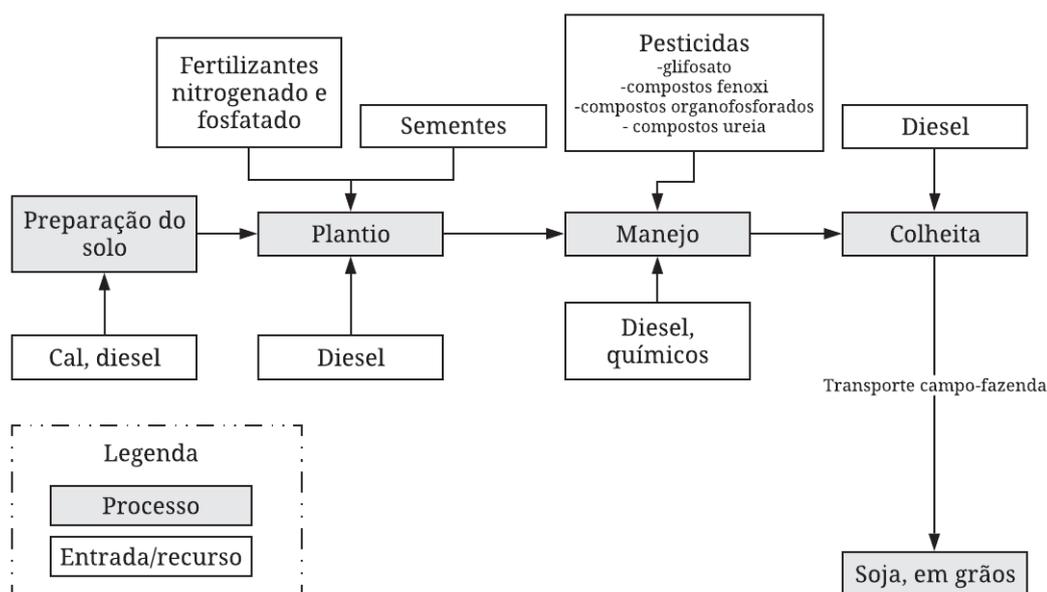


Figura 5.7: Diagrama da produção da soja em grãos, baseado em Reinhard et al. (2007a)

Inventário do Ciclo de Vida do Café

A base de dados *Ecoinvent* possui um inventário do ciclo de vida para o café arábica produzido no Brasil para exportação (*Coffee, green bean {BR} | coffee green bean production, arabica | APOS, U*), o rendimento foi baseado em dados nacionais de 2001 a 2014 e tem uma média de 1800 kg/ha (Peano e Assumpció, 2015). O inventário considera que as atividades cafeiras são iniciadas a partir da cultivação das sementes no orquidário, passando pelo processo

de preparação do solo e instalação dos sistemas de suporte para depois iniciar a fase produtiva. As operações da fase de produção que incluem atividades com maquinário são cultivo do solo, aplicação de fertilizantes e pesticidas, colheita e irrigação (Peano e Assumpció, 2015). No fim da fase produtiva, considera-se a extração das árvores de café e posterior tratamento de resíduos.

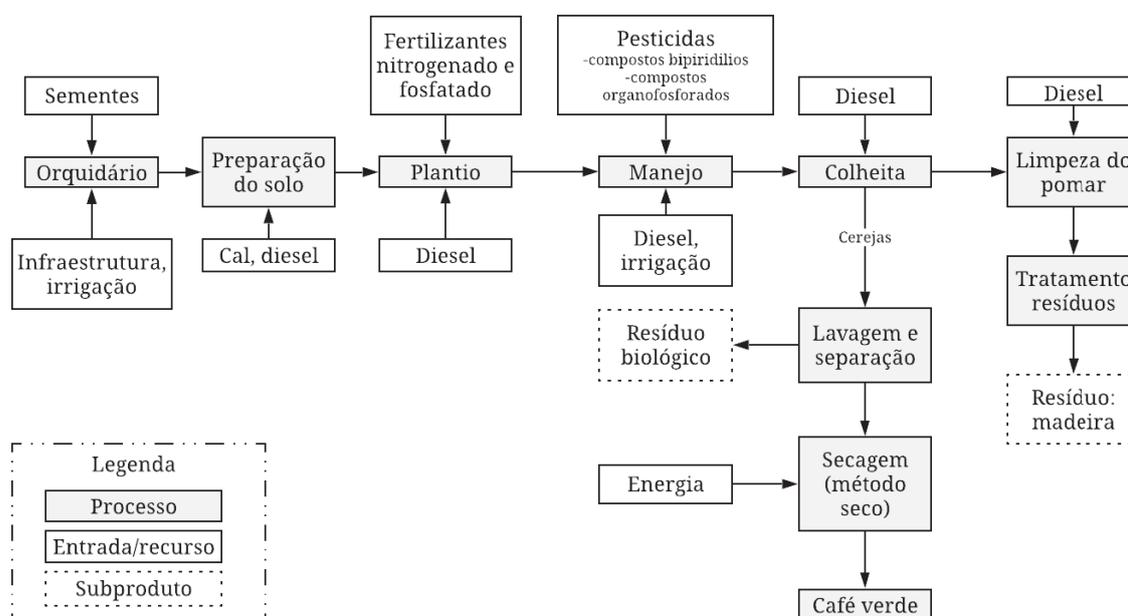


Figura 5.8: Diagrama da produção do café arábica em grãos verdes, baseado em Coltro et al. (2006); Peano e Assumpció (2015)

Inventário do Ciclo de Vida do Açúcar

O conjunto de dados para o açúcar compreende dois inventários: o da cana-de-açúcar (*Sugarcane {BR} | production | APOS, U*) e o do açúcar (*Sugar, from sugarcane {BR} | cane sugar production with ethanol by-product | APOS, U*). O inventário da fase agrícola considera todas as atividades desde a infraestrutura até a colheita no "portão" da fazenda. Os dados são relacionados a produção de 1 kg de cana-de-açúcar em uma plantação que dura uma média de 5 anos e produtividade igual a 66.300 kg/ha com umidade igual a 71.4% (Reinhard et al., 2007b). Assim como o inventário da produção de café, os dados originais foram coletados entre 1996 e 2006 e atualizados com dados até 2011 sobre a questão do uso da terra. As atividades com maquinário são cultivo, fertilização, controle de pestes, colheita (20% mecanizada e 80% manual) e subsequente transporte dentro da propriedade (Reinhard et al., 2007b).

O inventário do açúcar se refere as atividades que acontecem na refinaria, a partir do transporte da matéria prima do canavial até a fábrica. A produção de açúcar conta com um inventário de múltiplas saídas. O conjunto de dados se refere a produção de 1 kg de açúcar, 1 kg de etanol, 1 kg de bagaço de cana 1kWh de eletricidade e 1 kg de vinhaça (Gnansounou e Jungbluth, 2007), com alocação econômica de 80-85% açúcar e 10-11% etanol.

Para entender a produção de açúcar e etanol no Brasil, foi consultado o trabalho de Vilela (2013), que detalha os processos dentro da refinaria, sendo assim possível alocar os recursos mostrados na Figura 5.9.

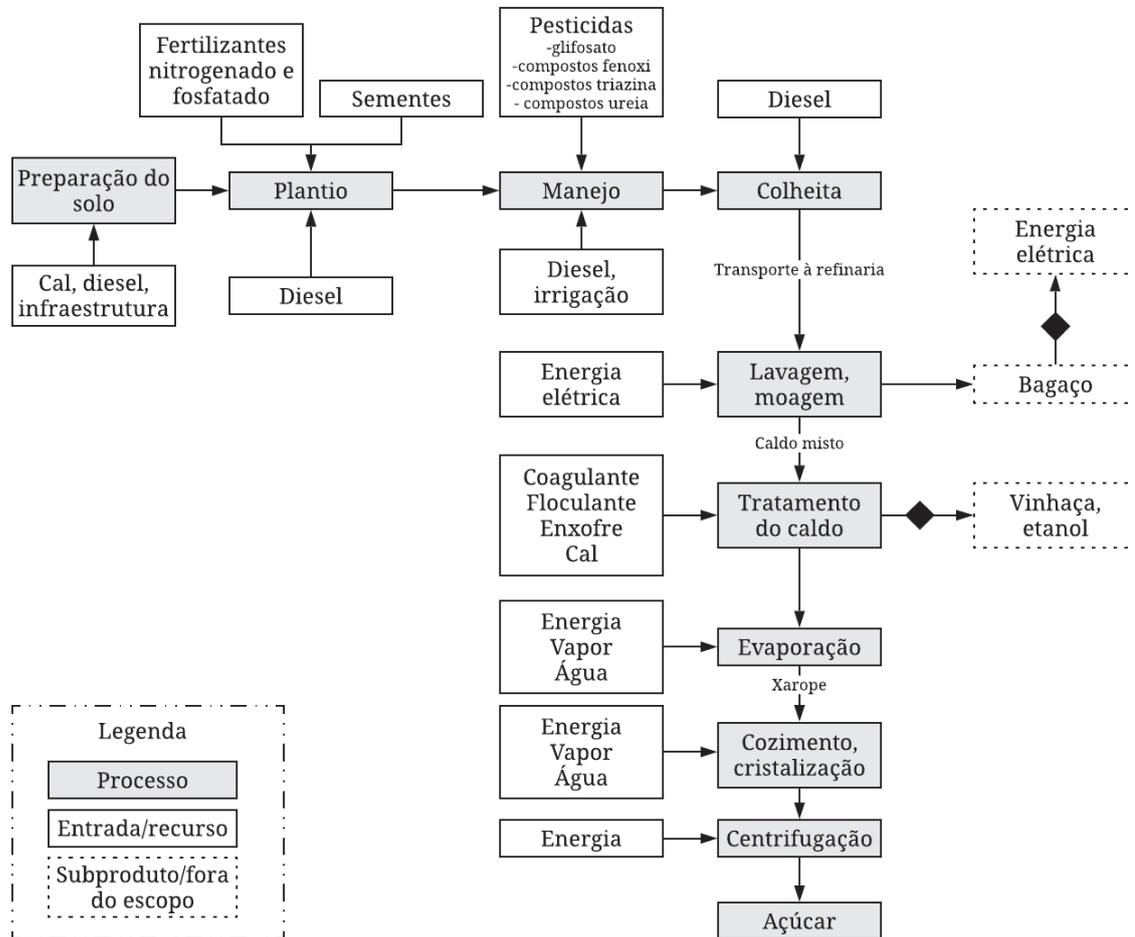


Figura 5.9: Diagrama da produção do açúcar, baseado em Gnansounou e Jungbluth (2007); Reinhard et al. (2007b); Vilela (2013)

5.2.2 Avaliação de Impactos

A Avaliação de Ciclo de Vida foi realizada através do *software Simapro 8.5.2.0* e, assim como em Vora et al. (2017), foram utilizados dois métodos de uso único: IPCC 2013 para o cálculo da pegada de carbono e Demanda Cumulativa de Energia para os usos diretos e indiretos de energia.

5.3 Água virtual, Emissões e Energia incorporadas

Para a quantificação da energia incorporada, das emissões de gases de efeito estufa e da água virtual para os *commodities* importantes no contexto da exportação paranaense, foi realizado o levantamento dos dados de exportação na Comex Stat e na AGROSTAT. As bases fornecem resultados equivalentes, a plataforma Comex Stat é mais amigável uma vez que permite a obtenção dos dados em arquivos CSV ou Excel, mas notou-se que haviam dados faltantes para anos específicos e, portanto, ambas foram utilizadas no estudo. As buscas foram feitas com base no período entre 2010 e 2017 e na Nomenclatura Comum do Mercosul (NCM), cujos valores são mostrados na Tabela 5.8.

<i>Commodity</i>	NCM	Descrição
Soja	12019000	Soja, mesmo triturada, exceto para sementeira ¹
Café	09011110	Café não torrado, não descafeinado, em grão
Açúcar	17011400	Outros açúcares de cana

Tabela 5.8: Números NCM e descrição dos produtos

A partir desses dados, foi possível calcular o volume de água virtual a partir da expressão

$$V_{\text{aguavirtual}} = PH \times Q_{\text{export}} \quad (5.1)$$

onde PH é a pegada hídrica (m^3/ton) média para o Paraná e Q_{export} é a quantidade de produto exportado em toneladas.

A energia (E_{incorp}) e as emissões (GEE_{incorp}) incorporadas são calculadas de maneira similar:

$$E_{\text{incorp}} = En \times Q_{\text{export}} \quad (5.2)$$

$$GEE_{\text{incorp}} = PG \times Q_{\text{export}} \quad (5.3)$$

onde En e PG são os resultados obtidos através da avaliação de ciclo de vida para Energia (MJ) e Pegada de Carbono ($kgCO_2\text{-eq}$).

¹Equivale ao "2º nível - Soja em grãos" na base Agrostat

Capítulo 6

Resultados e Discussão

6.1 Pegada Hídrica

A pegada hídrica média observada para o período entre 2010 e 2017 é mostrada na Figura 6.1. A pegada hídrica do café no Paraná, 9.485,89 m³/ton, se mostrou baixa em relação à média brasileira calculada por Chapagain e Hoekstra (2007) igual a 18.925 m³/ton. Como a ordem de grandeza da demanda hídrica calculada através do CROPWAT foi a mesma, em torno de 12.000 m³/ha, a principal diferença entre os dois cálculos foi a produtividade da cultura. A média brasileira utilizada em Chapagain e Hoekstra (2007) foi de 0,68 ton/ha, enquanto a média paranaense no período entre 2010 e 2017 foi de 1,52 ton/ha. Esse resultado mostra a importância de se considerar as diferenças de produção entre regiões do Brasil, uma vez que ações e políticas públicas relacionadas à pegada hídrica podem ser discutidas de forma independente para cada estado brasileiro. Já a cultura da soja, cuja média paranaense ficou em 2268,69 m³/ton, muito próxima dos 2.368 m³/ton mostrados em Mekonnen e Hoekstra (2010b) e dos 2209,40 m³/ton calculados por Kotsuka (2013) para a soja da região de Maringá.

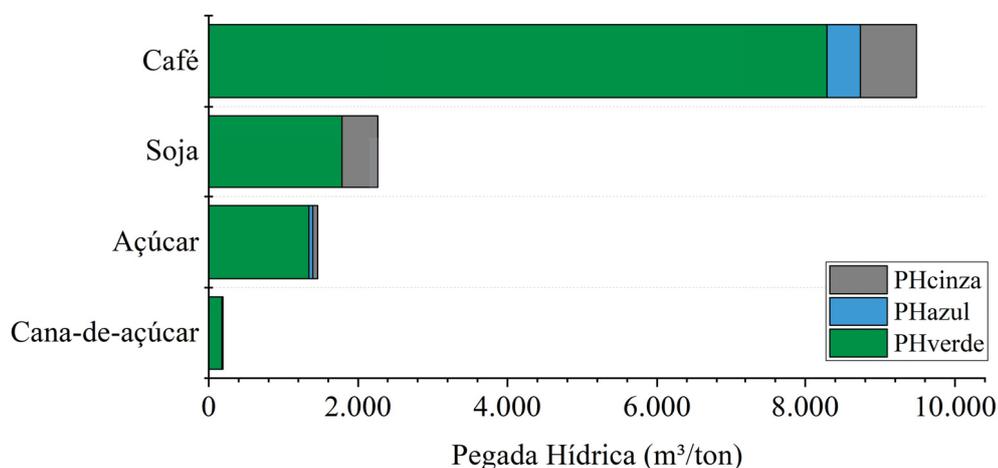


Figura 6.1: Média da pegada hídrica para cada *commodity* no Paraná

A pegada hídrica média da cana-de-açúcar paranaense foi de 189,81 m³/ton, um pouco abaixo da média brasileira de 209 m³/ton mostrada em Scholten (2009), que também calculou a pegada hídrica para o açúcar de diversos países, mostrando que para o Brasil esse valor é igual a 1284 m³/ton, o que está abaixo da pegada hídrica calculada para o açúcar produzido no Paraná, de 1456,12 m³/ton. Nota-se que a principal diferença entre os cálculos para o açúcar foi a fração de valor, Scholten (2009) utilizou uma fração de valor fixa de 0,87 U\$/U\$ e não considerou o etanol como um subproduto que faz parte da fração de valor do açúcar, mas como um produto separado da mesma indústria. Além disso, o presente estudo não considerou melaço, torta de filtro e resíduos como parte da fração de valor. O resultado foi uma fração flutuante de acordo com os preços ao longo dos oito anos em foco e é mostrada na tabela 6.1, em U\$/U\$, para melhor comparação.

	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
$f_v[p]$	0,94	0,85	1,13	1,00	0,83	1,00	0,90	1,00

Tabela 6.1: Resultado da fração de valor para cálculo da pegada hídrica do açúcar

Visivelmente, a pegada hídrica verde é a mais relevante para o estado do Paraná. No caso da cana-de-açúcar e do açúcar, a pegada hídrica verde é responsável por cerca de 92% da pegada hídrica total; para o café e a soja, este número chega a 87% e 78%. A pegada hídrica cinza mostrou-se com uma variabilidade maior, com resultados em torno de 4% para cana/açúcar, 7% para o café e chegando a quase 22% para soja. Indicando que, proporcionalmente a quantidade produzida, a soja tem um indicador de poluição mais elevado. Em números absolutos, no entanto, o café lidera esse posto, com seus 749 m³ de água cinza para cada tonelada produzida, alto em comparação com a soja (488m³/ton) e açúcar (64 m³/ton).

A pegada hídrica azul ficou abaixo de 5% para todas as *commodities*, indicando que para os produtos estudados, a retirada de água dos sistemas de água superficial ou subterrâneo é menos significativa do que a utilização de água da chuva. Os cálculos com o CROPWAT, indicaram uma demanda de irrigação de aproximadamente 800 m³/ha para a cultura cafeeira, o que ocasionou em uma pegada hídrica azul média de 461 m³/ton. No mundo, em culturas irrigadas este valor chega a 4.974 m³/ton (Mekonnen e Hoekstra, 2010a). Devido a falta de dados de irrigação, foi adotada uma metodologia de irrigação padrão e o valor encontrado pode estar superestimado, uma vez que nem todos os produtores paranaenses utilizam da irrigação para impulsionar o desenvolvimento do cafeeiro. Já para a cana-de-açúcar, foi adotada a prática de fertirrigação nas regiões onde essa prática é mais comum e observou-se que para cada tonelada produzida, necessita-se de 8,63 m³ de água azul¹. Esse valor se encontra abaixo da média global para essa cultura, que é igual a 57 m³/ton (Mekonnen e Hoekstra, 2010a).

Esses resultados são referentes as médias para o Paraná, mas a pegada hídrica foi calculada com base nos dados meteorológicos regionais e valores de produtividade por município,

¹Aproximadamente a quantidade de água tratada e encanada que uma pessoa consome durante 6 semanas, considerando uma média de 5,4 m³/pessoa/mês (PROCON-SP, 2019)

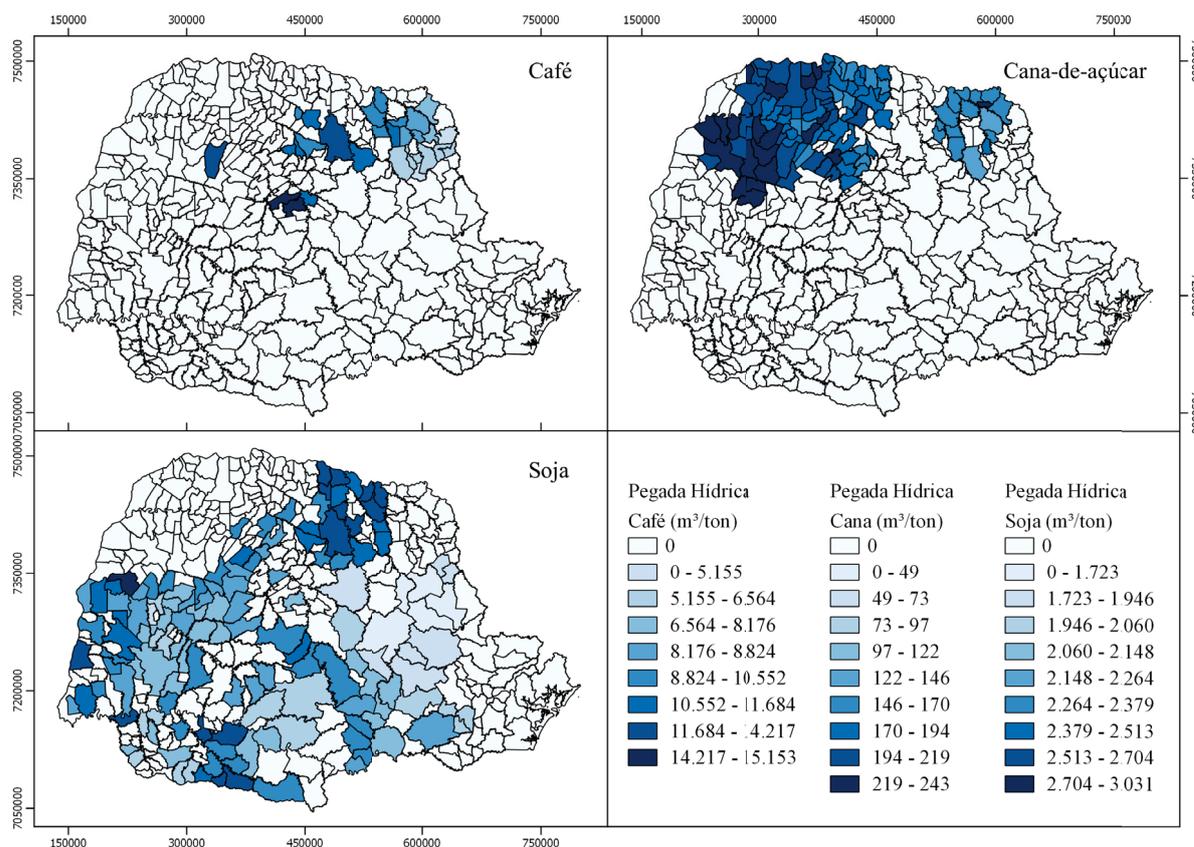


Figura 6.2: Distribuição espacial da pegada hídrica no Paraná para cada *commodity*

gerando resultados espacializados cuja distribuição de valores com média temporal pode ser visualizada na Figura 6.2.

A pegada hídrica é afetada diretamente por valores de evapotranspiração da cultura e sua produtividade, portanto, depende das condições meteorológicas e dos métodos e cuidados aplicados a cultura. Os valores da pegada hídrica variam grandemente com o tipo de *commodity*. Por exemplo, os municípios com maiores pegadas hídricas para o café, foram Ivaiporã e Jardim Alegre, com 15.153 e 14.865 m³/ton, enquanto para a soja foram Iporã e Primeiro de Maio, 3.031 e 2.704 m³/ton e para a cana-de-açúcar Moreira Sales e Barra do Jacaré, ambas com uma média de 243 m³/ton no período entre 2010 e 2017.

As pegadas hídricas mais baixas foram observadas nos municípios de Carlópolis e Pinhalão (4751 e 5155 m³/ton) para o café; Ibaiti e Santo Antônio da Platina (135 e 145 m³/ton) para a cana e Piraí do Sul e Arapoti (1642 e 1650 m³/ton), relativos a soja. Esses resultados evidenciam a variabilidade espacial da pegada hídrica

Essa diferença ocorre devido ao fato de que as culturas diferem quanto a demanda hídrica de acordo com as suas características próprias, observou-se que café e cana-de-açúcar necessitam de aproximadamente 13.000 m³/ha para se desenvolverem e a soja precisa de cerca de 5.600 m³/ha. Além disso, a pegada hídrica é inversamente proporcional a produtividade (ton/ha), o que significa que altos rendimentos ocasionam em pegadas hídricas mais baixas, por exemplo, as produtividades para o café e soja tem uma ordem de 1,2 e 3,0 ton/ha respectivamente, enquanto

a média para a cana-de-açúcar é igual a 63 ton/ha. A dinâmica da pegada hídrica ao longo dos oito anos estudados e a sua relação com a produtividade da cultura pode ser observada na Figura 6.3.

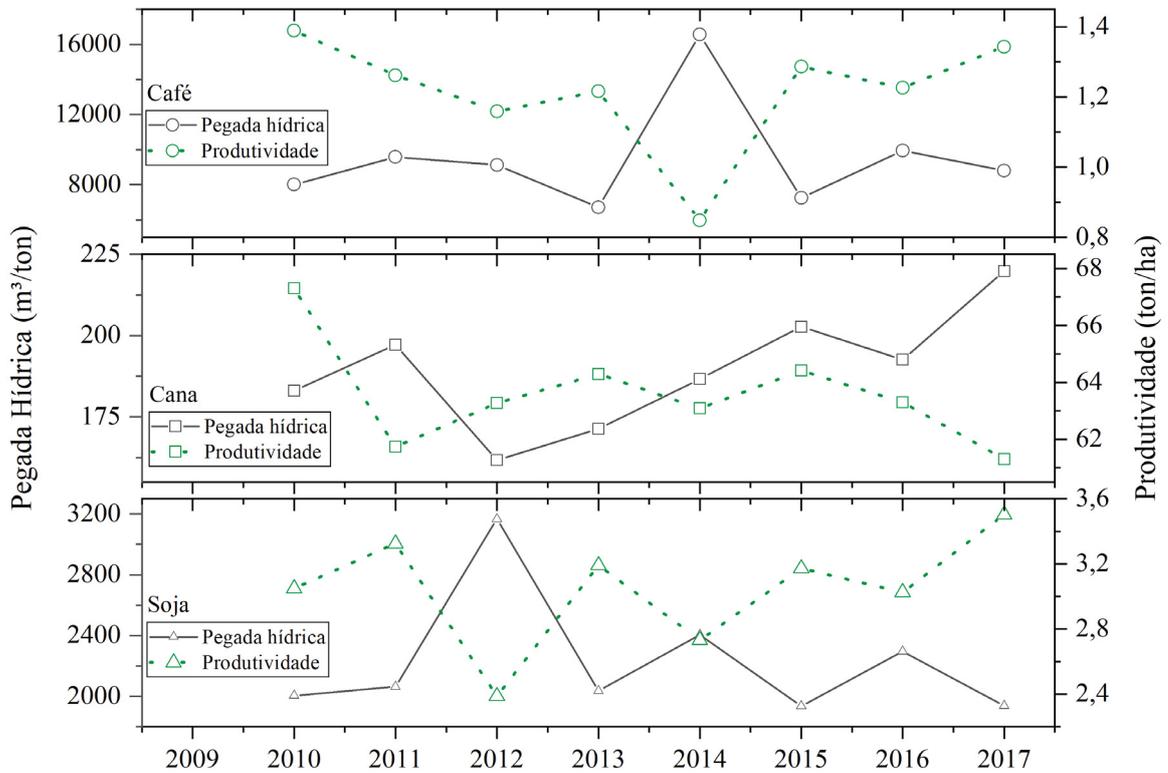


Figura 6.3: Variação anual da pegada hídrica e da produtividade para o café, a cana-de-açúcar e a soja entre 2010 e 2017. Dados de produtividade foram obtidos através do SIDRA (IBGE, 2019)

É possível notar que picos de pegada hídrica ocorrem em situações de baixa produtividade, como para o café em 2014, a cana-de-açúcar em 2017 e a soja em 2012. O rendimento é influenciado por fatores como manejo, variação genética, maquinário e tecnologia. A Demanda Hídrica de Cultura verde foi escolhida para elucidar quais variáveis meteorológicas mais afetam a pegada hídrica, uma vez que não considera a produtividade. Os gráficos da Figura 6.4 foram elaborados para mostrar a relação entre precipitação, temperatura máxima, umidade, vento e radiação com a DHC.

Correlação de Pearson (R) foi empregada para avaliar a influência relativa das variáveis meteorológicas nos valores de Demanda Hídrica de Cultura. De acordo com a interpretação de Shimakura (2006), valores da correlação de Pearson entre 0,90 e 1,0 (positivo ou negativo) indicam correlação muito forte, enquanto de 0,70 a 0,89 a correlação é considerada forte, para 0,40 a 0,69, moderada, 0,20 a 0,39, fraca e 0,00 a 0,19, muito fraca.

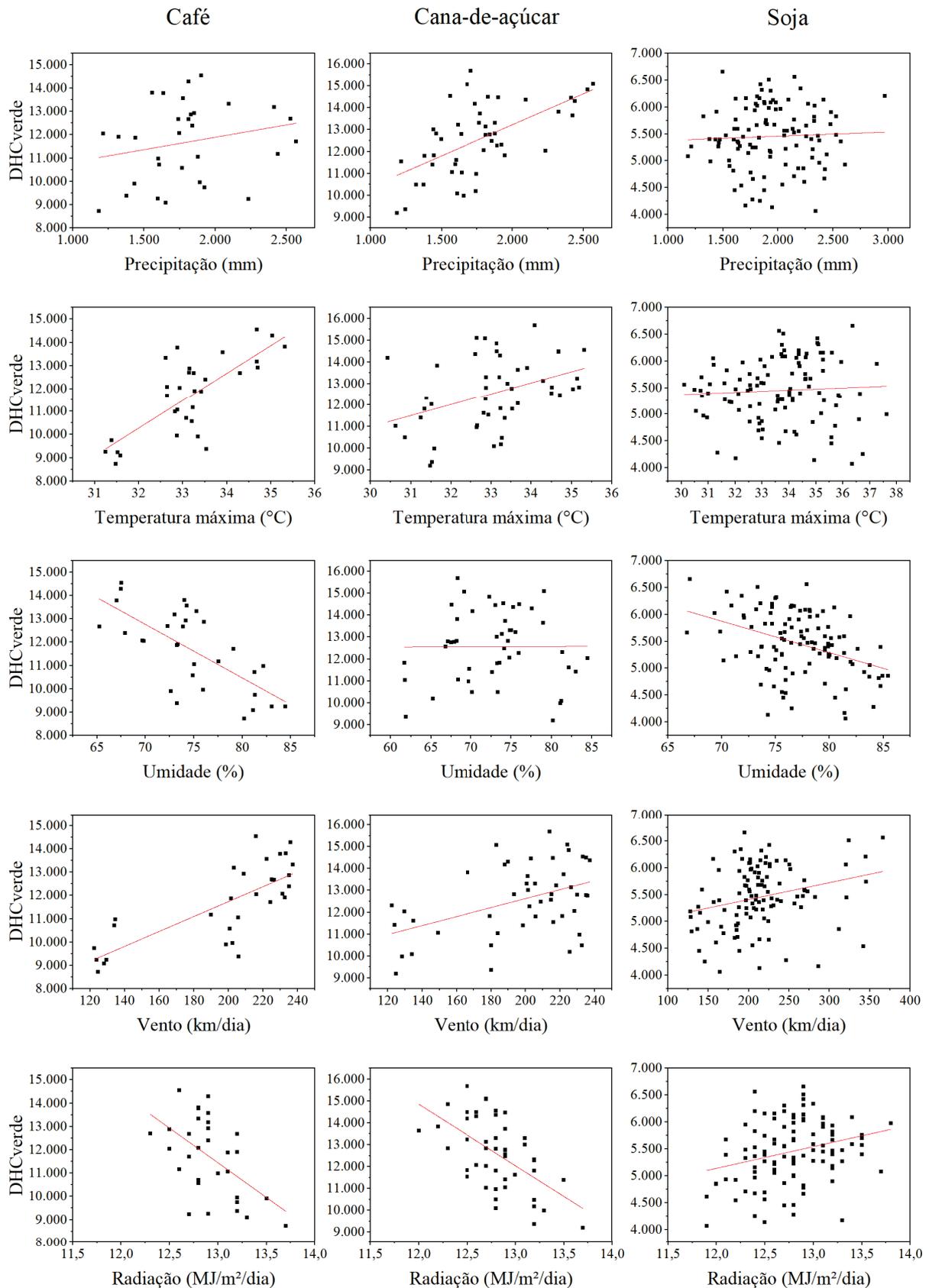


Figura 6.4: Correlação entre variáveis meteorológicas e Demanda Hídrica de Cultura verde das commodities, para cada estação e ano entre 2010 e 2017

A precipitação se mostrou um fator relativamente importante para a cana-de-açúcar, a Correlação de Pearson (R) ficou igual a 0,60 para esta cultura. Já para a soja, não há uma correlação que indique que a precipitação seja um fator importante na determinação da demanda hídrica, uma vez que o valor foi igual a 0,046, o que é contraintuitivo, uma vez que a pegada hídrica da soja é majoritariamente advinda da água da chuva. A DHC da cana-de-açúcar apresentou correlações moderadas com temperatura máxima (0,40), velocidade do vento (0,44) e radiação (-0,57).

As principais variáveis que influenciaram a demanda hídrica do café foram velocidade do vento (0,77), temperatura máxima (0,75) e umidade relativa (-0,69), enquanto a radiação apresentou correlação moderada (-0,53) e a precipitação, fraca (0,22). Enquanto isso, a demanda hídrica da soja não apresenta boas correlações com nenhuma das variáveis meteorológicas de forma singular, a maior correlação foi observada com a umidade relativa, com R igual a -0,39.

Uma explicação para estes resultados é que a demanda hídrica de cultura, e consequentemente a evapotranspiração, dependem mais de condições meteorológicas como um conjunto do que de variáveis meteorológicas separadas. Portanto, em casos de avaliação de pegada hídrica em situações futuras, por exemplo, ou em caso de mudanças climáticas, recomenda-se ter um conjunto de dados que incluam todos os fatores meteorológicos requeridos pelo CROPWAT, ou que se faça um estudo abrangente para avaliar as influências das condições climáticas na pegada hídrica.

Para visualização do impacto das produções das *commodities* em termos de água cinza, a pegada hídrica cinza média foi multiplicada pelas respectivas quantidades médias de produção em toneladas e depois somada de acordo com os municípios. A Figura 6.5 mostra os valores da pegada hídrica cinza em milhões de metros cúbicos por ano e o índice adimensional WPL de poluição da água (*Water Pollution Level*).

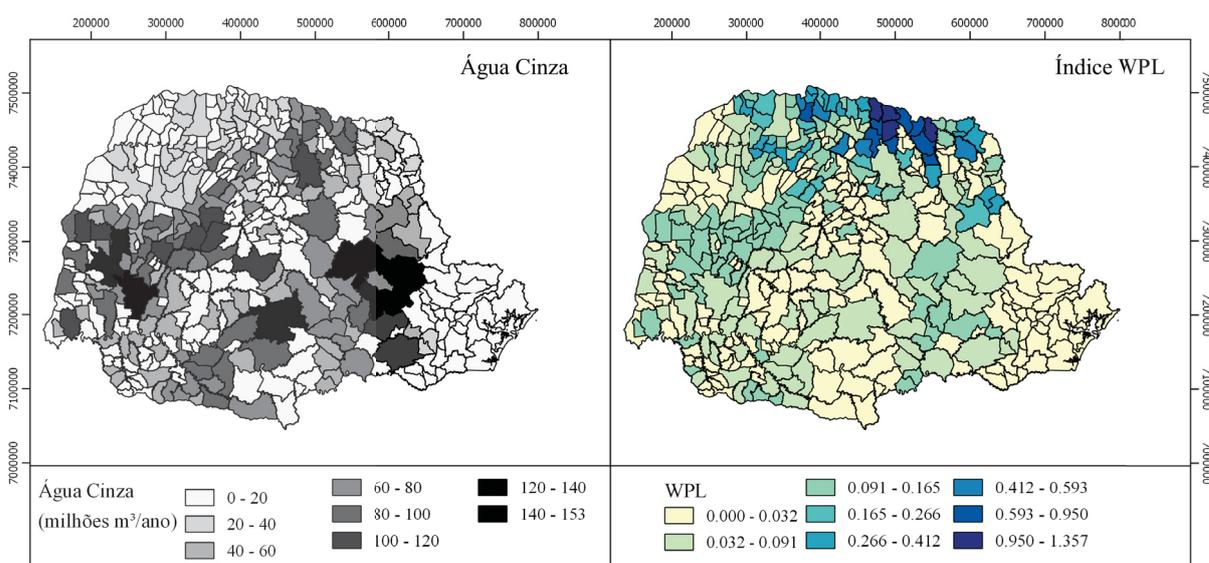


Figura 6.5: Volume de água cinza relacionado à produção de café, cana-de-açúcar e soja no Paraná e índice WPL de nível de poluição da água

Os municípios de Tibagi e Cascavel possuem os maiores volumes de água cinza relacionada à aplicação de nitrogênio na produção do estado, com valores que chegam a 153 e 146 milhões de m³ ao ano respectivamente e ambas cidades produzem apenas soja, com uma média de 349 e 332 mil toneladas por ano. Em geral, os municípios com maiores volumes são aqueles que produzem soja.

Devido ao fato de a capacidade de assimilação dessa água cinza ser disforme ao longo do estado, os locais onde os maiores volumes de água cinza foram observados não necessariamente são os locais que sofrem maior impacto. Ao considerar o escoamento superficial real e sua relação com o escoamento de água cinza das culturas, observa-se que os municípios mais impactados são Santa Mariana, Primeiro de Maio, Alvorada do Sul e Sertanópolis. Esses municípios são produtores de soja, mas Santa Mariana também produz café e cana-de-açúcar e tem uma pegada hídrica cinza de 47 milhões de m³ por ano.

Mekonnen e Hoekstra (2015) explicam que índices maiores do que 1 significam que a capacidade de assimilação de água poluída é insuficiente para o volume de água contaminado e pode causar violações nos padrões de qualidade de água. Os valores WPL encontrados neste estudo mostram que, no pior caso, este valor chega a 1,357 e os quatro municípios supramencionados possuem valores maiores do que 1,0. Enquanto isso, os municípios que apresentaram maiores volumes, Tibagi e Cascavel, tem índices WPL iguais a 0,107 e 0,077. Ou seja, o volume de água associado a lixiviação de nitrogênio é igual a 10,7% e 7,7% da capacidade de assimilação.

O WPL reflete a relação entre a carga de nitrogênio e a capacidade de assimilação em escoamento superficial e está sujeito a mudanças uma vez que o poluente atinge o corpo d'água e iniciam os processos de diluição, retenção e transformação do nitrogênio (Mekonnen e Hoekstra, 2015). A quantificação da água cinza e do indicador de poluição das águas WPL, portanto, é atrelada a uma série de incertezas, como a taxa de aplicação de nitrogênio real e específica, concentrações naturais e máximas de nitrogênio por bacia hidrográfica, metodologia de aplicação de fertilizantes, taxa de biofixação de nitrogênio, presença de outros poluentes, valores de escoamento superficial por sub-bacia e variabilidade mensal (Mekonnen e Hoekstra, 2015). Entretanto, possibilita uma visualização dos locais que são mais frágeis e cujos corpos hídricos são mais suscetíveis a impactos ambientais em decorrência do uso de fertilizantes a base de nitrogênio. Além disso, foi possível perceber que um alto volume de água cinza não se traduz em alto impacto devido a características regionais.

6.2 Avaliação do Ciclo de Vida

Os resultados obtidos através da avaliação de ciclo de vida estão dispostos na Figura 6.6. É possível observar que o café possui maior intensidade energética em relação às outras *commodities*, consumindo 69,75 MJ para cada quilograma de café verde produzido, enquanto a soja é responsável por maiores emissões de gases de efeito estufa com 4,43 kgCO₂ equivalente.

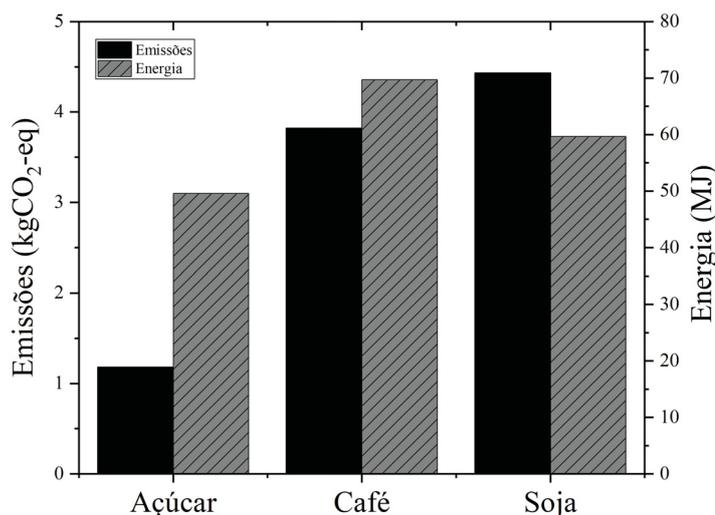


Figura 6.6: Energia e emissões relacionados à produção do açúcar, café e soja obtidos através dos métodos de avaliação de impacto IPCC 2013 e DCE

Cerca de 90% da pegada de carbono da soja é relacionada à emissões de dióxido de carbono que ocorrem durante o processo de preparação do solo da cultura anual. Fluxos de CO₂ de solos agrícolas são resultado da atividade microbiana de decomposição de matéria orgânica e da respiração das raízes das plantas, as quais são afetadas pelas condições meteorológicas, propriedades do solo e do sistema de preparo do solo (Oliveiros, 2008). O preparo do solo pode afetar o fluxo de dióxido de carbono devido a distúrbios físicos, químicos ou biológicos, através de atividades como revolvimento do solo, incorporação de resíduos e alteração de propriedades do solo em culturas estabelecidas há um longo tempo, o que gera efeitos de curto ou longo prazo (Oliveiros, 2008). As culturas de cana-de-açúcar e de café também emitem dióxido de carbono devido à transformação do solo, entretanto, a avaliação de ciclo de vida mostrou que os impactos desta atividade para essas *commodities* são menores do que para a soja, com valores iguais a 0,95 e 0,017 kgCO₂/kg, cana-de-açúcar e café, respectivamente, em comparação aos 3,98 kgCO₂/kg da soja, mostrando que, neste caso, uma cultura temporária tem um impacto maior relacionado à emissões de CO₂ a partir do solo do que culturas semi-perene (canavieira) e perene (cafeeira).

Outra substância com emissões significativas é o óxido nitroso (N₂O), com valores iguais a 0,71, 0,27 e 0,0751 kgCO₂-eq/kg para o café, soja e cana-de-açúcar, respectivamente. O óxido nitroso é um gás formado durante os processos de nitrificação e desnitrificação e as

principais fontes da sua emissão durante o desenvolvimento de culturas agrícolas são a utilização de fertilizantes nitrogenados e o processo de mineralização de resíduos (Sato, 2017). No presente estudo, a cultura cafeeira mostrou ser a mais significativa em termos de emissão dessa substância. A fertilização a base de nitrogênio influencia a produtividade e a qualidade do café, mas muitas vezes a aplicação não é eficiente e resulta em emissões de óxido nitroso, volatilização de amônia e lixiviação de nitrato e amônio (Packer et al., 2017).

Observam-se também emissões de metano (CH_4) a partir de três origens principais: preparação e transformação do solo, utilização de combustíveis fósseis e metanogênese ao longo do desenvolvimento da plantação. O metano de origem fóssil, no entanto, é mais expressivo na produção de café, assim como o dióxido de carbono fóssil, o que condiz com o fato de o café ser mais intensivo em consumo de energia. A contribuição das principais substâncias para as emissões totais podem ser visualizadas na Figura 6.7, enquanto os fluxogramas dos processos e emissões podem ser visualizados no Apêndice A, Figuras A.1, A.2 e A.3.

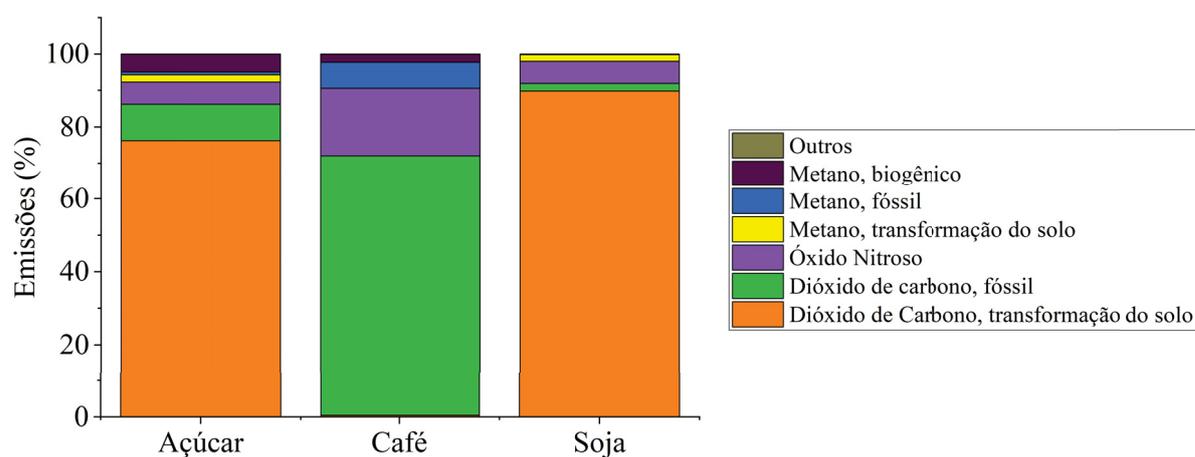


Figura 6.7: Contribuição percentual das substâncias emitidas durante a produção de açúcar, café e soja no Brasil

Apesar de o consumo energético ser relativamente parecido entre as três *commodities*, aproximadamente 49, 59 e 69 MJ/kg para o açúcar, soja e café, respectivamente, nota-se que a natureza do consumo e as fontes energéticas variam (Figura 6.8). Enquanto todas as *commodities* dependem grandemente de energia advinda de biomassa, renovável ou não, quase 60% da energia consumida durante a produção do café é de fontes fósseis. Grande parte do consumo ocorre após a colheita das cerejas de café, quando acontecem os processos de remoção da polpa e mucilagem, secagem e remoção do pergaminho para posterior seleção dos grãos; o processo de secagem representa cerca de 80% do consumo da energia pós-colheita (Arce et al., 2009). O Gás Liquefeito de Petróleo (GLP ou gás de cozinha) é utilizado juntamente com lenha para fornecer energia para a secagem dos grãos, as vantagens da utilização do gás incluem fácil manuseio, constância no abastecimento de calor, boa eficiência térmica e alto poder calorífico (Reinato et al., 2002).

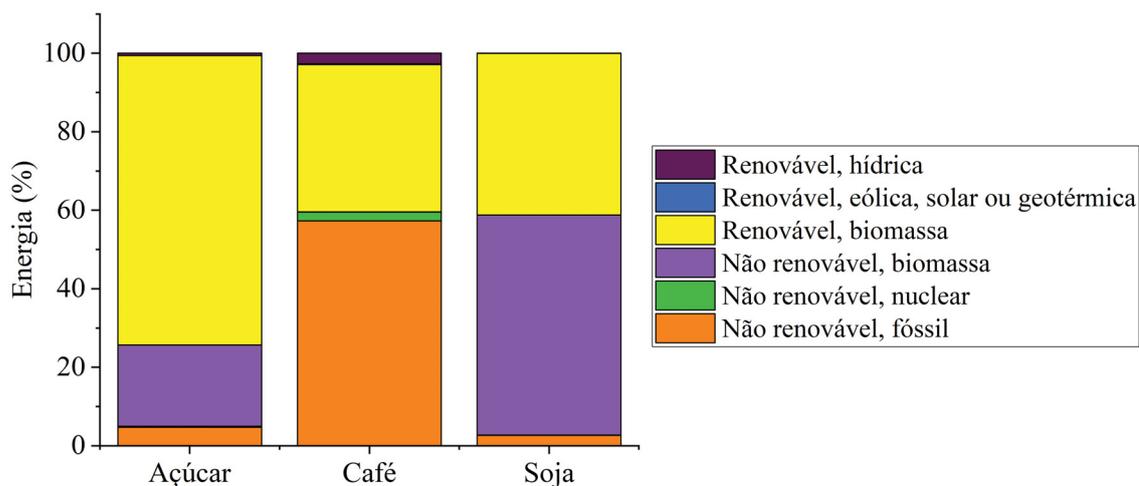


Figura 6.8: Matriz energética da produção de açúcar, café e soja no Brasil

A Avaliação de Ciclo de Vida mostrou ser uma ferramenta muito útil na definição da pegada de carbono e da demanda de energia das *commodities* estudadas e possibilitou o entendimento das fontes de emissão e do perfil de consumo energético com certa facilidade, uma vez que a base Ecoinvent foi utilizada para obtenção do Inventário de Ciclo de Vida. Existem incertezas temporais e geográficas atreladas aos resultados, pois os dados que deram origem ao ICV são anteriores ao período de estudo e são referentes às práticas brasileiras, que podem variar de acordo com a região. Entretanto, assumindo que as características de produção e maquinário não tenham se alterado ao longo dos anos de forma a afetar drasticamente as emissões e energia, pode-se considerar que os resultados obtidos são condizentes com a realidade paranaense.

A ACV também possibilita o entendimento do consumo de água dos produtos, entretanto, modelos AICV específicos ainda estão em debate. O consumo de água considerado na ACV não é consuntivo, ou seja, se trata das retiradas de água da rede de distribuição e não do que é efetivamente consumido, o que pode resultar em superestimação do uso de água. Além disso, a água verde não é considerada, a qual é parte fundamental para entendimento da demanda hídrica de *commodities* paranaenses, uma vez que para o caso estudado, irrigação não é comumente utilizada.

6.3 Água Virtual

A partir dos dados de exportação obtidos através do Comex Stat e do Agrostat e dos valores da pegada hídrica, foi possível visualizar os principais destinos da água virtual relacionada à produção da soja, do café e do açúcar paranaenses, representadas nas Figuras 6.9, 6.10 e 6.11 respectivamente. A China representou cerca de 83% do mercado da soja em grãos no período entre 2010 e 2017, sendo responsável por uma média de 14 bilhões de metros cúbicos de água virtual por ano. O país é atualmente o maior importador de soja geneticamente modificada do mundo, posto de começou a ocupar a partir da década de 90, após a crise a crise da soja quando a produção nacional não conseguia competir com os preços do mercado externo Hairong et al. (2016).

De acordo com Oliveira e Schneider (2016), em se tratando de consumo final de produtos da soja, apenas 6% é na forma em grãos, tofus e outras variantes, portanto, a maior parte da soja comercializada é processada para produzir ração e vem se tornando cada vez mais barata. Visto que a pecuária é um setor intensivo em termos de consumo de água, a pegada hídrica representa uma parcela dos impactos gerados após o seu processamento, como estimado em Chapagain e Hoekstra (2003), a água virtual de cortes bovinos congelados produzidos na China chega a 29.625m³/ton.

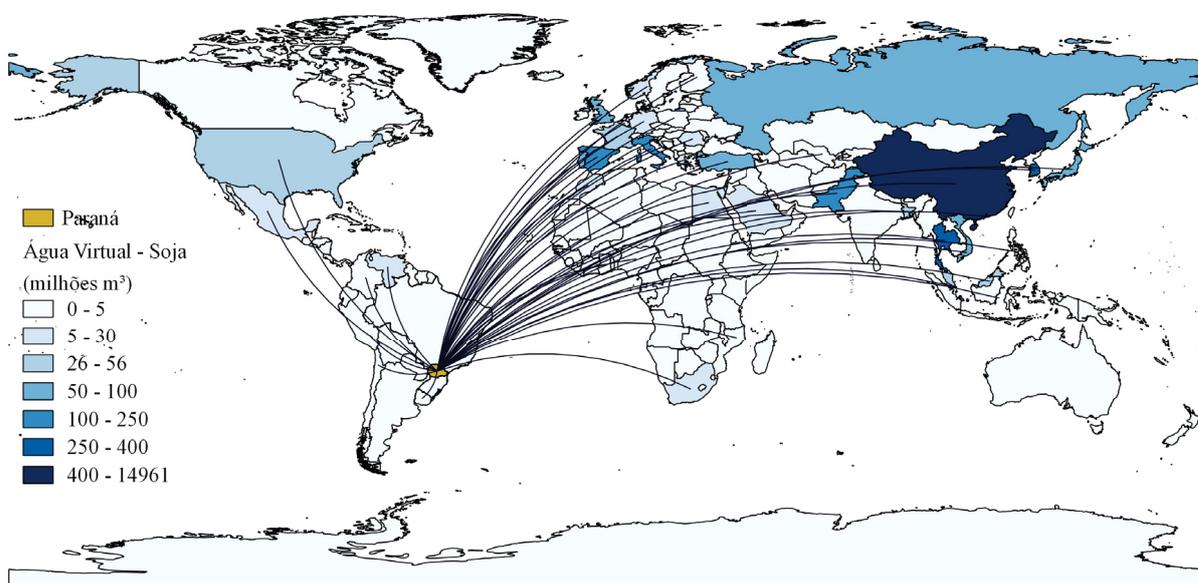


Figura 6.9: Fluxos de água virtual relacionados a soja em grãos paranaense, quantidade em milhões de metros cúbicos ao ano

Quanto ao café, os principais consumidores do café paranaense são a Itália e os Estados Unidos com 27% e 25%, respectivamente. Os Estados Unidos eram os maiores consumidores de café do mundo em termos de volume até o final de 2018, quando o Brasil passou a ocupar este posto (ABIC, 2018). Apenas dois estados americanos possuem condições adequadas para a produção cafeeira, o Havaí e a Califórnia, portanto, o país é dependente da importação e

consequentemente dos recursos necessários ao longo do ciclo de vida para manter os seus padrões de consumo.

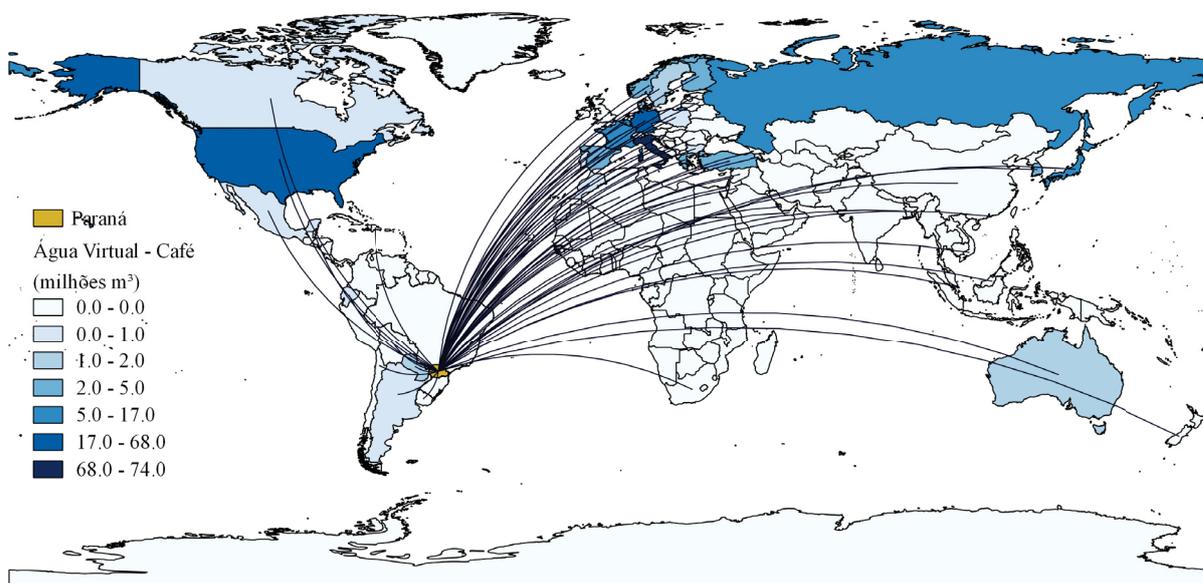


Figura 6.10: Fluxos de água virtual relacionados ao café em grãos verdes paranaense, quantidade em milhões de metros cúbicos ao ano

No Brasil, grande parte do café exportado é na forma de café verde. Entretanto, uma parcela retorna ao país através da importação do café em cápsula que contém cerca de 65% de café brasileiro e custa aproximadamente 15 vezes mais (Megido, 2015). Isso explica a quantidade de café que é vendida para a Itália, berço do café expresso, que agrega valor para depois reexportar. Segundo Conceição et al. (2017), apesar de as indústrias brasileiras possuírem tecnologia para produzir café processado de qualidade, não o fazem devido a restrições do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento quanto a importação de cafés finos em grãos verdes de outros países, o que seria benéfico para agregar valor ao misturá-los com cafés brasileiros e então gerar competitividade com produtos importados.

Mas além da agregação de valor ao café com o intuito de reexportar, a Itália tem uma longa história de dependência de importação do grão, com Veneza como porta de entrada nos anos 1570 (Morris, 2010), uma vez que o país não possui condições ideais para desenvolvimento da cultura cafeeira. Com a posterior criação da máquina de expresso no início do século XX gerou-se uma cultura centrada em um processo e não em um produto propriamente dito (Morris, 2010).

Diferentemente da soja e do café, o açúcar possui um mercado mais diversificado. A média anual de água virtual é aproximadamente 3655 milhões de metros cúbicos e os principais destinos durante o período estudado foram Argélia (15%), Canadá (11%), Malásia (12%) e Rússia (10%). Destes, Argélia, Canadá e Rússia são produtores de açúcar de beterraba, cujo desenvolvimento é ideal em climas temperados (Koo, 2002), mas ainda assim são grandes importadores de açúcar de cana.

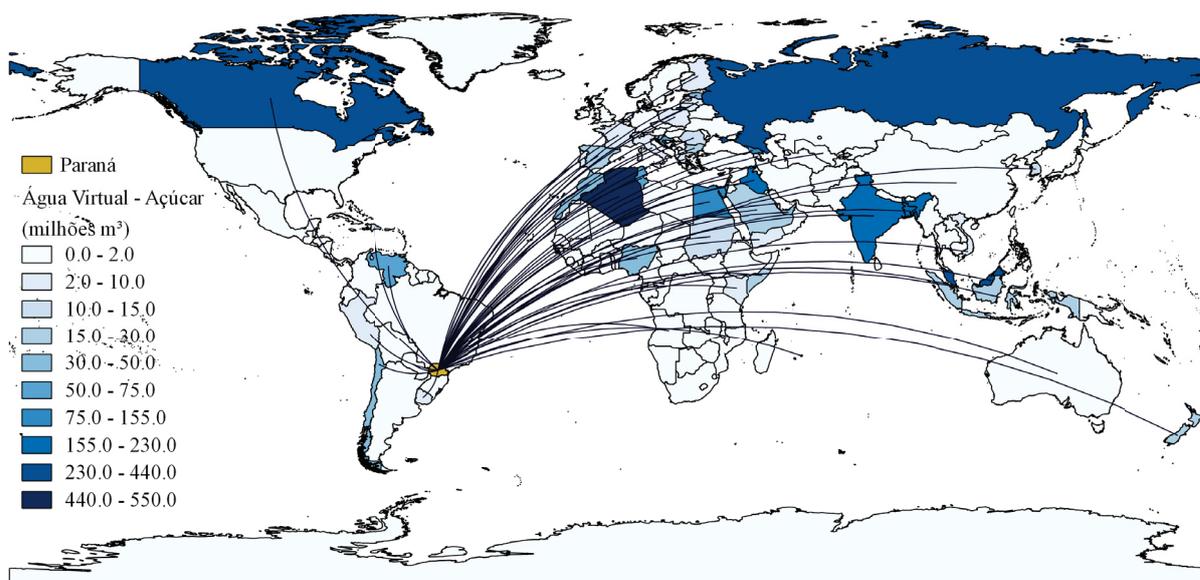


Figura 6.11: Fluxos de água virtual relacionados ao açúcar paranaense, quantidade em milhões de metros cúbicos ao ano

No caso da Rússia, a importação do açúcar de cana não refinado é benéfica uma vez que é utilizada nas refinarias russas para processamento, além de aumentar a produtividade dessas refinarias quando o açúcar de beterraba não está disponível devido à época de produção (Maitah e Smutka, 2016). Enquanto isso, a Malásia se caracteriza por uma produção doméstica pequena em comparação com o consumo de açúcar e é dependente da importação desta *commodity* (FAO, 1997).

A Figura 6.12 mostra os 20 principais países para os quais água virtual é transferida de maneira mais significativa, considerando a exportação das três *commodities*. A China domina a maior parte devido a importação de grandes volumes de soja anualmente, como mostrado anteriormente, com cerca de 14 bilhões de metros cúbicos anuais. O segundo maior importador de água virtual foi Taiwan com 614 milhões m³, seguido por Argélia, Malásia, Rússia, Canadá, Coreia do Sul, Holanda, Tailândia, Bangladesh, Espanha, Itália, Índia, Iraque, Geórgia, Paquistão, Egito, Irã, Reino Unido e por fim os Estados Unidos com 97 milhões m³. Além dos fluxos de água virtual, a Figura 6.12 também mostra índices de escassez de água verde por país, recentemente publicados em Schyns et al. (2019).

A água verde é a principal fonte de água na produção de alimentos e de fato, para as *commodities* estudadas, cerca de 97% da água utilizada durante a produção é proveniente da chuva. Entretanto, debates sobre escassez de água geralmente giram em torno da água azul e limites sobre apropriação da água verde não são comumente questionados, entre os motivos estão a maior disponibilidade de água verde, a invisibilidade dessa água na paisagem e a alocação indireta da água verde através de decisões sobre uso do solo (Schyns et al., 2019).

Visto isso, Schyns et al. (2019) realizaram um estudo abrangente sobre a escassez e apropriação humana de água verde e criaram um índice de escassez específico, baseado na razão

entre a soma das pegadas hídricas verde de um país relativas a produção de culturas, pastagem, produção de madeira e áreas urbanas e a pegada hídrica verde máxima sustentável, que considera a disponibilidade total e fluxos para a natureza e áreas inutilizáveis. O resultado é um índice que reflete o grau de alocação da água verde para as atividades humanas. Muitas vezes o valor é contraintuitivo, explicam Schyns et al. (2019), uma vez que altos índices podem aparecer em países com altas precipitações e isso ocorre devido a uma utilização intensa de um recurso limitado.

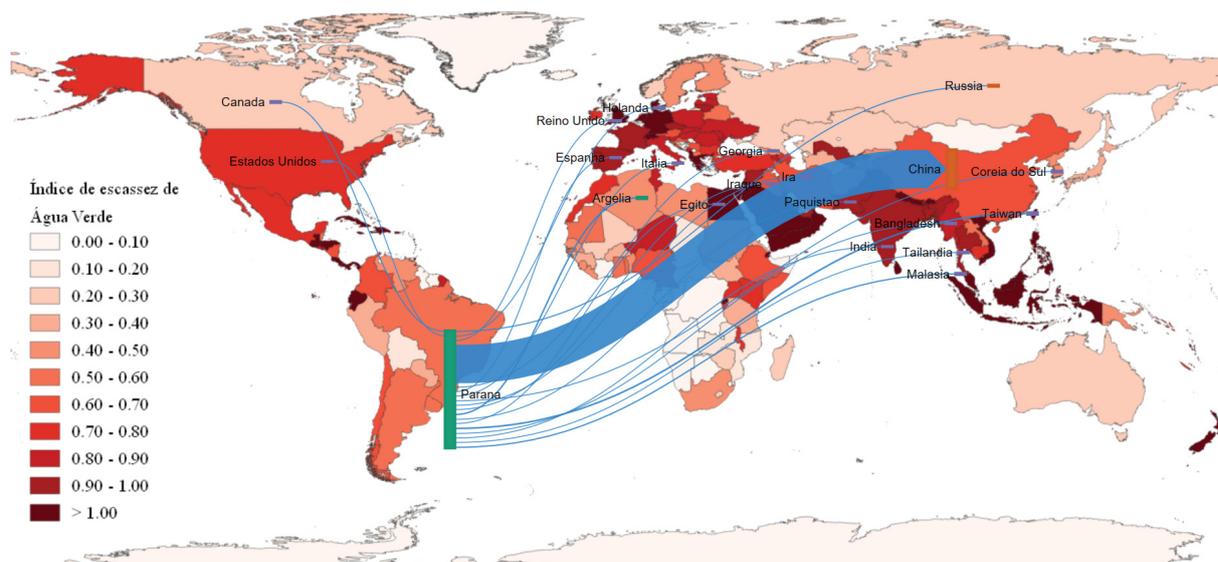


Figura 6.12: Fluxo de água virtual anual médio relacionado ao comércio internacional de café, açúcar e soja para os 20 principais países e mapa do índice de escassez de água verde por país, cujos dados foram disponibilizados nos materiais suplementares de Schyns et al. (2019)

Nota-se que 75% da água virtual é destinada a países com índices de escassez de água verde superiores a 0,60 e que 7 dos 20 países possuem índice igual ou superior a 1, o que significa um uso de água verde acima do limite sustentável. Dois países nessa lista, Canadá e Rússia, possuem índices menores do que 0,30, entretanto, esses países possuem uma porcentagem de área agricultável baixa, 6,9% e 13,3%, em comparação aos 33,8% no Brasil (The World Bank, 2016), além de condições não ideais para o desenvolvimento de culturas como a cana-de-açúcar. O país com o maior índice é a Holanda, que importa cerca de 310 milhões de m³ do Paraná através da compra das *commodities* e cuja dependência de importação de água virtual chega a 82% Gawel e Bernsen (2013), valor estimado ao calcular a relação entre a água virtual importada e a água virtual total, muito acima ao comparar com o Brasil e os seus 8%.

O indicador de Schyns et al. (2019) para o Brasil é de 0,51, isso significa que apesar de ser considerado um país abundante em recursos hídricos, existe uma apropriação para uso humano e um limite sustentável que devem ser considerados, especialmente em regiões destinadas a produção agrícola. Ou seja, para justificar a água virtual como estratégia global para cobrir déficits regionais, ideia inicialmente proposta por Allan (1998), é importante questionar não só a

abundância aparente de água, mas também como ela já está sendo apropriada, os tipos de água disponíveis e seus limites sustentáveis para manutenção da biodiversidade.

O Paraná tem uma economia altamente dependente da produção agrícola que consome água verde de maneira intensiva. De acordo com dados de área plantada total obtidos através do IBGE (2019) e sabendo que o Paraná tem uma área de 199.315 km², nos oito anos deste estudo 51% da extensão territorial do estado foi destinada a agricultura e destes, 55% são áreas para as culturas de cana-de-açúcar, café e soja. Uma atenção especial deve ser dada ao analisar pegada hídrica e água virtual de *commodities* cultivadas no Paraná, uma vez que a disponibilidade hídrica a ser comparada deve ser a da água verde, uma vez que práticas de irrigação no estado e, portanto, de consumo de água azul não são regra para diversas culturas. Entretanto, dados dessa disponibilidade (ou escassez) não estão disponíveis.

A água virtual também levanta questões de valoração da água. Gelain (2018) realizou uma análise de custo-benefício da exportação de água virtual no Brasil e concluiu que o valor é baixo em comparação com outras nações. Enquanto isso, produtores agrícolas paranaenses são isentos do pagamento de taxas de uso da água, que incluem controle, acompanhamento e fiscalização, de acordo com a Lei n° 18.878/2016. Essas questões devem ser consideradas para que políticas eficazes sejam feitas para manutenção da qualidade e abundância da água, especialmente ao considerar que o estado do Paraná depende fortemente da disponibilidade de água para as suas atividades econômicas e que se encontra em um país cujo consumo de agrotóxicos é um dos maiores do mundo.

6.4 Água, energia e emissões

A demanda por alimentos de uma população crescente causa expansão de áreas destinadas a agricultura, intensificação da produtividade e aumento do comércio internacional (Porfirio et al., 2018). A extensão da utilização de recursos em produtos que serão consumidos em outra nação é uma questão que vários países enfrentam e que afeta políticas internas (Dasgupta et al., 1978) e novos debates incluem o comércio internacional como estratégia de poupança de água (Chapagain et al., 2006), por exemplo. Mas, apesar de comércio internacional e a relação deste com o consumo de recursos como água e energia ser uma questão global, suas consequências também incluem impactos sociais, ambientais e políticos em escala local.

O comércio de *commodities* agrícolas entra neste debate com uma atenção especial devido ao alto consumo de recursos hídricos e energéticos, a utilização de vastas áreas e a geração de impactos ambientais, além de representarem a categoria de produtos básicos para o atendimento às necessidades nutricionais de uma população. O cultivo de cana-de-açúcar, café e soja representou cerca de 55% da área destinada a agricultura no estado do Paraná entre 2010 e 2017, mas 54,82% da produção total das três *commodities* foi exportada durante o mesmo período.

Com o objetivo de visualizar a distribuição espacial do consumo total de água e energia e as emissões de gases de efeito estufa causados pela produção de café, cana-de-açúcar e soja no Paraná, os resultados de pegada hídrica, energia e pegada de carbono foram multiplicados pela quantidade média produzida de cada *commodity* para cada município (Figura 6.13)

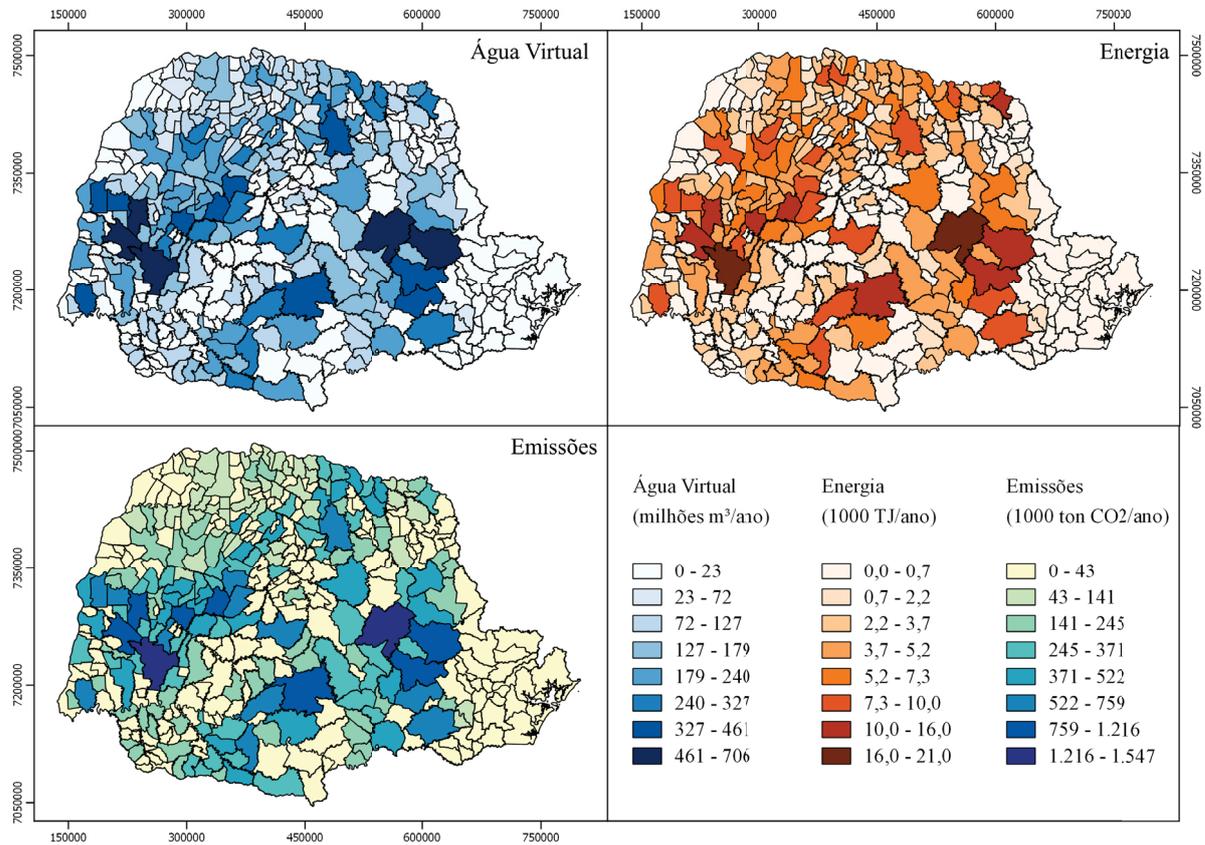


Figura 6.13: Água virtual, energia e emissões associadas a produção de café, cana-de-açúcar e soja por município no estado do Paraná

Como os resultados de água virtual, energia e emissões depende da quantidade produzida, a distribuição dos três é similar ao longo do estado. O maior consumidor de água foi o município de Cascavel (706 hm³), seguido por Tibagi (585 hm³) e Toledo (532 hm³), enquanto os valores mais baixos registrados foram para Jaboti (5 hm³), Conselheiro Mairinck (7 hm³) e Abatiá (8 hm³), os quais produzem apenas cana-de-açúcar ou café. Novamente, os maiores valores registrados foram em municípios produtores de soja. Tibagi, Cascavel e Castro apresentaram os maiores consumos de energia durante a produção das três *commodities*, chegando a 21 mil TJ ou 5.844 GWh (equivalente a quase 20% da energia elétrica consumida em São Paulo (Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente de São Paulo, 2017)), estes mesmos municípios também foram responsáveis pelas maiores emissões de gases de efeito estufa com 1.547, 1.474 e 1.216 mil toneladas de carbono equivalente por ano. Entretanto, sabemos que grande parte da produção que gera esses consumos e emissões não é consumida no Brasil, as figuras a seguir justapõem água, energia e emissões totais em relação as quantidades produzidas e exportadas.

Durante o período estudado, aproximadamente 48% da soja produzida no estado foi destinada a exportação. Com isso, o gráfico da Figura 6.14 mostra de forma clara a evolução temporal nos dois casos.

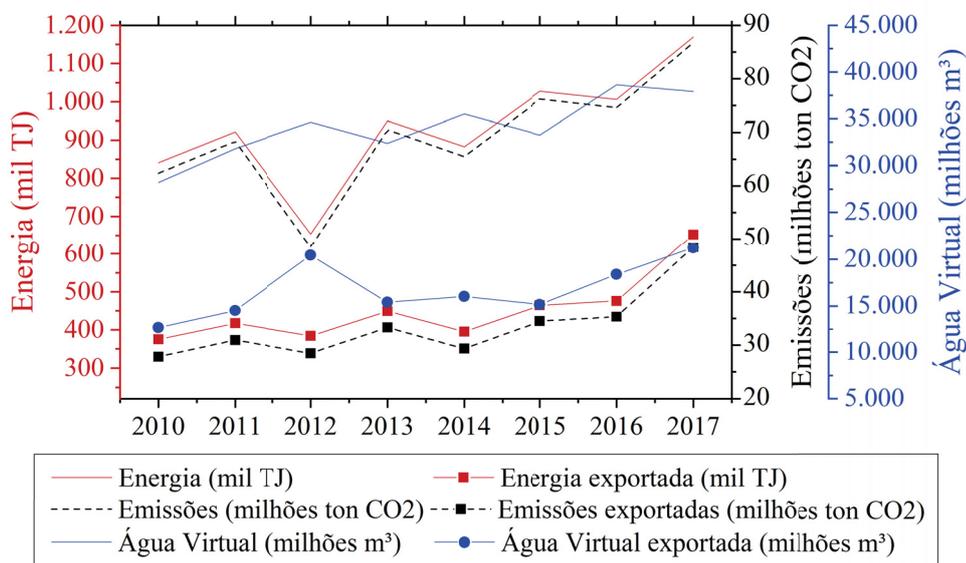


Figura 6.14: Resultados de água virtual, energia incorporada e emissões de gases de efeito estufa relacionados a produção e exportação de soja no estado do Paraná

A visualização entre os recursos e emissões exportados e produzidos para o açúcar (Figura 6.15) nos mesmos moldes da Figura 6.14 não é possível, pois há uma aglutinação dos dados devido ao fato de que a porcentagem de açúcar exportado tem uma média de 83%, com pico em 2016 quando 98,79% do açúcar produzido no estado foi destinado a outros países.

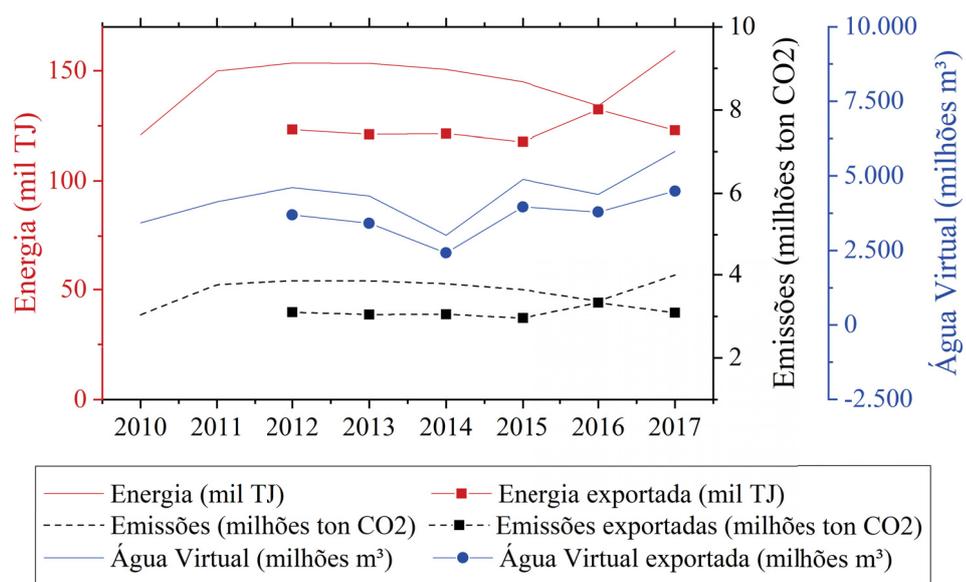


Figura 6.15: Resultados de água virtual, energia incorporada e emissões de gases de efeito estufa relacionados a produção e exportação de açúcar no estado do Paraná

Com os dados agrupados por tipo (água, energia, emissões) fica claro que a prioridade dos produtores de açúcar no Paraná é o mercado externo. Isso significa que há uma grande apropriação dos recursos consumidos ao longo do ciclo de vida do açúcar do Paraná por outros países. Quanto ao café, a relação é mais dinâmica, percebe-se que não há uma estabilidade na quantidade produzida e a exportação varia entre 20 a 74% da quantidade total (Figura 6.16).

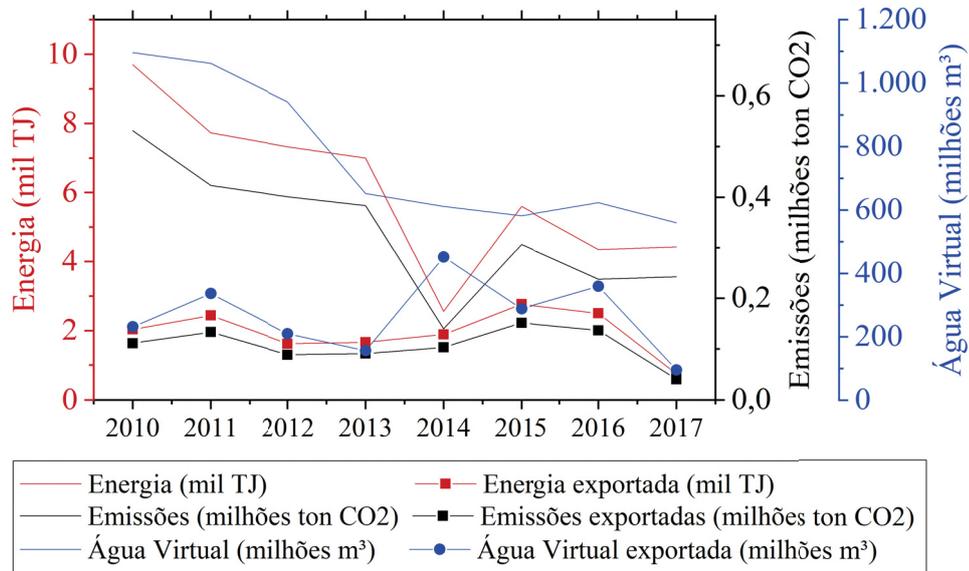


Figura 6.16: Resultados de água virtual, energia incorporada e emissões de gases de efeito estufa relacionados a produção e exportação de café no estado do Paraná

A soma do consumo de água e energia e das emissões de gases de efeito estufa para as três *commodities* relacionadas às quantidades de produção total e exportação podem ser visualizadas na Figura 6.17.

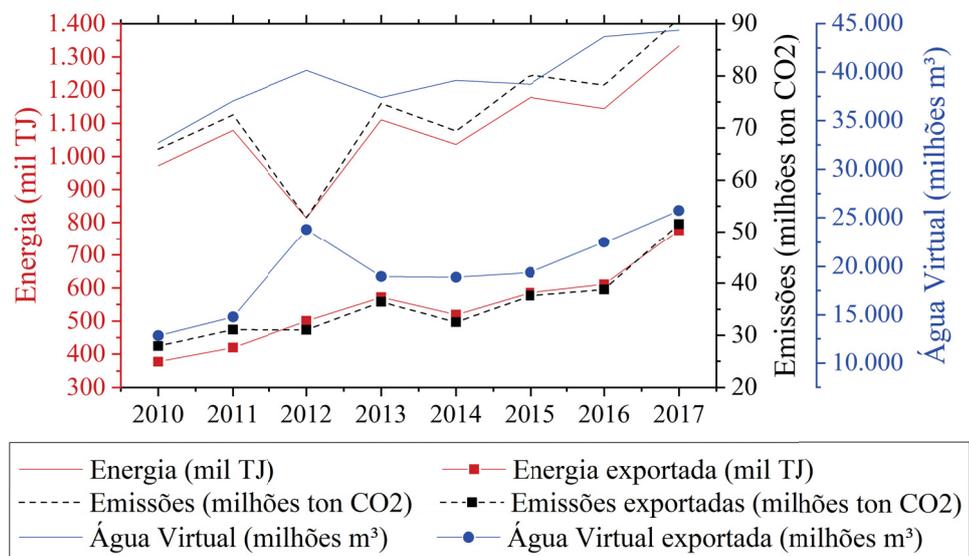


Figura 6.17: Resultados de água virtual, energia incorporada e emissões de gases de efeito estufa relacionados a produção e exportação de três *commodities* no estado do Paraná

Nota-se que o comportamento do gráfico da Figura 6.17 é muito parecido com o da Figura 6.14, pois a soja domina o mercado em termos de volume. Os resultados mostram que cerca de 53%² da água e energia consumidas e das emissões causadas no Paraná para as *commodities* estudadas são, na verdade, consequência da produção para o mercado externo. Isso significa um consumo de 594 mil TJ e 21.515 hm³ de água virtual por ano, além de 38 milhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente sendo emitidas no estado. A quantidade de energia gasta (594 mil TJ, ou 165.000 GWh) é muito maior do que a energia acumulada registrada pela COPEL (Companhia Paranaense de Energia Elétrica) para o ano de 2017, de 29.400 GWh (COPEL, 2019), pois, como visto na seção 6.2, grande parte da energia é proveniente de biomassa.

Segundo os cálculos de Gelain (2018), o volume total de água exportado pelo Brasil considerando açúcar, café, milho, soja e carne bovina foi aproximadamente 167.656 hm³ ao ano (o período analisado foi 2002-2016). Portanto, com o resultado de 21.515 hm³, temos que o açúcar, café e soja do Paraná representam cerca de 12,83% da água virtual exportada líquida pelo Brasil e com *commodities* incluídos no estudo.

Gelain (2018) também destacou a questão da dependência por *commodities* brasileiras e mostrou que Argélia, Bangladesh, Índia e Rússia tem o Brasil como principal parceiro de comércio do açúcar, indicando uma relação de dependência. O mesmo ocorre com a Itália, Estados Unidos e Alemanha, no caso do café e Holanda e Tailândia, com a soja; sendo que para Espanha e China, o Brasil aparece também com grande importância, flutuando entre primeiro e segundo lugar ao longo dos anos. Esses países também são parceiros comerciais do Paraná e estão entre aqueles que importam os maiores volumes.

Com uma parte significativa da produção brasileira e paranaense sendo vendida no mercado exterior de forma constante, o termo “apropriação de recursos” aparece em Lathuillière et al. (2014) ao indicar que a China e a União Europeia se apropriam principalmente de terra agricultável e água através da importação de soja do Mato Grosso do Sul, e também pode ser utilizado no presente estudo. Com base no rendimento de cada *commodity* por área e na quantidade exportada, foi possível realizar uma estimativa grosseira da área necessária para produzir as quantias importadas por país, sendo assim, uma área dentro do estado do Paraná cuja produção não é consumida no Brasil. Constatou-se que aproximadamente 28.612 km², ou 14% da área do Estado, pode ser atribuída a *commodities* exportadas, sendo a China, majoritariamente devido a soja, pode ser considerada responsável por 21.115 km². Em seguida, tem-se Taiwan (882 km²), Coreia do Sul (545 km²), Argélia (490 km²) e Holanda (463 km²).

O uso da terra é um dos fatores que mais contribuem para a emissão de gases de efeito estufa em terras cultivadas, como visto na seção 6.2. Estimativas de emissões relacionadas a produtos exportados e importados internacionalmente são importantes, pois possibilitam um melhor entendimento da responsabilidade dos países sobre mudanças climáticas (Mäenpää e Siikavirta, 2007), uma vez que políticas de redução de emissões consideram a pegada de carbono de um país como as emissões geradas dentro dos limites geográficos, ao invés de emissões

²Média entre 2012 e 2017, pois não há dados de exportação para o açúcar em 2010 e 2011

associadas ao que é consumido. O resultado são emissões artificialmente baixas quando um país importa bens e serviços com alta pegada de carbono (Levitt et al., 2017).

Assim, a Figura 6.18 justapõe os fluxos de emissões incorporadas e o mapa de emissões líquidas por país. Os dados incluem emissões e retiradas de gases de efeito estufa produzidos em três categorias de uso de solo do IPCC (terras agrícolas, florestas e pastagens) e consistem em emissões de dióxido de carbono, metano e óxido nitroso causadas pelo manejo da terra; os dados foram obtidos através da base de dados FAOSTAT e são relativos ao ano de 2016 (FAO, 2019), nesse ano, as emissões por mudança do uso de solo chegaram a 51% (Azevedo e Angelo, 2018).

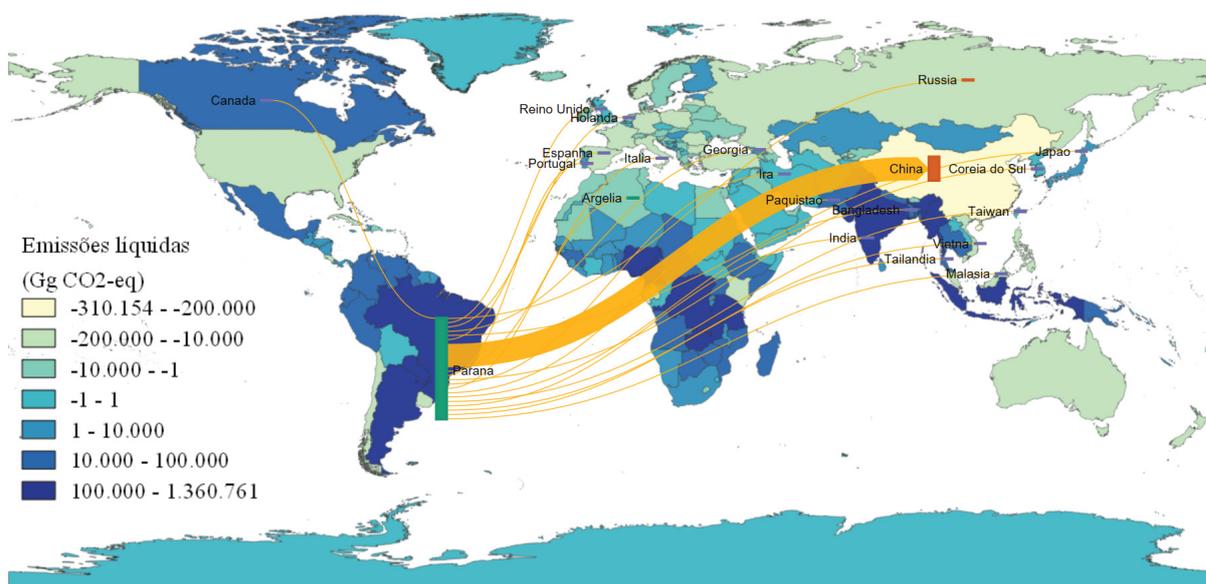


Figura 6.18: Fluxos de emissões incorporadas para as três *commodities* e mapa de emissões líquidas referentes ao uso da terra de cada país para o ano de 2016, cujos dados foram obtidos através da base FAOSTAT (FAO, 2019)

Indonésia, Zâmbia e Brasil lideraram as emissões de uso do solo em 2016, a estimativa para o Brasil foi de 326.243 Gg (ou mil ton) de dióxido de carbono equivalente. Destaca-se que entre os 10 maiores importadores das *commodities* paranaenses (em ranking por emissões incorporadas), 6 tem emissões líquidas de uso do solo negativas (Argélia, Malásia, Rússia, China, Iraque e Egito), indicando um processo de externalização de emissões.

A China apresentou um valor extremamente baixo, de -310.154 Gg CO₂-eq, mesmo sendo o maior emissor do mundo na categoria de agricultura total³ (o Brasil é o quarto nessa lista) (FAO, 2019). Além disso, a quantidade exportada de produtos agrícolas, em massa, pela China é igual a 25% da exportada pelo Brasil (FAO, 2019), o que pode ser indicativo de alto consumo doméstico. Os resultados mostraram emissões anuais iguais a 28 milhões de toneladas de CO₂-eq, muito a frente dos países que estão logo em seguida, Taiwan (1,5 milhões tonCO₂-eq) e Holanda (0,61 milhões tonCO₂-eq)

³Inclui fermentação entérica, manejo de estrume, cultivo de arroz, fertilizantes sintéticos, resíduos, cultivo de solos orgânicos, queima de resíduos e savana, uso de energia. Média entre 1990 e 2016.

Entre os países com emissões líquidas positivas estão Canadá, Bangladesh, Índia e Geórgia, as emissões exportadas para esses países foram 329, 187, 149 e 141 mil ton CO₂-eq. A Índia, cujas emissões líquidas de uso do solo foram 125.611 Gg CO₂-eq, é um grande produtor de açúcar de cana, mas ainda assim importa grandes volumes do Paraná. A base de dados Ecoinvent foi consultada para obter a pegada de carbono para realizar uma comparação com a do Brasil para a cana-de-açúcar; o inventário utilizado foi o "*Sugarcane IN sugarcane production | APOS, U*", versão Ecoinvent 3 e o método IPCC 2013. Notou-se uma grande diferença, enquanto a cana-de-açúcar brasileira tem um valor igual a 0,158 kg CO₂-eq, a indiana tem 0,0627. As contribuições de processo também foram distintas, para a realidade brasileira, o processo que mais contribuiu foi uso do solo e para a indiana foi a utilização de carvão na matriz energética. Comparações como esta indicam um potencial de redução de emissões de uso do solo na cana-de-açúcar no Brasil e podem justificar as diferenças nas emissões líquidas por país, mas estudos mais específicos devem ser conduzidos para atingir conclusões menos grosseiras.

As evolução temporal das emissões relacionadas a exportação de açúcar, café e soja no Paraná podem ser visualizadas na Figura 6.19, com ressalva para os anos de 2010 e 2011 que não possuem dados de exportação para o açúcar NCM 17.011.400. O aumento na quantidade de dióxido de carbono equivalente é clara e caso não hajam mudanças na intensidade da pegada de carbono para cada *commodity* nos próximos anos, a tendência ainda será de aumento devido a alta na demanda de açúcar (OECD-FAO, 2017) e soja (USDA, 2017) projetadas para 2026 e 2027. Ao considerar que a área destinada a cana-de-açúcar tem uma tendência de expansão ao mesmo tempo que a produtividade encontra-se relativamente estável em longo prazo (como visto na Figura 2.6), as emissões devido ao uso do solo também tendem a crescer.

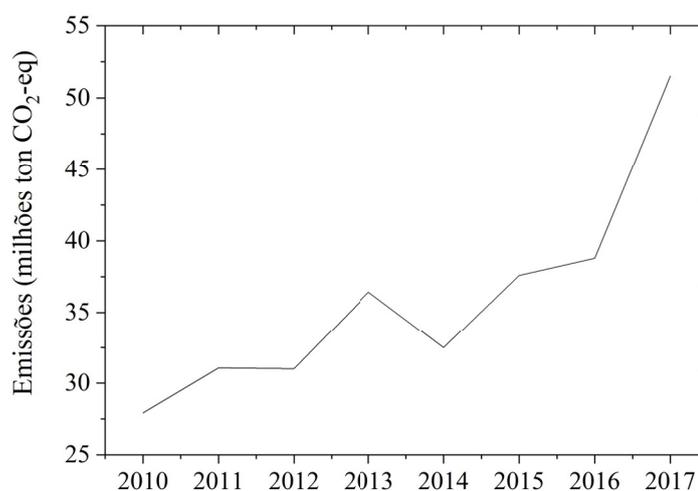


Figura 6.19: Evolução das emissões de gases de efeito estufa relacionadas a exportação de açúcar, café e soja no Paraná

Para estimar produção das *commodities* paranaenses para o ano de 2025, ano cujas metas de redução de emissões estão bem estabelecidas no Acordo de Paris, a contribuição paranaense para a produção brasileira total foi levada em consideração, uma vez que estimativas a longo

prazo só estão disponíveis a nível nacional através do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2018). As porcentagens e os ajustes logarítmicos utilizados para a projeção podem ser visualizados na Figura 6.20, ajustes logarítmicos mostraram boa correlação e ainda assumem que existe uma tendência à estabilização da contribuição do Paraná para a produção brasileira, mesmo com tendência de crescimento na produção estadual, a medida que outros estados também começam a contribuir de maneira significativa através da expansão da agricultura (MAPA, 2018) e também considera um limite da capacidade de produção do estado.

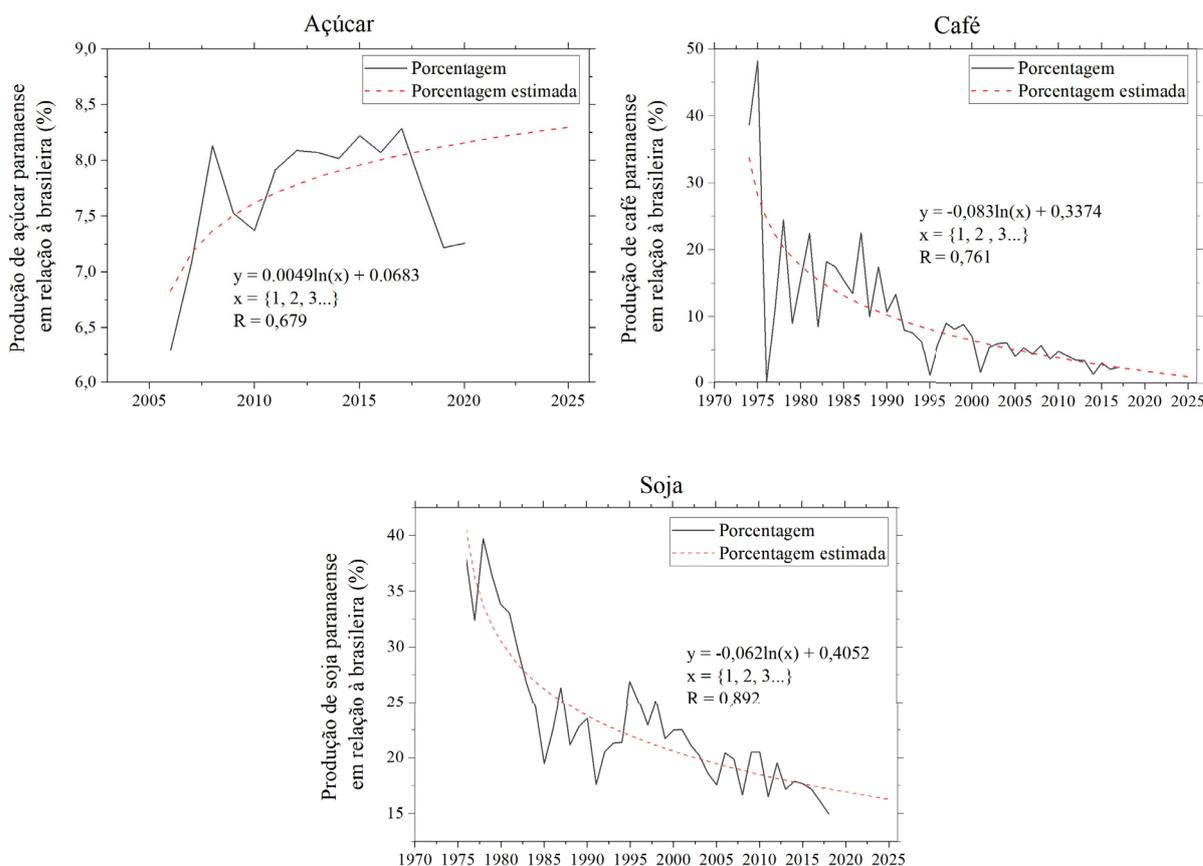


Figura 6.20: Porcentagem da produção paranaense em relação a brasileira, com dados das produções de açúcar e soja da série histórica das safras da CONAB (2019c) e para o café de IBGE (2019) e ajuste logarítmico

Com isso, foi possível estimar a produção paranaense com base na tendência da contribuição estadual para a produção total do país e nos valores oficiais da quantidade produzida projetados para o país. Em seguida, assume-se que a intensidade da pegada de carbono para cada *commodity* permanece a mesma para os próximos anos e então foi possível obter uma estimativa das emissões de gases de efeito estufa para o ano de 2025, que pode ser observada na Figura 6.21. O resultado foi uma tendência linear no aumento das emissões no estado relacionadas ao açúcar, café e soja.

Ao comparar os resultados obtidos com as emissões totais do país obtidas através do Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG, 2019), nota-se que ao

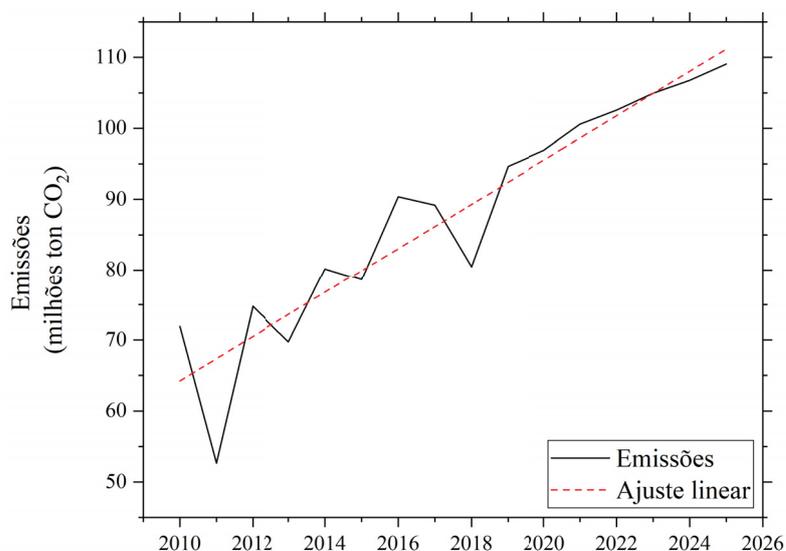


Figura 6.21: Projeção das emissões de gases de efeito estufa relacionadas à produção das *commodities* no Paraná

longo dos anos entre 2010 e 2017, as emissões obtidas representaram de 3 a 4% para as emissões do país. De acordo com Federative Republic of Brazil (2016), o Brasil se compromete a reduzir as emissões em 37% em 2025 em relação a 2005. Segundo os dados de SEEG (2019), as emissões em 2005 foram iguais a 2968 Mton CO₂-eq, uma redução como a proposta significaria que o valor chegaria a 1870 Mton CO₂-eq, ressalta-se que a média entre 2010 e 2017 foi de 2081 Mton. A projeção das emissões mostrou que 109,08 Mton de carbono equivalente irão para a atmosfera caso o Paraná continue produzindo as *commodities* no ritmo previsto, o que representaria cerca de 6% do total nacional da meta do Acordo de Paris, um aumento de 2% na proporção.

Cerca de 70,9% das emissões brasileiras entre 2010 e 2017 foram dos setores de mudança de uso do solo e agropecuária (as outras categorias presentes em SEEG (2019) são energia, processos industriais e resíduos). Para atingir a meta do Acordo de Paris, uma redução de 10% nas duas categorias teria que ser alcançada em 2025 em relação à média entre 2010 e 2017 para manter a mesma proporção em relação as emissões totais. Se a tendência observada no Paraná se repetir nos demais estados brasileiros, significaria que um aumento nas emissões das categorias seria o esperado, o que iria contra o objetivo de redução de emissões.

O Selo Clima Paraná (SEMA, 2019) é um instrumento da Política Estadual de Mudanças Climáticas, Lei Estadual 17133/2012, que visa a redução das emissões totais e da pegada de carbono da produção do estado, tanto das indústrias quanto da agricultura e promove a colaboração com o governo nos esforços para reduzir os impactos. Iniciativas como esta são importantes uma vez que o setor de mudança do uso do solo e agropecuário são os que mais contribuem para as emissões no país (Azevedo e Angelo, 2018) e, principalmente em estados como o Paraná, cuja economia depende fortemente do setor agroindustrial, políticas de redução, colaboração das grandes empresas e estudo científico da situação de emissões e oportunidades de redução tem o poder de melhorar os cenários de contribuição para mudanças climáticas.

A estimativa da produção paranaense também pode ser utilizada para projetar a água virtual e a energia para o ano de 2025, a partir da média da pegada hídrica e da intensidade energética de cada *commodity* e posterior soma para identificar os valores totais (Figura 6.22).

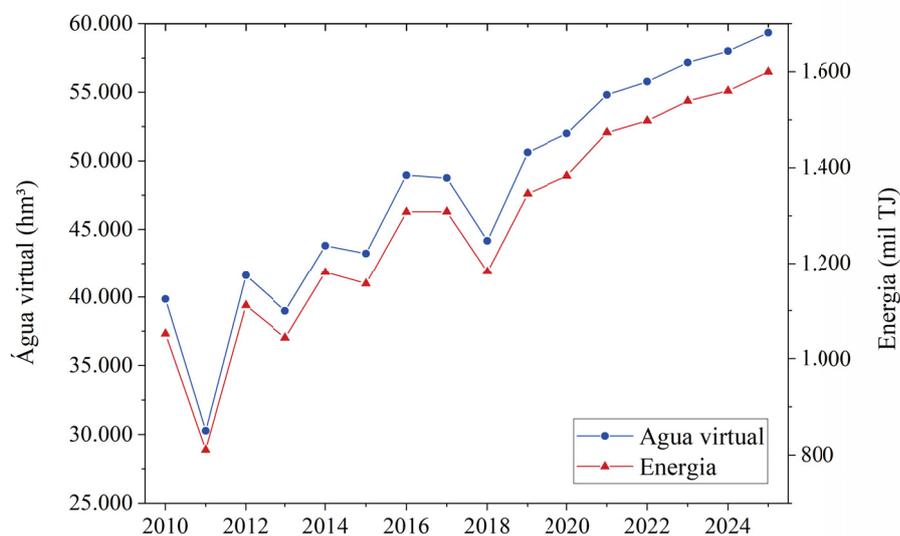


Figura 6.22: Projeção da água virtual e energia relacionadas à produção das três *commodities* no Paraná

Se a projeção oficial para a produção brasileira das *commodities* e a contribuição paranaense para essa produção permanecerem, haverá um aumento de aproximadamente 29% tanto no consumo de água como no de energia, diferença percentual entre as médias dos períodos de 2010-2017 e 2018-2025. Visto que já existe uma apropriação de água verde significativa, um aumento significaria que o consumo está chegando ainda mais perto do limite. Essas questões devem ser consideradas na estimativa da capacidade de produção frente à demanda mundial de alimentos e aos esforços para redução dos impactos ambientais.

Capítulo 7

Conclusões e recomendações

Com o aumento populacional e conseqüente alta na demanda por alimento, projeções para os próximos anos mostram um aumento significativo na produção de *commodities* como soja em grãos e açúcar. Visto que a economia do Paraná depende fortemente da agricultura, é provável que essa tendência de crescimento afete a dinâmica do estado. Sabe-se que a agricultura é um setor que consome grande parte dos recursos hídricos e energéticos e causa impactos ambientais locais e globais com as emissões de efeito estufa. De fato, os maiores contribuintes para as emissões dentro do território brasileiro são atividades de mudanças de uso da terra e a agricultura.

Com isso, o objetivo deste trabalho incluiu a visualização da distribuição do nível de consumo de recursos e de emissões ao longo do estado do Paraná, além do entendimento da produção que é destinada a consumidores estrangeiros e respectivas apropriações dos recursos estaduais. Para isso, duas metodologias foram selecionadas: Pegada Hídrica e Avaliação do Ciclo de Vida. Com a primeira, foi possível determinar as demandas hídricas através de dados meteorológicos espacializados e produtividades específicas para cada município paranaense, distinguindo os tipos de água em verde, azul e cinza. Observou-se que a intensidade da pegada hídrica varia para um mesmo produto dependendo do conjunto de condições meteorológicas e principalmente da capacidade de se produzir mais em áreas menores.

Apesar de a pegada hídrica média (m^3/ton) para o café ser muito superior em relação à da cana-de-açúcar e soja, o impacto deste no consumo de água foi menor em termos de pegada hídrica anual (m^3/ano), pois as quantidades produzidas são baixas em relação às outras *commodities*. A pegada hídrica cinza foi criada com o objetivo de relacionar um indicador do nível de poluição ao consumo total de água. Entretanto, visto que essa água é relacionada à lixiviação de um poluente crítico, para avaliar o seu impacto é necessário entender a capacidade de assimilação dessa lixiviação. Com bases de dados mundiais, foi possível obter valores de escoamento superficial e entender que altos valores de pegada hídrica cinza não necessariamente significam alto impacto devido as características locais. Municípios que obtiveram valores médios mostraram maior impacto devido a essa capacidade.

A segunda metodologia escolhida foi a ACV com a base *Ecoinvent*, a qual forneceu Inventários de Ciclo de Vida específicos para o Brasil com dados obtidos através de metodologias sistematizadas. O fato de existirem bases de dados como essa são muito benéficos, uma vez que a construção de ICVs é a etapa que mais demanda tempo durante os procedimentos da Avaliação de Ciclo de Vida. Os resultados mostraram que a soja emite mais gases de efeito estufa do que as demais *commodities* estudadas e as maiores contribuições vieram de processos de emissão através da transformação do solo para a cultura temporária, cujos valores foram menores para cultura semi-perene (cana-de-açúcar) e perene (café). A matriz energética de cada *commodity* se mostrou diversa. Em geral, a maior parte da energia durante a produção foi obtida através de biomassa, exceto para o café cujo consumo de energia fóssil ultrapassou 50% da energia total. A Avaliação de Ciclo de Vida foi muito útil para entender não só os valores absolutos de maior emissor e maior consumidor de energia, mas também as origens desses valores.

Os resultados das duas metodologias foram relacionados aos dados de produção total e exportação do estado e observou-se que 54,82% da produção das três *commodities* é destinada a 95 países diferentes. Foi possível obter a distribuição espacial de acordo com as quantidades produzidas por município e também os destinos de água virtual e emissões incorporadas. A China domina as importações de água virtual devido aos grandes volumes de soja, sendo responsável por cerca de 83% da compra da oleaginosa paranaense. Um fato observado durante a análise de água virtual foi que essa variável é comumente relacionada à distribuições de disponibilidade hídrica que se referem a águas superficiais e subterrâneas (água azul), entretanto, no caso do Paraná, a mesma deve ser relacionada a disponibilidade de água verde (chuva) uma vez que é a principal fonte de água para as culturas do estado. Dados dessa disponibilidade por país mostraram que 75% da água virtual do estado é destinada a países com índices de escassez superiores a 0,60 e que mesmo o Brasil possui um índice relativamente alto, de 0,51, o que indica que existe uma apropriação significativa da água da chuva em relação a capacidade máxima.

Quanto a destinação das emissões incorporadas, a China foi responsável pelas maiores quantidades (28 milhões ton CO₂-eq) e o vigésimo na lista foi a Geórgia, com 144,3 mil ton CO₂-eq. Foi possível observar que a quantidade de emissões incorporadas relacionadas à exportação de açúcar, café e soja no Paraná aumentou durante o período analisado: em 2012 esse valor foi de 31 milhões ton CO₂-eq, enquanto em 2017 pulou para 51,5 milhões ton CO₂-eq. O Brasil foi o terceiro maior emissor de carbono equivalente referente a processos de uso do solo, que contribuem para mais da metade das emissões do país, entretanto, parte das emissões é relacionada a venda de produtos no mercado externo.

Obviamente, o Brasil também importa produtos com alta intensidade de carbono associado que podem ser estudados. Mas no âmbito de produção de alimentos para cobrir a demanda mundial, é válida a investigação das emissões com uma perspectiva baseada no consumo (chamada de *consumption-based*, no inglês) para avaliação das emissões e determinação de responsabilidade, uma vez que o crescimento populacional é tido como grande responsável pelo aumento dessa demanda e também pelo fato de o Brasil ser um dos maiores emissores na

categoria de mudança do solo e agricultura. Para o caso estudado, 51,2% das emissões foram exportadas, indicando uma potencial redução nas emissões do país se este resultado se repete para outras *commodities* e estados. Em acordos internacionais relacionados a mudanças climáticas, ainda não se adota uma perspectiva de consumo, mas visto que há um foco na pesquisa da influência do comércio internacional nos valores estimados, futuras ações de redução de emissões podem levar o consumo - e o seu local - em consideração.

Estimativas da produção nacional das três *commodities* possibilitaram a determinação da quantidade produzida pelo Paraná em 2025 e conseqüentemente também da água, energia e emissões relacionadas para este ano. Notou-se que se o ritmo de produção permanecer de acordo com as projeções, grandes quantidades de carbono equivalente serão emitidas, o que pode interferir no atingimento da meta definida no Acordo de Paris de redução de 37% das emissões em 2025 em relação a 2005, caso a mesma tendência também seja verdade para *commodities* ao longo do país. A alta na produção também acarretaria em um aumento no consumo de água e energia, que devem ser considerados dentro de um contexto de capacidade de produção frente a alta demanda mundial.

A produção de soja no estado foi a atividade que mais contribuiu para o aumento de emissões de gases de efeito estufa e para o consumo de água e energia dentre as *commodities* estudadas. O aumento da produção da leguminosa se dá pelo fato de a mesma ser utilizada no processamento de ração para a pecuária, atividade que gera ainda mais gases de efeito estufa ao longo do seu ciclo de vida. Vários estudos já conectaram o aumento no consumo de carne com emissões de gases de efeito estufa e água virtual ¹ e sobre a percepção da população e a relutância na diminuição do consumo de carne para uma dieta mais sustentável ². Isso significa que dentre os fatores para a redução das emissões no estado, estão os aspectos culturais e a consciência do consumidor quanto aos impactos gerados pelos produtos de origem bovina, além do papel do governo no incentivo à redução do consumo de carne, através de diretrizes quanto a composição de uma dieta saudável e mais sustentável, por exemplo, como já ocorre em alguns países.

Com base nas conclusões, algumas recomendações para trabalhos futuros são sugeridas:

- Comparação da pegada hídrica de produtos cuja demanda de água verde é majoritária em relação à de água azul com a disponibilidade de água verde variando no espaço;
- Avaliar a externalização de emissões para outras *commodities* importantes para o país e estados específicos, como produtos advindos da pecuária cujos Inventários de Ciclo de Vida não estavam disponíveis para o país no momento deste estudo;
- Comparar a pegada hídrica cinza considerando outros poluentes críticos e capacidade de assimilação do local de estudo.

¹Ver Yau et al. (2018); Caro et al. (2014); Scarborough et al. (2014); Ulaszewska et al. (2017); Zhuo et al. (2016)

²Ver Macdiarmid et al. (2016)

REFERÊNCIAS

- ABIC (2018). Brasileiros conquistam título de maiores consumidores de café no mundo. <http://abic.com.br/brasileiros-conquistam-titulo-de-maiores-consumidores-de-cafe-no-mundo/>. Acesso em 24/04/2019.
- ABNT (2001). NBR ISO 14040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Relatório técnico, Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro.
- Al-Ansari, T., Korre, A., Nie, Z. e Shah, N. (2015). Development of a life cycle assessment tool for the assessment of food production systems within the energy, water and food nexus. *Sustainable Production and Consumption*, 2:52–66.
- Albrecht, T. R., Crootof, A. e Scott, C. A. (2018). The Water-Energy-Food Nexus: A systematic review of methods for nexus assessment. *Environmental Research Letters*, 13(4):043002.
- Albuquerque, E. S., Cava, S. R., Mej, T. e Villela, M. M. (2010). A integração regional e o comércio exterior paranaense. *Geografia (Londrina)*, 19(1).
- Allan, J. (1998). Virtual Water: A Strategic Resource Global Solutions to Regional Deficits. *Ground Water*, 36(4):545–546.
- Allan, J. A. (2003). Virtual Water-the Water, Food, and Trade Nexus. Useful Concept or Misleading Metaphor? *Water International*, 28(1):106–113.
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D. e Smith, M. (1998). *Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper 56*. FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma.
- Alvarenga, R. A. F. (2010). Avaliação de métodos de aicv: Um estudo de caso de quatro cenários de ração para frangos de corte. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Alvarenga, R. P. (2012). Subsídios para avaliação do ciclo de vida de modo simplificada da produção agrícola de milho, por meio de um estudo de caso. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista "Júlio Mesquita Filho".

- Amazonas, L. (2018). Análise mensal: soja. Maio de 2018. Relatório técnico, Companhia Nacional de Abastecimento, Brasília.
- ANA (2009). *Manual de conservação e reúso de água na agroindústria sucroenergética*. Agência Nacional de Água; Federação das Indústrias do Estado de São Paulo; União da Indústria da Cana-de-açúcar; Centro de Tecnologia Canavieira, Brasília.
- ANA (2017a). Levantamento da cana-de-açúcar irrigada na região centro-sul do Brasil.
- ANA (2017b). Levantamento da cana-de-açúcar irrigada na região centro-sul do Brasil. Relatório técnico, Agência Nacional de Águas, Brasília.
- Andrade Junior, A. S., Bastos, E. A., Ribeiro, V. Q., Sobrinho, C. A. e Silva, P. H. S. (2017). Stalk yield of sugarcane cultivars under different water regimes by subsurface drip irrigation. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 21(3):169–174.
- Aquino, D. F. (2019). Análise mensal: café. Janeiro de 2019. Relatório técnico, Companhia Nacional de Abastecimento, Brasília.
- Arce, J. C., Raudales, R., Trubey, R., King, D. I., Chandler, R. B. e Chandler, C. C. (2009). Measuring and Managing the Environmental Cost of Coffee Production in Latin America. *Conservation and Society*, 7(2):141–144.
- Assis, B. B. (2009). Avaliação do Ciclo de Vida do produto como ferramenta para o desenvolvimento sustentável. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Juiz de Fora.
- Azevedo, T. R. e Angelo, C. (2018). Emissões de GEE no Brasil e suas implicações para políticas públicas e a contribuição brasileira para o Acordo de Paris. Relatório técnico, SEEG (Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa) - Observatório do Clima.
- Bae, J. e Dall’erba, S. (2018). Crop Production, Export of Virtual Water and Water-saving Strategies in Arizona. *Ecological Economics*, 146:148–156.
- Baldissera, G. C. (2005). Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrográfica do rio Cuiabá/MG. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Mato Grosso.
- Baldissera, I. T., Veiga, M., Testa, V. M. e Bacic, I. L. Z. (1997). Caracterização físico-hídrica de seis solos minerais não hidromórficos de Santa Catarina submetidos a diferentes sistemas de manejo. Relatório técnico, EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, Florianópolis.

- Barik, B., Ghosh, S., Sahana, A. S., Pathak, A. e Sekhar, M. (2017). Water–food–energy nexus with changing agricultural scenarios in India during recent decades. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(6):3041–3060.
- Bastianoni, S., Pulselli, F. M. e Tiezzi, E. (2004). The problem of assigning responsibility for greenhouse gas emissions. *Ecological economics*, 49:253–257.
- Bazilian, M., Rogner, H., Howells, M., Hermann, S., Arent, D., Gielen, D., Steduto, P., Mueller, A., Komor, P., Tol, R. S. J. e Yumkella, K. K. (2011). Considering the energy, water and food nexus: Towards an integrated modelling approach. *Energy Policy*, 39:7896–7906.
- Berardy, A. e Chester, M. V. (2017). Climate change vulnerability in the food, energy, and water nexus: concerns for agricultural production in Arizona and its urban export supply. *Environmental Research Letters*, 12.
- Bergendahl, J. A., Sarkis, J. e Timko, M. T. (2018). Transdisciplinarity and the food energy and water nexus: Ecological modernization and supply chain sustainability perspectives. *Resources, Conservation & Recycling*, 133:309–319.
- Bertolani, F. C. e Vieira, S. R. (2001). Variabilidade espacial da taxa de infiltração de água e da espessura do horizonte A, em um Argissolo Vermelho-Amarelo sob diferentes usos. *Bras. Ci. Solo*, 25:987–995.
- Bhering, S. B., Santos, H. G., Bognola, I. A., Curcio, G. R., Carvalho Junior, W., Chagas, C. d. S., Manzatto, C. V., Aglio, M. L. D. e Silva, J. d. S. (2009). Mapa de solos do Estado do Paraná, legenda atualizada. Em Embrapa Florestas, editor, *Congresso Brasileiro de Ciência do Solo 32*, Fortaleza.
- Boulay, A.-M., Hoekstra, A. Y. e Vionnet, S. (2013). Complementarities of Water-Focused Life Cycle Assessment and Water Footprint Assessment. *Environmental Science & Technology*, 47(21):11926–11927.
- Bourque, P. J. (1981). Embodied Energy Trade Balances among Regions. *International Regional Science Review*, 6(2):121–136.
- Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H. e Lammel, J. (2004). Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology: I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *European Journal of Agronomy*, 20(3):247–264.
- Bronzeri, M. d. S. e Bulgacov, S. (2014). Estratégias na cadeia produtiva do café no norte pioneiro do Paraná: competição, colaboração e conteúdo estratégico. *Organizações Rurais & Agroindustriais*, 16(1):77–91.

- Bullard, C. W. e Herendeen, R. A. (1975). The energy cost of goods and services. *Energy Policy*, 3(4):268–278.
- Cao, S., Xie, G. e Zhen, L. (2008). Total embodied energy requirements and its decomposition in China's agricultural sector. *Ecological Economics*, 69(7):1396–1404.
- Carnaúba, M. P. (2010). O reuso da água no processo industrial do açúcar. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade de São Paulo.
- Caro, D., LoPresti, A., Davis, S. J., Bastianoni, S. e Caldeira, K. (2014). CH₄ and N₂O emissions embodied in international trade of meat. *Environmental Research Letters*, 9(11):114005.
- Castro, O. M., Vieira, S. R., Siqueira, G. M. e Andrade, C. A. (2009). Atributos físicos e químicos de um Latossolo Vermelho eutrófico sob diferentes sistemas de preparo. *Bragantia, Campinas*, 68(4):1047–1057.
- Cavalett, O. (2008). *Análise do ciclo de vida da soja*. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia de Alimentos.
- CCEE (2019). Quadro de Preços: Preço Médio da CCEE (R\$/MWh). <https://www.ccee.org.br/portal/faces/pages{0}publico/o-que-fazemos/como{0}ccee{0}atua/precos/precos{0}medios?{0}afrLoop=920239865488122{0}{0}adf.ctrl-state=pmdujsepq{0}1{0}!{0}40{0}40{0}3F{0}afrLoop{0}3D920239865488122{0}26{0}adf.ctrl-state{0}3Dpmdujsepq{0}5>. Acesso em 18/06/2019.
- Centurion, J. F. e Andrioli, I. (2000). Regime hídrico de alguns solos de Jaboticabal. *R. Bras. Ci. Solo*, 24:701–709.
- CEPEA-Esalq/USP (2019). Banco de Dados do Site. <https://www.cepea.esalq.usp.br/br/consultas-ao-banco-de-dados-do-site.aspx>. Acesso em 18/06/2019.
- Chapagain, A. K. e Hoekstra, A. Y. (2003). Virtual water flows between nations in relation to trade in livestock and livestock products. Value of Water: research report series No 13. Relatório técnico, UNESCO_IHE, Delft.
- Chapagain, A. K. e Hoekstra, A. Y. (2004). Water footprints of nations, volume 2: Appendices. Value of Water Research Report Series. Relatório técnico, UNESCO-IHE. Institute for Water Education.
- Chapagain, A. K. e Hoekstra, A. Y. (2007). The water footprint of coffee and tea consumption in the Netherlands. *Ecological Economics*, 46:109–118.

- Chapagain, A. K., Hoekstra, A. Y. e Savenije, H. H. G. (2006). Water saving through international trade of agricultural products. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions, European Geosciences Union*, 10:455–468.
- Chevalier, B., Reyes-Carrillo, T. e Laratte, B. (2011). Methodology for choosing life cycle impact assessment sector-specific indicators. *ICED 11 - 18th International Conference on Engineering Design*, 5:312–323.
- Chiarelli, D. D., Rosa, L., Rulli, M. C. e D’Odorico, P. (2018). The water-land-food nexus of natural rubber production. *Journal of Cleaner Production*, 172:1739–1747.
- Coltro, L. (2007). *Avaliação do Ciclo de Vida como instrumento de gestão*. CETEA/ITAL, Campinas.
- Coltro, L., Lúcia Mourad, A., APLV Oliveira, P., Paulo Baddini, J. O. e Kletecke, R. M. (2006). Coffee Life Cycle Agriculture 16 Environmental Profile of Brazilian Green Coffee. *Int J LCA*, 11(1):16–21.
- ComexStat (2019). Base de dados comex stat. <http://comexstat.mdic.gov.br/pt/home>. Acesso em 15/02/2019.
- CONAB (2012). Perfil do setor do açúcar e do álcool no Brasil. Relatório técnico, Companhia Nacional de Abastecimento (Conab), Diretoria de Política Agrícola e Informações, Superintendência de Informações do Agronegócio, Brasília.
- CONAB (2018). Acompanhamento da safra brasileira: Cana-de-açúcar. Safra 2018/19 - Terceiro levantamento. Relatório técnico, Companhia Nacional de Abastecimento, Brasília.
- CONAB (2019a). Acompanhamento da Safra Brasileira: Café. Safra 2019 - Primeiro levantamento. Relatório técnico, Companhia Nacional de Abastecimento, Brasília.
- CONAB (2019b). Acompanhamento da Safra Brasileira: Grãos. Safra 2018/2019 - Sexto levantamento. Relatório técnico, Companhia Nacional do Abastecimento, Brasília.
- CONAB (2019c). Série histórica das safras. <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/serie-historica-das-safras?start=20>. Acesso em 20/02/2019.
- CONAMA (2005). Resolução no 357, de 17 de março de 2005.
- Conceição, J. C. P. R., Ellery Junior, R. G. e Conceição, P. H. Z. (2017). Cadeia agroindustrial do café no Brasil: Uma análise do período recente. *Radar*, 53.
- Cooper, M. e Vidal-Torrado, P. (2005). Caracterização morfológica, micromorfológica e físico-hídrica de solos com horizonte B nítico. *R. Bras. Ci. Solo*, 29:581–59.

- COPEL (2019). Consumo de energia acumulado - gwh. <https://www.copel.com/hpcopel/root/nivel2.jsp?endereco={%}2Fhpcopel{%}2Froot{%}2Fpagcopel2.nsf{%}2Fdocs{%}2FDCE397E35E419E3D0325740B005D7BD9>. Acesso em 09/07/2019.
- Corrado, S., Castellani, V., Zampori, L. e Sala, S. (2018). Systematic analysis of secondary life cycle inventories when modelling agricultural production: A case study for arable crops. *Journal of Cleaner Production*, 172:3990–4000.
- Costa, F. S. e Nogueira, B. (2018). Análise mensal: cana-de-açúcar. Fevereiro de 2018. Relatório técnico, Companhia Nacional de Abastecimento, Brasília.
- Costanza, R. (1980). Embodied Energy and Economic Valuation. *Science*, 210(4475):1219–1224.
- Costanza, R. e Daly, H. E. (1987). Toward and ecological economics. *Ecological Modelling*, 38:1–7.
- Costanza, R. e Wainger, L. (1991). *Ecological economics : the science and management of sustainability*. Columbia University Press.
- Curran, M. A. (1996). *Environmental Life-Cycle Assessment*. McGraw-Hill.
- Dasgupta, P., Eastwood, R. e Heal, G. (1978). Resource Management in a Trading Economy. *The Quarterly Journal of Economics*, 92(2):297.
- D'odorico, P., Davis, K. F., Rosa, L., Carr, J. A., Chiarelli, D., Dell'angelo, J., Gephart, J., Macdonald, G. K., Seekell, D. A., Suweis, S. e Rulli, M. C. (2018). The Global Food-Energy-Water Nexus. *Reviews of Geophysics*, 56.
- Domingues, M. S. e Bermann, C. (2012). O arco de desflorestamento na Amazônia: da pecuária à soja. *Ambiente & Sociedade*, 15(2):1–22.
- Domit, L. A., Pípolo, A. E., Miranda, L. C. e Guimarães, M. d. F. (2007). Transferência de tecnologia para cultivares de soja desenvolvidas pela Embrapa Soja para o Paraná. *Revista Brasileira de Sementes*, 29(2).
- Doorenbos, J. e Pruitt, W. O. (1977). Guidelines for predicting crop water requirements - FAO Irrigation and Drainage Paper No. 24. Relatório técnico, Food and Agricultura Organization of the United Nations, Roma.
- Embrapa (2019a). Agricultura e efeito estufa. <http://www.cnpma.embrapa.br/projetos/index.php3?sec=agrog:::85>. Acesso em 07/03/2019.
- Embrapa (2019b). Geoinfo - infraestrutura de dados espaciais da embrapa. Acesso em 26/03/2019.

- Ercin, A. E., Aldaya, M. M. e Hoekstra, A. Y. (2011). The water footprint of soy milk and soy burger and equivalent animal products. *Ecological Indicators*, 18:392–402.
- Esteves, E. M. M. (2016). Análise do Ciclo de Vida do biodiesel de soja: o impacto do Sistema de Integração Lavoura-Pecuária (SILP). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental.
- FAO (1996). Rome declaration on world food security and world food summit plan of action. World Food Summit. Rome, November 13-17 1996.
- FAO (1997). Theoretical Outlook, Framework Analysis and Background Documentation. Background Studies: Malaysia. Em *Fiji/FAO Asia Pacific Sugar Conference*, Fiji.
- FAO (2010). Cropwat 8.0. <http://www.fao.org/land-water/databases-and-software/cropwat/en>. Acesso em 26/11/2018.
- FAO (2016). Aquastat website. <http://www.fao.org/aquastat/>. Acesso em 25/03/2019.
- FAO (2019). FAOSTAT - Food and Agriculture Organization Corporate Statistical Database. <http://www.fao.org/faostat/en/#data>. Acesso em 09/07/2019.
- Fava, J. A., Smerek, A., Heinrich, A. B. e Morrison, L. (2014). The Role of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) in Life Cycle Assessment (LCA) Development and Application. Em Klöpffer, W., editor, *Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment. LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment*, capítulo: 2, páginas 39–83. Springer, Dordrecht.
- Fecomércio PR (2018). Comércio Exterior - Relações com o exterior e com o Mercosul. Relatório técnico, Federação do Comércio de Bens, Serviços e Turismo do Paraná, Curitiba.
- Federative Republic of Brazil (2016). Intended Nationally Determined Contribution: Towards achieving the objective of the United Nations Framework Convention on Climate Change. Relatório técnico, Brasília.
- Fekete, B., Vörösmarty, C. e Grabs, W. (2002). Global composite runoff fields on observed river discharge and simulated water balances / Water System Analysis Group. Relatório técnico, Federal Institute of Hydrology (BfG), Koblenz, Germany. Disponível em: <http://www.compositerunoff.sr.unh.edu/>.
- Flach, R., Ran, Y., Godar, J., Karlberg, L. e Suavet, C. (2016). Towards more spatially explicit assessments of virtual water flows: linking local water use and scarcity to global demand of Brazilian farming commodities. *Environmental Research Letters*, 11(7):075003.

- Foran, T. (2015). Node and Regime: Interdisciplinary Analysis of Water-Energy-Food Nexus in the Mekong Region. *Water alternatives*, 8(1):655–674.
- Franchini, J. C., Balbinot Jr., A. A., Nitsche, P. R., Debiassi, H. e Lopes, I. d. O. N. (2016). Variabilidade espacial e temporal da produção de soja no Paraná e definição de ambientes de produção. Relatório técnico, Embrapa Soja, Londrina, PR.
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Heck, T., Hellweg, S., Hischier, R., Nemecek, T., Rebitzer, G., Spielmann, M. e Wernet, G. (2007). Overview and Methodology, Ecoinvent report No 1. Relatório técnico, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dubendorf.
- Gawel, E. e Bernsen, K. (2013). What is Wrong with Virtual Water Trading? On the Limitations of the Virtual Water Concept. *Environment and Planning C: Government and Policy*, 31(1):168–181.
- Gelain, J. G. (2018). *Análise do custo-benefício da exportação de água virtual no setor agropecuário brasileiro*. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Gerbens-Leenes, P. W. e Hoekstra, A. Y. (2009). The water footprint of sweeteners and bio-ethanol from sugar cane, sugar beet and maize. Value of Water: Research report series No. 38. Relatório técnico, UNESCO-IHE, Delft.
- Gnansounou, E. e Jungbluth, N. (2007). Ecoinvent 3.4 dataset documentation: cane sugar production with ethanol by-product - BR.
- González-Robaina, F., Cisneros-Zayas, E. e Montilla, E. (2017). The coffee tree (*Coffea arabica* L.) response to water deficit in different development phases. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 26(3):4–11.
- Grafton, R. Q., Williams, J. e Jiang, Q. (2017). Possible pathways and tensions in the food and water nexus. *Earth's Future*, 5(5):449–462.
- Green, R. F., Joy, E. J. M., Harris, F., Agrawal, S., Aleksandrowicz, L., Hillier, J., Macdiarmid, J. I., Milner, J., Vetter, S. H., Smith, P., Haines, A. e Dangour, A. D. (2018). Greenhouse gas emissions and water footprints of typical dietary patterns in India. *Science of the Total Environment*, 643:1411–1418.
- Guimarães, T. A. (2011). A dinâmica da cultura da soja no estado do Paraná: o papel da embrapa entre 1989 e 2002. *Vitrine da Conjuntura, Curitiba*, 4(6).
- Hairong, Y., Yiyuan, C. e Hok Bun, K. (2016). China's soybean crisis: the logic of modernization and its discontents. *The Journal of Peasant Studies*, 43(2):373–395.

- Hauschild, M. Z., Goedkoop, M., Guineé, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., Jolliet, O., Margni, M., De Schryver, A., Humbert, S., Laurent, A., Sala, S. e Pant, R. (2012). Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 2013:683–697.
- Heijungs, R. e Suh, S. (2002). *The Computational Structure of Life Cycle Assessment*. Springer Science+Business Media, 1 edition.
- Hernandes, T. A. D., Bufon, V. B. e Seabra, J. E. A. (2013). Water footprint of biofuels in Brazil: assessing regional differences. *Biofuels, Bioproducts & Biorefining*.
- Hidalgo, Á. B. e Feistel, P. R. (2013). Mudanças na estrutura do comércio exterior brasileiro: uma análise sob a ótica da teoria de Heckscher-Ohlin. *Estudos Econômicos (São Paulo)*, 43(1):79–108.
- Hischier, R., Weidema, B., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Frischknecht, R., Hellweg, S., Humbert, S., Jungbluth, N., Köllner, T., Loerincik, Y., Margni, M. e Nemecek, T. (2010). Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods.ecoinvent report No. 3, v2.2. Relatório técnico, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- Hoekstra, A., Chapagain, A., Aladaya, M. e Mekonnen, M. (2011). Manual de avaliação da pegada hídrica. Relatório técnico, Water Footprint Network.
- Hoekstra, A. e Hung, P. (2005). Globalisation of water resources: international virtual water flows in relation to crop trade. *Global Environmental Change*, 15(1):45–56.
- Hoekstra, A. Y. e Hung, P. Q. (2002). Virtual water trade: a quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. Value of Water: Research Report Series No 11. Relatório técnico, IHE Delft, Delft.
- Hoff, H. (2011). Understanding the nexus. background paper for the bonn 2011 nexus conference: The water, energy and food security nexus. Relatório técnico, Stockholm Environment Institute, Stockholm, Sweden.
- Howarth, C. e Monasterolo, I. (2017). Opportunities for knowledge co-production across the energy-food-water nexus: Making interdisciplinary approaches work for better climate decision making. *Environmental Science & Policy*, 75:103–110.
- IBGE (2016). Contas Regionais 2016: entre as 27 unidades da federação, somente Roraima teve crescimento do PIB. <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/23038-contas-regionais-2016-entre-as-27-unidades-da-federacao-somente-roraima-teve-crescimento-do-pib>. Acesso em 04/02/2019.

- IBGE (2019). Sidra - sistema ibge de recuperação automática. <https://sidra.ibge.gov.br/home/pms/brasil>. Acesso em 20/03/2019.
- IPARDES (2017). Agropecuária é o motor na maioria dos municípios que mais crescem no Paraná. <http://www.ipardes.gov.br/index.php?pg{ }conteudo=1{&}cod{ }noticia=838>. Acesso em 12/02/2019.
- Jefferies, D., Muñoz, I., Hodges, J., King, V. J., Aldaya, M., Ercin, A. E., Milà i Canals, L. e Hoekstra, A. Y. (2012). Water Footprint and Life Cycle Assessment as approaches to assess potential impacts of products on water consumption. Key learning points from pilot studies on tea and margarine. *Journal of Cleaner Production*, 33:155–166.
- Jeswani, H. K., Burkinshaw, R. e Azapagic, A. (2015). Environmental sustainability issues in the food–energy–water nexus: Breakfast cereals and snacks. *Sustainable Production and Consumption*, 2:17–28.
- José, J. V., Rezende, R., Marques, P. A. A., Freitas, P. S. L. e Alves, D. S. (2013). Determinação da velocidade de infiltração básica de água em dois solos do noroeste do Estado do Paraná. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, 6(1):155–170.
- Keskinen, M., Guillaume, J., Kattelus, M., Porkka, M., Räsänen, T. e Varis, O. (2016). The Water-Energy-Food Nexus and the Transboundary Context: Insights from Large Asian Rivers. *Water*, 8(5):193.
- Khabbaz, B. G. (2010). Life cycle energy use and greenhouse gas emissions of australian cotton: impact of farming systems. Dissertação de Mestrado, University of Southern Queensland, Toowoomba.
- Koo, W. W. (2002). Alternative U.S. and EU Sugar Trade Liberalization Policies and Their Implications. *Review of Agricultural Economics*, 24(2):336–352.
- Kotsuka, L. K. (2013). Avaliação dos conceitos de água virtual e pegada hídrica na gestão de recursos hídricos: estudo de caso da soja e óleo de soja. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Kumar, M. D. e Singh, O. P. (2005). Virtual Water in Global Food and Water Policy Making: Is There a Need for Rethinking? *Water Resources Management*, 19:759–789.
- Lathuillière, M. J., Johnson, M. S., Galford, G. L. e Couto, E. G. (2014). Environmental footprints show China and Europe’s evolving resource appropriation for soybean production in Mato Grosso, Brazil. *Environmental Research Letters*, 9(7).
- Laverde-Rojas, H. e Correa, J. C. (2019). Can scientific productivity impact the economic complexity of countries? *Scientometrics*, páginas 1–16.

- Lee, S.-H., Taniguchi, M., Mohtar, R., Choi, J.-Y., Yoo, S.-H., Lee, S.-H., Taniguchi, M., Mohtar, R. H., Choi, J.-Y. e Yoo, S.-H. (2018). An Analysis of the Water-Energy-Food-Land Requirements and CO₂ Emissions for Food Security of Rice in Japan. *Sustainability*, 10(9):3354.
- Lemos, C. F. (2010). *Evolução da erosão na bacia hidrográfica do alto curso do rio Pitangui - PR*. Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná.
- Levitt, C. J., Saaby, M. e Sørensen, A. (2017). Australia's consumption-based greenhouse gas emissions. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 61(2):211–231.
- Li, M., Fu, Q., Singh, V. P., Ji, Y., Liu, D., Zhang, C. e Li, T. (2018). An optimal modelling approach for managing agricultural water-energy-food nexus under uncertainty. *Science of the Total Environment*, 651:1416–1434.
- Lima, J. F., Rippel, R. e Stamm, C. (2006). Notas sobre a formação industrial do Paraná - 1920 a 2000. *Publicatio UEPG: Ciências Humanas, Linguística, Letras e Artes*, 15(1):53–61.
- Lima, L. V. C. (2014). A cafeicultura no estado do Paraná: sua implementação, desenvolvimento e auge. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Paraná.
- Lima, T. d. M. e Assunção, H. d. F. (2011). Consumo hídrico da cultura do amendoim cultivado em duas épocas de semeadura e em dois tipos de solo. Em *XVII Congresso Brasileiro de Agrometeorologia*, Guarapari.
- Lucius, A. S. F. (2011). Cana-de-açúcar: um estudo do histórico de produção e acompanhamento da evolução no estado do Paraná. Trabalho de Conclusão de Curso de Especialização (MBA), Universidade Federal do Paraná.
- Macdiarmid, J. I., Douglas, F. e Campbell, J. (2016). Eating like there's no tomorrow: Public awareness of the environmental impact of food and reluctance to eat less meat as part of a sustainable diet. *Appetite*.
- Mäenpää, I. e Siikavirta, H. (2007). Greenhouse gases embodied in the international trade and final consumption of Finland: An input–output analysis. *Energy Policy*, 35(1):128–143.
- Magalhães Filho, F. d. B. B. (1993). O novo perfil econômico do Paraná. *Indicadores Econômicos FEE*, 21(3):95–102.
- Maitah, M. e Smutka, L. (2016). Restoration and Growth of the Russian Sugar Market. *Sugar Tech*, 18(2):115–123.
- Mannan, M., Al-Ansari, T., Mackey, H. R. e Al-Ghamdi, S. G. (2014). Quantifying the energy, water and food nexus: A review of the latest developments based on life-cycle assessment. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 62:6255–6262.

- Mantoam, E. J., Milan, M., Gimenez, L. M. e Romanelli, T. L. (2014). Embodied energy of sugarcane harvesters. *Biosystems Engineering*, 118:156–166.
- MAPA (2007). Cadeia produtiva da agroenergia - Série Agronegócios, volume 3. Relatório técnico, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Secretaria de Política Agrícola, Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura, Brasília.
- MAPA (2018). Projeções do Agronegócio: Brasil 2017/18 a 2027/28 - Projeções de Longo Prazo. Relatório técnico, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Política Agrícola, Brasília.
- MAPA (2019). AGROSTAT - Estatísticas de Comércio Exterior do Agronegócio Brasileiro. <http://indicadores.agricultura.gov.br/agrostat/index.htm>. Acesso em 18/06/2019.
- Marriott, J., Matthews, H. S. e Hendrickson, C. T. (2010). Impact of Power Generation Mix on Life Cycle Assessment and Carbon Footprint Greenhouse Gas Results. *Journal of Industrial Ecology*, 14(6):919–928.
- Masuda, T. e Goldsmith, P. D. (2012). China's Meat and Egg Production and Soybean Meal Demand for Feed: An Elasticity Analysis and Long-Term Projections. *International Food and Agribusiness Management Review*, 15(3).
- Megido, J. L. T. (2015). Consumimos 300 milhões de cápsulas de café e pagamos 15 vezes mais caro.
- Mekonnen, M. M. e Hoekstra, A. Y. (2010a). The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. Volume 1: Main Report. Value of Water: Research Report Series No 47. Relatório técnico, UNESCO-IHE, Enschede.
- Mekonnen, M. M. e Hoekstra, A. Y. (2010b). The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products, volume 2: appendices. Value of Water: Research Report Series No 47. Relatório técnico, UNESCO-IHE Intitute for Water Education, Delft.
- Mekonnen, M. M. e Hoekstra, A. Y. (2015). Global Gray Water Footprint and Water Pollution Levels Related to Anthropogenic Nitrogen Loads to Fresh Water. *Environmental Science & Technology*, 49(21):12860–12868.
- Mendes, N. C. (2013). Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo.
- Morris, J. (2010). Making Italian Espresso, Making Espresso Italian. *Food & History*, 8(2):155–184.

- NBR ISO 14040 (2001). Nbr iso 14040 - gestão ambiental - avaliação do ciclo de vida - princípios e estrutura. Relatório técnico, ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas.
- Nygren, J. e Antikainen, R. (2010). Use of life cycle assessment (LCA) in global companies. Relatório técnico, Finnish Environment Institute.
- OECD-FAO (2017). Agricultural Outlook: Medium-Term Prospects for Major Agricultural Commodities 2017-2026, Brazil. Relatório técnico, Organisation for Economic Co-operation and Development, Food and Agriculture Organization.
- Oliveira, G. D. L. T. e Schneider, M. (2016). The politics of flexing soybeans: China, Brazil and global agroindustrial restructuring. *The Journal of Peasant Studies*, 43(1):167–194.
- Oliveiros, L. F. C. (2008). Emissões de CO₂ do solo sob preparo convencional e plantio direto em latossolo vermelho do Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Maria.
- Packer, A. P. C., Ramos, N. P., Cabral, O. M. R., da Silva, L. R., Moltocar, R. C. R., Bettanin, V. C., Morasi, I. M., Amaro, A. R. F. V. B. d. L. e Teixeira, W. G. (2017). Management of nitrogen fertilizer to reduce nitrous oxide (N₂O) emission and ammonia (NH₃) volatilization from coffee plantation. Em Carstensen, A., Laursen, K. H. e Schjorring, J. K., editores, *International Plant Nutrition Colloquium*, 18, páginas 769–770, Copenhagen.
- Peano, L. e Assumpció, A. (2015). Ecoinvent 3.4 dataset documentation: coffee green bean production, arabica - BR.
- Pelletier, M.-C. (2016). *Assessing the energy requirement of local food systems: insights from Australia*. Tese de doutorado, School of Environment, Science and Engineering, Southern Cross University.
- Peters, G. P. e Hertwich, E. G. (2008). CO₂ Embodied in International Trade with Implications for Global Climate Policy. *Environmental Science & Technology*, 42(5):1401–1407.
- Piffer, M., Ferrera de Lima, J., Stamm, C. e Piacenti, C. (2002). A base de exportação e a reestruturação das atividades produtivas no Paraná. Em Shikida, P., Cunha, M. e Rocha Jr, W., editores, *Agronegócio Paranaense*. Edunioeste, Cascavel.
- Pinheiro, A., Teixeira, L. e Kaufmann, V. (2009). Capacidade de infiltração de água em solos sob diferentes usos e práticas de manejo agrícola. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 4(2):188–199.
- Porfirio, L. L., Newth, D., Finnigan, J. J. e Cai, Y. (2018). Economic shifts in agricultural production and trade due to climate change. *Palgrave Communications*, 4(1):111.

- Priori, A., Pomari, L. R., Amâncio, S. M. e Ipólito, V. K. (2012). A cafeicultura no Paraná. Em Priori, A., editor, *História do Paraná: séculos XIX e XX*, capítulo: 7, páginas 91–104. EDUEM, Maringá.
- PROCON-SP (2019). Consumo médio mensal de água. <http://www.procon.sp.gov.br/texto.asp?id=681>. Acesso em 04/07/2019.
- Reinato, C. H. R., Borém, F. M., Vilela, E. R., Carvalho, F. M. e Meireles, E. P. (2002). Consumo de energia e custos de secagem de café cereja em propriedades agrícolas do sul de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 6(1):112–116.
- Reinhard, J., Jungbluth, N., Ruiz, E. M. e Levova, T. (2007a). Ecoinvent 3.4 dataset documentation: soybean production - BR.
- Reinhard, J., Jungbluth, N., Ruiz, E. M. e Wernet, G. (2007b). Ecoinvent 3.4 dataset documentation sugarcane production - BR.
- Resende, C. E. (2018). Caracterização da estrutura produtiva do estado do paraná: uma análise estrutural-diferencial entre 2002 e 2014. Disserta o de Mestrado, Universidade Federal do Paraná.
- Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakamura, N. e Shiina, T. (2009). A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of Food Engineering*, 90(1):1–10.
- Salmoral, G. e Yan, X. (2018). Food-energy-water nexus: A life cycle analysis on virtual water and embodied energy in food consumption in the Tamar catchment, UK. *Resources, Conservattion & Recycling*, 133:320–330.
- Sanzonowicz, C., Sampaio, J. B. R., Nazareno, R. B., Toledo, P. M. R. e Silva, D. T. M. (2001). Fontes, doses e modos de aplica o de nitrogênio na produ o do cafeeiro em solo de cerrado. Em Embrapa Café, editor, *II Simpósio de Pesquisa dos Cafés do Brasil*, páginas 2523–2527, Vitória, ES.
- Sato, J. H. (2017). *Emissão de óxido nitroso em sistemas de lavoura contínua e integrada com pecuária no Cerrado e sua rela o com fra oes da matéria orgânica do solo*. Tese de doutorado, Universidade de Brasília.
- Scarborough, P., Appleby, P. N., Mizdrak, A., Briggs, A. D., Travis, R. C., Bradbury, K. E. e Key, T. J. (2014). Dietary greenhouse gas emissions of meat-eaters, fish-eaters, vegetarians and vegans in the UK. *Climatic Change*.
- Schaeffer, R. e de S , A. (1996). The embodiment of carbon associated with Brazilian imports and exports. *Energy Conversion and Management*, 37(6-8):955–960.

- Scholten, W. (2009). *The water footprint of sugar and sugar-based ethanol*. Tese de doutorado, University of Twente.
- Schultz, N., Reis, V. M. e Urquiaga, S. (2015). Resposta da cana-de-açúcar à adubação nitrogenada: fontes nitrogenadas, formas de aplicação, épocas de aplicação e efeito varietal. Documentos 298. Relatório técnico, Embrapa: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Embrapa Agrobiologia. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Seropédica.
- Schyns, J. F., Hoekstra, A. Y., Booij, M. J., Hogeboom, R. J., Mekonnen, M. M. e Daugherty, R. B. (2019). Limits to the world's green water resources for food, feed, fiber, timber, and bioenergy. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116(11):4893–4898.
- Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente de São Paulo (2017). Ranking Paulista de Energia - 2017 - Consumo de Energia no Estado de São Paulo. <http://dadosenergeticos.energia.sp.gov.br/Portalcev2/Municipios/ranking/index.html>. Acesso em 11/10/2019.
- SEEG (2019). Total Emissions Data. <http://plataforma.seeg.eco.br/total{ }emission>. Acesso em 16/07/2019.
- SEMA (2019). Conexão Ambiental: Selo Clima Paraná.
- Shikida, P. F. A. e Alves, L. R. A. (2001). Panorama estrutural, dinâmica de crescimento e estratégias tecnológicas da agroindústria canavieira paranaense. *Nova Economia*, 11(2):123–150.
- Shimakura, S. E. (2006). Interpretação do coeficiente de correlação. Em *Notas CE003 - Estatística II*, capítulo: Correlação, páginas 71–78. Departamento de Estatística da Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Silva, N. F., Cunha, F. N., de Oliveira, R. C., Cabral Filho, F. R., Teixeira, M. B. e Carvalho, J. J. (2014). Características físico-hídricas de um latossolo sob diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, 8(5):375–390.
- Silva, V. d. P. R., de Oliveira, S. D., Braga, C. C., Brito, J. I. B., de Sousa, F. d. A. S., de Holanda, R. M., Campos, J. H. B., de Souza, E. P., Braga, A. C. R., Rodrigues Almeida, R. S. e de Araújo, L. E. (2016). Virtual water and water self-sufficiency in agricultural and livestock products in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 184:465–472.
- Smajgl, A., Ward, J. e Pluschke, L. (2016). The water–food–energy Nexus – Realising a new paradigm. *Journal of Hydrology*, 533:533–540.
- Suh, S. e Huppel, G. (2005). Methods for Life Cycle Inventory of a product. *Journal of Cleaner Production*, 13:687–697.

- Suh, S., Leighton, M., Tomar, S. e Chen, C. (2016). Interoperability between ecoinvent ver. 3 and US LCI database: a case study. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21:1290–1298.
- Talozi, S., Al Sakaji, Y. e Altz-Stamm, A. (2015). Towards a water–energy–food nexus policy: realizing the blue and green virtual water of agriculture in Jordan. *International Journal of Water Resources Development*, 31(3):461–482.
- Tamea, S., Laio, F. e Ridolfi, L. (2016). Global effects of local food-production crises: a virtual water perspective. *Scientific Reports*, 6(1):18803.
- Teixeira, R. (2011). Secondary databases for agri-food products LCA: How much detail is optimal? Em *EnviroInfo*, Ispra.
- The World Bank (2016). Agricultural land (% of land area). <https://data.worldbank.org/indicator/AG.LND.AGRI.ZS>. Acesso em 02/07/2019.
- Trabaquini, K., Miglioranza, É., De França, V. e Pereira Neto, O. C. (2010). Uso da geotecnologia para caracterizar os cafezais no município de Londrina - PR, em relação a altimetria, declividade e tipo de solo. *Eng. Agríc., Jaboticabal*, 30(6):1136–1147.
- Trintin, J. G. (2001). *A economia paranaense: 1985-1998*. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas - Instituto de Economia.
- Ulaszewska, M. M., Luzzani, G., Pignatelli, S. e Capri, E. (2017). Assessment of diet-related GHG emissions using the environmental hourglass approach for the Mediterranean and new Nordic diets. *Science of the Total Environment*.
- UN-WATER (2019). Water, food and energy. <http://www.unwater.org/water-facts/water-food-and-energy/>. Acesso em 07/01/2019.
- USDA (2017). USDA Agricultural Projections to 2026. Relatório técnico, United States Department of Agriculture, Office of Chief Economist, World Agricultural Outlook Board. Prepared by the Interagency Agricultural Projections Committee. Long-term Projections Report OCE-2017-1, Washington, D.C.
- Vilela, F. S. V. (2013). Avaliação do Ciclo de Vida da produção industrial de etanol e açúcar, estudo de caso: Usina Jalles Machado S/A. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília.
- Vora, N., Shah, A., Bilec, M. M. e Khanna, V. (2017). Food-energy-water nexus: Quantifying embodied energy and ghg emissions from irrigation through virtual water transfers in food trade. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, 5:2119–2128.
- Vörösmarty, C. J., Hoekstra, A. Y., Bunn, S. E., Conway, D. e Gupta, J. (2015). Fresh water goes global. *Science*, 349(6247):478–479.

- Wichelns, D. (2010). Virtual Water and Water Footprints Offer Limited Insight Regarding Important Policy Questions. *International Journal of Water Resources Development*, 26(4):639–651.
- Wiedmann, T. (2016). Impacts Embodied in Global Trade Flows. Em Clift R. e Druckman A., editores, *Taking Stock of Industrial Ecology*, capítulo: 8, páginas 159–180. Springer, Cham.
- Wolfe, M. L., Ting, K. C., Scott, N., Sharpley, A., Jones, J. W. e Verma, L. (2016). Engineering solutions for food-energy-water systems: it is more than engineering. *Journal of Environmental Studies and Sciences*, 6(1):172–182.
- Yau, Y. Y., Thibodeau, B. e Not, C. (2018). Impact of cutting meat intake on hidden greenhouse gas emissions in an import-reliant city. *Environmental Research Letters*.
- Yuan, K.-Y., Lin, Y.-C., Chiueh, P.-T. e Lo, S.-L. (2018). Spatial optimization of the food, energy, and water nexus: A life cycle assessment-based approach. *Energy Policy*, 119:502–514.
- Zaks, D. P. M., Barford, C. C., Ramankutty, N. e Foley, J. A. (2009). Producer and consumer responsibility for greenhouse gas emissions from agricultural production—a perspective from the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters*, 4.
- Zhuo, L., Mekonnen, M. M. e Hoekstra, A. Y. (2016). Consumptive water footprint and virtual water trade scenarios for China — With a focus on crop production, consumption and trade. *Environment International*, 94:211–223.

Apêndice A

Fluxogramas de emissões obtidos através da ACV

Neste apêndice, os resultados da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida com o método IPCC 2013 são mostrados na forma de fluxograma para cada um dos *commodities*. As redes são um produto do *software* Simapro.

A figura A.1 mostra o fluxograma da pegada de carbono para o açúcar, com processos de contribuem a partir de 1,7% para o impacto da categoria. O mesmo é mostrado para o café (Figura A.2) com contribuições a partir de 5% e para a soja (Figuras A.3) com processos a partir de 0,3% para mudanças climáticas.

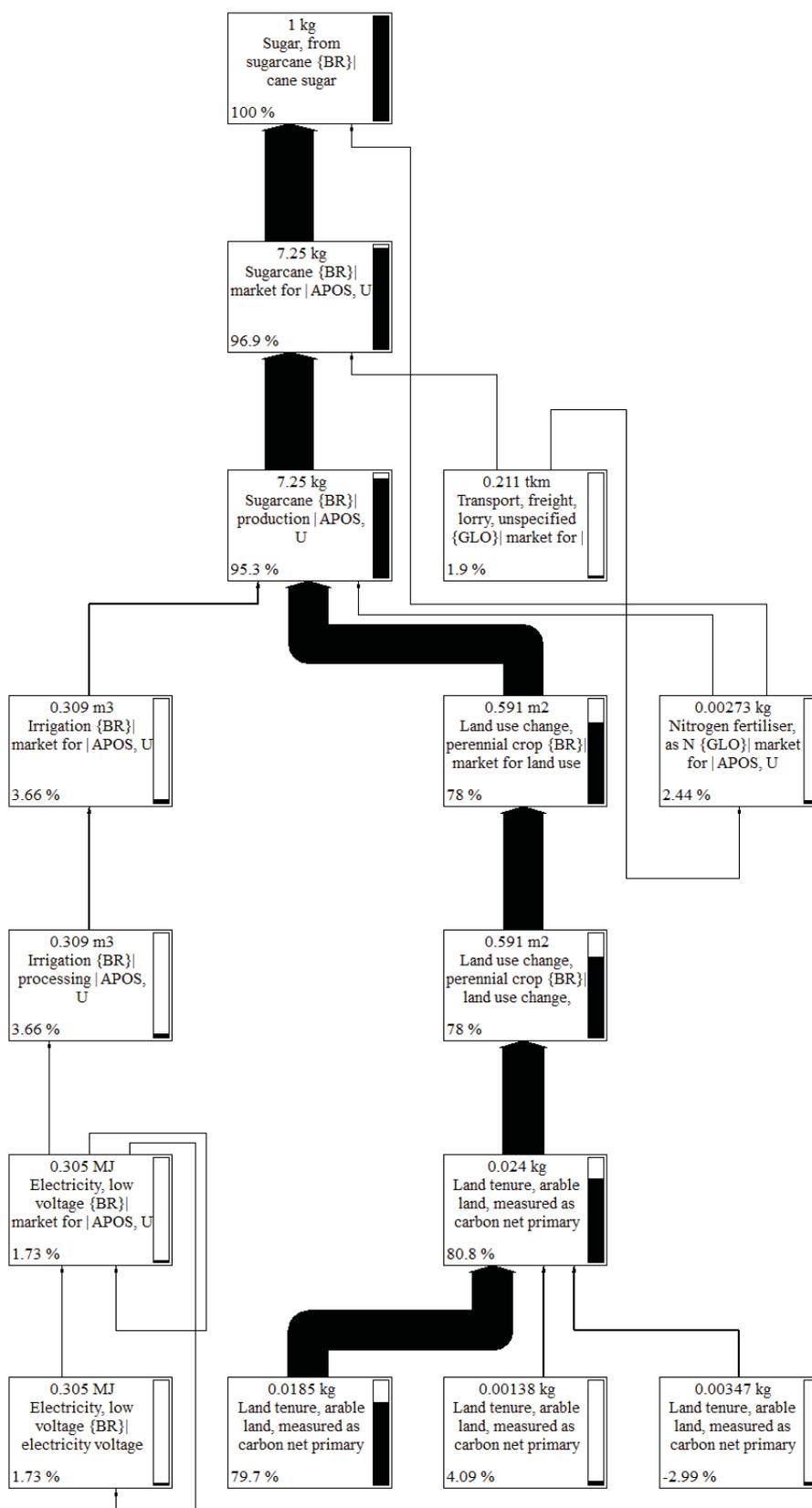


Figura A.1: Rede de contribuições de processos para a categoria de mudanças climáticas do açúcar, obtida com o método IPCC 2013 e limitada a uma contribuição de 1,7% para as emissões totais

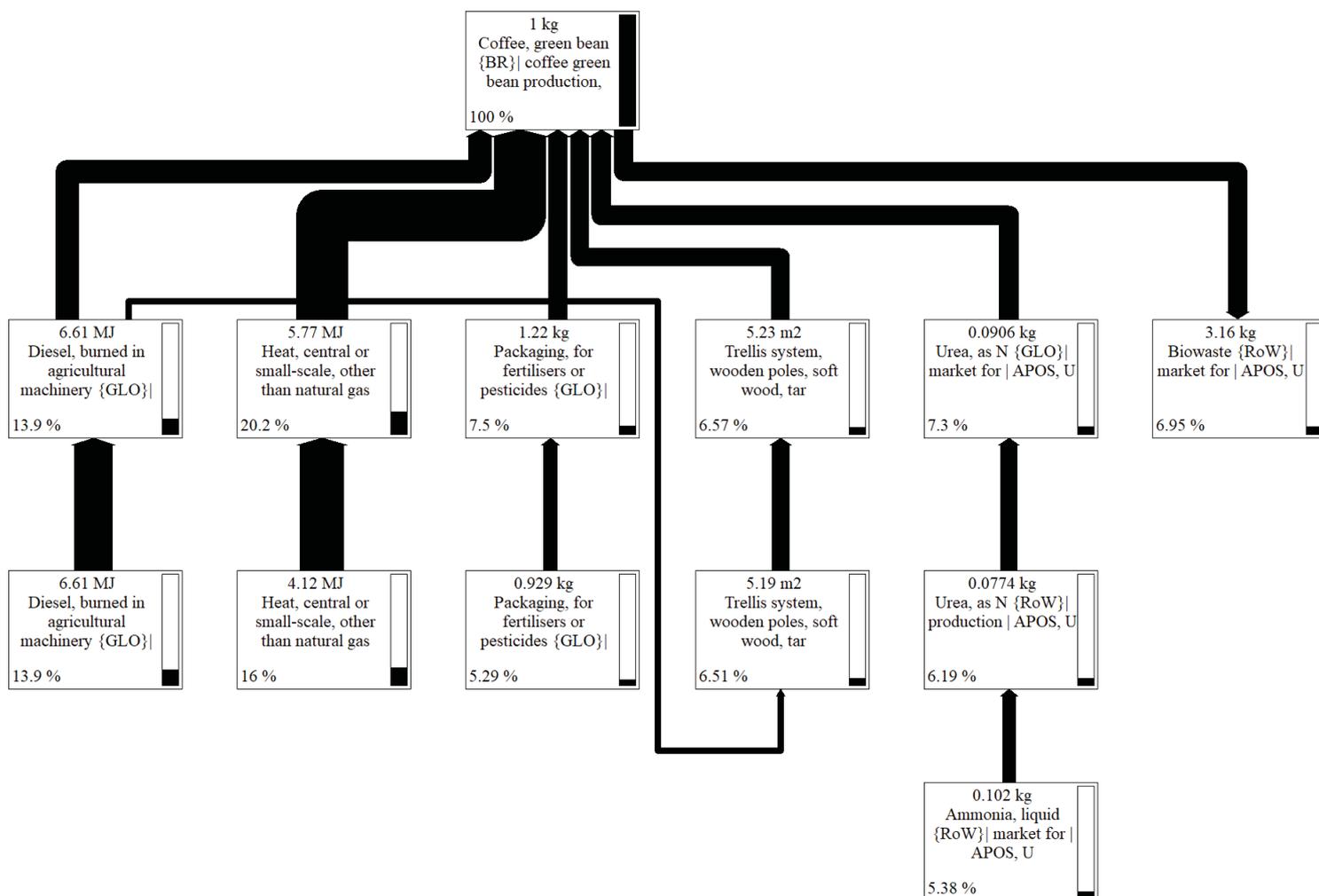


Figura A.2: Rede de contribuições de processos para a categoria de mudanças climáticas do café, obtida com o método IPCC 2013 e limitada a uma contribuição de 5% para as emissões totais

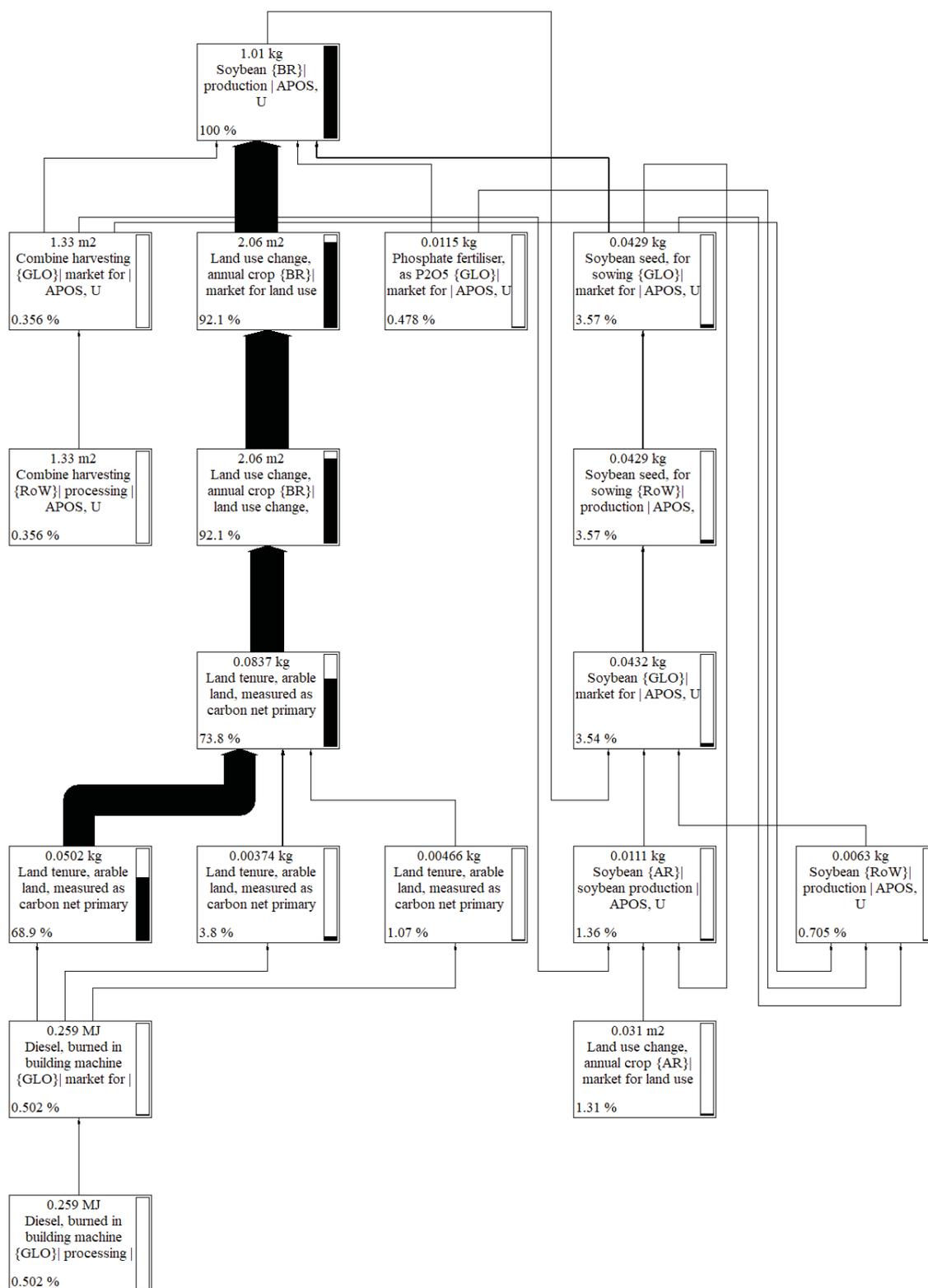


Figura A.3: Rede de contribuições de processos para a categoria de mudanças climáticas da soja, obtida com o método IPCC 2013 e limitada a uma contribuição de 0,3% para as emissões totais

Apêndice B

Fluxogramas de energia obtidos através da ACV

Neste apêndice, os resultados da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida com o método de Demanda Cumulativa de Energia são mostrados na forma de fluxograma para cada um dos *commodities*. As redes são um produto do *software* Simapro.

A figura B.1 mostra o fluxograma da demanda cumulativa de energia para o açúcar, com processos de contribuem a partir de 1,0% para o impacto da categoria. O mesmo é mostrado para o café (Figura B.2) com contribuições a partir de 5% e para a soja (Figuras A.3) com processos a partir de 1,0%.

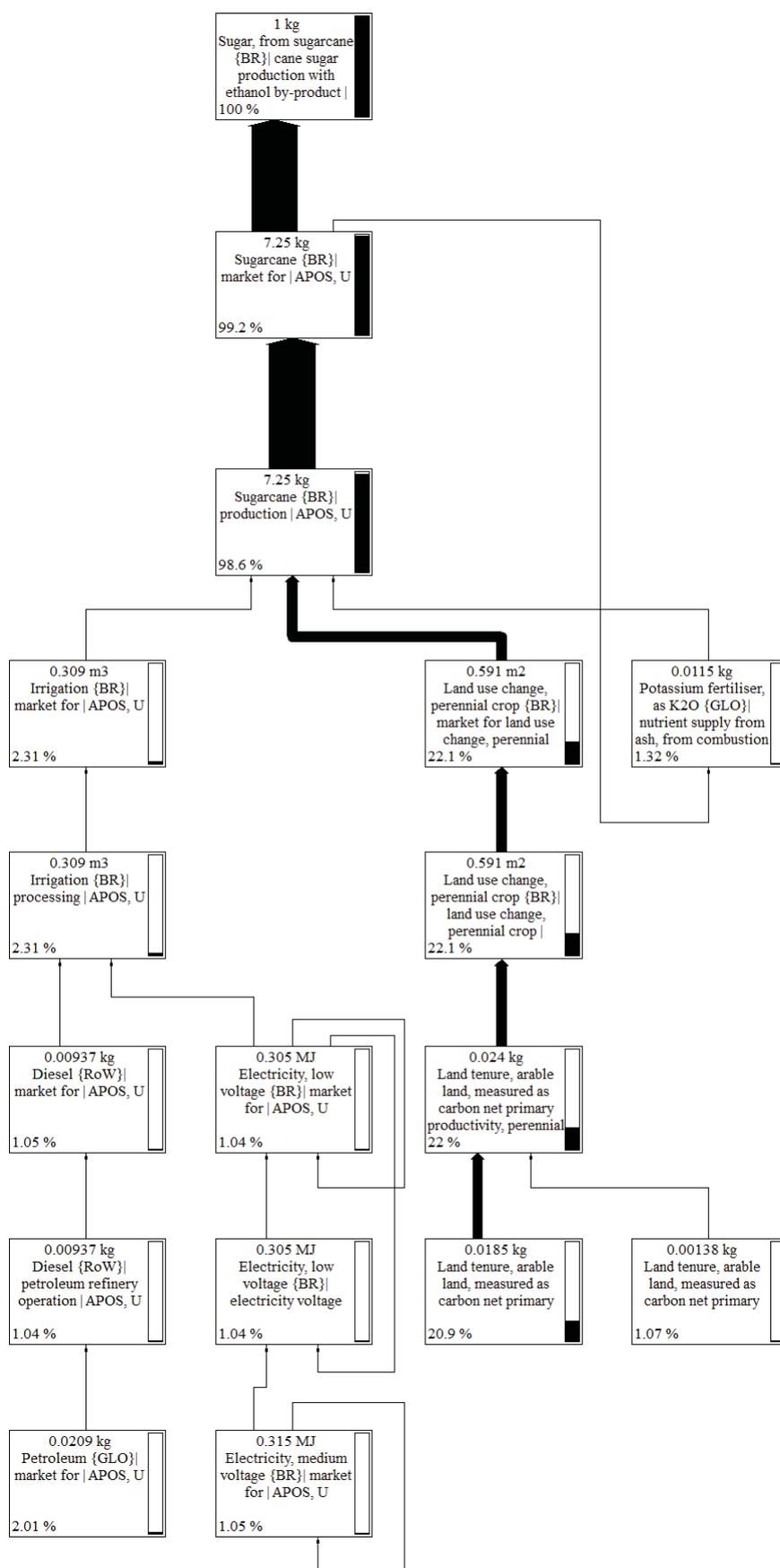


Figura B.1: Rede de contribuições de processos para o consumo de energia relacionados à produção do açúcar, obtida com o método DCE e limitada a uma contribuição de 1% para o consumo total

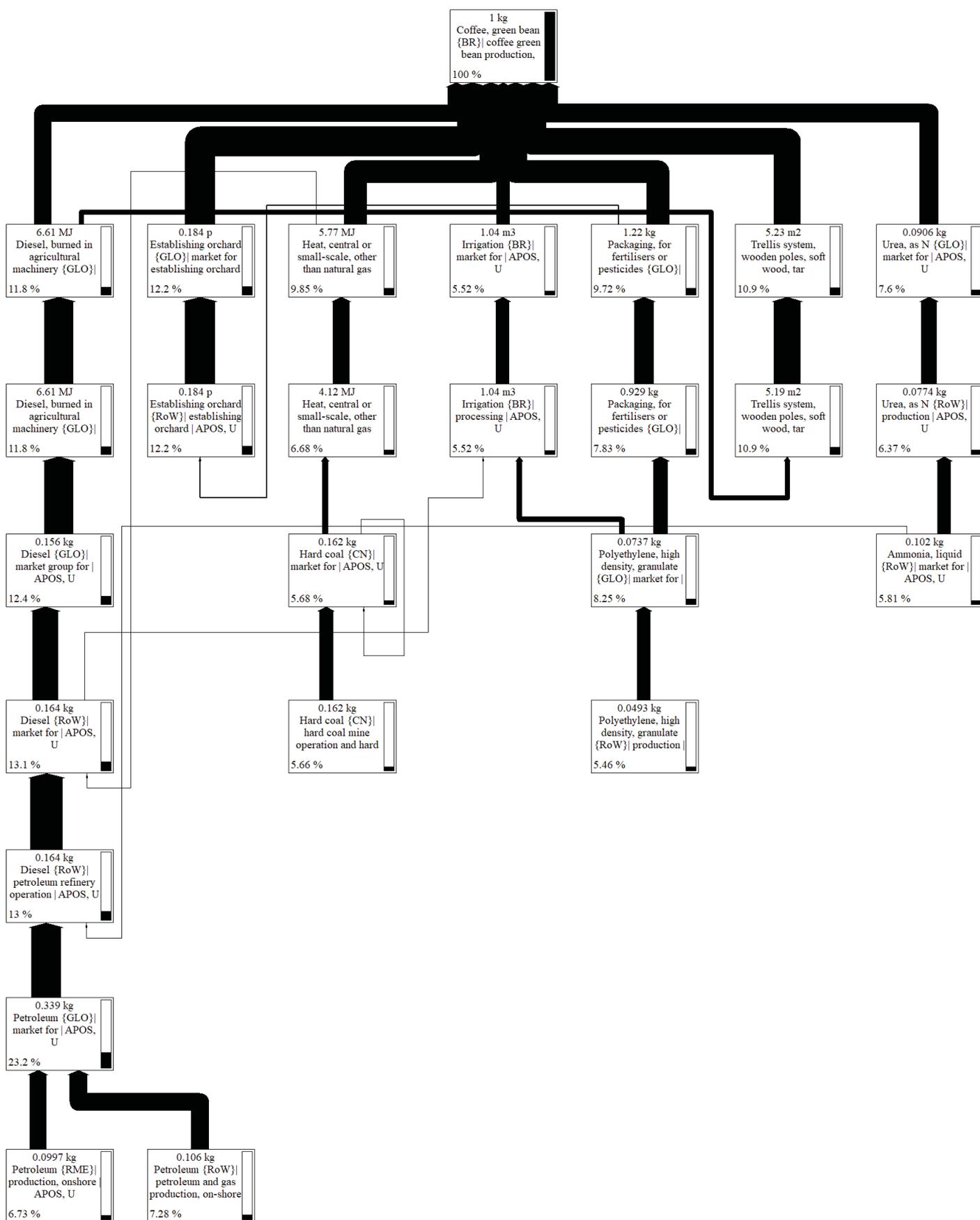


Figura B.2: Rede de contribuições de processos para o consumo de energia relacionados à produção do café, obtida com o método DCE e limitada a uma contribuição de 5% para o consumo total

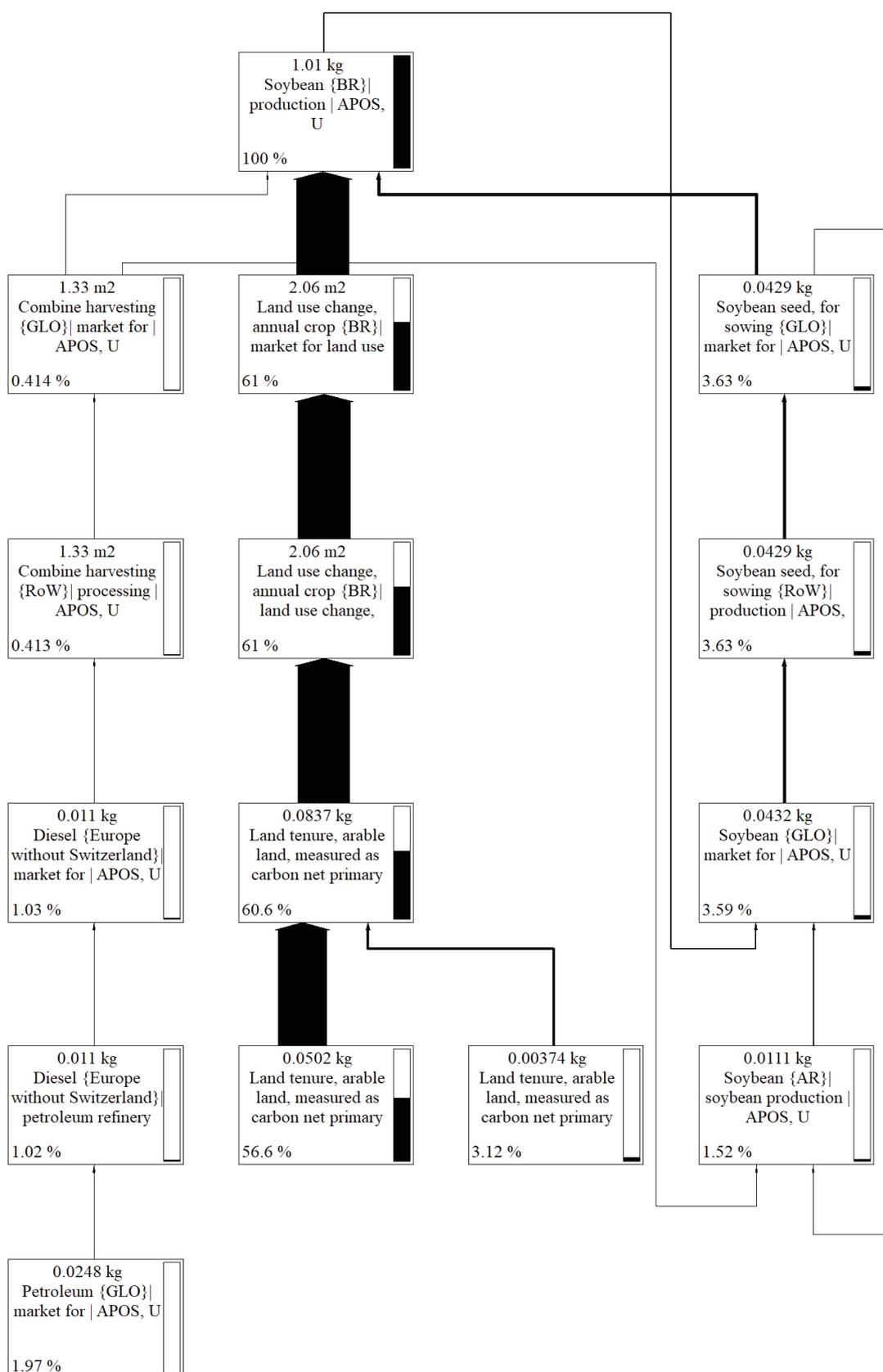


Figura B.3: Rede de contribuições de processos para o consumo de energia relacionados à produção da soja, obtida com o método DCE e limitada a uma contribuição de 1% para o consumo total