



AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DA MUDANÇA DA DIETA BRASILEIRA NA AÇÃO CLIMÁTICA E PROTEÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

Tamar Bakman

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Planejamento Energético, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Planejamento Energético.

Orientadora: Joana Correia de Oliveira de
Portugal Pereira

Rio de Janeiro

Março 2023

AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DA MUDANÇA DA DIETA BRASILEIRA NA
AÇÃO CLIMÁTICA E PROTEÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

Tamar Bakman

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO
LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM
CIÊNCIAS EM PLANEJAMENTO ENERGÉTICO.

Orientadora: Joana Correia de Oliveira de Portugal Pereira

Aprovada por: Prof^a. Joana Correia de Oliveira de Portugal Pereira

Prof. David Alves Castelo Branco

Prof^a. Bettina Susanne Hoffmann

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL

MARÇO 2023

Bakman, Tamar

Avaliação dos impactos da mudança da dieta brasileira na
ação climática e proteção de serviços ecossistêmicos/Tamar
Bakman – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2023.

XI, 155 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadora: Joana Correia de Oliveira de Portugal
Pereira

Dissertação (Mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de
Planejamento Energético, 2023.

Referências Bibliográficas: p. 104-113.

1. Mudança de Dieta 2. Análise de Ciclo de Vida 3.
Mudanças Climáticas 4. Serviços Ecossistêmicos. I. Pereira,
Joana Correia de Oliveira de Portugal. II. Universidade
Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de
Planejamento Energético. III. Título

Agradecimentos

O trabalho que aqui apresento é fruto de dois anos de Mestrado no Programa de Planejamento Energético, PPE, da COPPE/UFRJ. Coursar essa prestigiosa pós-graduação, em meio à pandemia, foi um desafio, mas também uma realização, por isso tenho muito ao que agradecer.

À minha orientadora Joana pela dedicação e atenção ao longo deste percurso e por ter me instigado, ainda nas disciplinas eletivas, a adentrar no tema da alimentação e seus impactos. Obrigada pela orientação, pelo apoio e por tranquilizar meus anseios, inerentes ao processo de elaboração da dissertação.

Aos professores David Alves Castelo Branco e Susanne Hoffmann, por aceitarem o convite para participar desta banca. Aos funcionários do PPE, em especial à Sandrinha e ao Paulo, pela ajuda nos últimos dois anos. Aos demais professores do PPE, principalmente aos professores André Lucena e Pedro Rochedo, sou grata por todos os ensinamentos.

Agradeço à CAPES e à FAPERJ pelo apoio financeiro para desenvolver este trabalho. Viva a produção de ciência e o esforço contínuo pela manutenção da pesquisa pública em nosso país.

Aos colegas da minha turma e aos demais colegas do PPE, pelas trocas no percorrer do curso. À Mari e à Luiza, cujas amizades me acompanham desde a faculdade, por compartilharem aprendizados e aflições durante esta trajetória. Aos colegas do CENERGIA, pela receptividade. Ao Pedro Maia, por ser sempre solícito quanto às minhas dúvidas, e ao Luiz Bernardo, por toda a ajuda neste último ano.

Aos meus pais, Mario e Gizele, e ao meu irmão Igor, pelo apoio, suporte e estímulo. Nenhuma conquista seria possível sem vocês. Ao Simba, pelo amor felino. Aos meus avós Clarinha (Z'L), Lenu, Helena e Israel (Z'L), pelo amor e por torcerem desde sempre por mim, cada um à sua maneira. Ao Jonas, por ser meu companheiro em todos os momentos. Obrigada por me incentivar e acreditar no meu potencial. Em extensão à sua família, Grace, Sérgio, Anna, Soninha, Adam, Ilana e Tomer, pelo carinho de sempre.

Por último, agradeço aos amigos que estiveram comigo nesses últimos dois anos, pelas amizades, risadas e bons momentos. Em especial, às pessoas maravilhosas que fazem parte da Kehilá, por escutarem meus desabafos e pelas palavras de conforto e incentivo.

Resumo da Dissertação apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

AValiação DOS IMPACTOS DA MUDANÇA DA DIETA BRASILEIRA NA AÇÃO CLIMÁTICA E PROTEÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

Tamar Bakman

Março/2023

Orientadora: Joana Correia de Oliveira de Portugal Pereira

Programa: Planejamento Energético

Os sistemas alimentares são responsáveis por cerca de um terço das emissões globais de gases de efeito estufa, além de competirem com outras atividades pelo uso da terra e água e impactarem os serviços ecossistêmicos através da acidificação do solo e eutrofização da água. A literatura aponta para a elevada pegada ambiental dos produtos de origem animal, de modo que existe um potencial de mitigação dos impactos ambientais a partir da mudança de dieta para hábitos alimentares que consumam menos carnes e derivados. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial de mitigação dos impactos ambientais a partir de mudanças de dieta no contexto brasileiro. Para tal, foi realizada uma Avaliação do Ciclo de Vida atribucional da Dieta Convencional brasileira, de uma dieta que segue recomendações de consumo, Dieta Saudável, e de outras seis dietas alternativas que substituem gradualmente os produtos de origem animal: Pescetariana, Vegetariana, Vegana, Entomofágica, Micoproteica e Sintética. A avaliação dos impactos ambientais das dietas apontou para o potencial de mitigação das emissões de GEE (4,20-9,29 kg CO₂ eq/cap/dia) e uso do solo (4,12-8,98 m²/cap/dia) a partir da transição alimentar para qualquer uma das setes dietas alternativas. Por outro lado, foram encontradas contrapartidas entre os indicadores, visto que não se constatou nenhum potencial de mitigação da acidificação do solo com a mudança de dieta. Além disso, só existe potencial de diminuição da eutrofização da água (0,03-0,24 g P eq/cap/dia) e consumo de água (0,30-0,44 m³/cap/dia) ao substituir todos os alimentos de origem animal por insetos, carne fermentada e carne cultivada.

Abstract of Dissertation presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

EVALUATION OF THE IMPACTS ON CLIMATE ACTION AND ECOSYSTEM
SERVICES PROTECTION OF BRAZILIAN DIET SHIFT

Tamar Bakman

March/2023

Advisor: Joana Correia de Oliveira de Portugal Pereira

Department: Energy Planning

Food systems are responsible for about a third of greenhouse gas (GHG) emissions, besides their competition with other activities for land use and water and impacts on ecosystem services through soil acidification and water eutrophication. Literature indicates the high environmental footprint of animal products, thus there is a mitigation potential of environmental impacts from a diet shift to food habits with less red meat and animal products. Therefore, the objective of this study was to evaluate the mitigation potential of environmental impacts through a diet shift in the Brazilian context. To this end, an attributional Life Cycle Assessment (aLCA) was performed considering the Brazilian Conventional Diet, a diet that follows consumption guidelines (Health Diet), and other six alternative diets that gradually substitute the animal products: Pescatarian, Vegetarian, Vegan, Entomophagy, and Synthetic. The evaluation of the diets environmental impacts indicated the mitigation potential of the GHG emissions (4.20-9.29 kg CO₂ eq/cap/day) and land use (4.12-8.98 m²/cap/day) through a diet shift to any of the seven alternative diets. On the other hand, trade-offs between the indicators were identified, as there is no mitigation potential of soil acidification with a diet shift. Besides, there is only potential to reduce water eutrophication (0.03-0.24 g P eq/cap/day) and water consumption (0.30-0.44 m³/cap/day) by substituting all animal products insects, mycoprotein, and lab grown meat.

Sumário

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
2.1 MUDANÇAS CLIMÁTICAS E SISTEMAS ALIMENTARES	5
2.2 IMPACTOS AMBIENTAIS E SISTEMAS ALIMENTARES	10
2.3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA E MUDANÇA DE DIETA	14
2.3.1 A Metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida.....	16
2.3.2 O Uso da Avaliação do Ciclo de Vida na Avaliação de Mudanças de Dietas.....	17
2.3.3 As Mudanças de Dieta Avaliadas.....	19
2.4 PERDA E DESPERDÍCIO DE ALIMENTOS	21
3. METODOLOGIA	27
3.1 DEFINIÇÃO DAS DIETAS ALIMENTARES.....	27
3.1.1 Dieta Convencional	28
3.1.2 Dieta Saudável.....	31
3.1.3 Dietas Alternativas	34
3.2 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.....	36
3.2.1 Fronteiras do Sistema	36
3.2.2 Unidade Funcional.....	38
3.2.3 Inventário do Ciclo de Vida	38
3.3 AVALIAÇÃO DOS INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL	55
3.3.1 Análise de Sensibilidade.....	57
4. APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS.....	58
4.1 COMPOSIÇÃO DAS DIETAS.....	58
4.2 PEGADA AMBIENTAL DOS ALIMENTOS.....	62
4.3 IMPACTO AMBIENTAL DAS DIETAS	72
5. DISCUSSÃO	75

5.1	DIETAS ALIMENTARES	75
5.2	PEGADA AMBIENTAL DOS ALIMENTOS.....	79
5.3	IMPACTO AMBIENTAL DAS DIETAS	86
5.4	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	96
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	99
7.	REFERÊNCIAS	104
	ANEXO I.....	114
	ANEXO II.....	120
	ANEXO III.....	135
	ANEXO IV	136

Lista de Figuras

Figura 1. Fases da Avaliação do Ciclo de Vida.	16
Figura 2. Fluxograma com as etapas metodológicas desenvolvidas no trabalho.	27
Figura 3. Diagrama das dietas analisadas no trabalho.	28
Figura 4. Etapas da cadeia de abastecimento e consumo de alimentos.	37
Figura 5. Composições das dietas analisadas.	60
Figura 6. Participação das etapas das cadeias de produção e abastecimento dos alimentos nas mudanças climáticas.	67
Figura 7. Participação das etapas das cadeias de produção e abastecimento dos alimentos no uso do solo.	68
Figura 8. Participação das etapas das cadeias de produção e abastecimento dos alimentos na acidificação do solo.	69
Figura 9. Participação das etapas das cadeias de produção e abastecimento dos alimentos na eutrofização da água.	70
Figura 10. Participação das etapas das cadeias de produção e abastecimento dos alimentos no consumo de água.	71
Figura 11. Impactos das dietas nos indicadores: A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.	74
Figura 12. Análise de sensibilidade dos parâmetros da cadeia da carne bovina nas mudanças climáticas.	97
Figura 13. Análise de sensibilidade dos parâmetros da cadeia da carne bovina no uso do solo.	97
Figura 14. Análise de sensibilidade dos parâmetros da cadeia de castanhas na acidificação do solo.	97
Figura 15. Análise de sensibilidade dos parâmetros da cadeia de peixes na eutrofização da água.	98
Figura 16. Análise de sensibilidade dos parâmetros da cadeia de castanhas no consumo de água.	98

Lista de Tabelas

Tabela 1. Relação dos alimentos consumidos segundo a POF e os alimentos avaliados neste trabalho.	29
Tabela 2. Dieta saudável recomendada pela EAT-Lancet para consumo diário de 2500 kcal/cap/dia.	32
Tabela 3. Fatores para desagregação de consumo na Dieta Saudável.	33
Tabela 4. Definição de dietas Alternativas consideradas neste estudo.	34
Tabela 5. Frações comestíveis dos animais utilizadas no trabalho.	38
Tabela 6. Porcentagens de perda de alimentos.	52
Tabela 7. Pesos dos fluxos de inventários utilizados nos cálculos dos indicadores ambientais analisados.	56
Tabela 8. Dietas alimentares analisadas no trabalho.	59
Tabela 9. Consumo e teor proteico e calórico das dietas analisadas.	61
Tabela 10. Impactos ambientais dos alimentos analisados resultantes da ACV.	63

Lista de Abreviações

ACV – Avaliação do Ciclo de Vida

AFOLU – Agricultura, Florestas e Outros Usos de Solo

AR6 – Sexto Relatório de Avaliação

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

FAO – Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura

GEE – Gases de Efeito Estufa

GWP – Potencial de Aquecimento Global

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICV – Inventário de Ciclo de Vida

IPCC – Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas

ISO – Organização Internacional de Normalização

LULUCF – Uso da Terra, Mudança do Uso do Solo e Floresta

MCF – Fator de Correção de Metano

ODS – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos

PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

UA – Unidade Animal

UF – Unidade Funcional

UNFCCC – Convenção-Quadro das Nações Unidas Sobre Mudança do Clima

1. Introdução

Dentre as diversas atividades humanas que impactam a natureza, a forma como nos alimentamos está diretamente relacionada com as mudanças climáticas e a pressão sobre os recursos hídricos e o uso do solo. Isso ocorre, pois as cadeias de produção e abastecimentos dos alimentos que compõem as dietas envolvem diversas atividades que usam insumos capazes de liberar compostos para o ar, os solos e a água, e demandam a utilização dos recursos naturais.

Nesse sentido, 31% a 34% das emissões mundiais de gases de efeito estufa (GEE), o correspondente a aproximadamente 18 Gt de dióxido de carbono equivalente (CO₂ eq) por ano, são geradas pelos sistemas alimentares. Essas emissões ocorrem, principalmente, nas etapas de agricultura e uso do solo, porém são liberadas também nas fases de armazenamento, transporte, empacotamento, processamento, varejo e consumo (BABIKER et al., 2022; CRIPPA et al., 2021).

Ademais, as atividades agropecuárias demandam extensas áreas de terra e, frequentemente, impulsionam mudanças no uso do solo. De fato, o sistema agrícola ocupa aproximadamente 43% de toda a área terrestre mundial que não está coberta por deserto ou geleiras. O solo é também impactado pela emissão de poluentes, como o dióxido de enxofre equivalente (SO₂ eq), que provocam a acidificação do meio. Cerca de 32% de toda acidificação terrestre global é originada nos sistemas alimentares, e a etapa de produção é a principal responsável por esse impacto (POORE; NEMECEK, 2018).

Os corpos hídricos também sofrem as consequências ambientais das atividades relacionadas aos sistemas alimentares, dado que 78% da liberação de fósforo equivalente (P eq) ocorrem nesses sistemas, provocando a eutrofização da água. A etapa de produção dos alimentos é a que mais contribui para este impacto, dentre as atividades de toda a cadeia. Além disso, estima-se que dois terços das águas doces são retiradas globalmente para a irrigação dos cultivos (POORE; NEMECEK, 2018).

Vale ressaltar, no entanto, que se observa uma grande variação nos impactos ambientais, a depender do alimento analisado e da forma de cultivo ou sistema de criação. Os alimentos de origem animal são os que apresentam a maior pegada ambiental, apresentando elevados impactos na emissão de GEE, uso do solo, acidificação do solo e eutrofização da água. Dentre eles, destaca-se a contribuição da carne bovina para todos

os indicadores, o elevado consumo de terras e água na produção de laticínios e o impacto da produção de peixes nos corpos hídricos, através da eutrofização e retirada de água (CLARK et al., 2022, 2019; POORE; NEMECEK, 2018).

Um importante fator que contribui para a pegada ambiental dos sistemas alimentares é a perda e o desperdício de alimentos. A perda ocorre desde a pós-colheita até a chegada ao varejo, enquanto o desperdício acontece nas etapas de varejo e consumo em serviços alimentares e nos domicílios. Cerca de 31% de todo o alimento produzido globalmente é perdido ou desperdiçado ao longo da cadeia de produção e abastecimento devido a falhas na colheita, transporte e armazenamento inadequados, gestão insuficiente dos alimentos e planejamento inapropriado das refeições (FAO, 2019; UNEP, 2021). Juntos, a perda e o desperdício de alimentos são responsáveis por 8% a 10% dos GEE emitidos globalmente (MBOW et al., 2019).

Existe, portanto, um potencial de mitigação das emissões de GEE e dos impactos ambientais que pressionam o solo e as águas a partir de mudanças de dieta para hábitos alimentares que consumam menos alimentos de origem animal. Nesse sentido, uma diminuição gradual de 50% do consumo de carne mundial até 2050 reduziria, por exemplo, as emissões globais de gás metano (CH₄) em 13 GtCO₂ eq anuais entre 2011 e 2050 (CUNHA, 2019). Essa transição possibilita também a adoção de dietas mais saudáveis, baseadas em alimentos à base de plantas diversificados, gorduras insaturadas e baixo consumo de produtos de origem animal, grãos refinados, alimentos processados e açúcares (WILLETT et al., 2019).

De forma geral, alimentos que apresentam os menores impactos ambientais são considerados alimentos saudáveis, como cereais integrais, frutas, verduras, leguminosas, nozes e azeite, enquanto as comidas que resultam nas maiores pegadas ambientais, como carne bovina, estão relacionadas a um maior risco à saúde humana. Existem exceções, como é o caso dos peixes e das castanhas analisados pela literatura, que, apesar de serem alimentos saudáveis, geram impactos ambientais significativos (CLARK et al., 2019; POORE; NEMECEK, 2018).

No Brasil, os impactos ambientais dos sistemas alimentares e a possibilidade de mitigação através de mudanças de dieta são também relevantes, dado que a agricultura e o uso da terra são responsáveis por 27% e 46% das emissões de GEE, respectivamente (SEEG, 2021), e 58% das retiradas de água doce no país são destinadas para a irrigação

e dessedentação animal (ANA, 2022). Além disso, o Brasil é o oitavo país que mais consome carne per capita (FAO, 2022a).

Nesse sentido, pesquisas sobre os impactos ambientais das dietas alimentares cresceram nos últimos anos (ALEKSANDROWICZ et al., 2016; AUESTAD; FULGONI III, 2015). Vários estudos avaliaram as contribuições das atuais dietas e de possíveis dietas alternativas ao redor do mundo (ARRIETA; GONZÁLEZ, 2018; BATLLE-BAYER et al., 2019; CASTAÑÉ; ANTÓN, 2017; ROSI et al., 2017; SONG et al., 2017; TAKACS et al., 2022; TREU et al., 2017; VAN DE KAMP et al., 2018; VEERAMANI; DIAS; KIRKPATRICK, 2017).

No caso do Brasil, a relação entre dietas e impactos ambientais também foi abordada na literatura (AGUIAR et al., 2021; GARZILLO et al., 2019; TRAVASSOS; DA CUNHA; COELHO, 2020). Apesar de relevantes, esses estudos não investigaram os potenciais benefícios da mudança de dieta para o meio ambiente e tampouco avaliaram as possíveis contrapartidas ambientais que podem ocorrer com a transição alimentar para alimentos com menores pegadas de GEE, mas que contribuem de forma significativa para outros impactos ambientais. Existe, portanto, uma lacuna de conhecimento na literatura relacionada aos impactos ambientais e mudança de dieta no contexto brasileiro.

Nesse sentido, o objetivo deste trabalho é avaliar o potencial de mitigação dos impactos ambientais a partir de mudanças de dieta no contexto brasileiro. Os objetivos específicos são avaliar a pegada ambiental de cada alimento presente na dieta convencional brasileira e dos possíveis alimentos alternativos e analisar os potenciais benefícios e conflitos entre os impactos ambientais que ocorreriam com as transições alimentares.

Para tal, foi realizada uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) atribucional da Dieta Convencional brasileira, de uma dieta saudável e de outras seis dietas alternativas. Foi utilizada a ferramenta SimaPro (PRÉ SUSTAINABILITY B.V., 2022) adaptada ao contexto brasileiro a partir de informações de insumos agrícolas retiradas de bases de dados (IEG FNP, 2021; WERNET et al., 2016). A avaliação das dietas foi realizada considerando o consumo per capita diário, enquanto para a análise dos alimentos, a unidade funcional (UF) escolhida foi 1 quilo de alimento consumível cru. As fronteiras do sistema incluíram as etapas de produção, transporte, processamento e venda a varejo

dos alimentos. Os indicadores ambientais analisados foram: mudanças climáticas, uso do solo, acidificação do solo, eutrofização da água e consumo de água.

Este trabalho está estruturado da seguinte forma: após esta introdução, no capítulo 2 é feita uma revisão bibliográfica a respeito dos temas relacionados a este trabalho, como os impactos ambientais dos sistemas alimentares, as mudanças de dieta e sua avaliação através da metodologia de ACV e os impactos das perdas e desperdício de alimentos. Em seguida, no capítulo 3 é explicada a metodologia utilizada neste estudo, abordando a definição das dietas alimentares, a ACV e suas etapas e a análise dos indicadores ambientais. Os resultados encontrados para as dietas, as pegadas ambientais dos alimentos e os impactos das dietas alimentares são apresentados no capítulo 4 e discutidos no capítulo 5. Por fim, no capítulo 6 são elencadas as principais conclusões deste trabalho, suas limitações e sugestões para trabalhos futuros.

2. Revisão Bibliográfica

Nesta seção, foi feita uma revisão bibliográfica dos principais temas relacionados ao escopo do trabalho. Na seção 2.12.1, foi realizada uma revisão da literatura sobre a contribuição dos sistemas alimentares para as mudanças climáticas e suas consequências. Na seção 2.2, buscou-se referências sobre a relação entre a cadeia de produção e abastecimento dos alimentos e os demais impactos ambientais. Em seguida, na seção 2.3, compilou-se informações encontradas na literatura sobre a metodologia de ACV e como esta foi aplicada para analisar diferentes dietas e alimentos alternativos. Por fim, na seção 2.4 foi feita a revisão bibliográfica sobre as perdas e desperdício de alimentos, etapas significativas na avaliação dos impactos ambientais dos sistemas alimentares.

2.1 Mudanças Climáticas e Sistemas Alimentares

As mudanças climáticas estão entre os dez principais riscos globais a curto prazo, enquanto o fracasso das medidas de mitigação e adaptação climáticas configura o risco de maior relevância a longo prazo, de acordo com o Relatório de Riscos Globais (WEF, 2023). Nesse sentido, limitar as emissões de GEE gerados nos diferentes setores econômicos é uma questão central dos atuais governos e da sociedade, demandando a participação de vários atores, a partir de ações tanto nas formas de produção quanto no consumo.

Visando conter os impactos das mudanças climáticas, os países-membros da Convenção-Quadro das Nações Unidas Sobre Mudança do Clima (UNFCCC) assinaram, na 21ª Conferência das Partes (COP 21), o Acordo de Paris. Assim, em 2015, os 196 países signatários comprometeram-se a reduzir as suas emissões de GEE para limitar o aumento da temperatura média global abaixo de 2°C em relação aos níveis pré-industriais, porém esforçando-se para que esse aumento não ultrapasse 1,5°C no final do século 21 (UNITED NATIONS, 2015a).

No mesmo ano, os países-membros da ONU firmaram a Agenda 2030 e os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) visando promover coletivamente o desenvolvimento sustentável até 2030. Dentre os objetivos, o ODS 13 propõe que sejam tomadas medidas urgentes para combater a mudança do clima e seus impactos, reforçando a resiliência e capacidade de adaptação aos riscos climáticos, integrando medidas

relacionadas às mudanças climáticas nas políticas nacionais, e melhorando a conscientização e capacidade institucional sobre mitigação e adaptação climática (UNITED NATIONS, 2015b).

Apesar desses compromissos, na última década as emissões de GEE mundiais aumentaram em todos os setores econômicos. Dessa forma, a temperatura média do planeta continuará a aumentar e os sistemas naturais e humanos estarão expostos a riscos severos adicionais e alguns impactos serão irreversíveis (IPCC, 2021, 2022a). De fato, a Organização Meteorológica Mundial (World Meteorological Organization - WMO) aponta que existe aproximadamente 50% de chance de que o aquecimento global de 1,5°C seja alcançado nos próximos 5 anos (WMO, 2022).

Nesse sentido, para conter o aquecimento global e arcar com os compromissos firmados, são necessárias medidas de mitigação das emissões de GEE em todos os setores que contribuem para as mudanças climáticas. Dentre estas atividades humanas, as mais significativas são: fornecimento de energia; indústria; agricultura, silvicultura e outros usos do solo; transporte e edificações. Esses setores foram responsáveis, em 2019, por aproximadamente 34%, 24%, 22%, 15% e 6%, respectivamente, das emissões antrópicas líquidas de GEE (IPCC, 2022a).

Assim, o terceiro maior emissor de GEE é o setor de Agricultura, Florestas e Outros Usos de Solo (AFOLU), que emitiu em 2019 cerca de 13 GtCO₂ eq (IPCC, 2022a). Entre 2010 e 2019, esse valor foi, em média, igual a $11,9 \pm 4,4$ GtCO₂ eq, cerca de 21% das emissões líquidas totais. Dessa parcela, 51% são devidos a Uso da Terra, Mudança do Uso do Solo e Floresta (LULUCF), que consiste em mudanças na cobertura da terra, como desmatamento e florestamento, e no gerenciamento do solo, como colheita de madeira, e manejo de cultivos e passagens. Em seguida, 23% são causados pela fermentação entérica, 11% por conta do manejo de solos e pastagens e 8% relacionado ao cultivo de arroz. Os outros 7% são gerados pelo manejo de esterco, aplicação de fertilizantes sintéticos e queima de biomassa (NABUURS et al., 2022).

Fortemente atrelados ao setor de AFOLU, os sistemas alimentares são responsáveis por 31% a 34% das emissões mundiais de GEE, o correspondente a aproximadamente 18 GtCO₂ eq por ano. Tais emissões ocorrem em diversas etapas da cadeia de alimentos, sendo a maior parte, entre 61% e 71% do total do setor, gerada na agricultura e uso da terra. Entretanto, outras partes da cadeia não podem ser desprezadas, como o

armazenamento, transporte, empacotamento, processamento, varejo e consumo (BABIKER et al., 2022; CRIPPA et al., 2021).

Contudo, há uma grande variação nas emissões de GEE a depender do alimento analisado. As maiores emissões de GEE ocorrem na produção da carne bovina (99 kg CO₂ eq/kg de alimento), seguida pela produção de carneiro e cordeiro (47 kg CO₂ eq/kg de alimento). Em seguida, vale destacar as emissões que ocorrem na produção de crustáceos (26,9 kg CO₂ eq/kg de alimento) e queijo (23,9 kg CO₂ eq/kg de alimento). Em comparação, carne suína e aves geram aproximadamente 11 kg CO₂ eq/kg de alimento, as leguminosas 1,8 kg CO₂ eq/kg de alimento e os vegetais e as frutas emitem, em média, 0,5 kg CO₂ eq/kg de alimento (POORE; NEMECEK, 2018).

No entanto, não é somente o alimento produzido, mas também o seu sistema produtivo que influencia nas emissões de GEE. Apesar de a carne bovina ser o alimento com a maior pegada de GEE, existem diferentes modos de criação do gado. No sistema extensivo brasileiro, em que o gado é criado solto no pasto, 1 quilo de carcaça emite 65,4 quilos de CO₂ eq. Por outro lado, nos sistemas brasileiros semi-intensivo, em que há confinamento parcial do gado, e no intensivo, no qual o gado é criado confinado, as carcaças apresentam pegadas de 34,4 e 30,3 quilos de CO₂ eq, próximo à metade da emissão do sistema extensivo (GAMA, 2022).

Além da contribuição da produção de alimentos às mudanças climáticas, é importante ressaltar que os impactos climáticos colocam em risco os próprios sistemas alimentares. Isto ocorre, pois as mudanças nos padrões de precipitação e o aumento na frequência de eventos climáticos extremos prejudicam a produtividades dos cultivos. Além disso, o aumento da concentração de CO₂ na atmosfera é capaz de diminuir a qualidade nutricional dos alimentos (MBOW et al., 2019).

Nesse contexto, houve uma desaceleração do crescimento da produtividade agrícola nos últimos 50 anos, a aquicultura e a pesca de moluscos foram afetadas pelo aquecimento e pela acidificação dos oceanos, e a desnutrição foi agravada pelas perdas repentinas de produção e acesso aos alimentos (IPCC, 2022b). Assim, as mudanças climáticas estão fortemente conectadas com a insegurança alimentar, colocando em maior risco às populações mais vulneráveis.

Além da atual contribuição dos sistemas alimentares para as mudanças climáticas, estima-se que o aumento populacional e dos níveis de renda levaria, em 2050, a um incremento das emissões de GEE pelos sistemas alimentares de 87% em relação aos resultados encontrados em 2010 (SPRINGMANN et al., 2018). Esta questão evidencia a necessidade de mitigação das mudanças climáticas e tais medidas mitigatórias podem ser realizadas dentro dos próprios sistemas alimentares.

Dentre as medidas nos sistemas alimentares com potencial de reduzir as emissões de GEE, estão: mudança de dieta; inovações tecnológicas, como tecnologia genética, automatização de processos e agricultura de precisão; agroecologia; e incentivo aos alimentos emergentes, como insetos, algas, produtos à base de plantas e agricultura celular. Além disso, a diminuição da perda e desperdício de alimentos, embalagens inteligentes, eficiência energética e transportes alternativos também são medidas com potencial de mitigar as emissões de GEE (BABIKER et al., 2022).

O Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) aponta no Relatório de Lacuna de Emissões (Emission Gap Reports) que essas medidas podem ser divididas em quatro categorias: mudanças no lado da demanda, proteção dos ecossistemas naturais, melhorias na produção de alimentos na etapa da fazenda e descarbonização da cadeia de abastecimento dos alimentos. A primeira categoria se daria através da mudança de dieta e redução na perda e desperdício de alimentos, enquanto a segunda ocorreria com a redução do desmatamento e da degradação de terras para a agricultura. Na etapa da fazenda, exemplificam-se a alteração da composição das rações animais e a melhoria do gerenciamento de dejetos animais. Por fim, quanto ao restante da cadeia, os autores apontam para as oportunidades relacionadas ao uso de combustível, processos industriais, e gestão de resíduos e embalagens (UNEP, 2022).

Nesse sentido, estima-se que as mudanças no lado da demanda através de uma mudança de dieta têm um potencial de mitigação anual que varia de 0,7 a 8 GtCO₂ eq. O maior potencial de mitigação ocorreria na mudança para uma dieta vegana, seguida pela vegetariana, flexitariana e saudável. Há potencial de mitigação também através da adoção de uma dieta pescetariana e de uma dieta mediterrânea. Por outro lado, as mudanças no lado oferta, através tanto da redução de emissões pelos cultivos e gados quanto pelos sequestros de carbono por solos e biomassas apresentam potencial de mitigação de 2,3 a 9,6 GtCO₂ eq por ano (MBOW et al., 2019).

SPRINGMANN et al. (2018) também estimaram o potencial de mitigação de algumas medidas nos sistemas alimentares. No lado da oferta, as mudanças tecnológicas, que aumentam a eficiência da produção, possibilitariam reduções dos impactos ambientais entre 3% e 30% em cenários de média ambição e entre 11% e 54% em cenários de alta ambição. No lado da demanda, a mudança de dieta para dietas saudáveis reduziria as emissões de GEE em 29%, enquanto a adoção de dietas à base de plantas teria potencial de mitigação de 56%.

Vale ressaltar que algumas das medidas de mitigação apresentam elevada sinergia com a adaptação às mudanças climáticas e geram benefícios simultâneos aos meios de subsistência, à biodiversidade, às águas, ao setor energético e à saúde da população (ROSENZWEIG et al., 2020). Na pré-produção, a adoção de práticas agroecológicas pode reduzir a necessidade de insumos emissores de GEE, ao mesmo tempo que podem aumentar a resiliência dos sistemas para choques futuros, diminuindo os riscos do agricultor. No consumo, as mudanças de dieta geram benefícios também à saúde da população e podem se encaminhar ao consumo de alimentos cujos sistemas produtivos são adequados ao clima futuro. Por fim, as medidas de mitigação relacionadas à redução da perda e do desperdício de alimentos aumenta a disponibilidade de alimentos (NILES et al., 2018).

O relatório do PNUMA aponta também para os principais atores que podem proporcionar a aceleração das mudanças nos sistemas alimentares visando a mitigação das emissões de GEE, como governos nacionais, governos locais, setor privado, sociedade civil e academia. Dentre as soluções potenciais dos governos nacionais está a possibilidade de integrar o baixo carbono nas diretrizes alimentares e dietéticas nacionais. Já os governos locais podem possibilitar a articulação entre áreas urbanas e rurais. Os autores apontam para o papel do setor privado em monitorar seu progresso em relação aos compromissos ambientais e divulgá-lo, enquanto a sociedade civil pode contribuir através de campanha sociais, currículos escolares e trabalhos de ONG relacionados à temática. Por fim, cabe à academia fortalecer a interface com as políticas públicas e monitorar de forma independente os progressos relacionados às metas das políticas alimentares (UNEP, 2022).

Apesar de a revisão de literatura ter evidenciado o aumento na abordagem das emissões de GEE pelos alimentos, da contribuição às mudanças climáticas pelos sistemas

alimentares e das medidas potenciais de mitigação, estes estudos focaram, em geral, no contexto europeu e utilizaram dados relativos ao hemisfério norte. Embora encontrem-se extensas base de dados relacionadas às emissões de GEE pelos alimentos (CRIPPA et al., 2022), existe uma lacuna de conhecimento relativa à América Latina e ao Brasil, importante produtor de alimentos agrícolas e agropecuários.

Tratando-se do contexto brasileiro, tal questão é de extrema relevância, visto que os setores do país de agricultura e uso da terra são responsáveis por 27% e 46% das emissões nacionais, respetivamente. Dentro do setor agrícola, a fermentação entérica é responsável por 65% das emissões. Isso torna-se ainda mais significativo, visto que o país é o quinto maior emissor de GEE: o Brasil emitiu em 2020 cerca de 2,16 bilhões de tCO₂ eq, o que representa aproximadamente 3,2% das emissões globais. Além disso, as emissões brutas brasileiras aumentaram em 9,5% em 2020 em relação ao ano anterior e em 23,2% em relação a 2010 (SEEG, 2021).

Nesse sentido, são necessários estudos a respeito das medidas mitigadoras de emissão de GEE nos sistemas alimentares brasileiros. Estas medidas podem ser no lado da oferta, através de mudanças nos sistemas produtivos (GAMA, 2022), ou no lado da demanda, através da mudança de dieta brasileira. No entanto, não foram encontrados, nesta revisão bibliográfica, estudos a respeito do potencial de mitigação da mudança alimentar brasileira.

2.2 Impactos Ambientais e Sistemas Alimentares

É importante ressaltar que os impactos ambientais dos sistemas alimentares não estão limitados às mudanças climáticas e podem estar associados ao uso do solo e consumo de água, bem como à liberação de compostos para estes meios. Esses impactos são importantes, pois afetam diretamente os serviços da natureza que trazem benefícios às pessoas, conhecidos como serviços ecossistêmicos. Existem quatro diferentes categorias dos serviços ecossistêmicos: de provisão, em que os produtos são obtidos diretamente da natureza, como alimentos e água; de regulação, em que os processos de regulação trazem benefícios, como regulação climática e polinização; culturais, que são aqueles não materiais, como estética e lazer; ou de suporte, que são aqueles que auxiliam outros serviços ecossistêmicos, como ciclagem de nutrientes e produção de oxigênio (PEREIRA; DAVID COOPER, 2006).

Apesar da referência aos benefícios às pessoas ao se tratar dos serviços ecossistêmicos, estes também estão atrelados ao funcionamento dos ecossistemas, proteção dos recursos naturais e manutenção da biodiversidade, como os serviços de regulação e suporte. Isto posto, o Relatório de Riscos Globais aponta que a crise de recursos naturais está entre os dez principais riscos globais a curto e longo prazo, enquanto a perda de biodiversidade e o colapso dos ecossistemas configuram o quarto principal risco em um período de dez anos (WEF, 2023).

Ademais, ao se tratar de sistemas alimentares e serviços ecossistêmicos, é importante frisar que a resiliência daqueles depende destes. Em um contexto de aquecimento global, um suporte insuficiente dos serviços ecossistêmicos agrava os impactos climáticos aos sistemas alimentares. Dentre as contribuições dos serviços ecossistêmicos à resiliência dos sistemas alimentares estão as capacidades de antecipação as situações de crise, prevenção a estresses e choque, absorção às mudanças, adaptação aos fatores externos e transformação do sistema (VARYVODA; TAREN, 2022).

VARYVODA; TAREN (2022) trazem como exemplos relacionados à capacidade de antecipação os processos de polinização, intemperismo, regulação química da água e regulação climática. Entre os exemplos de prevenção estão o controle da erosão, o ciclo hidrológico e regulação do fluxo d'água. Biorremediação e processos de diluição pela atmosfera e corpos d'água são exemplos de absorção, enquanto os exemplos de adaptação estão relacionados às variedades agroecológicas que podem ser utilizadas para diversificar as dietas e fornecer nutrientes. Por fim, a capacidade de transformação aborda o uso das propriedades dos ecossistemas para outros fins relacionados aos sistemas alimentares, como o uso de energias renováveis.

Nesse sentido, é possível observar o crescimento de estudos na literatura que abordam os impactos dos sistemas alimentares aos serviços ecossistêmicos. Dentre estes impactos, destaca-se a pressão sobre o uso do solo, a acidificação do solo, a eutrofização da água e o consumo de água. As contribuições dos alimentos para esses cinco impactos foram avaliadas por CLARK et al. (2019) e POORE; NEMECEK (2018). CLARK et al. (2022) avaliou o impacto de 57 mil produtos de alimentos para quatro desses indicadores, excluindo a acidificação do solo. Por sua vez, TAKACS et al. (2022) avaliou os impactos de refeições prontas para as mudanças climáticas, acidificação do solo e eutrofização e consumo de água.

Quanto à pressão sobre o uso do solo, as atividades agropecuárias demandam extensas áreas de terra, além de frequentemente impulsionarem mudanças no uso do solo. De fato, o sistema agrícola ocupa aproximadamente 43% de toda a área terrestre mundial que não está coberta por deserto ou geleiras e os alimentos que mais demandam terras para a sua produção são a carne de carneiro e cordeiro (369,8 m²/kg de alimento) e a carne bovina (326,2 m²/kg de alimento). Os laticínios apresentam significativo impacto, com a produção de queijo requerendo 87,8 m²/ por quilo. Por outro lado, as leguminosas apresentam pegada do uso do solo igual 15,6 m² por quilo de alimento e as frutas e verduras demandam, em média, 0,8 m² por quilo produzido (POORE; NEMECEK, 2018).

Em seguida, outro impacto sobre o solo é o processo de acidificação. Cerca de 32% de toda acidificação terrestre global está relacionada aos sistemas alimentares, devido principalmente à etapa de produção, que gera 79% das emissões de óxido de enxofre. O rebanho leiteiro é o principal responsável pelo impacto, gerando 343,6 g SO₂ eq por quilo de alimento. O gado bovino é o segundo alimento que mais contribui para a acidificação do solo, apresentando 318,8 g SO₂ eq a cada quilo de alimento. A produção de queijo gera 165,5 g SO₂ eq por quilo, enquanto o quilo das demais carnes apresenta em média emissão de 128 g SO₂ eq. Novamente, as leguminosas apresentam valores menos significativos (22,1 g SO₂ eq/kg de alimento), enquanto as frutas e verduras apresentam as menores emissões (em média 7,0 g SO₂ eq/kg de alimento) (POORE; NEMECEK, 2018).

CLARK et al. (2019) encontram resultados similares, apontando a produção de carne bovina como a que mais impacta o uso do solo e acidificação do solo. Os laticínios são o terceiro alimento com maior potencial de uso do solo e o quarto quando se refere à acidificação desse meio. As aves estão à frente dos laticínios no uso do solo, mas logo atrás desses quanto ao potencial de acidificação. Para os dois indicadores, os autores encontraram valores médios para os peixes, ovos, nozes e leguminosas e os impactos menos significativos na produção de vegetais, frutas e cereais.

Os processos relacionados aos sistemas alimentares também liberam fosfatos para os corpos hídricos, levando ao impacto de eutrofização da água. Aproximadamente 78% da eutrofização da água total está relacionada com os sistemas alimentares e, desta parcela, a etapa de produção é responsável por 95% das emissões. Os principais alimentos que contribuem para este impacto são: o rebanho bovino (365,3 g PO₄³⁻ eq/kg de

alimento), gado bovino (301,4 g PO₄³⁻ eq/kg de alimento), peixes (235,1 g PO₄³⁻ eq/kg de alimento) e crustáceos (227,2 g PO₄³⁻ eq/kg de alimento). As leguminosas emitem 17,1 g PO₄³⁻ eq por quilo, enquanto as frutas e verduras geram em média 3,5 g PO₄³⁻ eq por quilo (POORE; NEMECEK, 2018). Os resultados encontrados por CLARK et al. (2019) também apontam para o elevado potencial de eutrofização da produção de carne bovina e peixes.

Por fim, o consumo de água também é impactado pelos sistemas alimentares. A irrigação é responsável por, aproximadamente, dois terços das retiradas de água doce globalmente (POORE; NEMECEK, 2018), e no Brasil esta parcela é igual a 50% (ANA, 2022). O alimento que mais impacta o consumo de água na sua produção é o queijo, que demanda 5,6 m³ por quilo de alimento. Em seguida, destacam-se as nozes (4,1 m³/kg de alimento), os peixes (3,7 m³/kg de alimento), os crustáceos (3,5 m³/kg de alimento) e o rebanho leiteiro (2,7 m³/kg de alimento). O gado bovino demanda 1,5 m³ por quilo de alimento, enquanto um quilo de carne suína necessita de 1,8 m³ para sua produção e um quilo de aves consome 0,6 m³. As leguminosas requerem 0,4 m³ por quilo de alimento e as frutas e verduras consomem, em média, 0,2 m³ por quilo (POORE; NEMECEK, 2018). Para CLARK et al. (2019), o alimento que mais impacta no consumo de água é a carne bovina, mas os autores também apontam a contribuição das nozes, laticínios e peixes neste indicador.

Ao tratar da relação entre os sistemas alimentares e os impactos ambientais, é importante também avaliar a contribuição dos alimentos processados, compostos por mais de um ingrediente, visto que estes estão presentes de forma significativa nas dietas. Tanto produtos à base de carne vermelha e cordeiro, como refeições prontas feitas com carne (como lasanhas e *chilli*) apresentam impactos ambientais mais significativos que produtos substitutos e refeições prontas vegetarianas e veganas. Produtos de carne de frango, assim como refeições prontas de frango, não são tão impactantes quanto aqueles que contêm carne bovina, mas contribuem mais para as questões ambientais do que as opções vegetarianas e veganas (CLARK et al., 2022; TAKACS et al., 2022).

De forma geral, é possível identificar uma relação entre os quatro impactos ambientais tratados nesta seção e as emissões de GEE tratados na seção 2.1. CLARK et al. (2022) afirma que se um alimento apresenta um baixo impacto ambiental em um dos indicadores, ele provavelmente terá baixos impactos nos outros indicadores. Da mesma

maneira, TAKACS et al. (2022) encontrou menores valores dos impactos ambientais para as refeições à base de plantas, em todos os indicadores analisados.

Tal relação pode ser observada também nos resultados encontrados por POORE; NEMECEK (2018) e CLARK et al. (2019). Alimentos com baixo impacto ambiental, como verduras, frutas, cereais, apresentaram os menores valores nos cinco indicadores analisados pelos autores, enquanto outros alimentos, como as carnes e laticínios, contribuíram de forma significativa para todos os indicadores. No entanto, existem algumas exceções observadas por POORE; NEMECEK (2018), como é o caso do arroz e das nozes, que apresentam elevados consumos de água, porém pequenas contribuições nos outros indicadores. É válido destacar também os peixes e crustáceos, que apresentam elevado consumo e potencial de eutrofização da água, valores altos de acidificação do solo e emissão de GEE, porém baixo uso do solo.

Isto posto, são necessárias medidas de mitigação, dentro dos sistemas alimentares, dos impactos ambientais anteriormente explicitados visando diminuir os riscos sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. Tal questão é importante não somente pelas atuais demandas por terra e água e contribuições para acidificação do solo e eutrofização da água, mas também pela estimativa no aumento desses impactos. SPRINGMANN et al. (2018) prevê em 2050, em relação aos níveis de 2010, um aumento de 67% no uso da terra, 65% no uso de água azul, 54% na aplicação de fósforo e 51% na aplicação de nitrogênio.

De forma análoga ao detalhado na seção 2.1, existe uma lacuna de conhecimento quanto aos impactos ambientais dos sistemas alimentares brasileiros. Alguns estudos abordaram os impactos ambientais dos alimentos consumidos no Brasil, como consumo de água e uso da terra, porém indicaram que foram utilizados dados de base de dados já consolidadas que não possuíam informações referentes ao contexto brasileiro (GARZILLO et al., 2019; TRAVASSOS; DA CUNHA; COELHO, 2020). Nesse sentido, faltam estudos que considerem as formas de produção brasileiras e os insumos utilizados no país para o cálculo dos impactos ambientais dos alimentos produzidos nacionalmente.

2.3 Avaliação do Ciclo de Vida e Mudança de Dieta

Os impactos ambientais significativos dos sistemas alimentares apontam para a necessidade de atentar-se aos hábitos alimentares e as possibilidades de mitigação dentro

desta atividade. Tal questão é ainda mais relevante, visto que diferentes alimentos apresentam distintas pegadas de carbono, de uso do solo, ecológicas e hídrica. No tocante às mudanças climáticas, por exemplo, uma diminuição gradual de 50% do consumo de carne mundial até 2050 reduziria as emissões globais de gás metano em 13 GtCO₂ eq anuais entre 2011 e 2050 (CUNHA, 2019).

Nesse sentido, pesquisas sobre os impactos ambientais das dietas alimentares cresceram nos últimos anos (ALEKSANDROWICZ et al., 2016; AUESTAD; FULGONI III, 2015). Vários estudos avaliaram as contribuições das atuais dietas e de possíveis dietas alternativas ao redor do mundo: Alemanha (TREU et al., 2017), Argentina (ARRIETA; GONZÁLEZ, 2018), Canadá (VEERAMANI; DIAS; KIRKPATRICK, 2017), China (SONG et al., 2017), Espanha (BATLLE-BAYER et al., 2019; CASTAÑÉ; ANTÓN, 2017), Holanda (VAN DE KAMP et al., 2018) e Itália (ROSI et al., 2017). Para a Inglaterra, TAKACS et al. (2022) abordaram o impacto da mudança através da avaliação de refeições prontas de origem animal e à base de plantas. No caso do Brasil, a relação entre dietas e impactos ambientais também foi abordada na literatura (AGUIAR et al., 2021; GARZILLO et al., 2019; TRAVASSOS; DA CUNHA; COELHO, 2020), porém apenas para as dietas convencionais.

Dentre esses estudos, foram diversas as mudanças de dieta analisadas, como: dietas saudáveis (ARRIETA; GONZÁLEZ, 2018; BATLLE-BAYER et al., 2019; VAN DE KAMP et al., 2018), dieta orgânica (TREU et al., 2017) e mediterrânea (CASTAÑÉ; ANTÓN, 2017). Outros estudos abordaram a exclusão de alimentos e substituições, como dietas sem carne de ruminantes (ARRIETA; GONZÁLEZ, 2018), dietas pescetariana (VEERAMANI; DIAS; KIRKPATRICK, 2017), vegetarianas e veganas (ARRIETA; GONZÁLEZ, 2018; ROSI et al., 2017; VEERAMANI; DIAS; KIRKPATRICK, 2017).

Para avaliar os impactos ambientais das várias dietas, vários desses estudos utilizaram a metodologia de ACV (BATLLE-BAYER et al., 2019; VEERAMANI; DIAS; KIRKPATRICK, 2017). Outros estudos utilizaram dados de Inventário de Ciclo de Vida (ICV), mas não aplicaram a metodologia, como é o caso dos estudos encontrados para o Brasil (AGUIAR et al., 2021; GARZILLO et al., 2019; TRAVASSOS; DA CUNHA; COELHO, 2020) e outros encontrados na literatura (ARRIETA; GONZÁLEZ, 2018; CASTAÑÉ; ANTÓN, 2017; ROSI et al., 2017; TREU et al., 2017).

2.3.1 A Metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida

A ACV é uma metodologia que avalia múltiplos impactos ambientais de um sistema ou produto a partir de uma perspectiva cíclica, considerando todos os processos necessários na produção do objeto estudado. A metodologia tem uma natureza quantitativa e calcula as contribuições dos produtos ou sistemas para diversas categorias de impactos ambientais, como mudanças climáticas, uso de água doce, ocupação e transformação do solo, eutrofização da água, impactos à saúde humana e uso de recursos naturais não renováveis (HAUSCHILD; ROSENBAUM; OLSEN, 2018).

A metodologia segue duas normas da Organização Internacional de Normalização (ISO): ISO 14040 e ISO 14044. A ACV é dividida em quatro etapas, sendo elas: 1) definição dos objetivos e do escopo; 2) análise do inventário; 3) avaliação dos impactos; e 4) interpretação. As quatro etapas não são lineares e interagem entre si, de forma que a execução da ACV é um processo iterativo (HAUSCHILD; ROSENBAUM; OLSEN, 2018). Na Figura 1 estão ilustradas as quatro etapas da ACV.

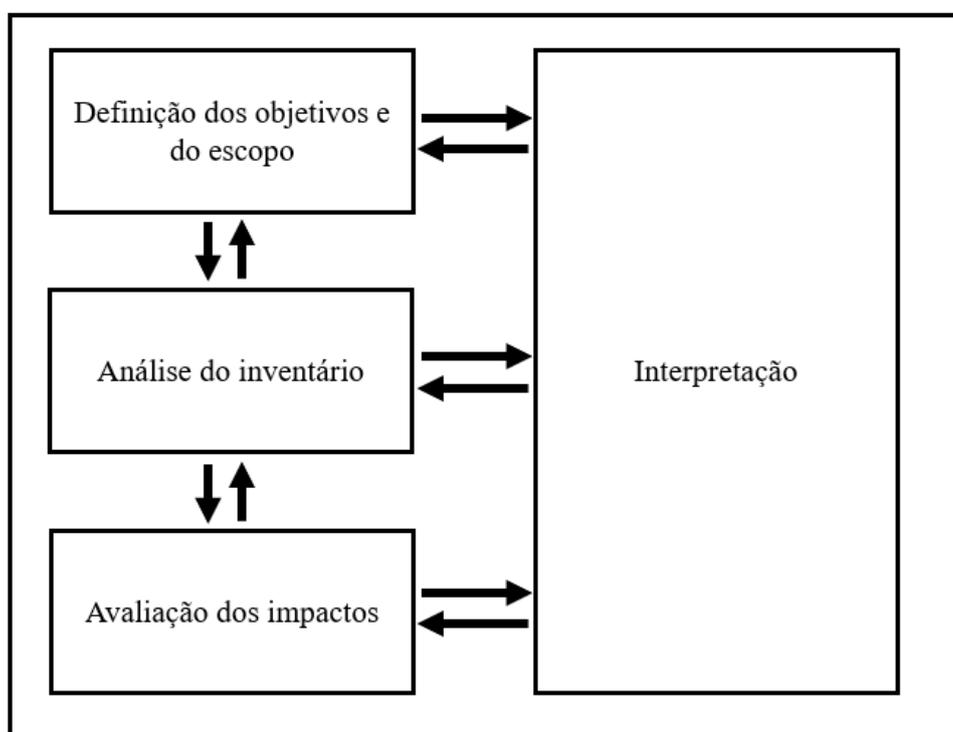


Figura 1. Fases da Avaliação do Ciclo de Vida.

Fonte: elaboração própria, adaptado de HAUSCHILD; ROSENBAUM; OLSEN (2018).

A definição dos objetivos descreve o contexto da ACV e é a base para a definição do escopo. Este abrange a escolha da unidade funcional, unidade do produto ou sistema

avaliado, definição das fronteiras do sistema, delimitando os processos analisados na ACV, seleção dos parâmetros ambientais avaliados e a perspectiva aplicada à metodologia. Esta pode ser atribucional, que avalia os impactos associados somente com a atividade ou produto em questão, ou consequencial, que inclui também os impactos devido à escolha de uma alternativa em detrimento de outra (HAUSCHILD; ROSENBAUM; OLSEN, 2018)

Em seguida, a etapa de inventário consiste em coletar os fluxos de entrada e de saída do produto ou sistema avaliado, como recursos, materiais, subprodutos, produtos e emissões. Estes fluxos são calculados para a unidade funcional escolhida na etapa anterior. A terceira etapa é a avaliação dos impactos, que calcula os impactos ambientais gerados a partir dos fluxos de inventário, através de modelos de cálculo (HAUSCHILD; ROSENBAUM; OLSEN, 2018).

Por último, na etapa de interpretação, que está relacionada com todas as três etapas anteriores, é feita a interpretação do inventário e dos resultados da avaliação dos impactos. É feito um processo iterativo, no qual são revistos os objetivos, escopo e inventário, a partir dos resultados obtidos, visando refinar a ACV. Nesta etapa, podem ser realizadas análises de sensibilidade e incerteza para orientar a interpretação dos resultados e avaliar a sua robustez (HAUSCHILD; ROSENBAUM; OLSEN, 2018).

2.3.2 O Uso da Avaliação do Ciclo de Vida na Avaliação de Mudanças de Dietas

Nos últimos anos, a ACV tem sido amplamente utilizada para avaliar sistemas agrícolas e atividades relacionadas ao processamento de alimentos. Além disso, alguns autores utilizaram a metodologia para avaliar os impactos relacionados à perda e desperdício de alimentos. Nesse sentido, o uso da ACV nesses estudos proporcionou identificar os impactos ambientais dos alimentos, dietas e sistemas alimentares, possibilitando a comparação entre alternativas da cadeia de produção e abastecimento, gerenciamento de resíduos e dietas alimentares (CUCURACHI et al., 2019; NOTARNICOLA et al., 2017).

No entanto, os resultados das ACV podem variar a depender das premissas adotadas em cada estudo, das unidades funcionais definidas, das etapas incluídas nas fronteiras do sistema e dos métodos de alocação utilizados. Ao avaliar o impacto das dietas, pode ser

utilizada a UF de uma cesta de alimentos representativos, como em BATLLE-BAYER et al. (2019), LASO et al. (2018) e VEERAMANI; DIAS; KIRKPATRICK (2017). Por outro lado, outros estudos consideraram como UF uma porção do alimento consumido (CLARK et al., 2019) ou uma refeição pronta (SMETANA et al., 2015; TAKACS et al., 2022), ao comparar diferentes alternativas. Ainda, ao avaliar os impactos de alimentos, pode ser utilizada a UF de um quilo de alimento pronto para ser consumido ou pelas calorias e proteínas fornecidas (POORE; NEMECEK, 2018) ou pelo peso da carcaça do animal, como em CHERUBINI et al. (2015) e GAMA (2022).

As fronteiras dos sistemas escolhidas também podem variar. Alguns autores avaliaram desde a produção até o consumo, como BATLLE-BAYER et al. (2019) e SMETANA et al. (2015). Outros estudos incluíram todas as etapas de produção, excluindo o consumidor final, como POORE; NEMECEK (2018) e TREU et al. (2017). TAKACS et al. (2022), por sua vez, consideraram as etapas de produção dos ingredientes, distribuição, armazenamento e preparo das refeições. Já CHERUBINI et al. (2015), que avaliou o impacto da produção dos porcos, contemplaram desde a produção agrícola dos insumos até o abatedouro.

Por fim, outro fator importante de se considerar na ACV é o método de alocação dos impactos ambientais quando um processo gera mais de um produto, conforme demonstrado por WEILER et al. (2014) ao avaliar o ciclo de vida dos rebanhos leiteiros no Kenya. BATLLE-BAYER et al. (2019) e CHERUBINI et al. (2015) optaram por utilizar tanto a alocação mássica quanto a econômica em seus estudos, enquanto POORE; NEMECEK (2018) optaram somente pela econômica. Já SMETANA et al. (2015) escolheram apenas a alocação mássica.

A revisão da literatura acerca das alocações econômicas realizada por WILFART et al. (2021) indicou que dentre as vantagens de uma alocação física, como a mássica, estão a existência de dados robustos e estáveis ao longo do tempo e o fato de poder ser aplicada na ausência de mercados. Já a escolha pela alocação econômica reflete as demandas socioeconômicas e é mais racional em sistemas onde são produzidas grandes quantidades de subprodutos de baixo valor econômico. Apesar da alocação econômica ser a última recomendada pelas normas ISO e os preços flutuarem ao longo do tempo e entre países, a revisão realizada pelos autores indicou que esta é mais recomendada para a avaliação de produtos agropecuários.

2.3.3 As Mudanças de Dieta Avaliadas

De forma geral, os estudos encontrados na literatura demonstraram que reduzir o consumo de produtos de origem animal possibilita diminuir os impactos ambientais (CUCURACHI et al., 2019). Os estudos de CLARK et al. (2022, 2019), POORE; NEMECEK (2018) e TAKACS et al. (2022), explicitados nas seções 2.1 e 2.2, corroboram com a percepção de que existe um potencial de mitigação dos impactos ambientais a partir de uma mudança de hábitos alimentares.

Além disso, esta mudança de dieta está associada a benefícios para a saúde pública, visto que alimentos mais saudáveis, como cereais integrais, frutas, vegetais, leguminosas, nozes e azeite, tendem a apresentar os menores impactos ambientais, enquanto as comidas que resultam nas maiores pegadas ambientais, como carne bovina, estão relacionadas a um maior risco à saúde humana. O peixe, todavia, é uma exceção, pois é considerado um alimento saudável e apresenta maiores impactos que vegetais e legumes, porém sua emissão de GEE e demais impactos ambientais são significativamente menores que os gerados na produção de carne bovina (CLARK et al., 2019).

Nesse sentido, a EAT-Lancet Commission define dietas saudáveis como aquelas que fornecem as calorias necessárias e se baseiam em alimentos à base de plantas diversificados, gorduras insaturadas e baixo consumo de produtos de origem animal, grãos refinados, alimentos processados e açúcares. A comissão aponta que é essencial a adoção de dietas saudáveis para o alcance dos ODS e do Acordo de Paris, a partir de uma redução global maior que 50% no consumo de alimentos não saudáveis, como o consumo excessivo de carne vermelha e produtos derivados de açúcar, e um aumento em mais de 100% na ingestão de nozes, frutas, vegetais e leguminosas (WILLETT et al., 2019).

Dietas saudáveis estão também relacionadas ao consumo mínimo de micro e macronutrientes, e uma quantidade desejada de calorias. Segundo a EAT-Lancet Commission, uma quantidade ideal para um homem de 30 anos e 70 quilogramas ou uma mulher de 30 anos e 60 quilogramas que realizam atividade física moderada a alta é a ingestão de 2500 kcal por dia e 56 e 48 gramas de proteína por dia, respectivamente. A diferença na ingestão de proteínas se dá, pois esta é calculada como 0,8 gramas de proteína por quilograma de peso corporal (WILLETT et al., 2019).

Assim, a discussão sobre mudança de hábitos alimentares está atrelada às quantidades de nutrientes, em especial proteínas, oferecidas pelas dietas, especialmente pelo fato de os alimentos de origem animal serem fontes proteicas significativas. Nesse sentido, pesquisas sobre alimentos alternativos ricos em proteína têm surgido no mercado, como demonstram estudos do The Good Food Institute Brasil (PORTO; BERTI, 2022; SILVA; TANIWAKI; SÁ, 2022). Paralelamente, os impactos destes alimentos alternativos vêm sendo estudados cada vez mais na literatura (CIANI et al., 2021; FINNIGAN et al., 2019; HASHEMPOUR-BALTORK et al., 2020; KIM et al., 2019; MATTICK et al., 2015; SMETANA et al., 2015; TUOMISTO; TEIXEIRA DE MATTOS, 2011).

Além das opções à base de produtos vegetais com elevado teor proteico, como as leguminosas, existem outros alimentos, à base de insetos ou de produtos proteicos sintéticos, que podem ser utilizados como substitutos aos alimentos de origem animal. Segundo MBOW et al. (2019), estes alimentos podem favorecer a transição para dietas mais saudáveis e sustentáveis, porém existem incertezas sobre sua pegada de GEE e aceitabilidade.

Uma das possíveis proteínas alternativas é a carne fermentada, produzida a partir do cultivo de microrganismos. Neste processo, os microrganismos cultivados processam um alimento ou ingrediente, possibilitando o seu crescimento e a utilização da sua biomassa como fonte de proteína ou para incorporação em outros produtos à base de plantas ou alternativos. Os agentes de fermentação podem ser bactérias, fungos ou algas, e podem ser realizados três processos diferentes: fermentação tradicional, utilizada na produção do *tempeh*¹; fermentação para produção de biomassa, que produz a micoproteína; e fermentação de precisão, que gera ingredientes como aromas, gorduras e vitaminas (SILVA; TANIWAKI; SÁ, 2022).

Outra proteína alternativa é a carne cultivada, produzida a partir do cultivo de células-tronco animais, que são multiplicadas de forma sucessivas, diferenciadas e maturadas em biorreatores, de forma a reproduzir o perfil sensorial e nutricional convencional. Estas tecnologias vêm sendo desenvolvidas por startups, porém a maioria enfrenta o desafio de ultrapassar o estágio de planta piloto e ampliar a escala de produção

¹ Alimento amplamente comercializado, produzido a partir da fermentação do micélio fúngico nos grãos de soja (SILVA; TANIWAKI; SÁ, 2022).

visando a produção comercial competitiva até 2030. O primeiro país a consolidar o mercado da agricultura celular e aprovar a comercialização da carne cultivada foi Singapura (PORTO; BERTI, 2022). Assim, a carne cultivada é promissora, mas se encontra ainda nos estágios iniciais, com desafios tecnológicos, de aceitação dos consumidores e relacionados às políticas e aos sistemas regulatórios (STEPHENS et al., 2018).

Alguns dos estudos previamente mencionados avaliaram os impactos ambientais das alternativas proteicas utilizando a metodologia de ACV. Os autores encontraram, para a carne fermentada, uma pegada de carbono de aproximadamente 5,85 kg CO₂ eq por quilo de alimento e uso do solo próximo a 0,8 m² por quilo (SMETANA et al., 2015). Para a carne cultivada, as emissões de GEE variaram entre 2,07 kg CO₂ eq por quilo de alimento (TUOMISTO; TEIXEIRA DE MATTOS, 2011), 7,5 kg CO₂ eq por quilo de alimento (MATTICK et al., 2015) e 24,3 kg CO₂ eq por quilo de alimento (SMETANA et al., 2015). Esses autores encontraram para a pegada do uso do solo valores que variaram entre 0,2, 0,58 e 5,5 m² por quilo de alimento.

Ainda para a carne cultivada, MATTICK et al. (2015) apontaram potencial de acidificação do solo igual a 70,2 g SO₂ eq por quilo de carne cultivada e eutrofização da água próximo a 7,9 g PO₄ eq por quilo. Ademais, TUOMISTO; TEIXEIRA DE MATTOS (2011) indicaram que a produção de 1 quilo de carne cultivada necessita de cerca de 0,44 m³ de água. Além dessas duas proteínas alternativas, outra possibilidade de substituição é o uso de insetos na alimentação. Estes apresentam pegada de carbono de, em média, 2,93 kg CO₂ eq por quilo de alimento e uso do solo próximo a 1,51 m² por quilo (SMETANA et al., 2015).

2.4 Perda e Desperdício de Alimentos

Ao estudar os sistemas alimentares e seus impactos, é importante contemplar também a perda e o desperdício de alimentos que ocorrem ao longo da cadeia de produção e abastecimento, e que por vezes são negligenciados. A perda de alimentos é caracterizada como todos os alimentos que saem da cadeia de abastecimento de alimentos desde a pós-colheita até o varejo (FAO, 2019).

Atualmente, cerca de 14% de todo o alimento produzido é perdido, sendo que na América Latina este valor é de 12,3%. A maior perda ocorre no grupo de tubérculos,

raízes e oleaginosas, nos quais cerca de 25% da produção é perdida, seguido das frutas e vegetais, cuja perda é de 22%. Os produtos de origem animal apresentam porcentagem de perda próxima à 12%, enquanto os cereais e leguminosas são os alimentos com a menor parcela de perda: 8% (FAO, 2019, 2022b).

São diversos os fatores que impulsionam as perdas ao longo da cadeia de produção dos alimentos. SPANG et al. (2019) realizou uma extensa revisão bibliográfica e compilou os principais impulsionadores, para os quais há alta evidência e elevada concordância, como condições macroeconômicas, políticas e normas socioculturais, e pressões, como ações, escolhas e práticas, que levam à perda de alimentos. Na etapa de produção, os fatores ambientais, como clima, pestes e doenças, e as condições de mercado, como padrões de comercialização e disponibilidade de mão de obra, são os principais impulsionadores. Dentre as pressões, destaca-se as perdas no campo dos alimentos que não atendem aos padrões de qualidade, técnicas de colheita ineficientes e atraso na colheita.

Nas etapas de processamento, transporte, armazenamento e empacotamento a falta de investimento financeiro nas estruturas, tecnologias e capital humano é o principal impulsionador da perda de alimentos. Ao mesmo tempo, as perdas dos alimentos que não atendem aos padrões de qualidade no empacotamento e processamento, uma infraestrutura de transporte inadequada sem resfriamento e um armazenamento não refrigerado ou não vedado de forma adequada são pressões que aumentam as quantidades de alimentos perdidos (SPANG et al., 2019).

Por sua vez, o desperdício de alimentos é definido como todo alimento e suas partes não comestíveis que são removidos da cadeia de abastecimento de alimentos nos setores de varejo, serviços alimentares e domicílios. Cerca de 931 milhões de toneladas de alimentos foram desperdiçadas mundialmente em 2019, o que representa aproximadamente 17% dos alimentos produzidos. O setor residencial é o responsável pelo desperdício, visto que 11% dos alimentos produzidos não são utilizados nos domicílios. Os serviços alimentares desperdiçam 5% do total produzido, enquanto o varejo contribui com a parcela de 2% (UNEP, 2021).

SPANG et al. (2019) encontrou na literatura os impulsionadores e as pressões sobre as etapas da cadeia de abastecimento que intensificam o desperdício de alimentos. Para estas etapas, os resultados encontrados apresentam elevada concordância na literatura,

porém baixas evidências. Na venda por atacado e varejo, os impulsionadores principais são os padrões de mercado, como demanda por produtos de alta qualidade e aparência desses alimentos, e padrões socioculturais, como a escolha por produtos de apresentação atrativa, descontos e ofertas e expectativas quanto aos tamanhos das porções. Dentre as pressões, tem-se a incerteza na previsão da demanda, ineficiências logísticas e avarias técnicas.

O desperdício ocorre também nos serviços alimentares, como restaurantes. Nestes, além dos impulsionadores da etapa de varejo, há também a possibilidade de envelhecimento biológico dos alimentos e normas alimentares. Dentre as pressões, destacam-se as ineficiências não planejadas, como gerenciamento do estoque e o comportamento dos consumidores, quanto às escolhas e preferências, apetite e tamanho das porções e gerenciamento das sobras (SPANG et al., 2019).

Por fim, o desperdício nos domicílios também é impulsionado pelos padrões de mercado e socioculturais. Além disso, o gerenciamento dos alimentos, a partir do planejamento, compras, armazenamento e programação das refeições, a percepção sobre as comidas, que contempla determinar se o alimento ainda é seguro para ingestão, avaliar quais partes são comestíveis e gerenciar as sobras, e o empacotamento, que influencia na vida útil dos alimentos, são pressões para o aumento do desperdício domiciliar (SPANG et al., 2019).

Segundo a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) cerca de 41,6 kg de alimentos são desperdiçados por habitante a cada ano (PORPINO et al., 2018). No entanto, o PNUMA acredita que este valor é subestimado, sendo considerado igual a 60 kg per capita ao ano. Assim, um total de cerca de 12,5 milhões de toneladas de alimento seriam desperdiçadas por ano no país (UNEP, 2021).

Tal questão é relevante, visto que 31% dos alimentos produzidos ao redor do mundo não estão sendo aproveitados, enquanto cerca de 9,8% da população mundial passa fome (FAO et al., 2023). Na América Latina este dado é de 8,6%, ao passo que 40,6% da população foi afetada pela insegurança alimentar moderada ou severa (FAO et al., 2023). No contexto brasileiro, cerca de 33,1 milhões de pessoas enfrentam a fome e 58,7% da população se encontram sob algum nível de insegurança alimentar (PENSSAN, 2022).

A perda e o desperdício de alimentos impactam também nas questões ambientais, sendo responsáveis por cerca de 8% a 10% dos GEE emitidos no mundo (MBOW et al., 2019). Quanto mais ao final da cadeia de abastecimento for o desperdício, maior a quantidade de GEE associado, visto que os gases emitidos por alimento se acumulam ao longo das etapas de produção (FAO, 2019). De forma análoga, parte dos impactos no solo e na água produzidos ao longo da cadeia dos alimentos está associada a alimentos que não são consumidos.

Outra questão relacionada é que os alimentos perdidos por vezes permanecerão no campo, de forma que os restos dos cultivos emitirão óxido nitroso, e por vezes serão encaminhados à destinação e disposição final. Já os alimentos desperdiçados irão compor os resíduos sólidos urbanos (RSU) e serão enviados para aterros sanitários, preferencialmente, ou aterros controlados e lixões, apesar de esses serem proibidos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010). Assim, além das emissões ao longo da cadeia de abastecimento, a disposição final dos alimentos desperdiçados também será responsável pela emissão de gás metano.

Nesse sentido, o setor de resíduos foi responsável, em 2020, pela emissão de 92 milhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente, o que representa 4% do total nacional. A principal parcela dessas emissões, aproximadamente 64%, é originada na disposição final de resíduos sólidos (SEEG 2021). Vale ressaltar que os resíduos orgânicos, categoria dentro dos RSU que engloba os alimentos desperdiçados, correspondem a cerca de 50% de todos os RSU gerados no país (MMA, 2019).

É válido ressaltar que dentre os ODS da Agenda 2030, encontra-se o ODS 12, que visa garantir padrões sustentáveis de consumo e produção. A terceira meta deste objetivo é reduzir pela metade o desperdício de alimentos per capita mundial e reduzir as perdas de alimentos ao longo das cadeias de produção e abastecimento até 2030 (UNITED NATIONS, 2015b). No entanto, controlar e contabilizar o desperdício de alimentos é complexo e há dificuldade em encontrar dados concretos.

Isto posto, são necessárias ações para mitigar as perdas e desperdícios de alimentos, que podem proporcionar uma mitigação dos impactos ambientais de 6% a 16%, se reduzidas pela metade, e de 9% a 24%, se reduzidas em 75% (SPRINGMANN et al., 2018). Dentre estas medidas, nas etapas de produção e processamento dos alimentos, destaca-se investir em políticas que possibilitem ambientes de negócios favoráveis, com

acesso ao mercado, melhores armazenamentos e integração das cadeias rurais e urbanas. São possíveis também políticas públicas que foquem em reduzir o desperdício de alimentos, através da conscientização de fornecedores e consumidores e incentivos para redução dos alimentos não aproveitados (CATTANEO et al., 2021).

SPANG et al. (2019) encontraram na literatura possíveis respostas, com alta evidência e concordância, para mitigar o impacto da perda e do desperdício de alimentos através de três frentes: ações de redução sobre os principais fatores responsáveis, recuperação destes alimentos e reciclagem daqueles que não podem mais ser comidos. Para reduzir os alimentos perdidos, dentre essas possíveis respostas estão melhores tecnologias, como sistemas de irrigação, máquinas de colheita, variedades de culturas resilientes e sistemas aprimorados de secagem e resfriamento dos alimentos, e programas de treinamento para melhor gerenciamento de produção, pós-colheita, transporte e logística.

Quanto aos alimentos desperdiçados, SPANG et al. (2019) compilaram possíveis respostas para as quais há poucas evidências, mas alta concordância. Dentre elas, destacam-se: tecnologias de distribuição, como sistemas de gerenciamento de estoque; sistemas de controle de temperatura e rastreamento e desenvolvimento de novos produtos com maior vida útil; operações de varejo, que incluem treinamento dos funcionários que manipulam os alimentos; e conscientização dos consumidores quanto ao desperdício nos domicílios e gerenciamento das refeições.

Assim, para reduzir o desperdício de alimentos pelos consumidores são necessárias mudanças nos comportamentos alimentares, que costumam ser respostas automáticas para sugestões alimentares que o contexto no qual ocorre o consumo fornece ao consumidor. Ainda que mudanças de hábitos possam ser difíceis, podem ser implementadas estratégias para estimular os consumidores a diminuírem seu consumo e influenciar as práticas dos produtores e comerciantes (COHEN; BABEY, 2012).

Quanto às ações de recuperação, os alimentos desperdiçados em varejo e serviços alimentares que ainda podem ser consumidos podem ser doados para bancos de alimentos e organizações de caridade. Outra opção é destinar os alimentos para as rações animais. Caso não seja possível consumir esses alimentos, para reduzir o impacto da sua degradação, eles podem ser devidamente encaminhados para digestão anaeróbia, compostagem ou disposição final ambientalmente adequada. Outras possibilidades, com

baixas evidências, mas elevada concordância, é a destinação das perdas e desperdícios para biorrefinarias, indústria químicas e produção de biocombustível (SPANG et al., 2019).

No entanto, existem desafios para estimar as perdas e desperdícios de alimentos, entender as causas e fatores e consolidar políticas. De acordo com CATTANEO et al. (2021), os principais desafios para mitigar os alimentos perdidos e desperdiçados são: as dificuldades em medir e monitorar as perdas e desperdícios; a capacidade analítica e os dados necessários para avaliar os benefícios e os custos sociais e privados de compensar e reduzir as perdas e desperdícios; as informações limitadas para desenhar políticas e intervenções; a compreensão adequada das interações entre os estágios da cadeia de produção e abastecimento dos alimentos e entre os países; e a mudança de percepção quanto à perda e ao desperdício de alimentos pelo consumidor com o aumento da renda.

No Brasil, MATZEMBACHER; VIEIRA; DE BARCELLOS (2021) investigaram o papel das partes interessadas na redução da perda e desperdício de alimentos. As autoras destacam que os dois agentes principais são o governo federal, através da criação de políticas, e o varejo, por meio da influência na mudança de comportamento dos demais atores. As autoras apontaram também que a indústria de alimentos e a sociedade participam de forma pouco expressiva na causa. De fato, os consumidores brasileiros ainda não são conscientizados a respeito da perda e do desperdício de alimentos e há pouca conscientização por parte das instituições.

Assim, é necessário que os setores privados se comprometam a promover ações de redução de perda e desperdício através da cadeia de abastecimento de alimentos. Ainda, com a instabilidade política e econômica e a falta de recursos no setor público, a liderança do terceiro setor torna-se mais importante para superar os desafios para mitigar essas perdas e desperdícios. Por fim, outra questão relevante no contexto brasileiro é que ainda não há regulações ou sanções relacionados à perda e ao desperdício de alimentos (MATZEMBACHER; VIEIRA; DE BARCELLOS, 2021).

3. Metodologia

A metodologia desta dissertação foi dividida em três etapas, descritas na Figura 2.



Figura 2. Fluxograma com as etapas metodológicas desenvolvidas no trabalho.

Fonte: Elaboração própria.

Na primeira etapa, a Dieta Convencional foi definida a partir de dados de consumo médio brasileiro, enquanto a Dieta Saudável foi estabelecida a partir de recomendações da EAT-Lancet Commission (WILLETT et al., 2019). Em seguida, as dietas alternativas foram caracterizadas de acordo com premissas de substituição gradual dos produtos de origem animal, garantindo o teor proteico da Dieta Saudável, igual a 61,07 gramas de proteína per capita por dia.

Após a primeira etapa, foi realizada uma ACV para estimar os impactos ambientais das oito dietas escolhidas. A ACV foi realizada no SimaPro (PRÉ SUSTAINABILITY B.V., 2022) e a partir dela foram calculadas as pegadas de GEE, uso do solo, acidificação do solo, eutrofização da água e hídrica dos diferentes alimentos.

Por último, na terceira etapa, foi realizada a avaliação dos indicadores e suas sinergias, bem como a avaliação da contribuição de cada alimento para os distintos indicadores ambientais analisados. Foram avaliadas as diferentes etapas da cadeia de abastecimento e consumo de alimentos, contemplando também as perdas e desperdícios. Por fim, os resultados foram comparados com valores encontrados na literatura.

3.1 Definição das Dietas Alimentares

Para avaliar o impacto da dieta brasileira nas mudanças climáticas e serviços ecossistêmicos, definiu-se a Dieta Convencional brasileira, uma Dieta Saudável e seis dietas alternativas, conforme demonstrado na Figura 3. Os dados, cálculos e as premissas utilizadas são explicados a seguir.

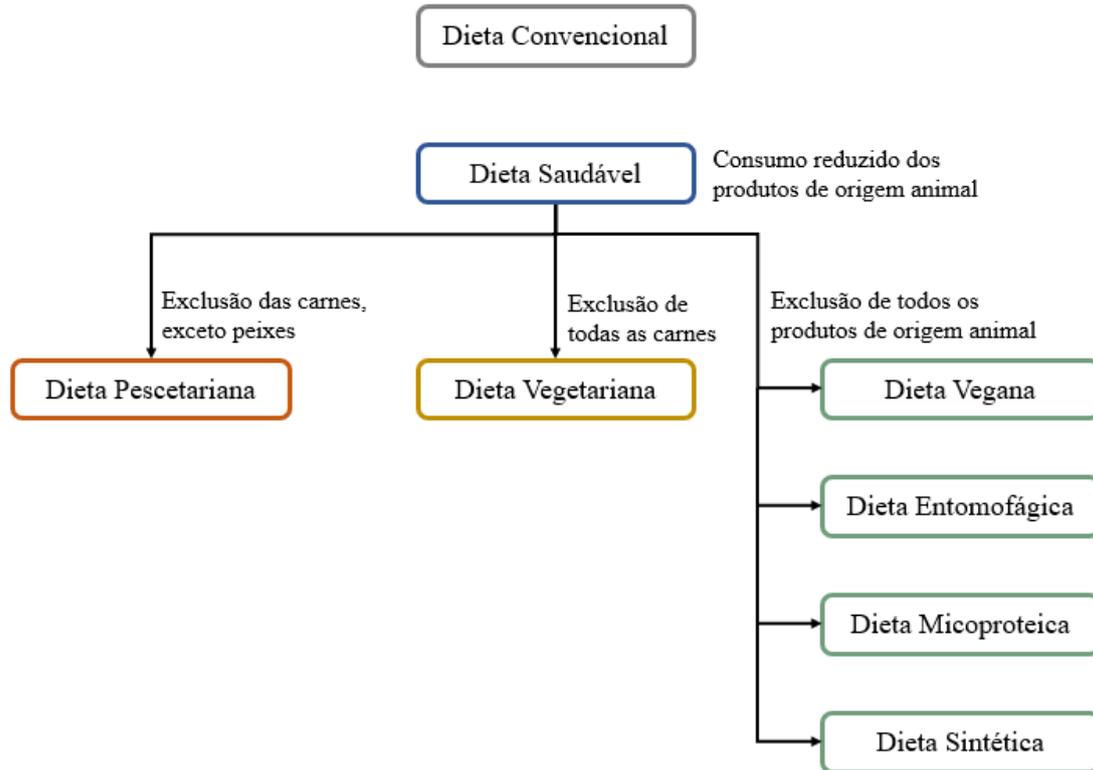


Figura 3. Diagrama das dietas analisadas no trabalho.

Fonte: Elaboração própria.

3.1.1 Dieta Convencional

A Dieta Convencional foi definida a partir dos dados de consumo de alimentos, dentro e fora do domicílio, da Pesquisa de Orçamentos Familiares (POF) 2017-2018, encontrados no caderno “Análise do consumo alimentar pessoal no Brasil”. A POF, pesquisa realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), tem como objetivo mensurar os orçamentos domésticos da população brasileira, a fim de elaborar um perfil dos cidadãos sobre suas receitas, despesas e hábitos de consumo. Para os dados de consumo alimentar, a pesquisa reuniu informações com os moradores acima de 10 anos de idade de cerca de 20 mil domicílios, totalizando mais de 46 mil moradores (IBGE, 2020).

O caderno da POF sobre o consumo alimentar inclui 100 tipos de alimentos diferentes consumidos na dieta brasileira. Uma vez que não seria possível incluir este detalhamento na presente análise e com a finalidade de simplificar a avaliação das dietas, os alimentos similares foram agrupados. O agrupamento, no entanto, desconsidera as diferenças entre as produções dos alimentos similares, em especial relacionadas às frutas

e hortaliças. Estudos futuros poderão se debruçar sobre a maior desagregação da avaliação de produtos alimentares e sistemas de cultivo.

Assim, foram excluídos da análise alguns alimentos, como açaí, bolos, biscoitos, doces e alimentos preparados ultra processados. Ademais, o escopo deste trabalho não incluiu o consumo de bebidas, como água, café, sucos, refrigerantes, vitaminas e bebidas alcóolicas. Assim, restaram 16 grupos de alimentos, que estão detalhados na Tabela 1.

Tabela 1. Relação dos alimentos consumidos segundo a POF e os alimentos avaliados neste trabalho.

Alimentos consumidos	Agrupamento
Arroz	Arroz
Arroz integral	Arroz
Preparações à base de arroz	Arroz
Milho e preparações à base de milho	Cereais
Feijão	Feijão
Feijão verde/corda	Feijão
Preparações à base de feijão	Feijão
Outras leguminosas	Feijão
Alface	Hortaliças
Couve	Hortaliças
Repolho	Hortaliças
Salada crua	Hortaliças
Outras verduras	Hortaliças
Abóbora	Hortaliças
Cenoura	Hortaliças
Chuchu	Hortaliças
Pepino	Hortaliças
Tomate	Hortaliças
Outros legumes	Hortaliças
Batata doce	Hortaliças
Batata inglesa	Hortaliças
Mandioca	Hortaliças
Outros tubérculos	Hortaliças
Abacaxi	Frutas
Banana	Frutas
Laranja	Frutas
Maçã	Frutas
Mamão	Frutas
Manga	Frutas
Melancia	Frutas
Tangerina	Frutas
Outras frutas	Frutas
Oleaginosas	Castanhas e nozes

Farinha de mandioca	Farinhas
Farofa	Farinhas
Cereais matinais	Cereais
Massas	Massas
Macarrão instantâneo	Massas
Macarrão e preparações à base de macarrão	Massas
Pão de sal	Pães
Pão integral	Pães
Doces panificados	Pães
Carne bovina	Carne bovina
Preparações à base de carne bovina	Carne bovina
Carne suína	Carne suína
Aves	Aves
Preparações à base de aves	Aves
Peixes frescos	Pescados
Peixes em conserva	Pescados
Peixes salgados	Pescados
Outros pescados	Pescados
Preparações à base de pescados	Pescados
Carnes salgadas	Carne suína
Salsicha	Carne suína
Mortadela	Carne suína
Presunto	Carne suína
Outros frios e embutidos	Carne suína
Vísceras	Carne bovina
Ovos	Ovos
Leite integral	Laticínios
Leite desnatado	Laticínios
Preparações à base de leite	Laticínios
Queijos	Laticínios
Iogurtes	Laticínios
Outros laticínios	Laticínios
Óleos e gorduras	Óleos e gorduras

Fonte: elaboração própria.

Para analisar a dieta e calcular o teor proteico e calórico, foi necessário escolher alimentos representativos de cada um dos grupos definidos. Os cereais foram representados por milho, enquanto as hortaliças e frutas foram representadas pelo tomate e pela banana, por apresentarem os maiores consumos dentro de seus respectivos grupos. As farinhas foram representadas pela farinha de mandioca, a mais consumida. Dentre as diversas massas, o macarrão foi utilizado como referência. O pão de sal foi o escolhido como representante para os pães. As castanhas e nozes foram representadas pela castanha

do Pará, única que havia dados de nutrientes. Por fim, os diversos laticínios foram representados pelo leite, cujo consumo é maior que os demais, e o óleo de soja foi escolhido para representar os óleos e gorduras. Em seguida, os pães e massas foram agrupados como um alimento e o óleo de soja foi representado como Soja e derivados.

A partir dos dados de consumo da POF 2017-2018 e da tabela nutricional da POF 2008-2009 (IBGE, 2011), que traz a quantidade de macronutrientes e micronutrientes presentes em cada 100 gramas de alimento, calculou-se as calorias e as proteínas consumidas per capita diariamente, com base nas Equação 1 e Equação 2.

Equação 1:

$$\text{Calorias consumidas} = \sum_i \frac{E_i * C_i}{100}$$

Onde:

E_i : Quantidade de energia presente no alimento i , em kcal/100 gramas;

C_i : Quantidade consumida do alimento i , em g/cap/dia;

Equação 2:

$$\text{Proteínas consumidas} = \sum_i \frac{P_i * C_i}{100}$$

Onde:

P_i : Quantidade de proteína presente no alimento i , em gramas/100 gramas;

C_i : Quantidade consumida do alimento i , em g/cap/dia;

3.1.2 Dieta Saudável

A Dieta Saudável foi definida seguindo as recomendações da EAT-Lancet Commission, adaptadas para um contexto brasileiro. Esta comissão é formada por um grupo de 37 cientistas de 16 países que se reuniram a fim de definir metas para dietas saudáveis e produção sustentável de alimentos. A comissão produziu a primeira revisão científica acerca do assunto, relacionando dietas saudáveis e sistemas alimentares sustentáveis (EAT, 2022; WILLETT et al., 2019).

Foram utilizados dados de consumo per capita diário de cada alimento, em uma dieta saudável com ingestão de 2500 kcal por dia, detalhados na Tabela 2. Este valor é

referente ao necessário para um homem de 30 anos e 70 quilogramas ou uma mulher de 30 anos e 60 quilogramas, com nível de atividade física moderado a alto. Para estes indivíduos, é recomendada a ingestão de 0,8 gramas de proteína por quilograma de peso corporal, ou seja, 56 gramas por dia, considerando uma pessoa de 70 quilogramas (WILLETT et al., 2019).

Tabela 2. Dieta saudável recomendada pela EAT-Lancet para consumo diário de 2500 kcal/cap/dia.

Alimentos	Consumo recomendado (g/cap/dia)
Arroz, trigo, milho e outros	232
Batatas e mandioca	50
Vegetais	300
Frutas	200
Laticínios	250
Bife e cabrito	7
Porco	7
Frango e outras aves	29
Ovos	13
Peixe	28
Leguminosas	50
Alimentos de soja	25
Frutos secos e amendoim	50
Óleos insaturados	40
Óleos saturados	11,8
Açúcares	31

Fonte: Elaboração própria com base em WILLETT et al. (2019).

Como a Dieta Saudável foi definida a partir da Dieta Convencional, as recomendações de WILLETT et al. (2019) foram adaptadas de forma a refletir padrões de consumo no Brasil. Assim, considerou-se a farinha de mandioca como o consumo de farinhas, visto que essas são representada pela farinha de mandioca. Além disso, como não foi incluído na Dieta Convencional o consumo de outros animais, além de carne bovina, carne suína, aves e peixes, a quantidade recomendada de consumo de “carne bovina e cabrito” foi considerada apenas como carne bovina. As leguminosas foram retratadas como feijão, alimentos de soja como soja e derivados, frutos secos e amendoim como castanhas e óleos insaturados e saturados como óleo de soja (soja e derivados).

Para desagregar os valores recomendados do grupo “arroz, trigo, milhos e outros”, para os alimentos considerados neste trabalho (ver seção 3.1.1), retirou-se a relação de consumo desses alimentos da Dieta Convencional, detalhada na Tabela 3. O mesmo foi

feito para separar o consumo de batatas e mandioca. As batatas foram somadas às hortaliças e as mandiocas representaram o consumo de farinhas. Em seguida, calculou-se a proporção de cada um dentro do respectivo grupo, conforme a Equação 3 a seguir:

Equação 3:

$$\text{Porcentagem consumida} = \frac{C_i}{\sum_i C_i}$$

Onde:

C_i : Quantidade consumida do alimento i , em g/cap/dia;

Os fatores de consumo proporcional encontram-se na Tabela 3.

Tabela 3. Fatores para desagregação de consumo na Dieta Saudável.

Grupo de Alimentos	Alimento	Consumo Dieta Convencional (g/cap/dia)	Porcentagem consumida (%)
Cereais	Arroz	139,3	54%
	Trigo ²	100,1	39%
	Outros cereais	17,2	7%
Tubérculos	Batata	19,3	68%
	Mandioca	9	32%

Fonte: Elaboração própria com base em WILLETT et al. (2019) e IBGE (2020).

Para esses alimentos, a dieta saudável foi calculada seguindo a seguinte equação:

Equação 4:

$$\text{Consumo Dieta Saudável} = VR_i * PC_i$$

Onde:

VR_i : Valor recomendado de consumo para cada alimento i , segundo (WILLETT et al., 2019), em g/cap/dia;

PC_i : Porcentagem consumida de cada alimento i em relação ao agrupamento;

Por último, as quantidades de proteínas e calorias fornecidas pela Dieta Saudável também foi calculada, seguindo a Equação 1 e a Equação 2.

² Considerou-se trigo como o consumo de pães e massas.

3.1.3 Dietas Alternativas

Além das dietas Convencional e Saudável, foram avaliadas seis dietas alternativas. Estas dietas derivam da Dieta Saudável, contudo com redução/eliminação de alimentos de origem animal. Assim, nestas dietas, o consumo de produtos de origem animal foi gradualmente substituído pela ingestão de outros alimentos. A transição ocorreu em três etapas: retirada de carnes e aves, mas manutenção dos peixes (Dieta Pescetariana); retirada de todos os animais, mas manutenção dos derivados (Dieta Vegetariana); e retirada de todos os produtos de origem animal. Nesta última transição, há quatro possibilidades distintas de substituição: leguminosas; insetos; carne cultivada; e carne fermentada. Assim, obtiveram-se seis dietas alternativas, conforme detalhado na Tabela 4.

Tabela 4. Definição de dietas Alternativas consideradas neste estudo.

Dietas Alternativa	Alimentos retirados	Alimentos Substitutos
Pescetariana	Carne bovina, Aves, Carne suína	Peixes
Vegetariana	Carne bovina, Aves, Carne suína, Peixes	Ovos e Laticínios
Vegana	Carne bovina, Aves, Carne suína, Peixes, Ovos e Laticínios	Feijão e Soja
Entomofágica		Insetos
Micoproteica		Carne Fermentada
Sintética		Carne Cultivada

Fonte: Elaboração própria.

As dietas baseadas em insetos, carne fermentada e carne cultivada ainda não são realidades no Brasil. Entretanto, foram contempladas na análise como possíveis dietas alternativas, dado o crescimento de pesquisas e interesse ao redor do mundo. Assim, assumiu-se a hipótese de mercados consolidados, com produtos de fácil acesso aos consumidores.

As quantidades de alimentos substitutos a serem adicionados às dietas foram calculadas de forma a manter o mesmo nível proteico que a Dieta Saudável em todas as mudanças de hábitos alimentares, assumindo que a absorção nutricional dos alimentos alternativos é semelhante à dos produtos de origem animal. Para calcular as substituições necessárias, foram utilizados os valores da tabela nutricional da POF 2008-2009 (IBGE, 2011).

Além disso, foram utilizados dados da literatura para o teor proteico dos três alimentos alternativos. Assim, considerou-se que para 100 gramas de insetos, carne fermentada e carne cultivada tem-se 36,23 gramas de proteína (média de todos os insetos) (KIM et al., 2019), 11,00 gramas de proteína (FINNIGAN et al., 2019) e 19,00 (TUOMISTO; TEIXEIRA DE MATTOS, 2011) gramas de proteína, respectivamente. Para o teor calórico dos insetos, utilizou-se o valor médio de 461,42 kcal por 100 gramas de alimento (LEE et al., 2020). Quanto às calorias fornecidas pelas carnes fermentada e cultivadas, considerou-se que estas seriam iguais às proporcionadas pela ingestão de carne bovina: 242,00 kcal por 100 gramas de alimentos (IBGE, 2011).

Assim, foram utilizadas as seguintes equações:

Equação 5:

$$\text{Incremento alimento substituto} = \frac{\sum_i \frac{P_i * C_i}{100}}{P_s * n}$$

Onde:

P_i : Quantidade de proteína presente no alimento retirado i (i semelhante a carne bovina, carne de outros animais, aves, carne suína, peixes, laticínios e derivados), em gramas/100 gramas;

C_i : Quantidade consumida do alimento retirado i (i semelhante a carne bovina, carne de outros animais, aves, carne suína, peixes, laticínios e derivados), em g/cap/dia;

P_s : Quantidade de proteína presente no alimento substituto s (s semelhante a peixes, laticínios, ovos, feijão, soja, insetos, carne fermentada e carne cultivada), em gramas/100 gramas;

n : Número de alimentos substitutos ($n=1$);

O consumo do alimento substituto foi calculado como o consumo na Dieta Saudável somado ao incremento:

Equação 6:

$$\text{Consumo de alimento substituto} = I_s + C_{Dsp}$$

Onde:

I_s : Incremento no consumo do alimento substituto s (s semelhante a peixes, laticínios, ovos, feijão, soja, insetos, carne fermentada e carne cultivada), em g/cap/dia;

C_{Dss} : Quantidade do alimento substituto s consumido na Dieta Saudável, em g/cap/dia;

3.2 Avaliação do Ciclo de Vida

A metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida foi escolhida para analisar os impactos ambientais da dieta convencional brasileira, da dieta saudável e das seis dietas alternativas. Foi utilizada a ferramenta SimaPro (PRÉ SUSTAINABILITY B.V., 2022) para analisar o potencial de emissão de gases de efeito estufa, uso da terra, acidificação do solo, eutrofização da água e consumo de água dos diversos alimentos.

3.2.1 Fronteiras do Sistema

Para análise das diferentes dietas no Brasil, considerou-se as fronteiras do sistema desde o berço, com a produção na fazenda, até o portão dos supermercados. Assim, foram incluídas as etapas de: produção, transporte, processamento e varejo. Acresce que se considerou igualmente o impacto associado à perda e desperdício alimentar, conforme demonstra a Figura 4.

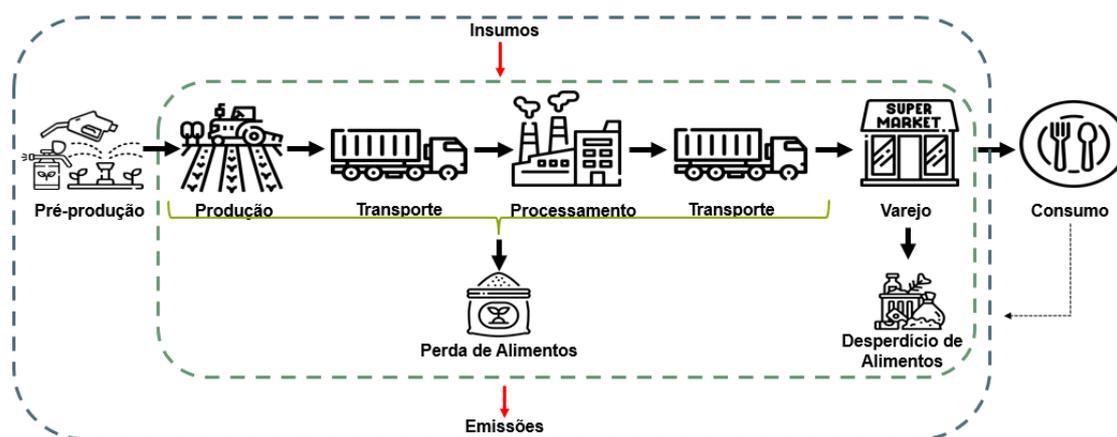


Figura 4. Etapas da cadeia de abastecimento e consumo de alimentos.

Fonte: Elaboração própria.

A etapa de produção agrícola incluiu as entradas de produção e aplicação de fertilizantes e pesticidas, água para irrigação e dessedentação animal, diesel utilizado em maquinários, eletricidade e ração para animais. Além disso, considerou-se também as áreas ocupadas para a plantação e as demais atividades relacionadas ao plantio, como fertilização, lavoura, semeadura, transformação da terra e mudança do uso do solo.

A etapa de transporte contemplou o deslocamento dos alimentos da produção ao centro de processamento e deste ao varejo. Para simplificar a análise, os dois deslocamentos foram agrupados em uma etapa. A etapa seguinte incluiu a energia elétrica utilizada no processamento dos alimentos, como na secagem de cereais e grãos, no preparo de laticínios, na produção de pães e na limpeza e refrigeração das carnes. Esta fase incluiu também as embalagens utilizadas no acondicionamento dos alimentos antes do seu encaminhamento para os centros comerciais.

Por sua vez, a etapa de varejo é representada pelo consumo de energia necessário, para manter os alimentos acondicionados de forma adequada nos supermercados e o uso de refrigeradores. Por fim, a perda de alimentos inclui todo alimento e suas partes não comestíveis que são removidos da cadeia de abastecimento de alimentos desde a pós-colheita até o varejo, enquanto o desperdício de alimentos ocorre nos setores de varejo, serviços alimentares e domicílios produzidos (FAO, 2019; UNEP, 2021). Nestas etapas, somente não foi incluído o desperdício no consumo de alimentos.

A etapa de consumo pelos agentes não foi considerada na fronteira do sistema, excluindo o consumo de energia por geladeiras nos domicílios e o pelo preparo dos

alimentos. Este impacto, apesar de relevante, especialmente no setor de edificações, não é considerado significativo se comparado ao total da cadeia de produção e abastecimento de alimentos, totalizando aproximadamente 3% das emissões (CRIPPA et al., 2021).

3.2.2 Unidade Funcional

A unidade funcional utilizada para a ACV foi 1 kg de alimento consumível cru. Esta UF foi adotada visando comparar os resultados deste trabalho com a literatura, além de permitir calcular, a partir dos resultados das pegadas ambientais dos alimentos e das quantidades de alimentos consumidos em cada dieta, a contribuição de cada dieta analisada para os indicadores ambientais. Assim, foram necessários ajustes dos dados referentes à carcaça dos animais para considerar apenas as partes comestíveis, sem gordura e ossos. As porcentagens comestíveis dos animais consideradas no estudo, bem como as suas referências encontram-se na Tabela 5.

Tabela 5. Frações comestíveis dos animais utilizadas no trabalho.

Animal	Porcentagem comestível	Referência
Bovinos	50%	GAMA (2022)
Suínos	75%	NIJDAM; ROOD; WESTHOEK 92012)
Aves	83%	COLDEBELLA et al. (2021)
Peixes	63%	CLUNE; CROSSIN; VERGHESE (2017)

Fonte: Elaboração própria.

Para as aves, o valor utilizado corresponde à média dos diversos valores de rendimento da carcaça, considerando pés, coração, moela e fígado, encontrados por (COLDEBELLA et al., 2021).

3.2.3 Inventário do Ciclo de Vida

A etapa de Inventário do Ciclo de Vida (ICV) contemplou a coleta de dados das entradas e saídas dos processos de produção, transporte, processamento e venda dos alimentos, assim como de perdas e desperdício alimentar, para um quilo dos alimentos consumíveis cru. Nesta fase, realizou-se também os cálculos e quantificações desses fluxos, adequando-os à unidade funcional definida. Neste estudo recorreu-se à base de dados do Ecoinvent v3.8 (WERNET et al., 2016). Porém, esta base de dados dispõe majoritariamente de processos representativos das regiões da Europa e América do Norte.

Assim, foi necessário elaborar um inventário detalhado de forma a refletir o contexto brasileiro de produção e consumo de alimentos.

Nesse sentido, os dados coletados na etapa do ICV foram adicionados no SimaPro de forma a refletir a realidade brasileira. Para os processos diretos, as entradas e saídas foram modificadas e atualizadas com os dados coletados para o Brasil. Já os processos indiretos, foram mantidos conforme encontrados no Ecoinvent v3.8 (WERNET et al., 2016). Foram utilizados os processos da biblioteca “allocation, cut-off by classification – unit”.

Assim, apesar de alguns processos possuírem entradas de vários países, como produção de fertilizantes e irrigação, foram usados somente aqueles referentes ao Brasil. De forma análoga, para a eletricidade consumida nos processos de produção, processamento e varejo, foi selecionada como entrada a eletricidade da matriz de geração de energia elétrica no Brasil. Para os restantes processos, foi desenvolvida uma base de dados detalhada para as etapas de produção de alimentos, seu transporte e processamento de forma a refletir a realidade brasileira.

3.2.3.1 Produção de Alimentos

A etapa de produção agrícola é a que apresenta a maior quantidade de entradas, de forma que foi necessária uma ampla coleta de dados para consolidação do ICV. Os dados obtidos e os cálculos realizados para esta etapa serão explicados em três seções: produtos agrícolas, produtos de origem animal e produtos alternativos.

3.2.3.1.1 Produtos Agrícolas

No ICV da fase agrícola, que está detalhado na Tabela A 1, em anexo, os alimentos representativos selecionados para definir os grupos no cálculo nutricional foram utilizados para coletar os dados desta etapa. Assim, os dados de produção de milho, tomate e banana foram usados para os cereais, hortaliças e frutas, respectivamente. Como a farinha de mandioca foi escolhida para representar as farinhas, foram coletados dados de produção da mandioca. Os pães e massas foram agrupados em um só grupo e representados pelo trigo. Ademais, foram utilizados dados de caju e castanha de caju para o grupo castanhas, visto que não havia dados de insumos para outras castanhas e nozes.

Os dados de ocupação do solo, energia utilizada pelos maquinários (representada pelo consumo de diesel) e as quantidades de fertilizantes e pesticidas aplicados foram retirados da base de dados AGRIANUAL (IEG FNP, 2021). Quando havia disponibilidade de dados sobre diferentes sistemas de produção de um alimento, foi escolhido o de menor produtividade, visando uma análise conservadora. A única exceção foi a mandioca, da qual foi escolhida a maior produtividade, pois esta continha mais informações que a de menor produtividade.

Nos casos em que os dados estavam divididos por diferentes etapas do cultivo, como para a banana e a castanha de caju, foi feita uma média anualizada dos insumos utilizados ao longo das etapas de formação e produção estável e calculada a produtividade média. Por fim, quando foram encontrados dados de produção de diferentes Estados, aquele cuja produção representa uma maior parcela do montante brasileiro foi escolhido. Assim, foram coletados dados para: arroz irrigado, feijão da safra da seca, tomate estaqueado (tomate de mesa), trigo do Paraná e Rio Grande do Sul, mandioca do Paraná, milho safrinha e soja do Mato Grosso. A seguir encontram-se as equações utilizadas para a elaboração do ICV:

Equação 7:

$$\text{Ocupação do solo (ha)} = \frac{1}{\text{Prod}_i}$$

Onde:

Prod_i: Produtividade do alimento *i*, em kg/ha;

Equação 8:

$$\text{Energia (MJ)} = \sum_j \frac{\text{Pot}_j * 735,499 * T_j * 60 * 60}{10^6 * \text{Prod}_i}$$

Onde:

Pot_j: Potência do maquinário *j*, em cavalos;

T_j: Tempo de trabalho necessário do maquinário *j* para um hectare, em porcentagem;

Prod_i: Produtividade do alimento *i*, em kg/ha;

Equação 9:

$$Insumo (kg) = \sum_j \frac{Q_j}{Prod_i}$$

Onde:

Q_j : Quantidade do insumo j para um hectare, em porcentagem;

$Prod_i$: Produtividade do alimento i , em kg/ha;

Nos cálculos da Equação 9, foram realizados ajustes de unidades. Ademais, supõe-se que os herbicidas, inseticidas e fungicidas apresentam densidade igual a 1 g/cm³. Além da falta de informações a respeito da densidade dos defensivos agrícolas, tal suposição visou simplificar os cálculos no ajuste das unidades.

Os dados de fertilizantes NPK retirados de AGRIANUAL (IEG FNP, 2021) foram desagregados de acordo com a sua composição em fertilizantes inorgânicos: nitrogenados (N), fosfatados (P) e potássicos (K). O fertilizante inorgânico nitrogenado foi transformado em ureia (46,6% de N) e somado à entrada de ureia original, de acordo com a Equação 10:

Equação 10:

$$Ureia consumida (kg) = U + \frac{N}{0,46}$$

Onde:

U: Quantidade de ureia original, em kg;

N: Quantidade de fertilizante inorgânico nitrogenado, em kg;

Os dados de irrigação não estavam disponíveis na base AGRIANUAL. Estes foram obtidos de GARZILLO et al. (2019), que coletaram dados da pegada hídrica total (azul, verde e cinza³) para 1 kg dos alimentos cru, antes de seu preparo. Desta base de dados, foram selecionados apenas os valores referentes ao Brasil, retirados pelos autores de MEKONNEN; HOEKSTRA (2011).

³ A pegada hídrica azul considera o consumo dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, enquanto a pegada hídrica verde contempla o consumo de água da chuva, desde que não haja escoamento superficial. Por fim, a pegada hídrica cinza está relacionada à poluição e refere-se ao volume de água doce necessário para assimilar a carga de poluentes (HOEKSTRA et al., 2011).

Para o ICV também foram utilizados dados do Ecoinvent v3.8 (WERNET et al., 2016). Os processos originais de produção dos alimentos foram acessados e deles foram retirados alguns dados, como as atividades relacionadas ao plantio. A relação das áreas ocupadas por essas atividades e a área total ocupada foi utilizada para calcular estas entradas nos novos processos.

Quanto às emissões dos processos de produção, foram mantidos os valores padrão do Ecoinvent v3.8 (WERNET et al., 2016) encontrados nos processos originais, com exceção da saída de água e de emissões de GEE. Relativamente ao consumo de água, as emissões foram zeradas de forma a considerar apenas a retirada de água e não o balanço hídrico total, visando compreender o impacto dos alimentos na retirada de água e comparar com demais estudos da literatura. No que diz respeito às emissões de GEE, foram zeradas as emissões originais do Ecoinvent v3.8 relativas ao dióxido de carbono fóssil e óxido nitroso gerados na aplicação de ureia e calcário. Para calcular essas emissões, adotou-se a metodologia do Inventário de Emissões de GEE do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) (IPCC, 2006, 2019), de forma que os valores foram atualizados seguindo as orientações mais recentes.

Assim, no caso da aplicação da ureia, foi utilizada a equação do Tier 1 para calcular a emissão de dióxido de carbono, considerando o fator de emissão igual a 0,2, que é equivalente ao carbono presente na ureia. Sendo assim, 1 kg de ureia gera aproximadamente 0,73 kg de CO₂. A aplicação de ureia gera também óxido nitroso diretamente e indiretamente. Para os cálculos foram utilizadas as orientações do Tier 1, considerando o teor de nitrogênio presente na ureia igual a 0,46 e fator de emissão de fertilizantes igual a 0,01. O óxido nitroso indireto foi calculado como 1% da emissão direta. Dessa forma, são gerados aproximadamente 0,0073 kg de N₂O por kg de ureia (IPCC, 2006, 2019).

Analogamente, a aplicação de calcário emite dióxido de carbono. Seguindo as recomendações do Tier 1 do IPCC, as emissões foram calculadas considerando o fator de emissão igual a 0,12, que representa a parcela de carbono no calcário cálcico. Assim, para 1 kg de calcário aplicado são emitidos 0,44 kg de dióxido de carbono.

Isto posto, vale ressaltar que no caso da produção de caju foi necessário realizar uma alocação para distinguir os impactos das entradas e saídas do processo produtivo explicitadas anteriormente. Portanto, foi feita uma alocação econômica para os dois

produtos da produção de caju: o pedúnculo, que seria o fruto, e a castanha de caju, e somente o último foi inserido na dieta. Foram utilizados dados da Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB) referentes aos preços dos produtos, de janeiro de 2018 a janeiro de 2022 (CONAB, 2022). Foi feita a média dos valores encontrados na etapa do atacado, pois não existiam dados de ambos os produtos para a etapa do produtor. A alocação foi calculada seguindo a Equação 11:

Equação 11:

$$\text{Alocação castanha de caju (\%)} = \frac{P_{cc}}{P_{cc} + P_{cj}}$$

Onde:

P_{cc} : média do preço da castanha de caju, em R\$/kg;

P_{cj} : média do preço do caju, em R\$/kg;

Conforme citado na seção 2.3, a alocação econômica possui vantagens e limitações. A escolha por essa alocação se deu pela sua ampla utilização na avaliação de produtos agropecuários, que permite avaliar os impactos ambientais dos alimentos de forma mais conservadora, ao refletir a maior importância dos principais produtos produzidos em relação aos subprodutos.

3.2.3.1.2 Produtos de Origem Animal

O ICV dos produtos de origem animal, detalhado na Tabela A 2 em anexo, requereu maior diversidade de referências na coleta de dados de forma a refletir a realidade de práticas pecuárias no Brasil. Para a carne bovina, os dados da etapa de produção foram retirados de GAMA (2022). Considerou-se que 90% do gado no Brasil é criado em sistemas extensivos, 5% em sistemas semi-intensivos e 5% em sistemas intensivos. A produtividade dos diferentes sistemas de produção de gado foi calculada a partir dos dados de lotação e considerando 50% de aproveitamento da carcaça e peso médio de 450 kg por unidade animal (UA).

Equação 12:

$$\text{Produtividade (kg de carne bovina/ha)} = \frac{Lot_s * 450}{0,5}$$

Onde:

Lot_s: Lotação no sistema produtivo *s*, em UA/ha;

O consumo de fertilizantes e calcário foi calculado para a implementação das pastagens e sua manutenção. GAMA (2022) considerou o tempo de vida das pastagens de 20 anos e aplicação de fertilizantes de manutenção de forma periódica ao longo dos anos. Esses dados foram adequados para contemplar apenas o tempo para terminação do gado, também indicados pela autora. As equações encontram-se seguir:

Equação 13:

$$\text{Fertilizantes implantação (kg)} = \frac{Ins_k * t_s}{20 * Prod_s * 12}$$

Onde:

Ins_k: Quantidade de fertilizante *k*, em kg;

t_s: Tempo para terminação no sistema *s*, em meses;

Prod_s: Produtividade do sistema *s*, em kg de carne bovina/ha;

Equação 14:

$$\text{Fertilizantes manutenção (kg)} = \frac{Ins_k * t_s}{p_m * Prod_s * 12}$$

Onde:

Ins_k: Quantidade de fertilizante *k*, em kg;

t_s: Tempo para terminação no sistema *s*, em meses;

p_s: Periodicidade da manutenção, em anos;

Prod_s: Produtividade do sistema *s*, em kg de carne bovina/ha;

A suplementação mineral foi calculada a partir de dados de GAMA (2022) de quantidade de suplemento por UA por dia.

Equação 15:

$$\text{Suplementação mineral (kg)} = \frac{SM * t_s * 30}{1000 * 450 * 0,5}$$

Onde:

SM: Quantidade de suplemento mineral, em g;

t_s : Tempo para terminação no sistema s , em meses;

p_s : Periodicidade da manutenção, em anos;

$Prod_s$: Produtividade do sistema s , em kg de carne bovina/ha;

Para os sistemas semi-intensivo e intensivo, utilizou-se dados de consumo de ração de GAMA (2022).

Equação 16:

$$Ração (kg) = r * \frac{d * te_s}{0,5}$$

Onde:

r : parcela de milho, soja ou ureia na ração, em %;

d : dosagem de fornecimento da ração, em % do peso animal/dia;

te_s : Tempo de engorda, em dias;

A ureia calculada na Equação 16 foi somada à ureia de adubação da pastagem (Ureia é 46,6% de N, encontrado na Equação 13 e Equação 14). A quantidade de água utilizada para a produção foi retirada da base de dados de GARZILLO et al. (2019), da qual foram selecionados apenas as médias dos valores referentes ao Brasil, retirados pelos autores de MEKONNEN; HOEKSTRA (2012).

Para o ICV também foram utilizados dados do Ecoinvent v3.8 (WERNET et al., 2016). Os processos originais de produção da carne bovina foram acessados e deles foram retirados alguns dados, como as atividades relacionadas à implementação e manutenção das pastagens e mudança do uso do solo. A relação das áreas ocupadas por essas atividades e a área total ocupada foi utilizada para calcular estas entradas nos novos processos.

A criação de gado gera dois produtos: carne bovina e laticínios. Visando diferenciar os impactos ambientais da produção dos dois alimentos, foi feita uma alocação econômica, semelhante ao realizado para a castanha de caju. Foram coletados, no sistema da CONAB (CONAB, 2022), dados de preço dos produtos, de janeiro de 2018 a janeiro de 2022, para carne bovina e leite. Foi feita a média dos valores encontrados, na etapa do produtor, e o preço do leite por litro foi transformado em preço por quilo, considerando a densidade do leite igual a 1,032 kg/l. A alocação foi calculada como:

Equação 17:

$$\text{Alocação carne bovina (\%)} = \frac{P_{cb}}{P_{cb} + Pl}$$

Onde:

P_{cb}: média do preço da carne bovina, em R\$/kg;

Pl: média do preço do leite, em R\$/kg;

A alocação do leite foi calculada de forma análoga. Assim, utilizaram-se os valores de 90% e 10% para a alocação econômica da carne bovina e leite, respectivamente. Vale ressaltar que esta alocação é aplicada somente para os sistemas semi-intensivo e intensivo, em que há produção de laticínios.

Em relação à carne suína, os dados de eletricidade foram obtidos a partir da média dos valores encontrados por SILVA (2018), transformados para a parte comestível do animal. Os dados de ração foram retirados de EMBRAPA (2022a), que traz a quantidade de 2,816 quilos de ração por quilo de suíno vivo. O total consumido de ração foi desagregado em milho (66,67%) e soja (27,85%) seguindo as parcelas desses alimentos indicada por CHERUBINI et al. (2015), conforme a equação a seguir.

Equação 18:

$$\text{Ração (kg)} = r * \frac{2,816}{0,75}$$

Onde:

r: parcela de milho ou soja na ração, em %;

O consumo de água foi obtido de forma análoga à carne bovina. A quantidade de água utilizada para a produção de carne suína foi obtida da média dos valores referentes ao Brasil encontrados em MEKONNEN; HOEKSTRA (2012) na base de dados de GARZILLO et al. (2019).

Para as aves, os dados de eletricidade foram obtidos a partir da média dos valores encontrados por ROVAIRIS (2015), enquanto os dados de ração foram retirados de EMBRAPA (2022b), considerando a parte comestível das aves. Optou-se por não desagregar a ração nos alimentos que a compõe. A quantidade de água utilizada para a produção foi retirada diretamente de MEKONNEN; HOEKSTRA (2012).

A criação de aves gera dois produtos: carne de frango e ovos. Assim, de maneira semelhante ao realizado para carne bovina e laticínios, foi feita uma alocação econômica. Foram coletados, em CONAB (2022), dados de preço dos produtos, de janeiro de 2018 a janeiro de 2022, e feita a média dos valores encontrados. Por não haver dados de preço da carne de frango na etapa do produtor, foram utilizados os preços no atacado. O preço por unidade de ovo foi transformado em peso por quilo, considerando o peso do ovo igual a 0,05 quilos. A alocação foi calculada como:

Equação 19:

$$\text{Alocação carne de frango (\%)} = \frac{P_{cf}}{P_{cf} + P_o}$$

Onde:

P_{cf}: média do preço da carne de frango, em R\$/kg;

P_o: média do preço do ovo, em R\$/kg;

A alocação do ovo foi calculada de forma análoga. Assim, utilizaram-se os valores de 53% e 47% para a alocação econômica da carne de frango e ovos, respectivamente.

Por fim, no tangente à produção de peixes, os dados de eletricidade foram obtidos de DE GODOY et al. (2022) e os dados de ração foram retirados de EMBRAPA (2020). Ambos os valores foram calculados para a parte comestível dos peixes. Optou-se por não desagregar a ração nos alimentos que a compõe. Devido à falta de informações referentes ao consumo de água na produção de peixes em GARZILLO et al. (2019) e MEKONNEN; HOEKSTRA (2012), este dado foi retirado de DE GODOY et al. (2022), considerando apenas a parte comestível.

Quanto às emissões dos processos de produção dos produtos de origem animal, foi realizado o método análogo ao referido para os produtos agrícolas. Os valores padrão do Ecoinvent 3.8 (WERNET et al., 2016) encontrados nos processos originais foram mantidos, exceto para a saída de água, que foi zerada, e para as emissões de CO₂ fóssil e N₂O, caso houvesse. No caso da carne bovina, as emissões foram contabilizadas nos processos de aplicação de ureia e calcário na manutenção das pastagens, seguindo a metodologia do Inventário de Emissões de GEE do IPCC (IPCC, 2006, 2019), conforme explicado anteriormente. Além disso, foram utilizados os dados de emissão de gás metano

por fermentação entérica e manejo dos resíduos animais de GAMA (2022) para carne bovina.

3.2.3.1.3 Produtos Alternativos

Como os insetos, carne fermentada e carne cultivada ainda não estão consolidados no mercado, foram utilizados dados da literatura para a elaboração do ICV destes alimentos. A etapa de produção desses produtos alternativos contou com apenas duas entradas: eletricidade e água. Para os três alimentos, os dados de entrada do processo produtivo foram obtidos em SMETANA et al. (2015). O ICV destes alimentos encontra-se em anexo, na Tabela A 3.

3.2.3.2 Transporte

O deslocamento dos alimentos da produção ao centro de processamento e deste à etapa de venda foi contemplado em uma única etapa de transporte. Para o transporte de produtos da agricultura e da pecuária, estipulou-se que o deslocamento se daria em uma distância de 500 quilômetros em um caminhão EURO 3⁴ de 7,5 toneladas de capacidade, conforme pode ser observado na Tabela A 4 anexada.

Para os alimentos alternativos, supôs-se que a sua produção seria realizada nos centros comerciais, próximos aos centros de consumo. Assim, o deslocamento seria menor que o necessário para os alimentos agrícolas agropecuários. Portanto, definiu-se a distância percorrida igual a 50 quilômetros. Devido à menor distância e ao transporte em área urbana, poder-se-ia optar por um caminhão EURO 3 comercial leve com capacidade de transportar 2 toneladas. No entanto, não havia esta opção para o Brasil no SimaPro. Assim, utilizou-se o mesmo caminhão EURO 3 que possui capacidade de 3,5 a 7,5 toneladas.

⁴ Os limites aceitáveis de emissão pelo escapamento dos veículos vendidos na União Europeia são definidos pelas Normas Europeias de Emissão (European Emission Standards). O EURO 3, introduzido em 2001, limita para veículos à diesel as emissões de monóxido de carbono em 0,66 g/km, de matéria particulada em 0,05 g/km e de Óxido Nitroso e Hidrocarbonetos em 0,56 g/km. A norma vigente, que define o Euro 6, foi introduzida em 2015 (CROMWELL TRUCK SALES, 2023).

3.2.3.3 Processamento

Para o ICV da etapa de processamento foram obtidos dados de consumo elétrico e embalagem dos alimentos, detalhados na Tabela A 4, em anexo. A quantidade de eletricidade necessária para as atividades de processamento dos alimentos – como secagem de grãos e leguminosas, produção de laticínios, produção de pães, limpeza e refrigeração das carnes – foi obtida de LADHA-SABUR et al. (2019). A exceção foi o processamento de caju, cujos dados foram retirados de DHANUSHKODI; WILSON; SUDHAKAR (2016).

Devido à falta de dados para alguns alimentos, foram feitas certas simplificações: a soja foi usada de *proxy* para o feijão, enquanto os cereais seguiram os dados de trigo. Para os laticínios, utilizou-se o consumo elétrico do processamento de leite. Os valores utilizados para as carnes bovina, suína, aves e peixes também resultaram da média de alguns dos valores encontrados pelos autores. Foram selecionados apenas aqueles que representavam o consumo elétrico final.

Devido à falta de dados na literatura, não foram considerados consumos elétricos para o processamento de hortaliças, frutas e ovos. Quanto aos produtos alternativos, considerou-se que a fase de produção já contempla o processamento desses alimentos. Assim, o consumo de eletricidade também é desprezado para insetos, carne fermentada e carne cultivada.

Os dados de embalagem foram obtidos em KAN; MILLER (2022). De forma análoga, foram feitas algumas simplificações. A quantidade de embalagem do arroz foi usada como referência para feijão, cereais, soja e farinhas. Para as castanhas, considerou-se a quantidade de embalagem necessária para acondicionar biscoitos. Para pães e massas, usou-se pão como referência. O mesmo valor foi utilizado para frutas e hortaliças. Para esses alimentos, definiu-se uma embalagem padrão de polietileno de baixa densidade (Low Density Polyethylene – LDPE) como o material das embalagens.

Dentre as carnes, aves e peixes, KAN; MILLER (2022) indicam apenas valores de embalagem de isopor para os pescados. Assim, pela ausência de dados para as carnes bovina, suína e aves, este dado e material foi usado para todas as carnes. Considerou-se que os produtos alternativos, uma vez disponíveis no mercado, imitariam as carnes. Assim, foi escolhido o mesmo valor de embalagens para esses alimentos. Foi

considerado, no entanto, que os insetos seriam embalados em isopor, enquanto as carnes fermentada e cultivada seriam acondicionadas em papelão.

Para os laticínios, obteve-se a quantidade de embalagem necessária para o leite. O material escolhido foi o *tetrapak*, que foi discriminado em papelão (75%), plástico de baixa densidade (20%) e alumínio (5%). Por fim, a embalagem de ovo necessária foi calculada a partir de dados de ZABANIOTOU; KASSIDI (2003), considerando o peso médio do ovo igual a 0,05 kg. Apesar de os ovos serem por vezes embalados em caixas de plástico ou isopor, considerou-se o papelão como material utilizado.

3.2.3.4 Venda a Varejo

No varejo, coletou-se dados de consumo elétrico para refrigeração dos alimentos de forma adequada, disponíveis na Tabela A 4, em anexo. Considerou-se que arroz, frutas, feijão, hortaliças, pães e massas, cereais, soja, castanhas, farinhas e ovos não necessitam de refrigeração. Os demais alimentos – carne bovina, carne suína, aves, peixe, laticínios, insetos, carne fermentada e carne cultivada – precisam ser acondicionados de forma refrigerada nos supermercados.

Assim, para esses alimentos, considerou-se o uso de geladeiras com 400 litros de capacidade. Considerando a densidade dos alimentos igual a 1 g/cm³, visando simplificar os cálculos, cada quilo de alimento ocupada 0,0025 partes da geladeira. A eletricidade necessária para a refrigeração foi calculada a partir do consumo energético das prateleiras refrigeradas (CARLSSON-KANYAMA; FAIST, 2000), do estoque mensal de alimentos (BUREK; NUTTER, 2020) e considerando que os alimentos permanecem sete dias nas prateleiras do supermercado. Os cálculos estão detalhados na Equação 20 a seguir.

Equação 20:

$$\text{Consumo eletricidade (MJ/kg)} = \frac{E * 7}{St}$$

Onde:

E: consumo energético nas prateleiras refrigeradas dos supermercados, em MJ/m³/dia;

St: Média de estoque mensal em armazéns resfriados, em kg/m³;

3.2.3.5 Perda de Alimentos

A partir dos resultados dos indicadores ambientais foi possível, na ferramenta *Excel*, calcular o impacto relacionado à perda de alimentos. A porcentagem de perda dos diferentes alimentos foi definida a partir de dados da plataforma Food Loss and Waste Database da Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) (FAO, 2022b). Foram retirados da base dados referentes às etapas de produção, transporte, armazenamento e processamento. Como havia poucos dados para o Brasil, foram usados também dados do Chile, por suas características socioeconômicas similares. Na ausência de dados específicos para o Brasil ou para a região da América Latina, foram utilizadas as médias mundiais presentes em FAO (2019).

Assim, para o arroz utilizou-se a média da perda no Brasil, igual a 15,75%. Este valor foi usado como referência para feijão, cereais, pães e massas e soja. Para as frutas, utilizou-se o valor de perda da pera no Chile, igual a 13%. De forma análoga, este valor foi utilizado também para as hortaliças. Como as farinhas foram representadas na ACV pela mandioca, obteve-se o valor de perda das batatas, outro tubérculo, no Chile (5,70%).

Os valores de perda das carnes e demais produtos de origem animal foram retirados da média mundial, sendo todos iguais a 12%. Para as castanhas, utilizou-se a média mundial de “outros alimentos”, igual a 10%. Por fim, para insetos, carne fermentada e carne cultivada, que seriam alimentos alternativos industriais, assumiu-se uma perda de apenas 1% do total produzido. Os valores de perda de alimentos estão detalhados na Tabela 6.

Tabela 6. Porcentagens de perda de alimentos.

Alimentos	Perda de Alimentos (%)
Arroz	15,75%
Cereais	15,75%
Feijão	15,75%
Hortaliças	13,00%
Frutas	13,00%
Castanhas	10,00%
Farinhas	5,70%
Pães e Massas	15,75%
Carne Bovina	12,00%
Carne Suína	12,00%
Peixe	12,00%
Aves	12,00%
Ovos	12,00%
Laticínios	12,00%
Soja e derivados	15,75%
Insetos	1,00%
Carne Fermentada	1,00%
Carne Cultivada	1,00%

Fonte: Elaboração própria, baseado em FAO (2019, 2022b).

Assim, os impactos das perdas dos alimentos foram calculados para o uso do solo, acidificação do solo, eutrofização da água e consumo de água. Para exemplificar, a seguir encontra-se o cálculo para a acidificação do solo:

Equação 21:

$$\text{Impacto da perda (kg SO}_2 \text{ eq/kg de alimento)} = FL * (\text{Prod} + \text{Transp} + \text{Proc})$$

Onde:

FL: perda de alimento, em %;

Prod: Impacto da etapa de produção do alimento (kg SO₂ eq/kg de alimento);

Transp: Impacto da etapa de transporte do alimento (kg SO₂ eq /kg de alimento);

Proc: Impacto da etapa de processamento do alimento (kg SO₂ eq /kg de alimento);

Para o indicador de mudanças climáticas, foram igualmente contabilizadas as emissões de GEE geradas no manejo dos resíduos da perda de alimentos. Considerou-se que os alimentos agrícolas perdidos permaneceriam como resíduos no campo, emitindo

óxido nitroso (N₂O). Para o cálculo das emissões, utilizou-se a metodologia e fatores de emissão Tier 1 do Inventário de Emissões de GEE do IPCC (IPCC, 2019).

As emissões diretas de N₂O foram estimadas desconsiderando qualquer fração removida ou destinada à combustão e resíduos abaixo do solo. Em seguida, foram calculadas as emissões indiretas de N₂O por lixiviação e escoamento de nitrogênio dos resíduos para os solos. As emissões de N₂O foram transformadas em emissões de CO₂ eq, através do fator GWP-100 do Sexto Relatório de Avaliação (AR6) do IPCC (FORSTER et al., 2021).

Para as perdas da agropecuária e dos produtos alternativos, supôs-se que os resíduos seriam enviados para aterros sanitários, onde ocorreria a degradação anaeróbia da matéria orgânica, emitindo CH₄. Esta premissa foi feita visando simplificar a análise dos resultados e considerando a falta de informação sobre o real destino final dos resíduos gerados no entre a colheita e o varejo. Foi utilizada a metodologia do Inventário de Emissões de GEE do IPCC para resíduos, bem como os fatores relacionados à resíduos de alimentos (IPCC, 2019). O Fator de Correção de Metano (MCF) utilizado foi de 1,0, referente ao manejo anaeróbio de resíduos. As emissões de gás metano foram transformadas em emissões de CO₂ eq, através do fator GWP-100 do AR6 do IPCC (FORSTER et al., 2021).

Assim, para as emissões de GEE utilizou-se a seguinte equação:

Equação 22:

Impacto da perda (kg CO₂ eq/kg de alimento)

$$= FL * (Prod + Transp + Proc) + Emissão Campo + Emissão DF$$

Onde:

FL: perda de alimento, em %;

Prod: Impacto da etapa de produção do alimento (kg CO₂ eq/kg de alimento);

Transp: Impacto da etapa de transporte do alimento (kg CO₂ eq /kg de alimento);

Proc: Impacto da etapa de processamento do alimento (kg CO₂ eq /kg de alimento);

Emissão Campo: emissão de óxido nitroso pela degradação das perdas agrícolas no campo (kg CO₂ eq /kg de alimento);

Emissão DF: emissão de gás metano gerada na disposição final das perdas agropecuárias e de produtos alternativos (kg CO₂ eq /kg de alimento);

3.2.3.6 Desperdício de Alimentos

Por sua vez, o desperdício de alimentos na etapa do varejo foi definido como 2% dos alimentos produzidos (UNEP, 2021). Assim, os impactos do desperdício foram calculados para os cinco indicadores ambientais. De forma análoga, a seguir encontra-se o cálculo para a acidificação do solo:

Equação 23:

$$\text{Impacto do desperdício (kg SO}_2 \text{ eq/kg de alimento)} = FW * (\text{Varejo} + \text{Perda})$$

Onde:

FW: desperdício de alimento, em %;

Varejo: Impacto da etapa de varejo do alimento (kg SO₂ eq/kg de alimento);

Perda: Impacto das etapas de produção, transporte e processamento considerados os impactos da perda de alimentos (kg SO₂ eq /kg de alimento);

Da mesma forma que no caso das perdas de alimentos, para o indicador de mudanças climáticas, foram contabilizadas também as emissões geradas no manejo dos resíduos dos alimentos desperdiçados. Considerou-se que o desperdício alimentar seria enviado para disposição final na seguinte proporção: 61% para aterros sanitários, 23% para aterros controlados e 16% para lixões (ABRELPE, 2022), de forma a representar a realidade brasileira no gerenciamento de resíduos sólidos.

Utilizou-se a metodologia do Inventário de Emissões de GEE do IPCC (IPCC, 2019) e os fatores MCF iguais a 1,0, 0,7 e 0,4 para aterros sanitários, controlados e lixões, respectivamente. Foram desconsiderados o aproveitamento do biogás gerada nos aterros e a emissão de CH₄ ao longo da vida útil das instalações. Assim, para as emissões de GEE utilizou-se a seguinte equação:

Equação 24:

$$\begin{aligned} & \text{Impacto do desperdício (kg CO}_2 \text{ eq/kg de alimento)} \\ & = FW * (Varejo + Perda) + Emissão DF \end{aligned}$$

Onde:

FW: desperdício de alimento, em %;

Varejo: Impacto da etapa de varejo do alimento (kg CO₂ eq/kg de alimento);

Perda: Impacto das etapas de produção, transporte e processamento considerados os impactos da perda de alimentos (kg CO₂ eq /kg de alimento);

Emissão DF: emissão de gás metano gerada na disposição final das perdas agropecuárias e de produtos alternativos (kg CO₂ eq /kg de alimento);

3.3 Avaliação dos Indicadores de Sustentabilidade Ambiental

Após a etapa de ICV, foi realizada a ACV atribucional no SimaPro. Para avaliar as pegadas ambientais dos alimentos e das dietas, escolheu-se o método de ponto médio ReCiPe 2016 *Midpoint Hierarchist*. A perspectiva *Hierarchist* é baseada no consenso científico sobre o horizonte de 100 anos e sobre a plausibilidade dos mecanismos de impacto (HUIJBREGTS et al., 2017). Das distintas categorias de impacto, foram selecionadas para análise e discussão as seguintes: mudanças climáticas (kg CO₂ eq), uso do solo (m² por safra anual), acidificação do solo (kg SO₂ eq), eutrofização da água (kg P eq) e consumo de água (m³ consumido), conforme observado na Tabela 7. A escolha por esses indicadores se dá pela sua relevância para o setor agropecuário e sua inclusão em estudos da literatura que avaliam as pegadas ambientais dos alimentos.

Tabela 7. Pesos dos fluxos de inventários utilizados nos cálculos dos indicadores ambientais analisados.

Indicador	Unidade	Emissões	Fatores	Referência
Mudanças Climáticas	kg CO ₂ eq/kg de alimento	CO ₂	1	(FORSTER et al., 2021)
		CH ₄	27	
		N ₂ O	273	
Uso do Solo	m ² por safra anual/kg de alimento	-		
Acidificação do Solo	kg SO ₂ eq/kg de alimento	NO _x	0,36	(HUIJBREGTS et al., 2017)
		NH ₃	1,96	
		SO ₂	1	
Eutrofização da Água	kg P eq/kg de alimento	P para água	1	
		PO ₄ ³⁻ para água	0,33	
		P para solo	0,1	
		PO ₄ ³⁻ para solo	0,033	
Consumo de Água	m ³ consumido/kg de alimento	-		

Fonte: Elaboração própria.

Esses impactos ambientais foram calculados através de indicadores ambientais, resultantes da agregação dos fluxos do inventário. No impacto das mudanças climáticas, as emissões de GEE são agregadas em dióxido de carbono equivalente (CO₂ eq), de acordo com o seu potencial de aquecimento global (Global Warming Potential – GWP) (HUIJBREGTS et al., 2017). Os fatores de GWP do método foram atualizados para o gás metano e óxido nitroso com os valores do AR6 do IPCC⁵ (FORSTER et al., 2021).

Na acidificação do solo, as emissões para o ar de NO_x, NH₃ e SO₂ são retratadas em dióxido de enxofre equivalente (SO₂ eq). O potencial de acidificação do NO_x é de 0,36, enquanto do NH₃ é de 1,96. Para a eutrofização da água, as emissões de fósforo e fosfato são agregadas em fósforo equivalente (P eq), sendo o potencial de eutrofização da água do fosfato igual a 0,33. Quando a emissão ocorre no solo agrícola, o potencial de eutrofização considerado é de 10% da emissão direta na água (HUIJBREGTS et al., 2017).

⁵ Foram utilizados os fatores de GWP-100, para um horizonte de 100 anos, iguais a 27,0 para o gás metano não fóssil e 273 para o óxido nitroso (FORSTER et al., 2021).

O uso do solo considerou a mudança na cobertura terrestre, a partir da sua transformação, a ocupação do solo e o relaxamento da área após o uso (HUIJBREGTS et al., 2017). Foram considerados processos de mudança no uso do solo para a soja e a carne bovina. O consumo de água considerou o volume total de água retirado para as etapas de produção e consumo dos alimentos, visto que, conforme explicitado na seção 3.2.3.1, foram zeradas as saídas de água que retornavam aos corpos d'água dos processos de produção dos alimentos.

Os impactos ambientais foram calculados para um quilo dos alimentos analisados no trabalho. Em seguida, foi possível calcular os impactos das dietas, a partir das quantidades dos alimentos presentes em cada uma. A avaliação dos indicadores também foi realizada de forma a considerar as diferentes etapas incluídas no inventário, estimando a contribuição de cada fase da cadeia de abastecimento para os impactos analisados.

3.3.1 Análise de Sensibilidade

Para avaliar o quanto algumas das entradas da ACV influenciam nos impactos ambientais, foi feita uma análise de sensibilidade. Foram selecionados parâmetros relacionados à cada uma das etapas incluídas na ACV. Os parâmetros analisados foram: aplicação de ureia, distância percorrida no transporte, embalagem utilizada e energia consumida no varejo. Os parâmetros foram variados em $\pm 20,0\%$.

4. Apresentação dos Resultados

Nesta seção, são apresentados os resultados obtidos neste estudo. Na seção 4.1, são detalhados os resultados referentes às dietas definidas, tanto em relação a sua composição, quanto no tangente às quantidades de calorias e proteínas fornecidas. Em seguida, na seção 4.2 são trazidos os impactos ambientais resultantes da ACV para 1 quilo dos alimentos analisados e a contribuição de cada etapa da cadeia de produção e abastecimento dos produtos para os indicadores ambientais. Por fim, na seção 4.3 estão detalhados os impactos ambientais calculados na ACV para as dietas avaliadas no trabalho.

4.1 Composição das Dietas

São apresentadas, nesta seção, as dietas definidas e analisadas no trabalho, conforme explicado na seção 3.1. Na Tabela 8, o consumo das oito dietas, apresentado em gramas per capita por dia, está detalhado nos grupos de alimentos estabelecidos. É possível observar os principais alimentos que compõem a Dieta Convencional, as recomendações de alimentação benéfica à saúde, na Dieta Saudável, e a retirada gradual de alimentos de origem animal e consequente adição de alimentos substitutos (indicados nas últimas quatro linhas da tabela) nas dietas alternativas. Na Figura 5 observam-se as composições das dietas analisadas no trabalho e a parcela relativa de cada alimento nas diferentes dietas.

Tabela 8. Dietas alimentares analisadas no trabalho.

Alimento	Dieta Convencional (g/cap/dia)	Dieta Saudável (g/cap/dia)	Dieta Pescetariana (g/cap/dia)	Dieta Vegetariana (g/cap/dia)	Dieta Vegana (g/cap/dia)	Dieta Entomofágica (g/cap/dia)	Dieta Micoproteica (g/cap/dia)	Dieta Sintética (g/cap/dia)
Arroz	139,30	125,95	125,95	125,95	125,95	125,95	125,95	125,95
Cereais	17,20	15,55	15,55	15,55	15,55	15,55	15,55	15,55
Feijão	180,30	50,00	50,00	50,00	288,43	50,00	50,00	50,00
Hortaliças	73,20	334,10	334,10	334,10	334,10	334,10	334,10	334,10
Frutas	62,70	200,00	200,00	200,00	200,00	200,00	200,00	200,00
Castanhas e nozes	0,50	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00
Farinhas	10,30	15,90	15,90	15,90	15,90	15,90	15,90	15,90
Pães e Massas	100,10	137,30	137,30	137,30	137,30	137,30	137,30	137,30
Carne bovina	60,30	7,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Carne suína	20,70	7,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pescados	16,90	28,00	75,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Aves	52,10	29,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ovos	11,20	13,00	13,00	85,14	0,00	0,00	0,00	0,00
Laticínios	39,30	250,00	250,00	531,76	0,00	0,00	0,00	0,00
Soja e derivados	11,10	76,80	76,80	76,80	160,45	76,80	76,80	76,80
Insetos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	76,84	0,00	0,00
Carne Fermentada	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	253,08	0,00
Carne Cultivada	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	146,52

Fonte: Elaboração própria.

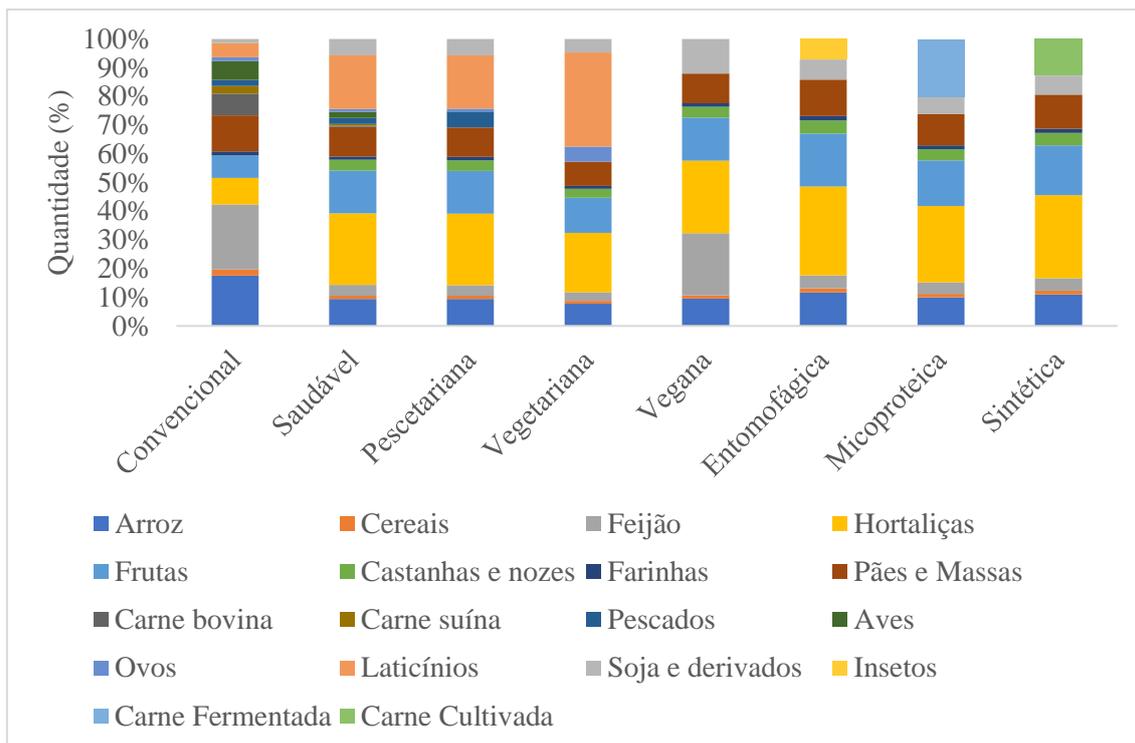


Figura 5. Composições das dietas analisadas.

Fonte: Elaboração própria.

Observa-se, na Dieta Convencional, a presença significativa de arroz (139,90 g/cap/dia), feijão (180,30 g/cap/dia), e pães e massas (100,10 g/cap/dia) nos hábitos alimentares do brasileiro. Os produtos de origem animal, vistos como um todo, também são importantes elementos nesta dieta, totalizando o consumo diário de 200,50 gramas per capita. Infere-se que a Dieta Saudável, por sua vez, tem como base a ingestão de hortaliças (334,10 g/cap/dia), frutas (200,00 g/cap/dia) e laticínios (250,00 g/cap/dia), seguidos de pães e massas (137,30 g/cap/dia) e arroz (125,95 g/cap/dia). Destaca-se também nesta dieta o consumo de castanhas e nozes que aumenta em uma ordem de grandeza, passando de 0,50 g/cap/dia para 50,00 g/cap/dia. Além disso, ressalta-se a diminuição na ingestão de carne bovina, carne suína, pescados e aves, que antes totalizava 150,00 g/cap/dia e passa a ser de apenas 71,00 g/cap/dia, menos da metade do valor encontrado na Dieta Convencional.

Como as dietas alternativas foram definidas a partir da Dieta Saudável, observa-se também nelas a grande parcela do consumo de frutas e hortaliças: 200,00 e 334,10 gramas per capita por dia, respectivamente. Na Dieta Vegetariana, destaca-se o consumo de laticínios (531,76 g/cap/dia), enquanto na Dieta Vegana observa-se a maior quantidade de feijão (288,43 g/cap/dia) e soja (160,45 g/cap/dia). Por fim, nas dietas que incluem

proteínas alternativas, observa-se a adição de insetos, com 76,84 gramas ingeridas per capita por dia, carne fermentada, na quantidade de 253,08 gramas per capita por dia, e carne cultivada, com 146,52 gramas consumidas per capita diariamente.

Além da quantidade consumida de cada alimento, outros resultados da etapa de definição das dietas alimentares são os teores proteicos e calóricos das dietas, calculados conforme detalhado na seção 3.1 e detalhados na Tabela 9. Apesar das dietas terem sido definidas de acordo com o nível de proteínas consumidas, em gramas per capita por dia, na Dieta Saudável, foram calculadas também as quantidades totais consumidas nas dietas, em gramas per capita por dia, e as calorias fornecidas, em quilocalorias per capita por dia, a título de comparação.

Tabela 9. Consumo e teor proteico e calórico das dietas analisadas.

Dietas Alimentares	Consumo total (g/cap/dia)	Calorias total (kcal/cap/dia)	Proteínas total (g/cap/dia)
Dieta Convencional	795,20	1224,02	63,95
Dieta Saudável	1339,60	2027,65	61,07
Dieta Pescetariana	1343,73	1976,31	61,07
Dieta Vegetariana	1622,50	2169,36	61,07
Dieta Vegana	1327,68	2114,68	61,07
Dieta Entomofágica	1082,44	2072,75	61,07
Dieta Micoproteica	1258,68	2330,66	61,07
Dieta Sintética	1152,12	2072,78	61,07

Fonte: Elaboração própria.

Observa-se que a Dieta Convencional é a que consome alimentos em menor quantidade (795,20 g/cap/dia) e a Dieta Vegetariana é a que corresponde ao maior consumo (1622,50 g/cap/dia), com uma diferença diária de 827,30 gramas per capita entre as duas. A média de consumo das oito dietas é de 1240,24 gramas per capita por dia. Além da Dieta Convencional, a Dieta Entomofágica (1082,44 g/cap/dia) e a Dieta Sintética (1152,12 g/cap/dia) encontram-se abaixo da média. As dietas com quantidade de consumo acima da média, além da Dieta Vegetariana, são: Dieta Micoproteica (1258,68 g/cap/dia), Dieta Vegana (1327,68 g/cap/dia), Dieta Saudável (1339,60 g/cap/dia) e Dieta Pescetariana (1343,73 g/cap/dia).

Quanto ao consumo calórico, a menor quantidade é observada também na Dieta Convencional (1224,02 kcal/cap/dia), sendo a Dieta Micoproteica a que apresenta a maior ingestão de calorias (2330,66 g/cap/dia). A diferença entre ambas é de 1106,64

quilocalorias per capita por dia e a média de consumo calórico das oito dietas é igual a 1998,53 quilocalorias per capita por dia. A segunda dieta com o menor teor proteico é a Dieta Pescetariana (1976,31 kcal/cap/dia). Em seguida, tem-se as dietas Saudável (2027,65 kcal/cap/dia), Entomofágica (2072,75 kcal/cap/dia), Sintética (2072,78 kcal/cap/dia), Vegana (2114,68 kcal/cap/dia) e Vegetariana (2169,36 kcal/cap/dia).

Por fim, observa-se que a Dieta Convencional apresenta maior teor proteico em relação à Dieta Saudável: 63,95 gramas de proteína per capita por dia em comparação à 61,07 gramas. Como as dietas alternativas foram definidas a partir da Dieta Saudável e de forma a manter o mesmo teor proteico encontrado nesta dieta, as dietas Pescetariana, Vegetariana, Vegana, Entomofágica, Micoproteica e Sintética também apresentam consumo diário de proteínas igual a 61,07 gramas per capita.

4.2 Pegada Ambiental dos Alimentos

A ACV e o cálculo dos impactos ambientais foram realizados para as etapas de produção, processamento, transporte e venda a varejo de 1 quilo dos alimentos incluídos nas dietas, incluindo os efeitos associados a perdas e desperdícios de alimentos. Os resultados encontrados estão detalhados na Tabela 10 a seguir.

Tabela 10. Impactos ambientais dos alimentos analisados resultantes da ACV.

Alimento	Mudanças Climáticas (kg CO₂ eq/kg de alimento)	Uso do solo (m²/kg de alimento)	Acidificação do solo (g SO₂ eq/kg de alimento)	Eutrofização da água (g P eq/kg de alimento)	Consumo de água (m³/kg de alimento)
Arroz	2,54	1,64	21,92	0,41	1,78
Cereais	0,67	1,89	9,21	0,22	2,05
Feijão	1,38	4,01	5,03	0,67	3,83
Hortaliças	0,51	0,20	2,88	0,24	0,11
Frutas	0,41	0,22	2,30	0,43	1,14
Castanhas	2,58	6,34	210,89	2,24	35,51
Farinhas	0,36	0,29	1,89	0,30	0,49
Pães e Massas	1,00	3,70	8,44	0,88	1,98
Carne Bovina	148,21	144,11	95,70	2,88	18,07
Carne Suína	9,39	9,07	90,66	3,64	13,23
Peixe	13,36	5,28	51,46	13,50	30,45
Aves	3,83	2,65	31,29	1,56	2,27
Ovos	2,54	2,31	23,47	0,55	1,98
Laticínios	9,39	8,78	15,90	1,31	2,41
Soja e derivados	6,07	7,65	7,02	1,92	2,58
Insetos	1,70	0,10	7,29	1,01	0,08
Carne Fermentada	2,35	0,18	10,25	1,13	0,18
Carne Cultivada	7,69	0,71	33,74	1,90	1,03

Fonte: Elaboração própria.

Os resultados indicaram que a carne bovina pode ser considerada o alimento que mais impacta no meio ambiente, pois emite a maior quantidade de GEE (148,21 kg CO₂ eq/kg de alimento) e é o que mais demanda terras ao longo de toda a sua cadeia de produção e abastecimento (144,11 m²/kg de alimento). Além disso, apresenta o segundo maior potencial de acidificação do solo (95,70 g SO₂ eq/kg de alimento) e os terceiros maiores valores de potencial de eutrofização (2,88 g P eq/kg de alimento) e consumo de água (18,07 m³/kg de alimento).

No entanto, são as castanhas que lideram o potencial de acidificação do solo, liberando 210,89 g SO₂ eq por quilo de castanhas, e a demanda por água, através do consumo de 35,51 m³ de água por quilo de castanhas. Por sua vez, a produção de peixes é a com maior potencial de eutrofização, 13,50 g P eq liberados por quilo de peixes, e os segundos maiores resultados de emissão de GEE – 13,36 kg CO₂ eq/kg de alimento – e consumo de água, com 30,45 m³ demandados por quilo de peixes.

Os resultados expressos na Tabela 10 indicam que as frutas, hortaliças e farinhas apresentam baixos valores para os cinco indicadores avaliados, estando entre os alimentos que menos impactam no meio ambiente. As frutas liberam, por quilo, 0,41 kg CO₂ eq, 2,30 g SO₂ eq e 0,43 g P eq, ao passo que demandam 0,22 m² de terras e 1,14 m³ de água. Já as hortaliças emitem 0,51 kg CO₂ eq, 2,88 g SO₂ eq e 0,24 g P eq, ocupam 0,20 m² e consomem 0,11 m³ de água por quilo produzido. Por sua vez, as farinhas são responsáveis, por quilo, pela emissão de 0,36 kg CO₂ eq, 1,89 g SO₂ eq e 0,30 g P eq, além de demandarem 0,29 m² de solo e 0,49 m³ de água.

O arroz, os cereais, o feijão, os pães e massas e a soja também apresentam valores baixos nos indicadores analisados, porém ligeiramente mais expressivo que frutas, hortaliças e farinhas. O arroz emite, por quilo, 2,54 kg CO₂ eq, 21,92 g SO₂ eq e 0,41 g P eq, e demanda 1,64 m² de terra e 1,78 m³ de água. Os cereais, por sua vez, apresentam, por quilo, as seguintes pegadas ambientais: 0,67 kg CO₂ eq emitidos, 1,89 m² de terra ocupada, 9,21 g SO₂ eq liberados para o solo, 0,22 g P eq emitidos para a água e 2,05 m³ de água demandada. O feijão emite, por quilo, 1,38 kg CO₂ eq, 5,03 g SO₂ eq e 0,67 g P eq, ocupa 4,01 m² de terra e consome 3,83 m³ de água.

Em seguida, os pães e massas são responsáveis pela liberação de 1,00 kg CO₂ eq, 8,44 g SO₂ eq e 0,88 g P eq, além de demandarem 3,70 m² de terras e 1,98 m³ de água por quilo produzido. Por sua vez, a soja e derivados apresentam, por quilo, as seguintes

pegadas ambientais: 6,07 kg CO₂ eq emitidos, 7,65 m² de terra ocupada, 7,02 g SO₂ eq liberados para o solo, 1,92 g P eq emitidos para a água e 2,58 m³ de água consumida.

Assim, destaca-se o baixo potencial de eutrofização da água dos cereais, que geram a menor emissão de P eq, e do arroz, que contribuem menos para este impacto do que as frutas. Observa-se que o arroz é o terceiro maior emissor de GEE e o segundo maior emissor de SO₂ eq entre os alimentos à base de plantas. Dentre esses, observa-se que a soja apresenta a maior emissão de GEE, a maior demanda por terras, o segundo maior potencial de eutrofização e o terceiro maior consumo de água.

Quanto aos outros produtos de origem animal, a carne suína apresenta a segunda maior demanda por solo (9,07 m²/kg de alimento), o segundo maior potencial de eutrofização da água (3,64 g p eq/kg de alimento) e a terceira maior emissão de SO₂ eq (90,66 g SO₂ eq/kg de alimento). Este alimento ocupa o quarto lugar nos indicadores de emissão de GEE (9,39 kg CO₂ eq/kg de alimento) e consumo de água (13,23 m³ de água/kg de alimento).

As aves, por sua vez, apresentam valores médios de impacto ambiental, ocupando as posições entre 6º e 9º lugares, a depender do indicador. Este alimento apresenta as seguintes pegadas ambientais: 3,83 kg CO₂ eq emitidos, 2,65 m² de terra ocupada, 31,29 g SO₂ eq liberados para o solo, 1,56 g P eq emitidos para a água e 2,27 m³ de água consumida. Observa-se também que os peixes, cujos elevados impactos nas mudanças climáticas, eutrofização e consumo da água já haviam sido explicitados, ocupam o 6º lugar quanto ao uso do solo (5,28 m²/kg de alimento) e a 4ª posição no potencial de acidificação do solo (51,46 g SO₂ eq/kg de alimento).

Na Tabela 10 estão explicitados também os resultados para os produtos derivados de origem animal, sendo eles os ovos e os laticínios. Os laticínios apresentam elevados valores de emissão de GEE (9,39 kg CO₂ eq/kg de alimento) e uso do solo (8,78 m²/kg de alimento), sendo o terceiro alimento a contribuir nesses dois indicadores. Por outro lado, apresentam valores médios para acidificação do solo (15,90 g SO₂ eq/kg de alimento), eutrofização da água (1,31 g P eq/kg de alimento) e consumo de água (2,41 m³/kg de alimento). Neste último indicador, a demanda por água na cadeia de laticínios é ligeiramente maior que aquela encontrada na cadeia de aves.

Os ovos, por sua vez, apresentam valores abaixo da mediana para todos os indicadores, exceto acidificação do solo, no qual ocupa a 7ª posição. Este alimento

apresenta as seguintes pegadas ambientais: 2,54 kg CO₂ eq emitidos, 2,31 m² de terra ocupada, 23,47 g SO₂ eq liberados para o solo, 0,55 g P eq emitidos para a água e 1,98 m³ de água consumida.

Por fim, observa-se na Tabela 10 as pegadas ambientais dos três alimentos alternativos: insetos, carne fermentada e carne cultivada. Observa-se que os três alimentos apresentam impactos ambientais, por quilo produzido, significativamente menores que os gerados na produção da carne bovina. Em relação aos outros produtos de origem animal, as proteínas alternativas também apresentam menos impactos, com exceção das aves e ovos que emitem menos GEE, SO₂ eq e P eq que a carne cultivada. A carne cultivada também contribui mais para a acidificação do solo e eutrofização da água do que os laticínios. Por sua vez, a carne fermentada libera mais P eq do que os ovos.

Nesse sentido, dentre os três alimentos alternativos – insetos, carne fermentada e carne cultivada –, observa-se na Tabela 10 que a carne cultivada é a que mais impacta o meio ambiente. Este alimento é o 5º maior emissor de GEE (7,69 kg CO₂ eq/kg de alimento) e SO₂ eq (33,74 g SO₂ eq/kg de alimento), ocupa a 6ª posição quanto à emissão de P eq (1,90 g P eq/kg de alimento), e apresenta valores abaixo da mediana somente para uso do solo (0,71 m²/kg de alimento) e consumo de água (1,03 m³/kg de alimento).

A carne fermentada impacta mais que os insetos, e emite 2,35 kg CO₂ eq, 10,25 g SO₂ eq e 1,13 g P eq por quilo produzido. Ainda que acima dos insetos, os impactos no uso do solo (0,18 m²/kg de alimento) e consumo de água (0,18 m³/kg de alimento) estão entre os valores mais baixos dos calculados para os alimentos neste trabalho. Por último, os insetos apresentam, dentre todos os alimentos, os menores resultados de uso do solo (0,10 m²/kg de alimento) e consumo de água (0,08 m³/kg de alimento). Além disso, apresentam valores de emissão de GEE, acidificação do solo e eutrofização da água abaixo da mediana, com a liberação de 1,70kg CO₂ eq, 7,29 g SO₂ eq e 0,08 g P eq.

A partir destes resultados foi possível calcular o impacto de cada uma das etapas da cadeia de produção e abastecimento dos alimentos. A Figura 6 ilustra a parcela da contribuição de cada etapa nas mudanças climáticas, a partir das emissões de GEE, que também está detalhada na Tabela A 5, em anexo. Ambas evidenciam o papel principal da etapa de produção de alimentos para quase todos aqueles analisados (em média, 64,70%). Observa-se a elevada porcentagem da fase de processamento, no caso das farinhas (52,37%), e da etapa de varejo, para os insetos (51,89%) e carne fermentada (37,39%).

Infere-se também o papel da perda de alimentos nos resultados dos ovos (29,54%) e aves (20,66%) e do desperdício de alimentos no caso das farinhas (21,16%), frutas (18,50%), hortaliças (15,18%) e cereais (11,58%).

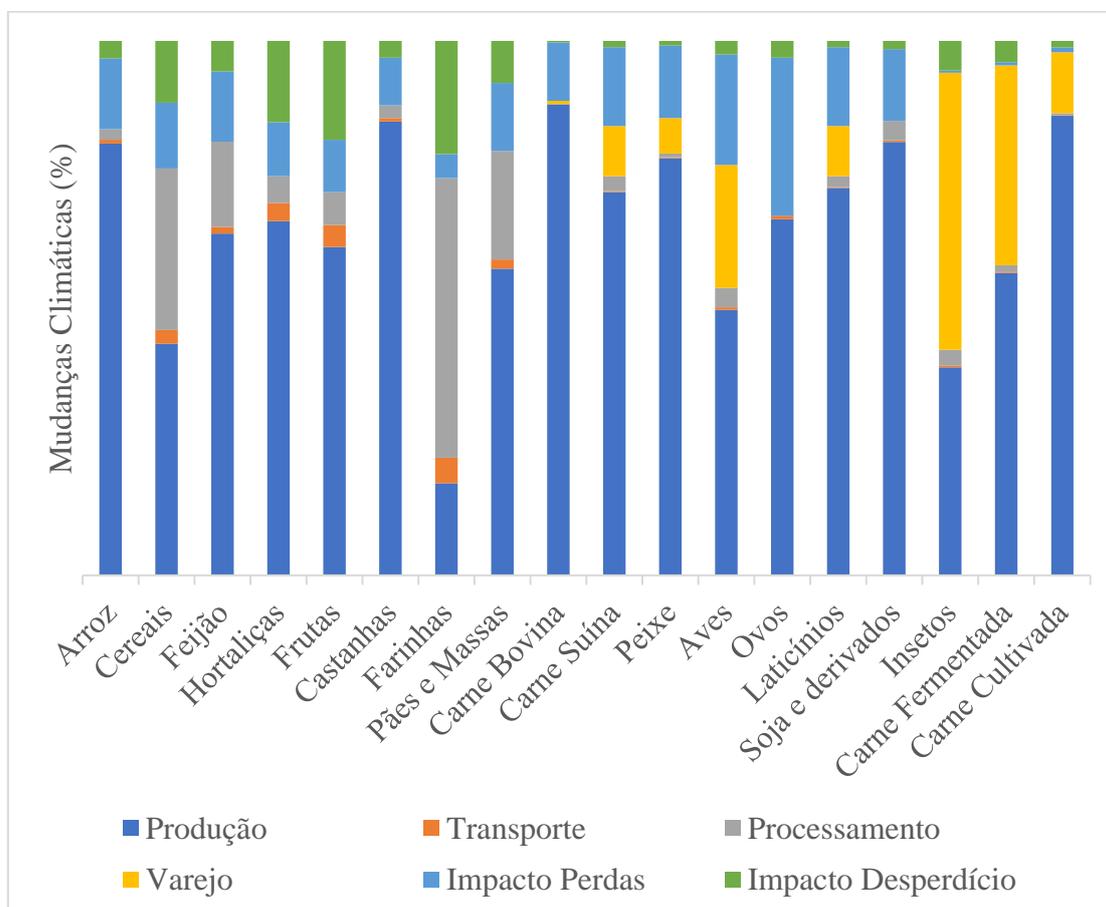


Figura 6. Participação das etapas das cadeias de produção e abastecimento dos alimentos nas mudanças climáticas.

Fonte: Elaboração própria.

Na Figura 7 estão ilustrados os impactos de cada etapa das cadeias dos alimentos no uso do solo. A Tabela A 6, em anexo, detalha os resultados encontrados. Em todos os alimentos é possível observar a maior contribuição que ocorre na etapa de produção (em média, 85,70%), seguido do impacto gerado pela perda dos alimentos. Para as proteínas alternativas, observa-se a parcela significativa da etapa de varejo, em especial para os insetos (31,43%) e carne fermentada (17,66%). O impacto da perda é de 13,57% para arroz, cereais, feijão, pães e massas e soja, igual a 11,48% para frutas e hortaliças, e varia entre 10,56% e 10,69% para produtos de origem animal. O impacto da perda nas castanhas é de 9,07%, nas farinhas 5,39% e nos alimentos alternativos apenas 0,81%, em média. O impacto do desperdício é insignificante para todos os alimentos.

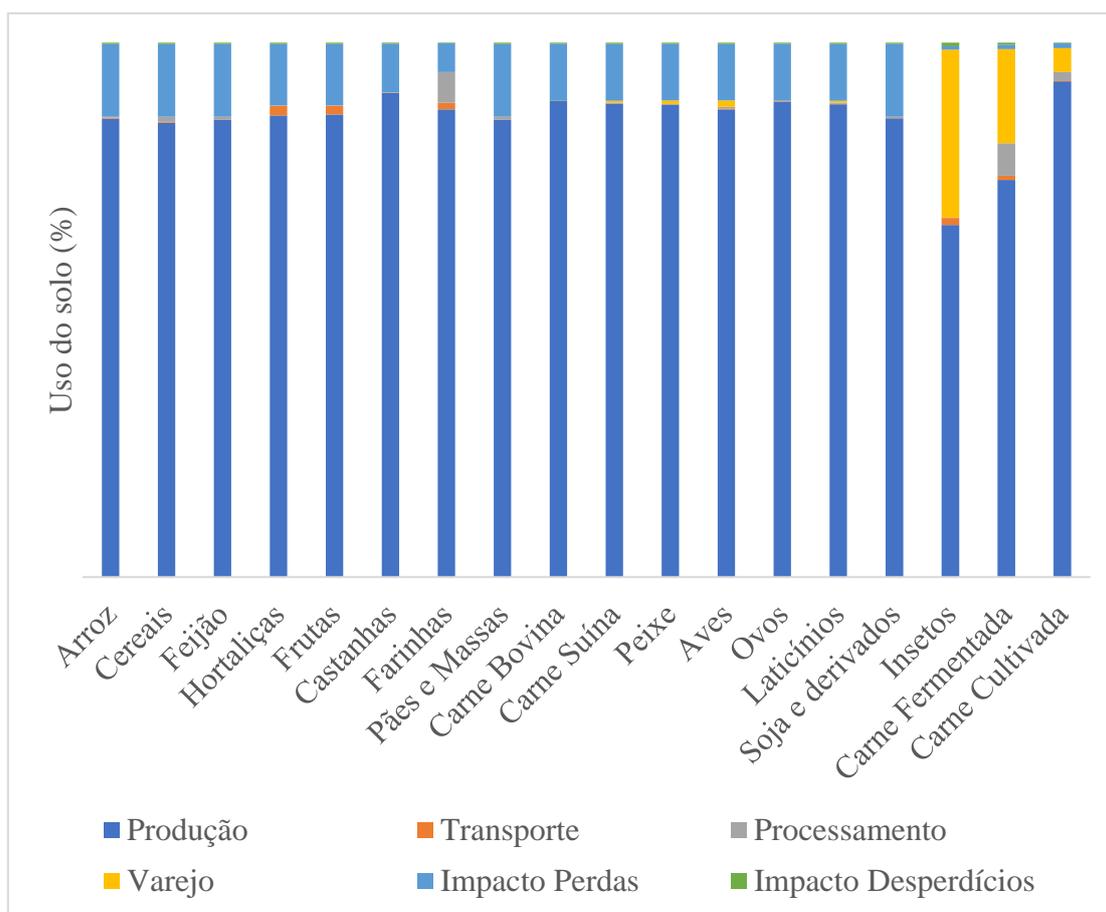


Figura 7. Participação das etapas das cadeias de produção e abastecimento dos alimentos no uso do solo.

Fonte: Elaboração própria.

Em seguida, na Figura 8 e na Tabela A 7 anexada estão os impactos relativos das diferentes etapas para a acidificação do solo. Novamente, o maior impacto, para quase todos os alimentos, ocorre na etapa de produção (média igual a 74,39%). No caso das farinhas, esta etapa contribui para 50,38% das emissões de SO₂ eq, mas destaca-se também a parcela de 41,24% devido ao processamento. De forma semelhante, a acidificação do solo pela carne fermentada ocorre principalmente por conta da produção (56,76%) e do varejo (40,63%). Por fim, no caso dos insetos, a maior parcela ocorre na etapa de varejo (57,15%). O impacto das perdas é semelhante ao observado no uso do solo, com exceção dos produtos de origem animal e proteínas alternativas, que apresentam resultados ligeiramente menores. Novamente, o impacto do desperdício é próximo a zero para todos os alimentos, sendo acima de 1% apenas para os insetos (1,15%).

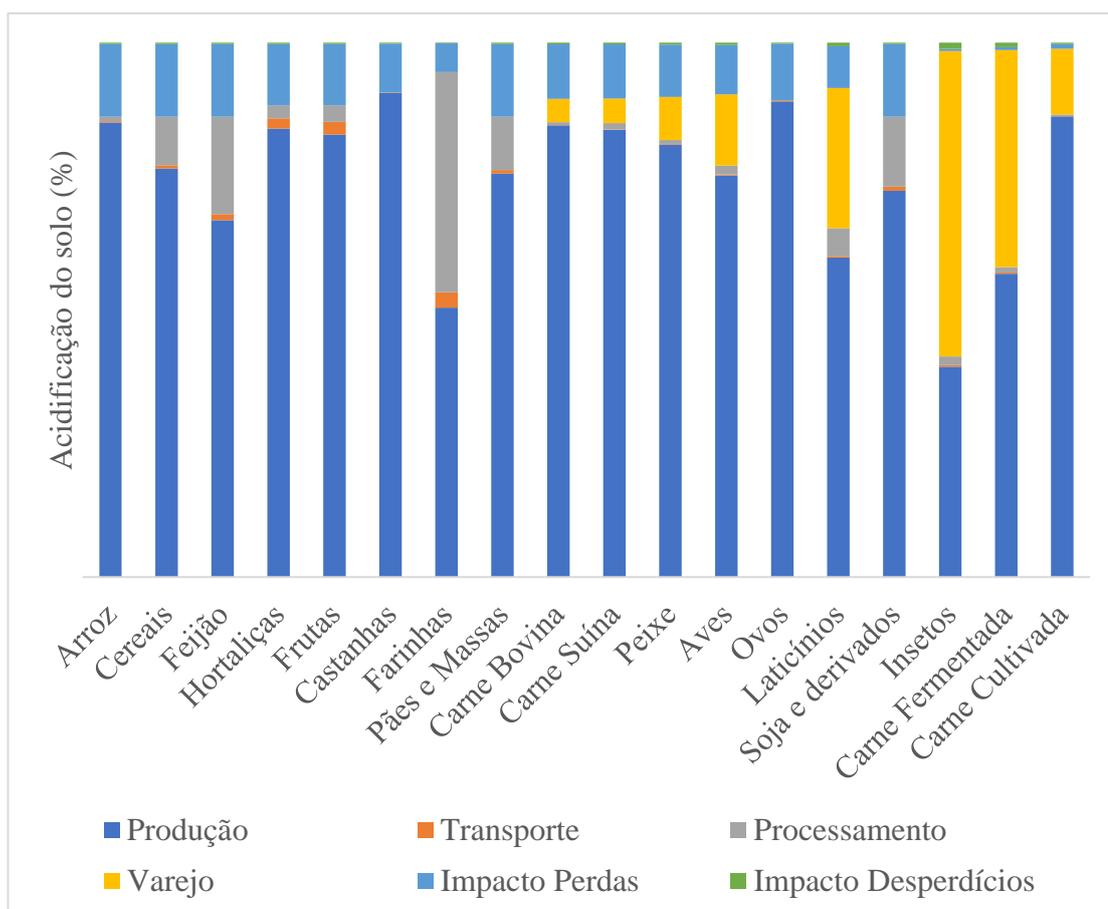


Figura 8. Participação das etapas das cadeias de produção e abastecimento dos alimentos na acidificação do solo.

Fonte: Elaboração própria.

Quanto à eutrofização da água, ilustrada na Figura 9 e detalha em anexo na Tabela A 8, a etapa de produção é responsável por mais da metade do impacto em quase todos os alimentos, com exceção de aves (35,17%), laticínios (23,23%), insetos (8,24%), carne fermentada (15,67%) e carne cultivada (49,31%). Nestes alimentos, a maior contribuição para este indicador é a etapa de varejo (média dos cinco alimentos é igual a 68,83%), que apresenta impacto significativo também ao observar a carne bovina (31,43%) e carne suína (24,88%). O impacto da perda é similar ao do indicador anterior e varia entre 0,09%, para insetos, e 13,57%, para arroz, cereais, feijão, pães e massas e soja. O impacto do desperdício é pouco significativo, sendo acima de 1,00% apenas para aves, laticínios, insetos e carne fermentada.

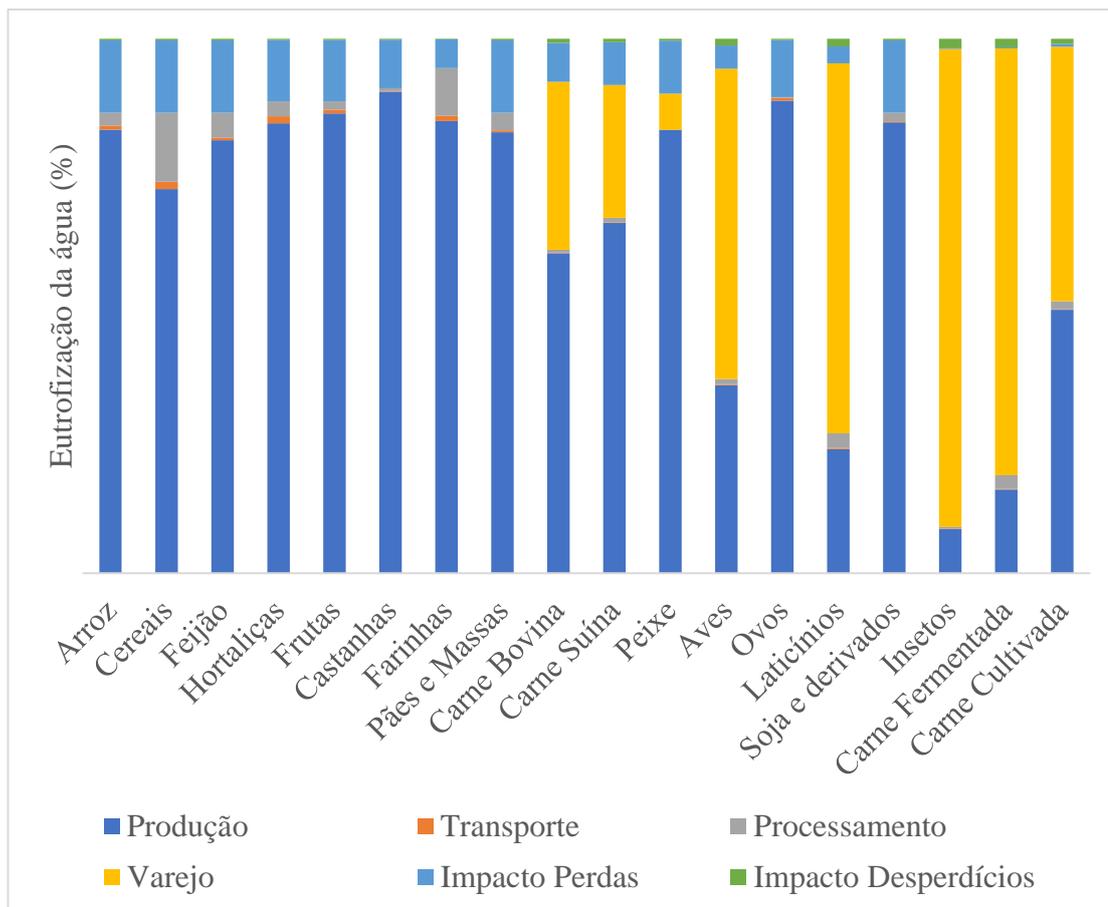


Figura 9. Participação das etapas das cadeias de produção e abastecimento dos alimentos na eutrofização da água.

Fonte: Elaboração própria.

Por último, no indicador consumo de água, ilustrado na Figura 10 e detalhado na Tabela A 9, em anexo, todos os alimentos apresentam a maior contribuição na etapa de produção (em média, 87,41%). Estes valores variam de 72,17%, para os insetos, e 96,85%, para a carne cultivada. No caso dos insetos, destaca-se também o papel do varejo, que consome 25,76% de água. O impacto da perda é de 13,57% para arroz, cereais, feijão, pães e massas e soja, e igual a 11,48% para frutas e hortaliças e, em média, 10,65% para produtos de origem animal. O impacto do desperdício é insignificante para todos os alimentos.

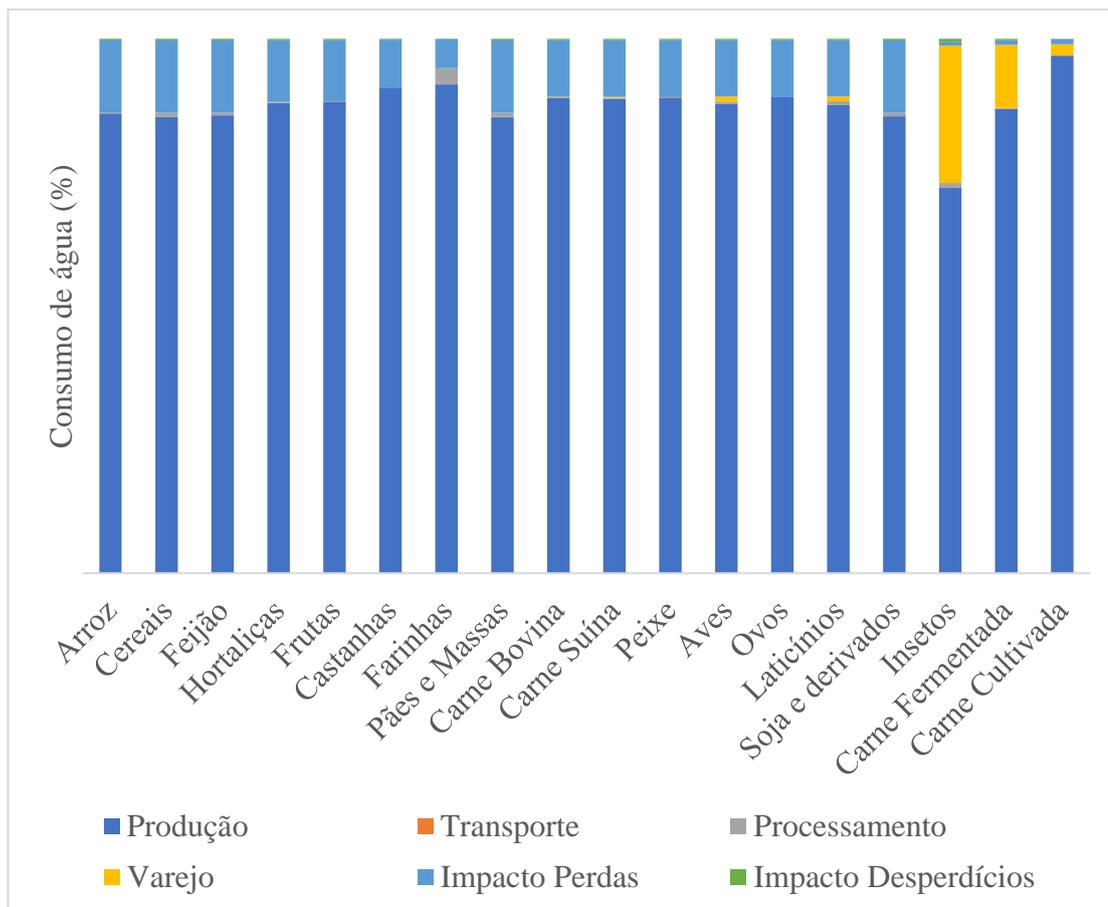


Figura 10. Participação das etapas das cadeias de produção e abastecimento dos alimentos no consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.

Observa-se que o impacto das perdas é maior que o do desperdício para todos os alimentos nos indicadores de uso do solo e consumo de água. Na emissão de GEE, as hortaliças, frutas, farinhas, insetos, carne fermentada e carne cultivada apresentam maior impacto no desperdício do que na perda de alimentos. Quanto à acidificação do solo, a exceção ocorre apenas para insetos e carne fermentada. Por fim, os desperdícios dos três alimentos alternativos impactam mais que as perdas desses no indicador de eutrofização da água.

4.3 Impacto Ambiental das Dietas

Após o cálculo dos indicadores ambientais dos diferentes alimentos, calculou-se o impacto da Dieta Convencional, Dieta Saudável e das seis Dietas Alternativas, considerando as quantidades de alimentos presentes em cada uma delas, detalhadas na Tabela 8. Os resultados encontrados podem ser observados na Figura 11 e também na Tabela A 10, em anexo.

Na Figura 11 A, observa-se o impacto das dietas para as mudanças climáticas. Neste indicador, a Dieta Convencional apresenta o maior impacto: 10,80 kg CO₂ eq per capita por dia. Em seguida, a maior emissão de GEE ocorre na Dieta Vegetariana, que libera 6,60 kg CO₂ eq per capita por dia. A Dieta Saudável é a terceira que mais emite GEE – 5,36 kg CO₂ eq per capita por dia –, seguida pela Dieta Pescetariana, responsável pela emissão de 4,77 kg CO₂ eq per capita por dia.

As dietas que excluem todos os alimentos de origem animal apresentam os quatro menores impactos neste indicador, como observado na Figura 11 A. Os valores de emissão de GEE dessas dietas são: 2,52 kg CO₂ eq per capita por dia na Dieta Sintética, 2,23 kg CO₂ eq per capita por dia na Dieta Vegana, 1,98 kg CO₂ eq per capita por dia na Dieta Micoproteica e 1,52 kg CO₂ eq per capita por dia na Dieta Entomofágica, que é a que menos contribui para as mudanças climáticas.

Quando ao indicador de uso do solo, ilustrado na Figura 11 B, observa-se ordem similar à que foi encontrada no impacto anterior, sendo a Dieta Convencional a que mais demanda terras (10,95 m²/cap/dia) e a Dieta Entomofágica a que menos necessita áreas para a sua produção (1,97 m²/cap/dia). A Dieta Vegetariana demanda 6,83 m² per capita por dia, enquanto a produção dos alimentos que compõe a Dieta Saudável ocupa 5,48 m² per capita por dia.

Em seguida, observa-se também na Figura 11 B a Dieta Pescetariana demanda 4,58 m² per capita por dia para sua produção e a Dieta Vegana, 3,56 m² per capita por dia. As três dietas que menos impactam no uso do solo são: Dieta Sintética (2,07 m²/cap/dia), Dieta Micoproteica (2,01 m²/cap/dia) e Dieta Entomofágica (1,97 m²/cap/dia). Observa-se que apesar de a Dieta Vegana contribuir menos para as mudanças climáticas do que a Dieta Sintética, ocupa maior área que a dieta baseada em carne cultivada.

Na Figura 11 C, estão ilustrados os resultados relativos ao indicador de acidificação do solo. A Dieta Vegetariana, por sua vez, é a que mais contribui para este indicador e emite 27,30 g SO₂ eq per capita por dia para o solo. Após esta dieta, observa-se a contribuição da produção dos alimentos que compõe a Dieta Pescetariana, que emite 25,00 g SO₂ eq per capita por dia. A Dieta Saudável apresenta emissão similar: 24,78 g SO₂ eq per capita por dia. Observa-se que diferença no resultado das três dietas é pouco significativa.

Em seguida, destaca-se na Figura 11 C o impacto da Dieta Sintética: 21,80 g SO₂ eq per capita por dia liberados ao solo. As quatro dietas que menos contribuem para a acidificação do solo são: Dieta Micoproteica (19,45 g SO₂ eq/cap/dia), Dieta Vegana (18,64 g SO₂ eq/cap/dia), Dieta Entomofágica (17,41 g SO₂ eq/cap/dia) e, por último, a Dieta Convencional, que liberada para o solo apenas 16,56 g SO₂ eq per capita por dia na produção dos alimentos que nela estão incluídos.

A Figura 11 D indica que o maior potencial de eutrofização da água ocorre na produção da Dieta Pescetariana: 1,99 g P eq per capita por dia. Em seguida, observa-se as elevadas emissões que ocorrem na Dieta Saudável, 1,44 g P eq per capita por dia, e Dieta Vegetariana, 1,38 g P eq per capita por dia. A Dieta Vegana é a quarta dieta que mais impacta neste indicador (0,96 g P eq/cap/dia), seguida pela Dieta Convencional (0,95 g P eq/cap/dia). As dietas que substituem os produtos de origem animal por proteínas sintéticas são as que menos contribuem para este indicador. A Dieta Micoproteica libera 0,93 g P eq per capita por dia, enquanto a Dieta Sintética emite 0,92 g P eq per capita por dia e, por último, a Dieta Entomofágica emite 0,72 g P eq per capita por dia.

Por último, na Figura 11 E observa-se que o maior impacto no consumo de água ocorre na Dieta Pescetariana: 5,88 m³ consumidos na produção dos alimentos ingeridos per capita diariamente. A Dieta Saudável é a segunda que mais demanda água para a sua produção (4,73 m³/cap/dia), enquanto a Dieta Vegetariana é a terceira (4,41 m³/cap/dia). A Dieta Vegana apresenta maior consumo de água do que a Dieta Convencional: 4,09 m³ em comparação a 3,42 m³. As dietas baseadas em proteínas alternativas apresentam as menores pegadas hídricas: 3,12 m³, 3,01 m³ e 2,97 m³ de água consumidos para a produção dos alimentos das dietas Sintética, Micoproteica e Entomofágica, respectivamente.

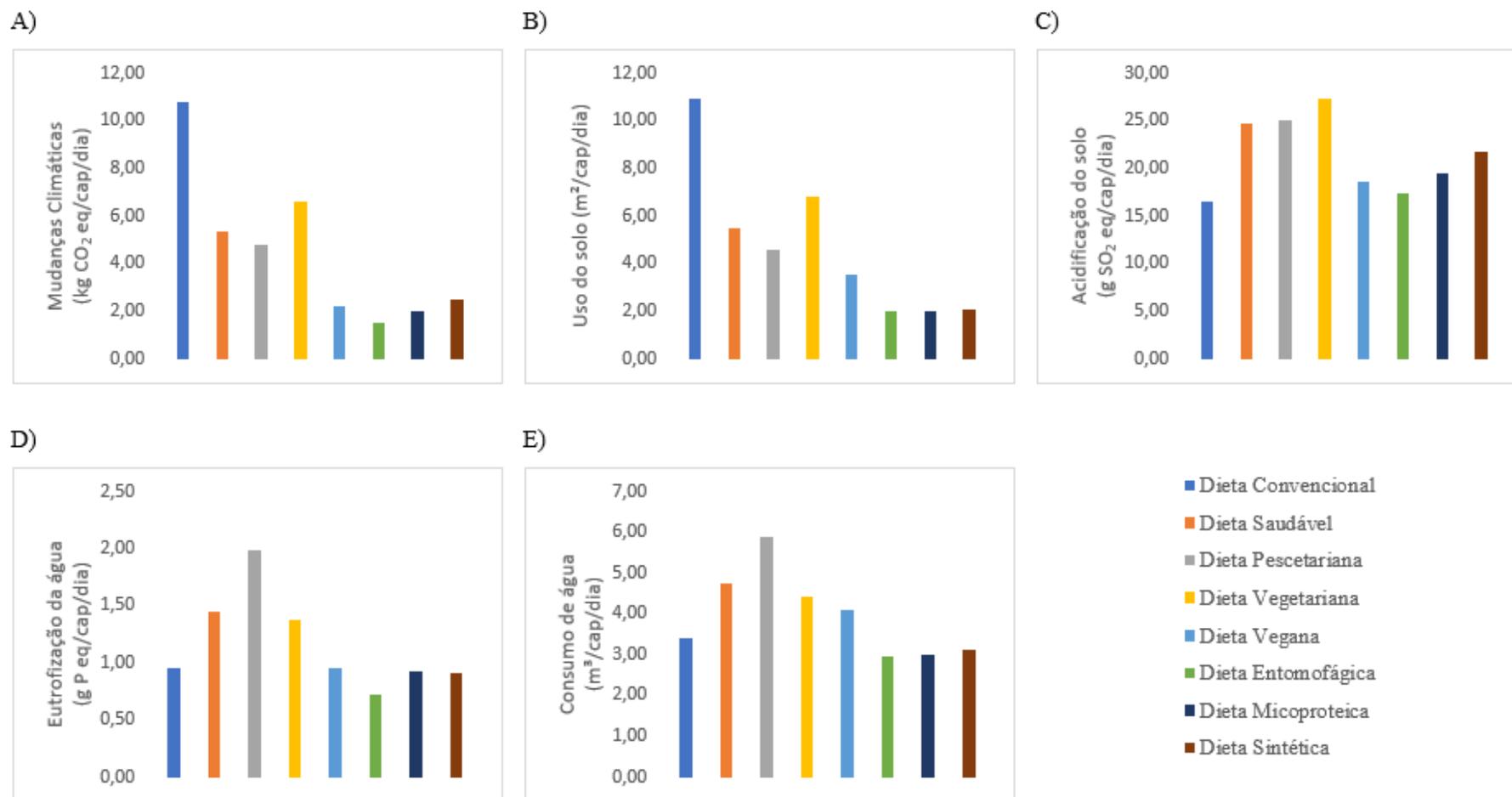


Figura 11. Impactos das dietas nos indicadores: A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.

5. Discussão

Nesta seção, discute-se os resultados obtidos neste estudo, sua contribuição para a literatura e as limitações relacionadas às premissas feitas ao longo do trabalho. Na seção 5.1 os resultados referentes às dietas definidas são discutidos, enquanto na seção 5.2 a pegada ambiental dos alimentos resultante da ACV é debatida e comparada com os valores encontrados na literatura. Na seção 5.3, aborda-se o impacto ambiental da Dieta Convencional brasileira e discute-se o potencial de mitigação a partir da mudança de dieta. Por fim, na seção 5.4 apresentam-se e discutem-se os resultados da análise de sensibilidade e a influência dos parâmetros definidos nos indicadores ambientais.

5.1 Dietas Alimentares

Para definir a Dieta Convencional e adaptar as recomendações da EAT Lancet para o consumo brasileiro, foram utilizados dados da POF 2017-2018 (IBGE, 2020), que traz informações detalhadas sobre o consumo de alimentos no Brasil. Na literatura, dados da POF 2008-2009 foram também utilizados como base de dados para analisar o impacto ambiental da dieta brasileira (TRAVASSOS; DA CUNHA; COELHO, 2020). Vale ressaltar que estes dados são referentes a um período prévio à pandemia da COVID-19, que modificou os hábitos de consumo no país (TRIBST; TRAMONTT; BARALDI, 2021), porém continuam válidos para analisar as tendências alimentares brasileiras. Ademais, embora haja disponibilidade de dados por região do país, renda, gênero e idade, optou-se por utilizar dados médios.

Conforme descrito na seção 4.1, a Dieta Convencional média brasileira possui elevado consumo de produtos de origem animal, além de ter alta ingestão de arroz, feijão, e pães e massas. O consumo de hortaliças, frutas, castanhas e nozes, alimentos considerados saudáveis e importantes fontes de nutrientes, é pouco representativo. Esta apresenta a menor ingestão de calorias dentre as dietas (1224,02 kcal/cap/dia) e este teor calórico é bastante inferior a 2500 kcal/cap/dia, valor recomendado pela EAT-Lancet (WILLETT et al., 2019). Entretanto, estão sendo considerados somente os alimentos que foram analisados neste trabalho, não incluindo a contribuição de 158,15 quilocalorias per capita por dia (11,92% do potencial calórico dos alimentos analisados) dos alimentos excluídos, como açaí e doces.

A Dieta Convencional, no entanto, apresenta o maior teor proteico, igual a 63,95 g/cap/dia. Da mesma forma, somente foram considerados como fonte de proteínas os alimentos incluídos na análise deste trabalho. Este montante, diferentemente do teor calórico, é 12,5% superior ao recomendado pela EAT-Lancet (56 g/cap/dia). Isso se dá, principalmente, devido ao elevado consumo de feijão, carne bovina e aves que, juntos, proporcionam 61,54% do teor proteico da dieta. É importante ressaltar, entretanto, que foram utilizados dados médios para o Brasil, enquanto existe na realidade uma grande desigualdade no consumo de alimentos entre a população brasileira e uma parcela significativa não tem o devido acesso aos alimentos e a consequente ingestão proteica necessária.

A Dieta Saudável foi definida seguindo as recomendações da EAT-Lancet adaptadas ao contexto brasileiro, conforme descrito na seção 3.1.2. A escolha por seguir as recomendações WILLETT et al. (2019) se deu por esta comissão trazer recomendações de quantidades a serem consumidas per capita, ainda que não em um contexto brasileiro. Por outro lado, o Brasil possui o Guia Alimentar para a População Brasileira, elaborado pelo Ministério da Saúde (BRASIL, 2014), que não traz valores quantitativos, mas é uma referência na indicação de hábitos saudáveis, especialmente ao propor a restrição do consumo de alimentos ultra processados.

As principais mudanças observadas na transição da Dieta Convencional para a Dieta Saudável são o maior consumo de frutas, hortaliças, laticínios e castanhas e a menor ingestão de carne bovina, carne suína, pescados, aves e feijão. A redução de feijão e carnes explicam o menor teor proteico da Dieta Saudável, igual a 61,07 gramas de proteína per capita por dia, em relação à Dieta Convencional. Este valor, no entanto, segue acima do recomendado pela EAT-Lancet. A Dieta Saudável apresenta um teor calórico de 2027,65 quilocalorias per capita diárias, mais próximo ao recomendado pela EAT-Lancet do que o observado na Dieta Convencional. Destaca-se que a diferença deste valor para o de 2500 kcal/cap/dia se dá pelos diferentes teores calóricos dos alimentos que foram utilizados neste trabalho e pela EAT-Lancet para calcular a ingestão total de calorias. O mesmo ocorre para o cálculo do teor proteico das dietas.

As dietas alternativas foram definidas de forma que a transição dos hábitos alimentares se desse gradualmente, sendo a Dieta Pescetariana a de menor mudança, com a manutenção do consumo de peixes, e as Dietas Vegana, Entomofágica, Micoproteica e Sintética as mais radicais, com a retirada total de produtos de origem animal. Na literatura,

outras dietas e mudanças de hábitos alimentares foram analisadas, como a exclusão de carne de ruminantes (ARRIETA; GONZÁLEZ, 2018), dieta orgânica (TREU et al., 2017) e mediterrânea (CASTAÑÉ; ANTÓN, 2017). No entanto, as dietas foram escolhidas de forma a condensar as possibilidades de transição alimentar em três etapas, de modo a simplificar a análise.

Vale ressaltar que, ainda que não contemplem todas as possibilidades de mudanças, as dietas escolhidas foram similares às dietas encontradas em diversos estudos. A escolha de analisar uma dieta saudável encontrou respaldo em estudos da literatura que avaliaram dietas baseadas em recomendações nacionais de dietas saudáveis (ARRIETA; GONZÁLEZ, 2018; BATLLE-BAYER et al., 2019; VAN DE KAMP et al., 2018). As mudanças para dietas pescetariana, vegetarianas e veganas foram analisadas em diversos estudos, como demonstram ALEKSANDROWICZ et al. (2016) e AUESTAD; FULGONI III (2015). VEERAMANI; DIAS; KIRKPATRICK (2017) analisa diversos padrões alimentares de Ontário, no Canadá, dentre os quais as dietas pescetariana, vegetariana e vegana, enquanto as duas últimas são incluídas também em ARRIETA; GONZÁLEZ (2018) e ROSI et al. (2017).

As Dietas Entomofágica, Micoproteica e Sintética foram escolhidas devido ao crescente interesse encontrado na mídia e na literatura (PORTO; BERTI, 2022; SILVA; TANIWAKI; SÁ, 2022). É possível notar o aumento de estudos relativos à produção de alimentos alternativos, em especial comparando os produtos de origem animal com as carnes fermentada (CIANI et al., 2021; FINNIGAN et al., 2019; HASHEMPOUR-BALTORK et al., 2020; LINDER, 2019; SOUZA FILHO et al., 2019) e cultivada (FRAEYE et al., 2020; LEE et al., 2020; LYNCH; PIERREHUMBERT, 2019; MATTICK et al., 2015; RUBIO; XIANG; KAPLAN, 2020; STEPHENS et al., 2018; TUOMISTO; TEIXEIRA DE MATTOS, 2011).

Estes estudos comparam os alimentos alternativos com as carnes de animais, discutindo a possibilidade de substituição, atual aceitação dos consumidores, futuro potencial, tecnologias, características sensoriais e segurança. Apesar de alguns dos estudos citados analisarem os substitutos não apenas do ponto de vista proteico, mas também dos impactos ambientais, nenhum deles traz os alimentos alternativos dentro das dietas, avaliando o seu impacto como um todo, conforme proposto neste trabalho.

Como as dietas alternativas foram definidas a partir da Dieta Saudável, todas apresentam elevado consumo de hortaliças, frutas e castanhas, conforme detalhado na seção 4.1. Nas dietas Pescetariana e Vegetariana destaca-se também o consumo significativo de laticínios. Com a transição alimentar, a Dieta Pescetariana passa a ter um consumo elevado de peixes, porém o consumo total de carnes diminui. Assim, pode-se considerar que esta não é uma mudança drástica e que a transição alimentar é plausível.

Por outro lado, na Dieta Vegetariana o consumo de laticínios passa a ser mais que o dobro que na Dieta Saudável e 13,53 vezes maior do que na Dieta Convencional, enquanto na Dieta Vegana, o consumo de feijão é 5,77 vezes maior do que na Dieta Saudável e apenas 1,60 vezes maior do que na Dieta Convencional. Dessa forma, é válida a discussão da plausibilidade dessas dietas em relação ao montante consumido dos alimentos substitutos, visto que há um aumento considerável na ingestão de laticínios, na Dieta Vegetariana, e de feijão, na Dieta Vegana, devido ao menor teor proteico desses alimentos em comparação à quantidade de proteínas oferecidas pelas carnes.

Tal questão está associada à forma como as dietas foram desenhadas e às premissas realizadas. Na Dieta Vegetariana, um aumento em proporções diferentes entre laticínios e ovos possibilitaria uma dieta menos dependente de laticínios, com um consumo não tão elevado de ovos. De forma análoga, na Dieta Vegana, um aumento em proporções diferentes entre o feijão e a soja, que apresenta maior teor proteico, proporcionaria uma dieta proteica com um consumo de feijão não tão expressivo. Ademais, uma dieta vegetariana realista apresenta também maior consumo de leguminosas e hortaliças, em especial as verde escuras, como brócolis e couve. Maior diversidade nos alimentos substitutos também pode ser observada uma dieta vegana que reflete os hábitos alimentares de forma mais legítima.

As Dietas Entomofágica, Micoproteica e Sintéticas são baseadas no consumo de frutas e hortaliças, como na Dieta Saudável, e nos respectivos alimentos substitutos. O maior teor proteico dos insetos (36,23 gramas de proteína em 100 gramas de alimento) faz com que este seja adicionado em menor quantidade do que as carnes fermentada (11,00 gramas de proteína em 100 gramas de alimento) e cultivada (19,00 gramas de proteína em 100 gramas de alimento). Pelo fato de as Dietas Entomofágica, Micoproteica e Sintéticas não serem realidades consolidadas e estarem em estudo, é difícil discutir a plausibilidade de consumir estes alimentos nas quantidades calculadas.

Quanto ao consumo calórico das dietas alternativas, a Dieta Pescetariana é a que apresenta a menor ingestão de calorias entre as seis, enquanto o maior fornecimento de calorias se dá na Dieta Micoproteica. Todas as dietas possuem consumo calórico abaixo do limite de 2500 kcal/cap/dia. Em relação ao teor proteico das seis dietas alternativas, como elas foram desenhadas de forma a manter o total de proteínas da Dieta Saudável, todas apresentam uma ingestão de proteínas igual a 61,07 g/cap/dia. Uma ressalva que deve ser destacada é que este trabalho não considerou as formas de absorções dos nutrientes a partir de diferentes alimentos, partindo da suposição que dietas com o mesmo teor proteico possibilitam a mesma ingestão de proteínas e, por esse viés, são igualmente saudáveis.

Por fim, é importante destacar que, além da componente alimentar e apesar de não estar no escopo deste trabalho, as dietas precisam ser analisadas à luz de dimensões de segurança alimentar. Tal questão é de significativa importância, visto que cerca de 9,8% da população mundial passa fome (FAO et al., 2023), enquanto no Brasil 58,7% da população se encontra sob algum nível de insegurança alimentar (PENSSAN, 2022).

Assim, tanto a Dieta Saudável quanto as dietas alternativas, para serem substituições reais frente à Dieta Convencional, devem cumprir com as quatro dimensões da segurança alimentar: disponibilidade, acesso, aproveitamento e estabilidade. Desta forma, além de os alimentos estarem disponíveis, as famílias precisam ter acesso a eles física e economicamente. Ademais, os consumidores devem ser capazes de aproveitar os alimentos, ingerindo nutrientes e energia. Por último, deve-se certificar que as famílias tenham sua segurança alimentar garantida em todos os momentos, seja a curto, médio ou longo prazo (FAO et al., 2021).

5.2 Pegada Ambiental dos Alimentos

Na seção 4.2 foram apresentados os resultados da pegada ambiental de 1 quilo comestível cru dos alimentos analisados neste trabalho. Sua análise indicou a elevada contribuição dos alimentos de origem animal para os impactos ambientais, ao passo que, em geral, os alimentos à base de plantas apresentaram menores pegadas ambientais, o que corrobora com o encontrado na literatura (CLARK et al., 2022, 2019; POORE; NEMECEK, 2018; TAKACS et al., 2022).

Assim como o apontado pela literatura, a carne bovina é a que mais impacta o meio ambiente, a partir das suas elevadas contribuições para os cinco impactos ambientais, em especial emissão de GEE e uso do solo. Este trabalho encontrou uma pegada de carbono da carne bovina (148,21 kg CO₂/kg de carne) superior ao valor apontado por POORE; NEMECEK (2018) (99,48 kg CO₂ eq/kg de carne), porém próximo a CLARK et al. (2022) (152,60 kg CO₂ eq/kg de carne). A elevada emissão de GEE da carne bovina brasileira em comparação com a média global estimada por POORE; NEMECEK (2018) pode ser explicada pelo fato de, no Brasil, 90% da carne bovina vir do sistema extensivo, que é o que apresenta a maior emissão de gás metano pela fermentação entérica entre os três sistemas, e do papel do desmatamento na produção agropecuária brasileira.

Os resultados encontrados corroboram também com o estudo de TAKACS et al. (2022). Os autores indicaram que, quanto às refeições prontas, as lasanhas e *chillis* de carne bovina são os que mais emitem GEE na sua produção: 5,78 e 4,97 kg CO₂ eq, respectivamente. As refeições à base de carne bovina apresentam valores muito mais elevados que as refeições prontas de frango, vegetarianas ou veganas, como as lasanhas vegetariana (0,92 kg CO₂ eq) e vegana (0,37 kg CO₂ eq), o *chilli* vegetariano (0,44 kg CO₂ eq) e o *curry* de frango (0,77 kg CO₂ eq).

Dentre os produtos de origem animal, destaca-se também a contribuição da cadeia de produção e abastecimento de peixes para a eutrofização da água (13,50 g P eq/ kg de peixes), de forma que este é o alimento, dentre os analisados, que mais contribui para este indicador ambiental. O resultado encontrado neste trabalho diverge do apontado pela literatura: apesar de os estudos indicarem o elevado potencial de eutrofização da água dos peixes, esses não emitem mais fósforo para as águas do que a carne bovina (CLARK et al., 2022, 2019; POORE; NEMECEK, 2018).

Apesar de os produtos de origem vegetal configurarem entre os alimentos que menos impactam o meio ambiente, as castanhas se sobressaem devido a sua contribuição na acidificação do solo (210,89 g SO₂ eq/kg de castanha) e consumo de água (35,51 m³/kg de castanhas), que é maior do que as dos produtos de origem animal. O elevado potencial de acidificação do solo não está de acordo com o encontrado na literatura (POORE; NEMECEK, 2018), no entanto a alta demanda por água pelas castanhas em relação aos demais alimentos corrobora com os estudos relacionados (CLARK et al., 2022; POORE; NEMECEK, 2018).

Vale ressaltar que os valores calculados neste trabalho estão condicionados à alocação adotada para as castanhas e o pedúnculo do caju. Conforme explicado na seção 3.2.3.1.1, foi feita uma alocação econômica que resultou em 96,00% dos impactos alocados para a castanha. No entanto, caso tivesse sido realizada uma alocação mássica esse resultado poderia variar de forma expressiva, dado que a castanha corresponde a uma pequena parte do caju. Além disso, esses valores refletem os dados utilizados no ICV para a produção de castanha de caju e estão condicionados às demais premissas adotadas neste trabalho, de forma que não retratam todas as castanhas e nozes produzidas no país. Apesar de ser tratado de forma generalizada, é importante evidenciar a limitação na representação da produção de castanhas e nozes no país.

Por sua vez, de forma geral, as proteínas alternativas impactam menos que as carnes e mais que frutas e hortaliças. Existem, no entanto, exceções a depender do impacto analisado. A carne cultivada, que é a proteína alternativa que apresenta os maiores impactos, contribui menos do que a carne bovina, a carne suína e os peixes para a degradação do meio ambiente, porém, em alguns indicadores, apresenta resultados superiores aos das aves. Por outro lado, os insetos demandam menos água e solo do que as frutas e hortaliças.

Quanto à carne cultivada, destaca-se a contribuição deste alimento para a emissão de GEE (7,69 kg CO₂ eq/kg de carne cultivada). O principal impulsionador deste indicador é a produção de eletricidade, utilizada no processo produtivo da carne cultivada. Isso explica a diferença em relação às demais proteínas alternativas, que consomem bem menos eletricidade para a sua produção, conforme indicado na Tabela A 3. Além disso, as emissões de GEE são menores do que as encontradas por SMETANA et al. (2015), o que pode ser atribuído ao fato de a matriz elétrica brasileira apresentar menor pegada de GEE devido à grande parcela de energia produzida nas hidrelétricas.

A carne cultivada apresenta também altos valores de acidificação do solo (33,74 g SO₂ eq/kg de carne cultivada). Este impacto está também associado à geração de eletricidade para a produção da proteína alternativa. Nesse sentido, apesar de ser uma opção de substituição aos alimentos de origem animal, a carne cultivada é originada de um processo significativamente intensivo em eletricidade, o que diminui o potencial de mitigação, especialmente em matrizes elétricas carbono dependentes.

Por fim, os menores impactos dos produtos de origem vegetal, com exceção das castanhas avaliadas neste trabalho, corroboram com o apontado pela literatura. No entanto, a ACV encontrou resultados menores do que os apontados por POORE; NEMECEK (2018). Esta diferença está relacionada com as maiores produtividades dos sistemas brasileiros em relação às produtividades médias globais dos cultivos utilizadas pelos autores. Tal questão ocorreu nos cultivos de arroz, feijão, banana (representante das frutas), tomate (representante das hortaliças) e mandioca (representante das farinhas), conforme detalhado no Anexo II.

Outro ponto de destaque averiguado neste trabalho é a diferença na contribuição das etapas da cadeia de produção e abastecimento dos alimentos, conforme detalhado na seção 4.2. De forma geral, observa-se a relevância da etapa de produção em todos os indicadores, para quase todos os alimentos, o que corrobora com o encontrado na literatura (POORE; NEMECEK, 2018). As exceções, em que a etapa de produção contribui com menos de metade do impacto observado, são: cereais, farinhas, aves e insetos nas mudanças climáticas; insetos, na acidificação do solo (nas farinhas observa-se impacto de 50,83% nesta etapa); e aves, laticínios, insetos, carne fermentada e carne cultivada na eutrofização da água. Na demanda por solo e água, conforme esperado, os impactos ocorrem, principalmente, na produção e na perda de alimentos, que também está associada aos impactos dessa etapa.

Para esses alimentos, evidencia-se a contribuição do processamento na emissão de GEE, no caso das farinhas e dos cereais. Isso ocorre por conta da menor pegada de GEE da produção de mandioca e milho em comparação às emissões associadas à eletricidade dos processos de secagem dos grãos. Já as aves e os insetos apresentam maior emissão de GEE na etapa de varejo, por serem alimentos que precisam ser acondicionados de forma refrigerada. O mesmo é observado na acidificação do solo gerada pelos insetos, cuja contribuição na etapa do varejo é atribuída aos processos à montante da produção das geladeiras. Da mesma forma, os alimentos que apresentam maior potencial de eutrofização da água na etapa de venda a varejo requerem o acondicionamento refrigerado e não apresentam elevadas emissões de P eq na etapa de produção, como é o caso da carne bovina, carne suína e peixes. No varejo, os impactos na acidificação do solo e eutrofização da água são gerados no processo à montante das geladeiras utilizadas.

Apesar das exceções, é evidente a importância da etapa de produção na contribuição dos impactos ambientais dos sistemas alimentares, o que corrobora com o apontado na

literatura (BABIKER et al., 2022; CRIPPA et al., 2022; POORE; NEMECEK, 2018). Nesse sentido, o tipo de cultivo e sistemas escolhidos influenciam diretamente na pegada ambiental dos alimentos, como a escolha por tomate de estufa ou estaqueado, arroz irrigado ou de sequeiro, carne bovina do sistema extensivo, com confinamento ou produzida em sistemas agrossilvopastoris, peixes da aquacultura ou pesca. Dessa forma, buscou-se representar, dentro das limitações de dados existentes, a realidade agrícola brasileira.

Essa questão evidencia, ainda, o potencial de mitigação que existe no lado da oferta de alimentos. Além das medidas pelo lado da demanda no consumo, objetos deste trabalho, são possíveis ações por parte dos fazendeiros, visando diminuir as emissões de GEE, demanda por terra e água e potenciais de acidificação do solo e eutrofização da água de seus cultivos e criações de animais, como elencado nos estudos relacionados (BABIKER et al., 2022; CRIPPA et al., 2022; MBOW et al., 2019; POORE; NEMECEK, 2018; SPRINGMANN et al., 2018; UNEP, 2022).

Ademais, os resultados apontaram também para o impacto da perda e do desperdício na degradação do meio ambiente. Os impactos relacionados à perda dos alimentos foram, em média (excluindo-se insetos, carne fermentada e carne cultivada), iguais a: 13,49% para emissão de GEE; 11,28% para uso do solo; 10,88% para acidificação do solo; 9,91% para eutrofização da água; e 11,28% para consumo de água. As proteínas alternativas apresentaram baixos impactos, pois supôs-se uma perda de apenas 1% para esses alimentos, considerando as características desses processos produtivos e que eles seriam produzidos próximos aos centros de consumo, diminuindo as perdas no transporte.

Os impactos relacionados ao desperdício de alimentos se mostraram menos significativos, com exceção da emissão de GEE. Para os outros quatro indicadores, os maiores percentuais se deram nos insetos: 0,64% no uso do solo; 1,15% na acidificação do solo; 1,79% na eutrofização da água e 0,53% no consumo de água. Isso se observa por conta da importância da etapa de varejo nos impactos ambientais deste alimento. Nas mudanças climáticas encontram-se resultados maiores para o desperdício de alimentos, pois este indicador contabilizou também a emissão de gás metano na disposição final dos resíduos. Assim, a parcela relacionada a este impacto variou de 0,27% para a carne bovina a 21,16% para as farinhas.

Os resultados encontrados corroboram com a literatura, que aponta que a perda e o desperdício de alimentos são causas expressivas para os impactos ambientais dos sistemas alimentares e possíveis alvos para medidas de mitigação no lado da oferta (MBOW et al., 2019; SPRINGMANN et al., 2018; UNEP, 2022). Vale ressaltar que foi considerado neste trabalho somente o desperdício de alimentos que ocorre no varejo, visto que esta era a última etapa incluída na fronteira do sistema. No entanto, o consumo nos domicílios e em serviços alimentares é responsável pela perda de aproximadamente 16% de todo o alimento produzido ao redor do mundo (UNEP, 2021).

Ao analisar os impactos relativos das etapas das cadeias de produção e abastecimento dos alimentos incluídos neste trabalho, deve-se considerar as limitações de cada uma das fases incluídas na fronteira do sistema. Na etapa de produção, conforme já indicado, buscou-se ao máximo representar a realidade brasileira. Para isso, optou-se por dados referentes aos Estados com maior produção e, de forma conservadora, às menores produtividades. Em alguns casos, foram calculadas as médias de dados para insumos utilizados ao longo dos anos de cultivo. Com isso, foram feitas simplificações, visto que não seria possível incluir todas as particularidades dos sistemas agrícolas brasileiros. Assim, apesar deste trabalho avaliar a pegada dos alimentos de forma generalizada, é importante ressaltar que os dados utilizados no ICV, em especial na etapa de produção, representam cultivos específicos e não refletem a diversidade de sistemas alimentares que existem no país.

Em seguida, na etapa de transporte assumiu-se uma distância de 500 km para os produtos agrícolas e agropecuários e 50 km para as proteínas alternativas, porém não foi feita nenhuma identificação quanto à origem e às principais destinações dos diferentes cultivos. Ademais, os alimentos importados não entraram dentro do escopo deste trabalho, desconsiderando-se maiores impactos no transporte. Também não foram considerados possíveis transportes dentro das etapas de produção, como o deslocamento do gado entre as fases de cria, recria e engorda.

A etapa de processamento incluiu somente o consumo de eletricidade para as diferentes atividades necessárias na transformação dos alimentos e de materiais para embalagem dos produtos. Foram utilizados dados da literatura, que não representam as especificidades brasileiras. Assim, somente o consumo de eletricidade que foi atrelado à matriz energética brasileira. Além disso, foram utilizados dados de consumo elétrico e de embalagem de alguns alimentos para representar outros que não estavam listados na

literatura, conforme explicado na seção 3.2.3.3. Ademais, não foram encontrados dados para eletricidade utilizada na lavagem de frutas, hortaliças e ovos. Também não foram consideradas outras entradas nesta etapa, como consumo de água ou diesel para maquinários.

Quanto às embalagens utilizadas para o acondicionamento dos alimentos, não se considerou o impacto dos resíduos gerados por esses materiais. Se destinados corretamente, essas embalagens seriam encaminhadas para aterros sanitários, onde ocorreria a geração de gás metano. No entanto, caso fossem destinadas para aterros controlados ou lixões, poderiam gerar também gás carbônico devido ao processo de digestão aeróbia de parte desses resíduos. Além disso, uma disposição inadequada dos materiais pode contribuir também a geração de lixiviado, que apresenta elevado potencial de contaminar os solos e os corpos d'água. Por fim, não foram consideradas as diferenças entre embalagens primárias, secundárias e terciárias e tampouco maiores detalhes relacionados à produção desses materiais.

Em seguida, na etapa de varejo considerou-se somente os impactos das geladeiras e o seu consumo de eletricidade. Conforme detalhado na seção 3.2.3.4 foi realizado um cálculo a partir de dados da literatura, pois não foram encontrados dados referentes ao consumo elétrico de geladeiras de mercados no Brasil. Considerou-se apenas que os produtos de origem animal – exceto ovos – e as proteínas alternativas seriam mantidas refrigeradas, de forma que os alimentos à base de plantas e os ovos apresentam impacto igual a zero nesta etapa. Optou-se por não considerar os impactos de consumo elétrico dos mercados, como luz e ar-condicionado.

Por fim, a etapa de consumo não foi incluída na fronteira do sistema e seus impactos não foram contabilizados. Nesta etapa, há consumo energético no preparo dos alimentos, conforme abordado por GARZILLO et al. (2019). Além disso, há consumo elétrico para manutenção dos alimentos em geladeiras nos domicílios, que são diferentes dos refrigerados utilizados no varejo. Por fim, conforme já apontado, há impacto do desperdício de alimento, que ocorre principalmente nesta etapa.

Outra questão relacionada à pegada ambiental dos alimentos, que perpassa por todas as etapas analisadas, é a utilização de alimentos como *proxy* para grupos alimentícios. Assim, utilizou-se dados de tomate para as hortaliças, de banana para frutas, de soja para óleos (utilizado também para os grãos de soja), de milho para cereais, de

mandioca para farinhas, de leite para laticínios e de trigo para pães e massas. Dessa maneira, em todas as etapas foram feitas simplificações nesta representação, devido à impossibilidade de avaliar todos os alimentos presentes na dieta brasileira de forma diferenciada.

Ressalta-se também as limitações relacionadas às proteínas alternativas. A falta de dados consolidados referentes à produção desses alimentos, por esses serem mercados ainda em processo de pesquisa e desenvolvimento no Brasil e em grande parte do mundo (PORTO; BERTI, 2022; SILVA; TANIWAKI; SÁ, 2022; STEPHENS et al., 2018), condiciona as entradas utilizadas na etapa de produção, que foram somente água e eletricidade, e os resultados encontrados.

Além disso, desconsiderou-se o consumo de eletricidade na etapa de processamento dessas proteínas alternativas, por esta estar contemplada na produção industrializada desses alimentos. Ademais, utilizaram-se dados relativos aos produtos animais como referência – tanto nas embalagens, quanto no varejo –, considerando que as proteínas alternativas seriam produzidas de forma a imitar os produtos de origem animal. A única exceção foi a utilização de papelão como embalagem para as carnes fermentada e cultivada, porém considerando a mesma quantidade que às encontradas para as carnes.

5.3 Impacto Ambiental das Dietas

A Dieta Convencional brasileira, conforme detalhado na seção 4.3, emite 10,80 kg CO₂ eq/cap/dia. O valor encontrado é maior do que o de 6,76 kg CO₂ eq/cap/dia, apontado para a dieta brasileira na literatura (TRAVASSOS; DA CUNHA; COELHO, 2020). Esses autores, no entanto, utilizaram dados de ICV de base de dados internacionais, sem adaptar para a realidade brasileira, e informações de consumo da pesquisa anterior da POF, referente aos anos de 2008-2009.

Em comparação com a média internacional, a Dieta Convencional brasileira também apresenta maior pegada de GEE. Na Alemanha, a contribuição da dieta para as mudanças climáticas é igual a 3,42 kg CO₂ eq/cap/dia (TREU et al., 2017), enquanto na China este valor é de 3,25 kg CO₂ eq/cap/dia (SONG et al., 2017). Resultados ligeiramente maiores são encontrados na Holanda, onde a média da emissão de GEE das dietas de homens e mulheres é igual a 5,10 kg CO₂ eq/cap/dia (VAN DE KAMP et al.,

2018) e na Argentina, cuja Dieta Convencional é responsável por 5,48 kg CO₂ eq/cap/dia (ARRIETA; GONZÁLEZ, 2018).

Em relação ao indicador de uso do solo, a Dieta Convencional demanda 10,95 m²/cap/dia. Este valor é superior ao apontado na literatura para Alemanha, que utiliza 5,2 m²/cap/dia (TREU et al., 2017) para a produção da sua dieta convencional. No entanto, este valor é significativamente mais baixo do que o apontado por TRAVASSOS; DA CUNHA; COELHO (2020) para o Brasil: 67,2 m²/cap/dia.

Observa-se, adicionalmente, que a Dieta Convencional emite 16,56 g SO₂ eq/cap/dia e 0,95 g P eq/cap/dia, porém esses impactos não foram abordados pelos estudos analisados, de forma que não é possível compará-los com os potenciais de acidificação do solo e eutrofização da água das dietas de outros países. Tampouco foi abordado por TRAVASSOS; DA CUNHA; COELHO (2020) na avaliação dos impactos da dieta brasileira.

Por fim, a Dieta Convencional é responsável pelo consumo de 3,42 m³ de água per capita por dia. Este valor é similar ao encontrado na literatura para o Brasil: 3,48 m³/cap/dia (TRAVASSOS; DA CUNHA; COELHO, 2020), porém maior que a média encontrada a América do Sul de 2,93 m³/cap/dia (HARRIS et al., 2020). O resultado deste trabalho mostra que o consumo de água pela dieta brasileira é semelhante ao de outros países, como França, Argélia, Turquia e Itália, que demandam 3,45, 3,76, 3,81 e 3,95 m³/cap/dia, respectivamente (VANHAM et al., 2021).

A partir dos resultados da Dieta Convencional, é possível analisar os potenciais de mitigação dos impactos ambientais das diferentes dietas. Adotar uma Dieta Saudável, seguindo as recomendações da EAT-Lancet, proporcionaria uma redução de aproximadamente metade das emissões de GEE – 5,45 kg CO₂ eq per capita por dia – o que corrobora com a redução estimada pela comissão de 48,98% (WILLETT et al., 2019). Em relação ao uso do solo, encontra-se potencial de redução de 5,46 m² ocupados, ou seja, mitigação igual a 49,91% do uso do solo, menor que a redução de 79,57% da ocupação de terras ao adotar no Brasil as recomendações da EAT-Lancet, que foi apontada por NAVARRE et al. (2023).

Apesar de a EAT-Lancet indicar que a adoção da dieta saudável reduziria as aplicações nitrogênio em 4,06% e de fósforo em 7,27% (WILLETT et al., 2019), encontrou-se um aumento no potencial de acidificação do solo igual a 49,69% (8,23 g

SO₂ eq/cap/dia) e de eutrofização da água em 51,00% (0,49 g P eq/cap/dia). Paralelamente, o consumo de água aumentaria em 1,31 m³ per capita por dia ou 38,49% com a adoção da Dieta Saudável. Na literatura, no entanto, a adoção da dieta recomendada pela EAT-Lancet reduziria o consumo de águas das dietas da Argélia, Turquia, França e Grécia em 17%, 38%, 40% e 48% (VANHAM et al., 2021).

A redução das emissões de GEE e da demanda pelo uso do solo é devido, principalmente, à diminuição do consumo de carne bovina na Dieta Saudável em relação à Dieta Convencional. Ao adotar hábitos saudáveis na alimentação, seguindo as recomendações da EAT-Lancet, diminui-se a presença de produtos de origem animal na dieta. Assim, o consumo de carne bovina diminuiria em 53,30 g/cap/dia e, conforme já apontado, este alimento é o que mais contribui para as mudanças climática e às pressões no uso do solo.

Por outro lado, o aumento da ingestão de castanhas em 10 vezes impulsiona a emissão de SO₂ eq, visto que este alimento é o que mais contribui para a acidificação do solo. Este impacto aumenta também devido ao maior consumo de laticínios (210,70 g/cap/dia a mais), porém em menor proporção. Ao consumir mais peixes e laticínios, ocorre a maior liberação de P eq para as águas, devido ao elevado impacto do primeiro alimento e ao alto consumo do segundo grupo. Por último, o aumento do consumo desses três alimentos é o responsável pelo consumo de água na Dieta Saudável ser superior ao da Dieta Convencional.

Em seguida, adotar a Dieta Pescetariana proporcionaria uma redução de 6,03 kg CO₂ eq per capita por dia, o que corresponde a 55,82% das emissões de GEE. Esse valor é maior que o que foi indicado por VEERAMANI; DIAS; KIRKPATRICK (2017), ao avaliar uma dieta pescetariana e uma dieta onívora: 37,29% de mitigação. No entanto, o resultado deste trabalho é menor que o apontado por WILLETT et al. (2019) de 67,35%. Outro impacto que reduziria com a transição para uma dieta baseada no consumo de peixes seriam o uso do solo, com potencial de diminuir 58,13% a demanda por terras (6,36 m²/cap/dia). A literatura, no entanto, indica uma mitigação deste indicador bem menor, de apenas 2,37% (WILLETT et al., 2019).

Os outros três indicadores ambientais não seriam beneficiados com a mudança para a Dieta Pescetariana. Observa-se que a acidificação do solo aumentaria em 8,44 g SO₂ eq per capita por dia (aumento relativo a 50,98%), a eutrofização da água em 1,03 g P eq per

capita por dia (o equivalente a 108,12%) e o consumo de água em 2,47 m³ per capita por dia (incremento de 72,16%). Nesse sentido, os resultados vão de encontro ao trazido na literatura, de que esta dieta consome a mesma quantidade de água que a convencional e que haveria uma redução na aplicação de nitrogênio em 4,91% e de fósforo em 8,00% (WILLETT et al., 2019).

Como a Dieta Pescetariana, e as demais dietas alternativas, foram definidas a partir da Dieta Saudável, observam-se semelhanças nos motivos que diminuem ou aumentam os impactos ambientais. Assim, constata-se que a emissão de GEE e o uso do solo diminuem, principalmente, devido à retirada da carne bovina da dieta. A redução é maior nos dois indicadores do que na mudança para Dieta Saudável, pois na Dieta Pescetariana a carne bovina é totalmente retirada, e não apenas reduzida.

De forma análoga à Dieta Saudável, a acidificação do solo é impulsionada pelo aumento em 10 vezes do consumo da castanha e, em menor escala, pela maior ingestão de laticínios. Ocorre também maior liberação de SO₂ eq pelo aumento no consumo de peixes. Além disso, esse alimento é o principal responsável pelo aumento da eutrofização das águas, e, junto das castanhas, contribui para a elevação do consumo de água, de forma que a Dieta Pescetariana é a que mais impacta nos corpos hídricos nesses dois indicadores ambientais.

A terceira proposta de transição alimentar foi a adoção da Dieta Vegetariana, em que todas os animais são retirados, mantendo-se apenas os produtos derivados, que passam a ser a principal fonte de proteína. Essa mudança tem o potencial de mitigar as emissões de GEE em 38,91%, com a diminuição de 4,20 kg CO₂ eq per capita por dia. O potencial de redução encontrado é próximo aos 34,37% e 53,86% apontados pela literatura ao avaliar dietas vegetarianas em relação a dietas onívoras (ROSI et al., 2017; VEERAMANI; DIAS; KIRKPATRICK, 2017). Outros estudos, no entanto, encontraram maiores potenciais de mitigação, próximos a 68,00% (ARRIETA; GONZÁLEZ, 2018; WILLETT et al., 2019).

A transição da Dieta Convencional para a Dieta Vegetariana mitigaria a demanda por terras em 4,12 m² per capita por dia, o equivalente à diminuição de 37,64% deste indicador, o que também se observa na literatura entre a dieta onívora e a dieta vegetariana (ROSI et al., 2017). Já WILLETT et al. (2019) indica uma redução de apenas 1% no uso de terras. Por outro lado, a Dieta Vegetariana apresenta maiores valores de acidificação

do solo e eutrofização da água: 10,75 g SO₂ eq e 0,43 g P eq a mais per capita por dia. Assim, esses impactos seriam 64,91% e 44,66% maiores do que a Dieta Convencional. Novamente, a literatura aponta no sentido contrário, indicando uma redução na aplicação de nitrogênio e fósforo em 6,32% e 10,18% (WILLETT et al., 2019).

Quanto ao consumo de água, os resultados apontaram para um aumento no consumo em 1,00 m³ per capita por dia, ou seja, um impacto 29,22% maior do que na Dieta Convencional, de forma que não se observa um potencial de mitigação nesta transição alimentar. O aumento no consumo de água também é observado na literatura, porém sendo de apenas 3,33% (WILLETT et al., 2019). Por outro lado, alguns autores indicam que uma dieta vegetariana demanda 26,62% menos água do que uma dieta onívora (ROSI et al., 2017).

Assim como na Dieta Pescetariana, o potencial de redução das emissões de GEE e uso do solo ocorrem pela retirada, especialmente, da carne bovina da Dieta Vegetariana. A acidificação do solo é impulsionada pelo maior consumo de castanha, assim como as dietas analisadas anteriormente, porém o elevado consumo de laticínios contribui para que esta dieta seja, entre as oito avaliadas, a que mais impacta na emissão de SO₂ eq. O consumo de laticínios é também o principal responsável pelo aumento da eutrofização da água nesta dieta em relação à Dieta Convencional, e o segundo que impulsiona o maior consumo de água, atrás somente das castanhas.

O último passo da transição indicado neste trabalho seria eliminar todos os produtos de origem animal, inclusive os laticínios e ovos. A substituição de proteínas pode se dar de diferentes formas e a primeira avaliada foi o aumento na ingestão de leguminosas, através da Dieta Vegana. Esta dieta possui potencial de mitigação de 8,58 kg CO₂ eq per capita por dia, ou 79,40% das emissões de GEE. O valor encontrado é próximo a 78,57%, apontado pela EAT-Lancet (WILLETT et al., 2019), e a 73,18%, apontado por ARRIETA; GONZÁLEZ (2018). Outros estudos, no entanto, indicam menores potenciais, entre 41,00% e 58,15%, na mudança de uma dieta onívora para uma dieta vegana (POORE; NEMECEK, 2018; ROSI et al., 2017; VEERAMANI; DIAS; KIRKPATRICK, 2017).

A Dieta Vegana ocupa 7,39 m² per capita por dia a menos do que a Dieta Convencional, o equivalente a uma redução de 67,50% no uso do solo. Este valor é ligeiramente menor do que o apontado por POORE; NEMECEK (2018) de 76,00% de

redução na pressão sobre o uso do solo. Outros estudos, no entanto, apontaram para potenciais menores: somente 1,90% (WILLETT et al., 2019) e 44,23% (ROSI et al., 2017).

Por outro lado, esta dieta aumentaria, em relação à Dieta Convencional, a acidificação do solo em 12,58% (aumento de 2,08 g SO₂ eq emitidos per capita por dia). Esse resultado não corrobora com o indicado na literatura, de que a dieta vegana tem o potencial de mitigar 50,00% das emissões de SO₂ eq (POORE; NEMECEK, 2018) e gerar uma diminuição de 7,72% na aplicação de nitrogênio (WILLETT et al., 2019). Observa-se também que não existe um potencial de mitigação na eutrofização da água ao adotar a Dieta Vegana, pois esta emite 0,003 g P eq per capita por dia a mais que a Dieta Convencional, o que representa um aumento de apenas 0,35% do impacto. Isto não corrobora com o potencial de mitigação de 49,00% indicado por POORE; NEMECEK (2018). WILLETT et al. (2019), por sua vez, indica uma diminuição na aplicação de fósforo igual a 11,27% na adoção de uma dieta vegana.

Ademais, observa-se nesta mudança de hábitos alimentares um aumento no consumo de água em 0,68 m³ per capita por dia, relativo ao incremento de 20,24% desse indicador. Encontraram-se, nos estudos relacionados, valores distintos: alguns autores apontam para o aumento em 10,00% no uso de água (WILLETT et al., 2019), enquanto outros indicaram que uma dieta vegana consome 19,86% de água a menos que uma dieta onívora (ROSI et al., 2017).

O maior potencial de mitigação das emissões de GEE e uso do solo na Dieta Vegana em comparação às outras três dietas é devido à retirada de todos os produtos de origem animal, o que não ocorreu na Dieta Saudável, Dieta Pescetariana e Dieta Vegetariana. A acidificação do solo, como visto anteriormente, é impulsionada pelo consumo de castanhas também na Dieta Vegana, mas a retirada de todos os produtos de origem animal contribui para que o aumento da emissão de SO₂ eq a partir da mudança de dieta não seja tão expressivo. O mesmo ocorre na eutrofização e consumo de água, porém a maior ingestão de castanhas, feijão e soja torna a eutrofização de água similar e a demanda por água maior nesta dieta do que na Convencional.

As dietas Entomofágica, Micoproteica e Sintética são as últimas dietas alternativas, que excluem todos os produtos de origem animal e substituem por insetos, carne fermentada e carne cultivada, respectivamente. O maior potencial de redução das

emissões de GEE ocorre na Dieta Entomofágica, com a redução de 9,29 kg CO₂ eq per capita por dia, que corresponde a diminuição de 85,94% deste indicador. Por outro lado, a Dieta Micoproteica apresenta potencial de mitigação de 8,82 kg CO₂ eq per capita por dia, equivalente a redução de 81,63% das emissões de GEE. Por fim, a Dieta Sintética emite 8,29 kg CO₂ eq per capita por dia a menos do que a Dieta Convencional, ou seja, uma redução de 76,72% na contribuição às mudanças climáticas. Isso ocorre, pois, conforme visto anteriormente, a carne cultivada apresenta a maior pegada de carbono entre as três proteínas alternativas.

Em relação ao uso do solo, as três dietas apresentam potencial de mitigação semelhantes: 8,88, 8,94 e 8,98 m² per capita por dia para as dietas Sintética, Micoproteica e Entomofágica, respectivamente. Esses valores equivalem a reduções de 81,12%, 81,66% e 82,00% em relação à Dieta Convencional. Observou-se na seção 4.2 que a demanda por terra das três proteínas alternativas é semelhante, por isso os potenciais similares. Em seguida, na acidificação do solo não é indicado nenhum potencial de mitigação do impacto ambiental. A Dieta Entomofágica seria a que apresentaria o menor aumento em relação à Dieta Convencional, 5,16% (0,86 g SO₂ eq/cap/dia a mais), por apresentar menor emissão de SO₂ eq do que a carne fermentada e carne cultivada. As dietas compostas por esses alimentos apresentam, respectivamente, aumento de 17,45% (aumento de 2,89 g SO₂ eq/cap/dia) e 31,64% (5,24 g SO₂ eq/cap/dia a mais) da acidificação do solo, superior ao observado na Dieta Vegana.

Essas três dietas apresentam, diferente do observado anteriormente para as demais dietas, potencial de redução da eutrofização da água. O maior potencial de redução deste impacto se dá na Dieta Entomofágica: 0,24 g P eq per capita por dia, equivalente a 24,97% das emissões da Dieta Convencional. Em seguida, a Dieta Sintética apresenta potencial de mitigação de 3,96% (0,04 g p eq/cap/dia) e a Dieta Micoproteica de 3,06% (0,03 g p eq/cap/dia). Apesar de a carne cultivada apresentar potencial de eutrofização da água ligeiramente superior à carne fermentada, esta é consumida em maior quantidade que a carne cultivada, devido ao menor teor proteico.

Por fim, essas três dietas são também as únicas das oito dietas incluídas neste trabalho que possibilitam a mitigação do consumo de água com a mudança dos hábitos alimentares. A maior redução da demanda de água ocorreria com a adoção da Dieta Entomofágica: 0,44 m³ per capita por dia, o equivalente a mitigação de 12,99% desse impacto. Depois, a Dieta Micoproteica proporcionaria uma redução na água consumida

em 0,40 m³ per capita por dia, ou 11,83%. Por último, a Dieta Sintética apresenta uma redução de 0,30 m³ per capita por dia, o que corresponde a mitigação de 8,76% em relação à Dieta Convencional.

Assim, observa-se que, quanto às mudanças climáticas, uma mudança de dieta possibilitaria mitigar as emissões de GEE em qualquer uma das setes dietas alternativas. O menor potencial de redução ocorreria ao adotar a Dieta Vegetariana, enquanto o maior seria com a mudança para a Dieta Entomofágica. As Dietas Micoproteica, Vegana e Sintética apresentam maior redução deste impacto do que a Dieta Pescetariana e a Dieta Saudável. Apesar dessas conclusões, MBOW et al. (2019) apontou que uma dieta vegetariana seria a segunda com maior potencial de mitigação das emissões de GEE e que uma dieta pescetariana geraria uma menor redução nas emissões do que uma dieta saudável.

Ao comparar com a literatura é necessário destacar que os resultados encontrados neste estudo estão condicionados às premissas feitas nas definições das dietas, conforme discutido na seção 5.1. Assim, o menor potencial de redução das emissões de GEE na Dieta Vegetariana está atrelado ao elevado consumo de laticínios, que são o terceiro alimento com a maior pegada de GEE entre os alimentos analisados. No entanto, este alto valor não necessariamente ocorre na dieta estabelecida pela literatura, que pode estar baseada também na ingestão de proteínas vegetais.

Quanto ao uso do solo, observa-se também que qualquer mudança de dieta tem potencial de mitigar este impacto ambiental. A menor redução da demanda por terras também ocorre na adoção da Dieta Vegetariana, seguindo o que foi visto na emissão de GEE. Nesse sentido, o maior potencial de mitigação deste impacto seria com a adoção da Dieta Entomofágica. A única diferença observada na relação entre as dietas e seus potenciais de mitigação é que a Dieta Vegana, apesar de emitir menos GEE do que a Dieta Sintética, ocupa mais terras na sua produção.

Conforme apontado, não há potencial de mitigação do impacto acidificação do solo através de uma mudança de dietas, pois a Dieta Convencional é a que menos emite SO₂ eq. Assim, as maiores emissões ocorrem na Dieta Vegetariana, seguida da Dieta Pescetariana, da Dieta Saudável, da Dieta Sintética, da Dieta Micoproteica e, por último, da Dieta Entomofágica. Vale ressaltar que, caso a Dieta Saudável, que seguiu as recomendações da EAT-Lancet e serviu de base para a definição das dietas alternativas,

tivesse um consumo menor de castanhas poderia haver possibilidade de mitigação deste impacto na mudança de dieta. O mesmo ocorreria caso se observasse maior ingestão desses alimentos na Dieta Convencional, pois, depois das castanhas, a maior emissão de SO₂ eq ocorre na produção da carne bovina, da carne suína e dos peixes.

Em relação à eutrofização da água, só existe potencial de mitigação ao transitar da Dieta Convencional para as dietas que substituem todos os alimentos de origem animal por proteínas alternativas. Não se observa potencial de mitigação na Dieta Pescetariana, pois os peixes são o alimento que mais emitem P eq para a água ao longo da sua cadeia. Na Dieta Vegetariana, a substituição da carne suína e da carne bovina, segundo e terceiro alimentos que mais impactam na eutrofização da água, por uma quantidade muito grande de laticínios não possibilita a mitigação deste impacto. Por fim, na Dieta Vegana o feijão, a soja e as castanhas emitem, juntos, quase a mesma quantidade de P eq que os produtos de origem animal na Dieta Convencional.

Por fim, da mesma forma, a Dieta Convencional consome menos água do que a Dieta Saudável e as dietas alternativas mais convencionais, observando-se potencial de redução da demanda somente nas dietas baseadas em proteínas alternativas. Apesar de a água ser uma das principais entradas nesses processos produtivos, não se compara com o volume utilizado na irrigação dos cultivos e na dessedentação de animais.

Observa-se, portanto, que existem contrapartidas na mudança de dieta, visto que a adoção de uma das dietas alternativas pode trazer benefícios em um indicador, porém aumentar o impacto de outra questão ambiental. De fato, qualquer dieta adotada no lugar da Dieta Convencional, reduziria a contribuição para as mudanças climáticas e uso do solo, ao passo que aumentaria a acidificação do solo. Ao adotar a Dieta Saudável, a Dieta Pescetariana, a Dieta Vegetariana e a Dieta Vegana, ocorreriam também maiores impactos também na eutrofização e no consumo de água. Já a adoção das dietas baseadas em proteínas alternativas reduziria a eutrofização da água e a demanda por água.

No entanto, essas contrapartidas não foram verificadas na literatura estudada. De fato, ao analisar o potencial de mitigação dos impactos ambientais da mudança de dieta a partir de refeições prontas, TAKACS et al. (2022) apontou que a preferência por comidas vegetarianas e veganas traz benefícios tanto para a emissão de GEE, quanto para acidificação do solo, eutrofização da água e consumo de água. Entretanto, deve-se atentar aos alimentos substitutos que foram considerados pelos autores, que não incluíram

castanhas e peixes em sua análise. Tal questão é relevante, dado que, nos resultados deste trabalho, esses alimentos contribuem de forma significativa para a acidificação do solo, eutrofização da água e consumo de água.

Essa questão é de significativa relevância ao se pensar em políticas públicas que influenciem a mudança de dieta como medida mitigadora dos impactos ambientais. Em especial, esta questão é mais abordada na literatura e nos relatórios de instituições que tratam das mudanças climáticas. De fato, existe um grande potencial de redução das emissões de GEE pela redução do consumo de produtos de origem animal, como apontado por MBOW et al. (2019). No entanto, a depender dos alimentos que passem a ser ingeridos para substituir a proteína que antes era consumida nas carnes e derivados, essa mudança pode implicar maiores impactos aos serviços ecossistêmicos.

Ainda que a literatura tenha apontado para o fato de que os alimentos que emitem mais GEE também são aqueles que contribuem de forma mais significativa nos demais impactos ambientais (CLARK et al., 2019; POORE; NEMECEK, 2018), esses estudos não consideraram a realidade brasileira. Assim, ao adaptar o ICV para as especificidades dos processos agrícolas e agropecuários do Brasil, encontrou-se um possível comprometimento da proteção dos serviços ecossistêmicos frente à mitigação das mudanças climáticas.

Vale ressaltar, no entanto, que tais contrapartidas entre os impactos ambientais não são tão simples de serem analisadas, visto que existe uma relação entre eles. Dentre as consequências das mudanças climáticas, observam-se mudanças nos ecossistemas aquáticos e terrestres, como impactos nas estruturas e funções desses sistemas e alteração da resiliência e capacidade de adaptação (IPCC, 2022b). Por sua vez, os serviços ecossistêmicos estão relacionados à capacidade dos meios de absorverem as consequências das mudanças climáticas.

Entretanto, a mitigação de alguns impactos ambientais e as contrapartidas entre eles só ocorreriam se de fato ocorresse a mudança de dieta, o que só é possível a partir de mudanças comportamentais dos consumidores. Para que ocorram essas transições alimentares, devem ser superadas barreiras, como: a dificuldade em encontrar opções a base de planta; conscientização; escolhas informadas do consumidor; e disponibilidade de dados (RICHARD CARMICHAEL, 2019).

No entanto, observa-se no Brasil uma redução do consumo de carne e um interesse por produtos à base de plantas análogos aos alimentos de origem animal. Constatou-se que parte dos brasileiros reduziram o consumo de carne visando melhorar a saúde e motivados por questões ambientais e éticas (THE GOOD FOOD INSTITUTE, 2022). No entanto, a diminuição na ingestão da carne bovina ocorre, principalmente, por conta do aumento do preço deste alimento (SILVA, 2022; THE GOOD FOOD INSTITUTE, 2022), o que acarreta graves consequências para a segurança alimentar.

Nesse sentido, são possíveis medidas para motivar ainda mais os consumidores a reduzir seu consumo de alimentos de origem animal e promover a transição alimentar, de forma a possibilitar a mitigação dos impactos ambientais pelos sistemas alimentares. Apesar de não ter sido considerado neste trabalho, o consumo de carne varia a depender da região do país, da idade e gênero dos consumidores e das diferenças socioeconômicas, de forma que tais medidas devem considerar essas diferenças. De fato, de acordo com SILVA (2022), existe uma maior propensão ao consumo de carne bovina na região Centro-Oeste e por indivíduos do gênero masculino, entre 18 e 39 anos. Por outro lado, a classe alta é a que apresenta menor mudança no consumo de carne bovina por conta do aumento do preço desse alimento.

5.4 Análise de Sensibilidade

Os resultados da análise da sensibilidade dos indicadores ambientais para a variação de 20,0%, a mais e a menos, dos parâmetros de aplicação de ureia, distância percorrida, embalagem e energia consumida no varejo indicaram que a ACV é pouco suscetível aos parâmetros analisados. Destaca-se que esses resultados não incluem os impactos da perda e do desperdício de alimentos. Os resultados da análise da sensibilidade encontram-se detalhados no Anexo IV e podem ser observados nas Figuras Figura A 1 a Figura A 18.

Para ilustrar, são trazidos a seguir os resultados para os alimentos que mais impactam nos indicadores ambientais. Assim, os resultados relativos à carne bovina na emissão de GEE encontram-se na Figura 12, e no uso do solo, na Figura 13. Para a acidificação do solo, na Figura 14 observa-se os resultados da análise de sensibilidade para a castanha. Em seguida, a Figura 15 mostra os resultados da análise de sensibilidade relativos à contribuição dos parâmetros no potencial de eutrofização da água na produção de peixes. Por último, na Figura 16 estão ilustrados os resultados relativos à análise de sensibilidade dos parâmetros no consumo de água pela cadeia de castanhas.

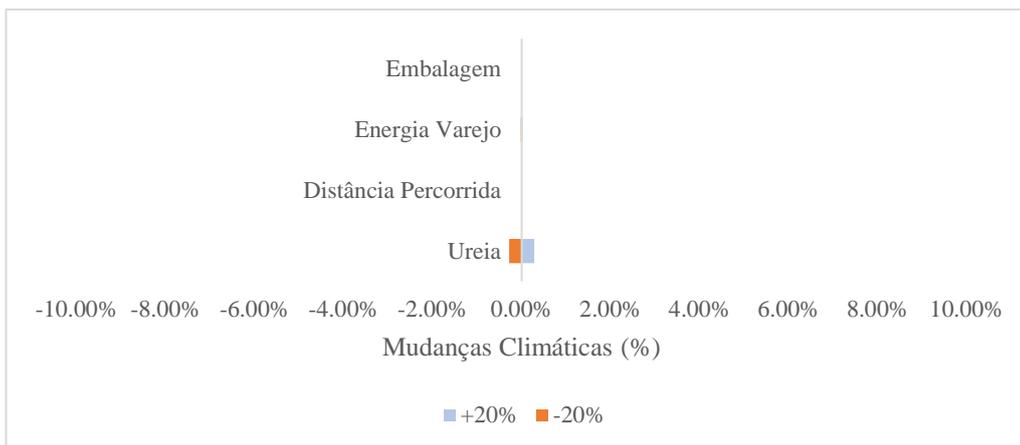


Figura 12. Análise de sensibilidade dos parâmetros da cadeia da carne bovina nas mudanças climáticas.

Fonte: Elaboração própria.

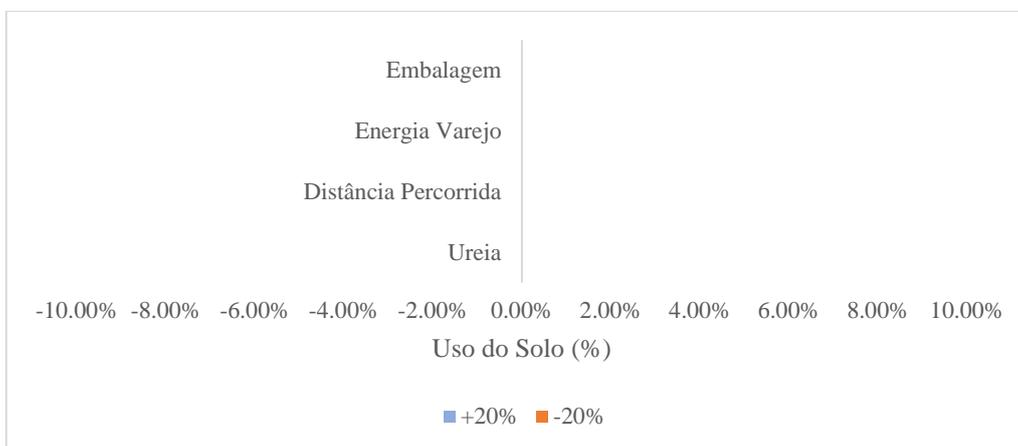


Figura 13. Análise de sensibilidade dos parâmetros da cadeia da carne bovina no uso do solo.

Fonte: Elaboração própria.

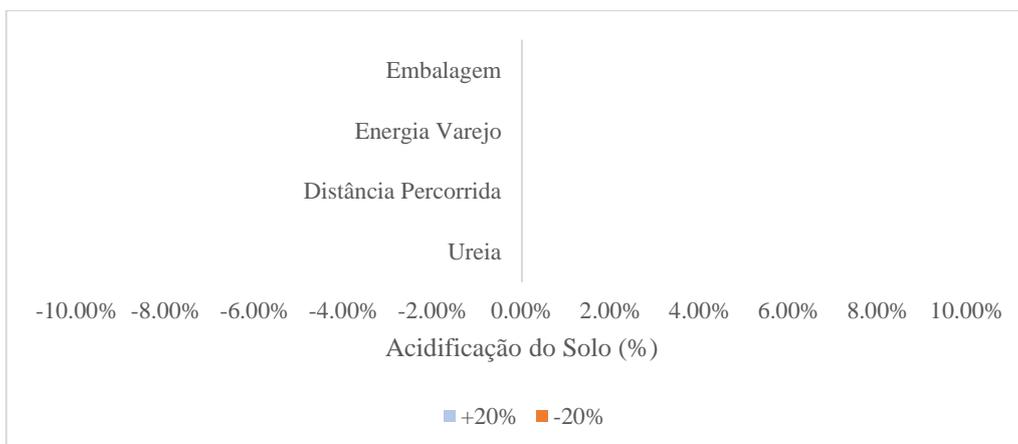


Figura 14. Análise de sensibilidade dos parâmetros da cadeia de castanhas na acidificação do solo.

Fonte: Elaboração própria.

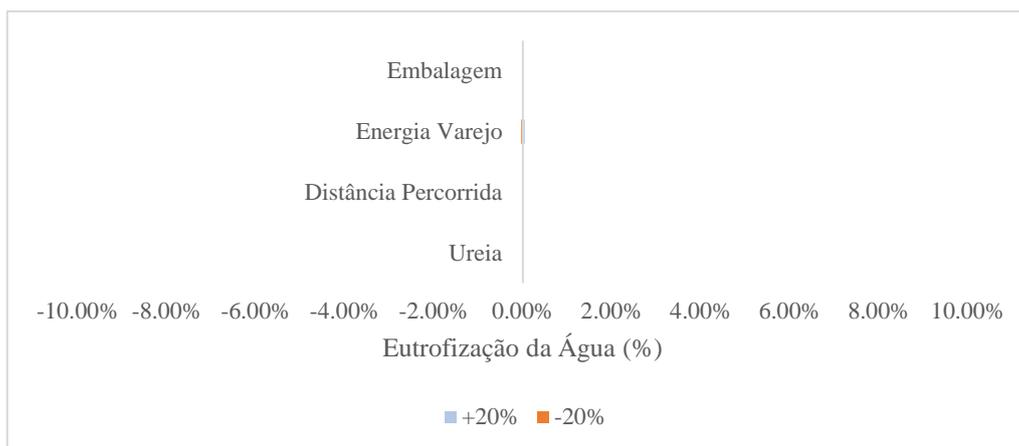


Figura 15. Análise de sensibilidade dos parâmetros da cadeia de peixes na eutrofização da água.

Fonte: Elaboração própria.

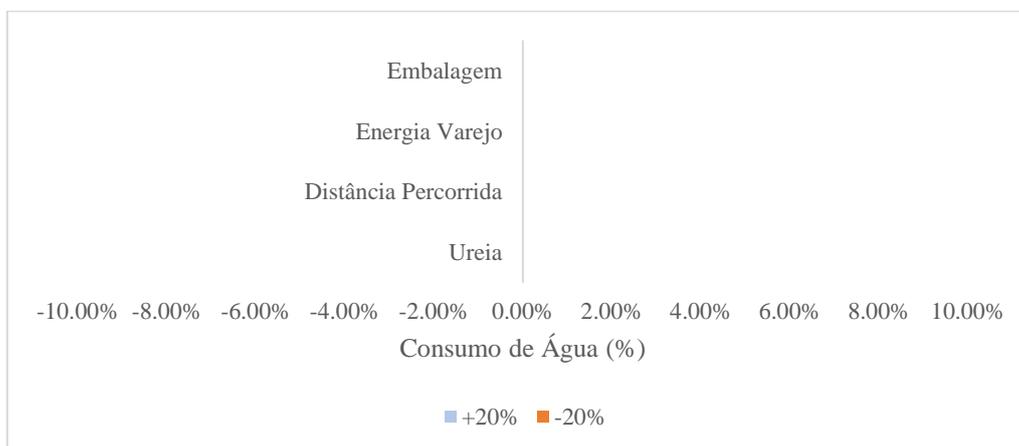


Figura 16. Análise de sensibilidade dos parâmetros da cadeia de castanhas no consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.

Conforme observado nas figuras, análise de sensibilidade evidenciou que os resultados encontrados neste trabalho são pouco sensíveis à aplicação de ureia, distância percorrida, embalagens utilizadas no processamento e energia consumida no varejo. O mesmo ocorre nos impactos ambientais gerados pelas cadeias de produção e abastecimentos dos demais alimentos analisados neste trabalho, detalhados no Anexo IV. Assim, apesar de as limitações relacionadas a essas etapas, indicadas na seção 5.2, serem válidas, elas influenciam pouco nos resultados deste estudo. É preciso destacar, no entanto, que a análise de sensibilidade não considerou os impactos da perda e desperdício de alimentos, que estão diretamente associados às contribuições que as etapas de produção, transporte, processamento e varejo geram para os cinco impactos ambientais.

6. Considerações Finais

Este trabalho teve como principal objetivo a avaliação do potencial de mitigação dos impactos ambientais a partir de mudanças de dieta no Brasil. Além disso, este estudo visou avaliar a pegada ambiental dos alimentos presentes na dieta brasileira e possíveis dietas alternativas e analisar os potenciais benefícios e conflitos que a transição alimentar causaria entre os impactos ambientais.

Os resultados encontrados neste trabalho indicaram que a Dieta Convencional brasileira é significativamente baseada em produtos de origem animal, de forma que há oportunidade para a transição alimentar para outras dietas, com menor consumo de carnes e derivados animais, o que não foi avaliado para o Brasil na literatura existente. As dietas Saudável, Pescetariana, Vegetariana, Vegana, Entomofágica, Micoproteica e Sintética foram escolhidas para as transições alimentares por representaram uma mudança gradual nos hábitos alimentares e por terem sido abordadas anteriormente na literatura, apesar de existirem diversas outras possibilidades de mudança de dieta.

A Dieta Saudável e a Dieta Pescetariana representam transições alimentares menos radicais e se mostraram como dietas plausíveis de serem consumidas. Em seguida, a Dieta Vegetariana e a Dieta Vegana provocam uma maior mudança na alimentação. As premissas feitas na definição das dietas fizeram com que elas se tornassem muito dependentes de laticínios e leguminosas, de forma que não são tão condizentes com a realidade das dietas sem consumo de carne. Para que as dietas vegetarianas e veganas não tenham consumo intenso de apenas alguns alimentos, devem ser diversificadas e contemplar diferentes fontes proteicas vegetais.

Em seguida, as dietas Entomofágica, Micoproteica e Sintéticas mostraram que existem outros alimentos substitutos aos produtos de origem animal que podem fornecer proteína e calorias às dietas. A partir da intensificação da pesquisa tecnológica, desenvolvimento e consolidação dos mercados e regulamentação dos produtos, essas dietas podem se tornar alternativas viáveis no futuro.

As mudanças de dieta analisadas neste trabalho proporcionariam uma maior ingestão calórica que a Dieta Convencional, porém ainda inferiores ao valor recomendado de 2500 kcal/cap/dia. Além disso, todas as dietas são capazes de proporcionar a ingestão mínima de 56 e 48 gramas de proteína por dia para homens de 30 anos e 70 quilogramas e mulheres de 30 anos e 60 quilogramas, respectivamente.

A ACV realizada para os alimentos encontrados na Dieta Convencional e incluídos nas dietas alternativas apontou para a elevada contribuição dos alimentos de origem animal para os impactos ambientais em comparação com os alimentos à base de plantas, com exceção das castanhas. Os resultados deste trabalho corroboraram com os encontrados na literatura, apesar de terem sido observadas algumas divergências. Tais diferenças podem ser atribuídas às diferentes abordagens metodológicas de cálculo, tais como fatores alocativos, formas de agregação dos fluxos de inventário e outras premissas dos ICVs.

No entanto, ressalta-se que este trabalho buscou preencher uma lacuna na literatura e adaptar o ICV para a realidade brasileira, adequando as entradas dos processos para as especificidades das atividades realizadas no país. Já a literatura avaliada utiliza médias globais ou dados voltados principalmente para o Hemisfério Norte, de forma que as diferenças encontradas demonstram também que os sistemas alimentares brasileiros contribuem de forma distinta para os impactos ambientais do que o observado em outras partes do mundo.

Os resultados indicaram a elevada contribuição das etapas de produção dos alimentos nos cinco indicadores ambientais avaliados, demonstrando a possibilidade de mitigação da pegada ambiental dos sistemas alimentares através de mudanças no lado da oferta. A transição para cultivos menos intensivos e outras formas de criação de animais, por exemplo, é capaz de reduzir as emissões de GEE, SO₂ eq e P eq, e diminuir a demanda por terras e água dos sistemas produtivos. Além disso, os impactos da perda de alimentos demonstraram que um melhor gerenciamento nas etapas de produção, transporte e processamento pode reduzir a degradação do meio ambiente.

Por outro lado, este trabalho corroborou para o a apontado pela literatura de que existe um potencial de mitigação dos impactos ambientais tão expressivo quanto a partir de medidas no lado da demanda. As diferenças entre as pegadas ambientais dos alimentos de origem animal e dos alimentos vegetais indicaram que essas reduções podem ser alcançadas a partir da mudança de dieta. Ademais, a redução do desperdício de alimentos também proporcionaria benefícios ao meio ambiente.

A avaliação dos impactos ambientais das dietas apontou para o potencial de mitigação das emissões de GEE e uso do solo a partir da transição alimentar para qualquer uma das setes dietas alternativas. Para as emissões de GEE, o potencial de mitigação varia

entre 4,20 kg CO₂ eq per capita por dia, com a adoção da Dieta Vegetariana, a 9,29 kg CO₂ eq per capita por dia, com a escolha pela Dieta Entomofágica. Para a ocupação do solo, os ganhos vão de 4,12 m² per capita por dia com a Dieta Vegetariana e 8,98 m² per capita por dia com a Dieta Entomofágica.

Por outro lado, apesar de trazer benefícios para as mudanças climáticas e para o uso do solo, a mudança de dieta não leva, necessariamente, à proteção dos demais serviços ecossistêmicos. De fato, os resultados deste trabalho indicaram que a Dieta Convencional é a que menos contribui para a acidificação do solo entre as oito dietas, de forma que uma mudança dos hábitos alimentares não apresenta potencial de mitigação deste indicador.

Em relação à eutrofização da água, só existe potencial de diminuição das emissões de fósforo ao transitar da Dieta Convencional para as dietas que substituem todos os alimentos de origem animal por proteínas alternativas. Neste indicador, o potencial de mitigação varia entre 0,03 g P eq per capita por dia, com a adoção da Dieta Micoproteica, e 0,24 g P eq per capita por dia, a partir da mudança para a Dieta Entomofágica. Por fim, a diminuição do consumo de água também só ocorreria com a mudança para as dietas baseadas em proteínas alternativas. Os potenciais de redução encontrados na demanda de água são de 0,30, 0,40 e 0,44 m³ per capita por dia para as dietas Sintética, Micoproteica e Entomofágica, respectivamente.

Assim, foram observados neste trabalho conflitos entre a mitigação de alguns dos impactos ambientais frente ao aumento de outros, a partir da mudança de dieta. Para reduzir a emissão de GEE e uso do solo com a adoção de outras dietas, necessariamente ocorrerão maiores emissões de dióxido de enxofre pelos sistemas alimentares. Além disso, com a adoção das dietas Saudável, Pescetariana e Vegetariana, ocorreriam também maiores impactos na eutrofização e no consumo de água. A escolha pela Dieta Vegana proporcionaria quase a mesma liberação de fósforo, mas aumentaria a demanda por água. Esses conflitos evidenciaram a importância de políticas públicas que considerem todas as variáveis da mudança de dietas relacionadas aos cinco impactos ambientais.

Por fim, a análise de sensibilidade indicou a pequena suscetibilidade dos resultados aos parâmetros de aplicação de ureia, distância percorrida, embalagens utilizadas no processamento e energia consumida no varejo. Assim, apesar da necessidade de atentar-se aos impactos das premissas feitas nesses parâmetros, eles apresentam pouca influência sob os resultados da ACV.

Apesar dos esforços aplicados, este estudo apresenta limitações. Quanto às dietas analisadas, as premissas nas suas definições tornaram discutível a plausibilidade de algumas das dietas propostas, dado que elas se mostraram muito dependentes de alguns alimentos. Além disso, os insetos, a carne fermentada e a carne cultivada foram incluídos como possíveis proteínas substitutas, porém estes alimentos ainda não estão disponíveis comercialmente no Brasil e o conhecimento a respeito da capacidade de absorção proteica a partir desses alimentos ainda é restrito.

Outra limitação encontrada está no fato de a avaliação das dietas alimentares ter contemplado somente a análise dos impactos ambientais e os potenciais de mitigação da pegada ambiental da adoção de outras dietas. Essas não foram avaliadas pelo ponto de vista da sua viabilidade e relação com a segurança alimentar, de forma que não foram considerados os possíveis impactos sociais que poderiam ocorrer no acesso e na utilização dos alimentos a partir da transição alimentar.

Destaca-se também que a avaliação da Dieta Convencional foi realizada a partir de da média brasileira de consumo, sem considerar as diferenças regionais, de gênero e idade dos consumidores. Em especial, não foram consideradas neste trabalho as disparidades sociais e econômicas existentes entre os consumidores brasileiros, que está diretamente relacionada aos hábitos de consumo, ao acesso aos alimentos e às distintas situações de segurança e insegurança alimentar existentes no país.

Para analisar as pegadas ambientais dos alimentos, foram feitos agrupamentos e alguns alimentos foram utilizados como referência para o seu grupo, como é o caso do tomate para as hortaliças e da banana para as frutas. Assim, não foi possível representar todos os cultivos e avaliar a diferença entre eles. Além disso, foram feitas simplificações nas etapas de produção, considerando dados dos Estados mais representativos e, em alguns casos, foram calculadas as médias de dados para insumos utilizados ao longo dos anos de cultivo. Dessa forma, os cultivos foram tratados de forma generalizada, apesar da diversidade que existe nas diversas plantações e sistemas alimentares existentes no país.

Apesar de a análise de sensibilidade ter mostrado que os resultados são pouco suscetíveis à etapa de transporte, é importante ressaltar que não foi possível representá-la de forma condizente com a realidade brasileira. A dificuldade em traçar as rotas e obter dados a respeito levou à adoção de premissas relacionadas à distância percorrida e à capacidade dos caminhões. Nesse sentido, também se encontraram limitações na

representação das etapas de processamento, que incluiu somente o consumo de eletricidade e a utilização de embalagens, e de venda a varejo, onde somente o impacto dos refrigerados foi considerado. Ressalta-se também que a etapa de consumo não foi considerada na ACV.

Assim, para trabalhos futuros sugere-se a avaliação dos benefícios potenciais a partir da mudança para dietas mais diversificadas, que busquem representar hábitos alimentares mais realistas. Sugere-se maior detalhamento das etapas incluídas neste trabalho, considerando as limitações apontadas, como o consumo elétrico no processamento de frutas, hortaliças e ovos. Propõe-se também a inclusão da etapa de consumo, para avaliar sua contribuição para os indicadores ambientais, a partir do consumo de energia para cozinhar e acondicionar os alimentos e do desperdício alimentar que ocorre nos domicílios. Além disso, aponta-se também para a lacuna de conhecimento relacionada à produção de proteínas alternativas, em especial no Brasil, e a necessidade de mais estudos sobre os benefícios que tais alimentos podem de fato trazer para o meio ambiente, considerando também as questões de saúde.

Ademais, sugere-se a avaliação das dietas a partir da perspectiva da segurança alimentar e saúde pública, visando compreender os possíveis benefícios e conflitos entre a proteção do meio ambiente e a garantia do acesso justo aos alimentos. Relacionado a isso estão também possíveis melhorias no ICV para o consumo de alimentos no Brasil, a partir de dados desagregados para as regiões do país e considerando as diferenças sociais e econômicas dos indivíduos. Sugerem-se trabalhos que analisem os diferentes impactos ambientais e suas importâncias para compreender de forma mais aprofundada os ganhos e as perdas das mudanças de dieta. Propõe-se ademais maior aprofundamento na análise de sensibilidade e a avaliação do impacto de diferentes parâmetros, como a produtividade e o consumo de outros insumos na produção. Por fim, sugerem-se trabalhos metodológicos que busquem averiguar diferentes resultados à luz de uma ACV consequential e considerando outros fatores alocativos, métodos de cálculo e agregação dos fluxos de inventário.

7. Referências

ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos No Brasil: 2022**. [s.l.] Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, 2022.

AGUIAR, D. R. D. et al. Diet-Related Greenhouse Gas Emissions in Brazilian State Capital Cities. **Environmental Science & Policy**, v. 124, p. 542–552, 2021.

ALEKSANDROWICZ, L. et al. The Impacts of Dietary Change on Greenhouse Gas Emissions, Land Use, Water Use, and Health: A Systematic Review. **PLOS ONE**, v. 11, n. 11, p. e0165797, 3 nov. 2016.

ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2021: relatório pleno**. Brasília: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2022.

ARRIETA, E. M.; GONZÁLEZ, A. D. Impact of current, National Dietary Guidelines and alternative diets on greenhouse gas emissions in Argentina. **Food Policy**, v. 79, p. 58–66, 2018.

AUESTAD, N.; FULGONI III, V. L. What Current Literature Tells Us about Sustainable Diets: Emerging Research Linking Dietary Patterns, Environmental Sustainability, and Economics. **Advances in Nutrition**, v. 6, n. 1, p. 19–36, 1 jan. 2015.

BABIKER, M. et al. Cross-sectoral Perspectives. Em: SHUKLA, P. R. et al. (Eds.). **Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2022.

BATLLE-BAYER, L. et al. The Spanish Dietary Guidelines: A potential tool to reduce greenhouse gas emissions of current dietary patterns. **Journal of Cleaner Production**, v. 213, p. 588–598, 2019.

BRASIL. **Lei n° 12.305, 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n° 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.** , 2010.

BRASIL. **Guia Alimentar para a População Brasileira**. Brasília: [s.n.].

BUREK, J.; NUTTER, D. W. Environmental implications of perishables storage and retailing☆. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 133, p. 110070, 2020.

CARLSSON-KANYAMA, A.; FAIST, M. **Energy use in the food sector: A data survey**. Sweden: [s.n.].

CASTAÑÉ, S.; ANTÓN, A. Assessment of the nutritional quality and environmental impact of two food diets: A Mediterranean and a vegan diet. **Journal of Cleaner Production**, v. 167, p. 929–937, 2017.

CATTANEO, A. et al. Reducing food loss and waste: Five challenges for policy and research. **Food Policy**, v. 98, p. 101974, 2021.

CHERUBINI, E. et al. Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 87, p. 68–77, 2015.

CIANI, M. et al. Microbes: Food for the Future. **Foods**, v. 10, n. 971, 2021.

CLARK, M. et al. Estimating the environmental impacts of 57,000 food products. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 119, n. 33, p. e2120584119, 16 ago. 2022.

CLARK, M. A. et al. Multiple health and environmental impacts of foods. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 116, n. 46, p. 23357 LP – 23362, 12 nov. 2019.

CLUNE, S.; CROSSIN, E.; VERGHESE, K. Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories. **Journal of Cleaner Production**, v. 140, p. 766–783, 2017.

COHEN, D. A.; BABEY, S. H. Contextual Influences on Eating Behaviors: Heuristic Processing and Dietary Choices. **Obes Rev**, v. 13, n. 9, p. 766–779, 2012.

COLDEBELLA, A. et al. **Método para estimar o peso de carcaça fria em função do peso vivo de frangos de corte: Comunicado Técnico 582**. Concórdia, SC: [s.n.].

CONAB. **Preços agrícolas, da sociobio e da pesca**. Disponível em: <<https://sisdep.conab.gov.br/precosiagroweb/>>. Acesso em: 2 out. 2022.

CRIPPA, M. et al. Food systems are responsible for a third of global anthropogenic GHG emissions. **Nature Food**, v. 2, n. 3, p. 198–209, 2021.

CRIPPA, M. et al. Climate goals require food systems emission inventories. **Nature Food**, v. 3, n. 1, p. 1, 2022.

CROMWELL TRUCK SALES. **EURO 1 TO EURO 6: THE FULL BREAKDOWN**. Disponível em: <[https://cromwelltrucks.com/euro-1-to-euro-6-the-full-breakdown/#:~:text=Euro 2 \(EC96\),PM - 0.08%2Fkm](https://cromwelltrucks.com/euro-1-to-euro-6-the-full-breakdown/#:~:text=Euro 2 (EC96),PM - 0.08%2Fkm)>. Acesso em: 10 jan. 2023.

CUCURACHI, S. et al. Life Cycle Assessment of Food Systems. **One Earth**, v. 1, n. 3, p. 292–297, 2019.

CUNHA, B. S. L. DA. **DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO GLOBAL DE EQUILÍBRIO GERAL COMPUTÁVEL PARA AVALIAÇÃO DE POLÍTICAS CLIMÁTICAS: O PAPEL DA MUDANÇA DE DIETA**. Doutorado (Tese)—[s.l.] UFRJ/COPPE, 2019.

DE GODOY, E. M. et al. Environmental sustainability of Nile tilapia production on rural family farms in the tropical Atlantic Forest region. **Aquaculture**, v. 547, p. 737481, 2022.

DHANUSHKODI, S.; WILSON, V. H.; SUDHAKAR, K. Energy analysis of cashew nut processing agro industries: a case study. **Bulgarian Journal of Agricultural Science**, v. 4, p. 635–642, 2016.

EAT. **The EAT-Lancet Commission on Food, Planet, Health**. Disponível em: <<https://eatforum.org/eat-lancet-commission/>>. Acesso em: 7 maio. 2022.

EMBRAPA. **Tabela de Drawback para Tilápia - Memorial Técnico Descritivo para Índices de Equivalência entre Insumos Produtos Exportados**. Palmas, TO: [s.n.].

EMBRAPA. **Tabela de Drawback para Suínos - Memorial Técnico Descritivo para Índices de Equivalência entre Ingredientes da Ração de Suínos e os Seguintes Produtos Industrializados**. Concórdia, SC: [s.n.].

EMBRAPA. **Tabela de Drawback para Frango de Corte - Memorial Técnico Descritivo para Índices de Equivalência entre Insumos Produtos Exportados**. Concórdia, SC: [s.n.].

FAO. **The State of Food and Agriculture - Moving Forward on Food Loss and Waste Reduction**. Rome: [s.n.].

FAO et al. **The State of Food Security and Nutrition in the World 2021. Transforming food systems for food security, improved nutrition and affordable healthy diets for all**. Rome: [s.n.]. Disponível em: <<https://doi.org/10.4060/cb4474en>>.

FAO. **FAOSTAT: Food Balances.** Disponível em: <<https://www.fao.org/faostat/en/>>. Acesso em: 4 maio. 2022a.

FAO. **Food Loss and Waste Database.** Disponível em: <<https://www.fao.org/platform-food-loss-waste/flw-data/en/>>. Acesso em: 20 dez. 2022b.

FAO et al. **Regional Overview of Food Security and Nutrition – Latin America and the Caribbean 2022: towards improving affordability of healthy diets.** Santiago: [s.n.].

FINNIGAN, T. J. A. et al. Mycoprotein: The Future of Nutritious Nonmeat Protein, a Symposium Review. **Current Developments in Nutrition**, v. 3, n. 6, p. nzz021, 1 jun. 2019.

FORSTER, P. et al. The Earth's Energy Budget, Climate Feedbacks, and Climate Sensitivity. Em: MASSON-DELMOTTE, V. et al. (Eds.). **Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2021. p. 923–1054.

FRAEYE, I. et al. **Sensorial and Nutritional Aspects of Cultured Meat in Comparison to Traditional Meat: Much to Be Inferred .** **Frontiers in Nutrition** , 2020. Disponível em: <<https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fnut.2020.00035>>

GAMA, S. M. N. DA. **Avaliação Financeira e de Emissões de Gases de Efeito Estufa de Sistemas de Baixo Carbono na Agropecuária Brasileira.** Dissertação (Mestrado)—[s.l.] UFRJ, 2022.

GARZILLO, J. M. F. et al. **Pegadas dos alimentos e das preparações culinárias consumidos no Brasil.** FSP/USP, , 2019. Disponível em: <<http://www.livrosabertos.sibi.usp.br/portaldelivrosUSP/catalog/view/393/345/1602-1PP> - São Paulo>

HARRIS, F. et al. The Water Footprint of Diets: A Global Systematic Review and Meta-analysis. **Advances in Nutrition**, v. 11, n. 2, p. 375–386, 2020.

HASHEMPOUR-BALTORK, F. et al. Mycoproteins as safe meat substitutes. **Journal of Cleaner Production**, v. 253, p. 119958, 2020.

HAUSCHILD, M. Z.; ROSENBAUM, R. K.; OLSEN, S. I. **Life Cycle Assessment: Theory and Practice**. [s.l.] Springer Cham, 2018.

HOEKSTRA, A. Y. et al. **The water footprint assessment manual: setting the global standard**. [s.l.] Earthscan, 2011.

HUIJBREGTS, M. A. J. et al. **ReCiPe 2016 v1.1. A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level - Report I: Characterization**. [s.l.] National Institute for Public Health and the Environment, 2017.

IBGE. **Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008-2009**. [s.l.] Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística Coordenação de Trabalho e Rendimento, 2011. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv50063.pdf>>.

IBGE. **Pesquisa de Orçamentos Familiares 2017-2018: Análise do Consumo Alimentar Pessoal no Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2020.

IEG FNP. **AGRIANUAL**. Disponível em: <<http://www.agriannual.com.br>>. Acesso em: 13 jul. 2022.

IPCC. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Japan: IGES, 2006.

IPCC. **2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Switzerland: IPCC, 2019.

IPCC. Summary for Policymakers. Em: MASSON-DELMOTTE, V. et al. (Eds.). **Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. In Press: Cambridge University Press, 2021.

IPCC. Summary for Policymakers. Em: SHUKLA, P. R. et al. (Eds.). **Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2022a.

IPCC. Summary for Policymakers. Em: PÖRTNER, H.-O. et al. (Eds.). **Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2022b. p. 3–33.

KAN, M.; MILLER, S. A. Environmental impacts of plastic packaging of food products. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 180, p. 106156, 2022.

KIM, T.-K. et al. Edible Insects as a Protein Source: A Review of Public Perception, Processing Technology, and Research Trends. **Food science of animal resources**, v. 39, n. 4, p. 521–540, ago. 2019.

LADHA-SABUR, A. et al. Mapping energy consumption in food manufacturing. **Trends in Food Science & Technology**, v. 86, p. 270–280, 2019.

LASO, J. et al. **Assessing Energy and Environmental Efficiency of the Spanish Agri-Food System Using the LCA/DEA Methodology**. **Energies**, 2018.

LEE, H. J. et al. Status of meat alternatives and their potential role in the future meat market - A review. **Asian-Australasian journal of animal sciences**, v. 33, n. 10, p. 1533–1543, out. 2020.

LINDER, T. Making the case for edible microorganisms as an integral part of a more sustainable and resilient food production system. **Food Security**, v. 11, n. 2, p. 265–278, 2019.

LYNCH, J.; PIERREHUMBERT, R. **Climate Impacts of Cultured Meat and Beef Cattle**. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, 2019. Disponível em: <<https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fsufs.2019.00005>>

MATTICK, C. S. et al. Anticipatory Life Cycle Analysis of In Vitro Biomass Cultivation for Cultured Meat Production in the United States. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 19, p. 11941–11949, 6 out. 2015.

MATZEMBACHER, D. E.; VIEIRA, L. M.; DE BARCELLOS, M. D. An analysis of multi-stakeholder initiatives to reduce food loss and waste in an emerging country – Brazil. **Industrial Marketing Management**, v. 93, p. 591–604, 2021.

MBOW, C. et al. Food security. Em: SHUKLA, P. R. et al. (Eds.). **Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems**. [s.l: s.n.]. p. 437–550.

MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v. 15, n. 5, p. 1577–1600, 25 maio 2011.

MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. A Global Assessment of the Water Footprint of Farm Animal Products. **Ecosystems**, v. 15, n. 3, p. 401–415, 2012.

MMA. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília: [s.n.].

NABUURS, G.-J. et al. Agriculture, Forestry and Other Land Uses (AFOLU). Em: SHUKLA, P. R. et al. (Eds.). **Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2022.

NAVARRE, N. et al. Interventions for sourcing EAT-Lancet diets within national agricultural areas: A global analysis. **One Earth**, v. 6, n. 1, p. 31–40, 20 jan. 2023.

NIJDAM, D.; ROOD, T.; WESTHOEK, H. The price of protein: Review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes. **Food Policy**, v. 37, n. 6, p. 760–770, 2012.

NILES, M. T. et al. Climate change mitigation beyond agriculture: a review of food system opportunities and implications. **Renewable Agriculture and Food Systems**, v. 33, n. 3, p. 297–308, 2018.

NOTARNICOLA, B. et al. The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. **Journal of Cleaner Production**, v. 140, n. 2, p. 399–409, 2017.

PENSSAN. **II Inquérito Nacional sobre Insegurança Alimentar no Contexto da Pandemia da COVID-19 no Brasil**. São Paulo: Fundação Friedrich Ebert: Rede Brasileira de Pesquisa em Soberania e Segurança Alimentar, 2022.

PEREIRA, H. M.; DAVID COOPER, H. Towards the global monitoring of biodiversity change. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 21, n. 3, p. 123–129, 2006.

POORE, J.; NEMECEK, T. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. **Science**, v. 360, n. 6392, p. 987–992, 1 jun. 2018.

PORPINO, G. et al. **Intercâmbio Brasil – União Europeia sobre desperdício de alimentos. Relatório final de pesquisa**. Brasília: [s.n.].

PORTO, L. M.; BERTI, F. V. **Carne cultivada: perspectivas e oportunidade para o Brasil**. [s.l.] Good Food Institute Brasil, 2022.

PRÉ SUSTAINABILITY B.V. **SimaPro**. Disponível em: <<https://simapro.com/>>. Acesso em: 31 jan. 2022.

RICHARD CARMICHAEL. **Behaviour change, public engagement and Net Zero. A report for the Committee on Climate Change**. [s.l.: s.n.].

ROSENZWEIG, C. et al. Climate change responses benefit from a global food system approach. **Nature Food**, v. 1, n. 2, p. 94–97, 2020.

ROSI, A. et al. Environmental impact of omnivorous, ovo-lacto-vegetarian, and vegan diet. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 6105, 2017.

ROVAIRIS, S. A. **Análise dos usos finais de energia elétrica na produção de frango de corte no Oeste do Paraná**. Dissertação (Mestrado)—[s.l.] Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, 2015.

RUBIO, N. R.; XIANG, N.; KAPLAN, D. L. Plant-based and cell-based approaches to meat production. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 6276, 2020.

SEEG. **Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do Brasil: 1970 – 2020**. [s.l.: s.n.].

SILVA, D. S. **Análise do custo e consumo em energia elétrica na cadeia produtiva de carne de suínos no Oeste do Paraná**. Dissertação (Mestrado)—[s.l.] Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, 2018.

SILVA, N. DA; TANIWAKI, M. H.; SÁ, P. B. Z. R. DE. **Fermentação e processos fermentativos**. São Paulo: Tiki Books: The Good Food Institute Brasil, 2022.

SILVA, M. T. E. **Desenvolvimento de um Modelo Baseado em Agentes para Análise do Consumo da Carne Bovina no Brasil**. Dissertação (Mestrado)—[s.l.] UFRJ, 2022.

SMETANA, S. et al. Meat alternatives: life cycle assessment of most known meat substitutes. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 9, p. 1254–1267, 2015.

SONG, G. et al. Dietary changes to mitigate climate change and benefit public health in China. **Science of The Total Environment**, v. 577, p. 289–298, 2017.

SOUZA FILHO, P. F. et al. Mycoprotein: environmental impact and health aspects. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 35, n. 10, p. 147, 2019.

SPANG, E. S. et al. Food Loss and Waste: Measurement, Drivers, and Solutions. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 44, n. 1, p. 117–156, 10 out. 2019.

SPRINGMANN, M. et al. Options for keeping the food system within environmental limits. **Nature**, v. 562, n. 7728, p. 519–525, 2018.

STEPHENS, N. et al. Bringing cultured meat to market: Technical, socio-political, and regulatory challenges in cellular agriculture. **Trends in Food Science & Technology**, v. 78, p. 155–166, 2018.

TAKACS, B. et al. Comparison of environmental impacts of individual meals - Does it really make a difference to choose plant-based meals instead of meat-based ones? **Journal of Cleaner Production**, v. 379, p. 134782, 2022.

THE GOOD FOOD INSTITUTE. **Pesquisa do consumidor: relatório público**. São Paulo: [s.n.].

TRAVASSOS, G. F.; DA CUNHA, D. A.; COELHO, A. B. The environmental impact of Brazilian adults' diet. **Journal of Cleaner Production**, v. 272, p. 122622, 2020.

TREU, H. et al. Carbon footprints and land use of conventional and organic diets in Germany. **Journal of Cleaner Production**, v. 161, p. 127–142, 2017.

TRIBST, A. A. L.; TRAMONTT, C. R.; BARALDI, L. G. Factors associated with diet changes during the COVID-19 pandemic period in Brazilian adults: Time, skills, habits, feelings and beliefs. **Appetite**, v. 163, p. 105220, 2021.

TUOMISTO, H. L.; TEIXEIRA DE MATTOS, M. J. Environmental Impacts of Cultured Meat Production. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 14, p. 6117–6123, 15 jul. 2011.

UNEP. **Food Waste Index Report 2021**. Nairobi: United Nations Environment Programme, 2021.

UNEP. **Emissions Gap Report 2022: The Closing Window — Climate crisis calls for rapid transformation of societies**. Nairobi: United Nations Environment Programme, 2022.

UNITED NATIONS. **Paris Agreement on Climate Change**. 2015a.

UNITED NATIONS. **Transforming our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development**. A/RES/70/1. Anais...2015b.

VAN DE KAMP, M. E. et al. Healthy diets with reduced environmental impact? – The greenhouse gas emissions of various diets adhering to the Dutch food based dietary guidelines. **Food Research International**, v. 104, p. 14–24, 2018.

VANHAM, D. et al. Which diet has the lower water footprint in Mediterranean countries? **Resources, Conservation and Recycling**, v. 171, p. 105631, 2021.

VARYVODA, Y.; TAREN, D. **Considering Ecosystem Services in Food System Resilience**. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 2022.

VEERAMANI, A.; DIAS, G. M.; KIRKPATRICK, S. I. Carbon footprint of dietary patterns in Ontario, Canada: A case study based on actual food consumption. **Journal of Cleaner Production**, v. 162, p. 1398–1406, 2017.

WEF. **The Global Risks Report 2023**. Geneva, Switzerland: World Economic Forum, 2023.

WEILER, V. et al. Handling multi-functionality of livestock in a life cycle assessment: the case of smallholder dairying in Kenya. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 8, p. 29–38, 2014.

WERNET, G. et al. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 9, p. 1218–1230, 2016.

WILFART, A. et al. Allocation in the LCA of meat products: is agreement possible? **Cleaner Environmental Systems**, v. 2, p. 100028, 2021.

WILLETT, W. et al. Food in the Anthropocene: the EAT- Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. **The Lancet**, v. 393, n. 10170, p. 447–492, 2 fev. 2019.

WMO. **Global Annual to Decadal Climate Update**. [s.l: s.n.].

ZABANIOTOU, A.; KASSIDI, E. Life cycle assessment applied to egg packaging made from polystyrene and recycled paper. **Journal of Cleaner Production**, v. 11, n. 5, p. 549–559, 2003.

Anexo I

Tabela A 1. Inventário da etapa de produção dos produtos agrícolas.

Alimento	Produtividade (kg/ha)	Diesel (MJ/kg de alimento)	Pesticidas (kg/kg de alimento)	Água (m³/kg de alimento)
Arroz	7500	0,4216	0,0028	1,5210
Cereais	6300	0,0637	0,0018	1,7460
Feijão	3000	0,3479	0,0064	3,2640
Hortaliças	66000	0,1790	0,0009	0,0940
Frutas	39000	0,0494	0,0025	1,0030
Castanhas	1203	1,3520	0,0015	33,4950
Farinhas	40000	0,0917	0,0001	0,4510
Pães e Massas	3300	0,2951	0,0032	1,6700
Soja e derivados	3420	0,1826	0,0047	2,1970

Fonte: Elaboração própria.

(continuação Tabela A 1.)

Alimento	Fertilizantes (kg/kg de alimento)				
	P	K	Ureia	Calcário	Cloreto de Potássio
Arroz	0,0080	0,0080	0,0403	-	-
Cereais	0,0079	0,0079	0,0259	-	0,0159
Feijão	0,0020	-	0,0801	-	-
Hortaliças	0,0095	-	0,0041	0,0758	0,0106
Frutas	0,0036	0,0121	0,0110	0,0308	-
Castanhas	-	-	0,0166	0,2182	0,0166
Farinhas	0,00001	0,0016	0,0007	-	0,0013
Pães e Massas	0,0212	0,012121212	0,043478261	-	-
Soja e derivados	0,0263	0,0263	0,0057	0,1462	-

Fonte: Elaboração própria.

(continuação Tabela A 1.)

Alimento	Fertilizantes (kg/kg de alimento)							
	Manganês	Sulfato/nitrato de potássio	Ácido bórico	Sulfato de amônio	Sulfato de zinco	Superfosfato simples	Co-Mo	Esterco bovino/ Adubo orgânico
Arroz	-	-	-	-	-	-	-	-
Cereais	-	-	-	-	-	-	-	-
Feijão	0,0001	0,0033	0,0007	-	0,0003	-	0,0001	-
Hortaliças	-	-	-	0,0423	-	0,0189	-	0,0758
Frutas	-	-	0,0005	-	0,0013	-	-	0,0923
Castanhas	-	-	-	-	-	0,0665	-	1,6625
Farinhas	-	-	-	-	-	0,0038	-	-
Pães e Massas	-	-	-	-	-	-	-	-
Soja e derivados	-	-	-	-	-	-	-	-

Fonte: Elaboração própria.

Tabela A 2. Inventário da etapa de produção dos produtos de origem animal.

Alimento		Produtividade (kg/ha)	Eletricidade (kWh/kg de alimento)	Água (m ³ /kg de alimento)	Ração (kg/kg de alimento)			
					Milho	Soja	Ração	Suplementação mineral
Carne Bovina	Sistema Intensivo	102	-	15,7190	2,8000	1,1600	-	0,3373
	Sistema Semi-Intensivo	88	-	15,7190	2,3707	0,9821	-	0,3813
	Sistema Extensivo	49	-	15,7190	-	-	-	0,4480
Carne Suína		-	0,7677	6,6560	2,5032	1,0457	-	-
Peixe		-	29,3053	25,5830	-	-	2,7200	-
Aves		-	0,0756	3,4800	-	-	2,3376	-

Fonte: Elaboração própria.

(continuação Tabela A 2.)

Alimento		Fertilizantes (kg/kg de alimento)			
		P	K	Ureia	Calcário
Carne Bovina	Sistema Intensivo	0,0596	0,0916	1,4844	2,3426
	Sistema Semi-Intensivo	0,0674	0,1035	1,7557	2,6481
	Sistema Extensivo	0,0216	0,0205	0,2959	1,0802
Carne Suína		-	-	-	-
Peixe		-	-	-	-
Aves		-	-	-	-

Fonte: Elaboração própria.

Tabela A 3. Inventário da etapa de produção dos produtos alternativos.

Alimento	Eletricidade (kWh/kg de alimento)	Água (m³/kg de alimento)
Insetos	2,9894	0,0013
Carne Fermentada	5,9222	0,0400
Carne Cultivada	28,7500	0,4200

Fonte: Elaboração própria.

Tabela A 4. Inventário das etapas de transporte, processamento e venda a varejo dos produtos agrícolas, de origem animal e alternativos.

Alimento	Transporte (tkm/kg de alimento)	Eletricidade Processamento (MJ/kg de alimento)	Embalagem (g/kg de alimento)	Eletricidade Varejo (MJ/kg de alimento)
Arroz	0,0667	0,4300	9,6000	-
Cereais	0,0667	2,9000	9,6000	-
Feijão	0,0667	3,2000	9,6000	-
Hortaliças	0,0667	-	10,0000	-
Frutas	0,0667	-	10,0000	-
Castanhas	0,0667	0,5756	10,4500	-
Farinhas	0,0667	2,6700	9,6000	-
Pães e Massas	0,0667	2,9000	10,0000	-
Carne Bovina	0,0667	1,5550	12,5000	2,3109
Carne Suína	0,0667	3,5000	12,5000	2,3109
Peixe	0,0667	0,8650	12,5000	2,3109
Aves	0,0667	1,5000	12,5000	2,3109
Ovos	0,0667	-	0,3000	0,0000
Laticínios	0,0667	2,8265	6,0000	2,3109
Soja e derivados	0,0667	3,2000	9,6000	-
Insetos	0,0250	-	12,5000	2,3109
Carne Fermentada	0,0250	-	12,5000	2,3109
Carne Cultivada	0,0250	-	12,5000	2,3109

Fonte: Elaboração própria.

Anexo II

Tabela A 5. Emissão de GEE, em kg CO₂ eq/kg de alimento, dos alimentos nas diferentes etapas da cadeia de produção e abastecimento.

Alimento	Produção	Transporte	Processamento	Varejo	Impacto Perdas	Impacto Desperdício
Arroz	2,051	0,017	0,051	0,000	0,337	0,082
Cereais	0,289	0,017	0,202	0,000	0,082	0,077
Feijão	0,884	0,017	0,220	0,000	0,182	0,079
Hortaliças	0,335	0,017	0,025	0,000	0,051	0,077
Frutas	0,254	0,017	0,025	0,000	0,040	0,076
Castanhas	2,194	0,017	0,062	0,000	0,230	0,080
Farinhas	0,062	0,017	0,188	0,000	0,016	0,076
Pães e Massas	0,573	0,017	0,203	0,000	0,127	0,078
Carne Bovina	130,535	0,017	0,145	0,880	16,228	0,407
Carne Suína	6,735	0,017	0,263	0,880	1,386	0,110
Peixe	10,432	0,017	0,102	0,880	1,811	0,119
Aves	1,905	0,017	0,141	0,880	0,792	0,098
Ovos	1,689	0,017	0,001	0,000	0,749	0,080
Laticínios	6,808	0,017	0,192	0,880	1,386	0,110
Soja e derivados	4,919	0,017	0,220	0,000	0,817	0,092
Insetos	0,660	0,006	0,049	0,880	0,007	0,093
Carne Fermentada	1,332	0,006	0,029	0,880	0,014	0,094
Carne Cultivada	6,616	0,006	0,029	0,880	0,067	0,095

Fonte: Elaboração própria.

Tabela A 6. Uso do solo, em m²/kg de alimento, dos alimentos nas diferentes etapas da cadeia de produção e abastecimento.

Alimento	Produção	Transporte	Processamento	Varejo	Impacto Perdas	Impacto Desperdício
Arroz	1,403	0,004	0,003	0,000	0,222	0,004
Cereais	1,606	0,004	0,018	0,000	0,256	0,005
Feijão	3,429	0,004	0,020	0,000	0,544	0,011
Hortaliças	0,170	0,004	0,000	0,000	0,023	0,000
Frutas	0,190	0,004	0,000	0,000	0,025	0,001
Castanhas	5,746	0,004	0,004	0,000	0,575	0,012
Farinhas	0,254	0,004	0,017	0,000	0,016	0,000
Pães e Massas	3,167	0,004	0,018	0,000	0,502	0,010
Carne Bovina	128,356	0,004	0,010	0,032	15,404	0,309
Carne Suína	8,023	0,004	0,022	0,032	0,966	0,020
Peixe	4,668	0,004	0,005	0,032	0,561	0,012
Aves	2,321	0,004	0,009	0,032	0,280	0,006
Ovos	2,058	0,004	0,000	0,000	0,247	0,005
Laticínios	7,767	0,004	0,022	0,032	0,935	0,019
Soja e derivados	6,567	0,004	0,020	0,000	1,038	0,021
Insetos	0,067	0,001	0,000	0,032	0,001	0,001
Carne Fermentada	0,134	0,001	0,011	0,032	0,001	0,001
Carne Cultivada	0,659	0,001	0,011	0,032	0,007	0,001

Fonte: Elaboração própria.

Tabela A 7. Acidificação do solo, em g SO₂ eq/kg de alimento, dos alimentos nas diferentes etapas da cadeia de produção e abastecimento.

Alimento	Produção	Transporte	Processamento	Varejo	Impacto Perdas	Impacto Desperdício
Arroz	18,646	0,055	0,183	0,000	2,974	0,059
Cereais	7,039	0,055	0,840	0,000	1,250	0,025
Feijão	3,363	0,055	0,920	0,000	0,683	0,014
Hortaliças	2,420	0,055	0,072	0,000	0,331	0,007
Frutas	1,908	0,055	0,072	0,000	0,264	0,005
Castanhas	191,091	0,055	0,228	0,000	19,137	0,383
Farinhas	0,952	0,055	0,779	0,000	0,102	0,002
Pães e Massas	6,371	0,055	0,843	0,000	1,145	0,023
Carne Bovina	80,885	0,055	0,535	4,164	9,777	0,279
Carne Suína	75,881	0,055	1,051	4,164	9,238	0,268
Peixe	41,659	0,055	0,352	4,164	5,048	0,184
Aves	23,517	0,055	0,519	4,164	2,891	0,141
Ovos	20,855	0,055	0,002	0,000	2,509	0,050
Laticínios	9,501	0,055	0,824	4,164	1,245	0,108
Soja e derivados	5,072	0,055	0,920	0,000	0,952	0,019
Insetos	2,867	0,020	0,121	4,164	0,030	0,084
Carne Fermentada	5,818	0,020	0,103	4,164	0,059	0,084
Carne Cultivada	29,073	0,020	0,103	4,164	0,292	0,089

Fonte: Elaboração própria.

Tabela A 8. Eutrofização da água, em g P eq/kg de alimento, dos alimentos nas diferentes etapas da cadeia de produção e abastecimento.

Alimento	Produção	Transporte	Processamento	Varejo	Impacto Perdas	Impacto Desperdício
Arroz	0,338	0,003	0,010	0,000	0,055	0,001
Cereais	0,160	0,003	0,029	0,000	0,030	0,001
Feijão	0,540	0,003	0,031	0,000	0,090	0,002
Hortaliças	0,200	0,003	0,007	0,000	0,027	0,001
Frutas	0,369	0,003	0,007	0,000	0,049	0,001
Castanhas	2,018	0,003	0,011	0,000	0,203	0,004
Farinhas	0,257	0,003	0,027	0,000	0,016	0,000
Pães e Massas	0,726	0,003	0,029	0,000	0,119	0,002
Carne Bovina	1,725	0,003	0,015	0,905	0,209	0,022
Carne Suína	2,385	0,003	0,030	0,905	0,290	0,024
Peixe	11,188	0,003	0,010	0,905	1,344	0,045
Aves	0,548	0,003	0,015	0,905	0,068	0,019
Ovos	0,486	0,003	0,001	0,000	0,059	0,001
Laticínios	0,304	0,003	0,036	0,905	0,041	0,019
Soja e derivados	1,620	0,003	0,031	0,000	0,261	0,005
Insetos	0,083	0,001	0,003	0,905	0,001	0,018
Carne Fermentada	0,178	0,001	0,030	0,905	0,002	0,018
Carne Cultivada	0,938	0,001	0,030	0,905	0,010	0,018

Fonte: Elaboração própria.

Tabela A 9. Consumo de água, em m³/kg de alimento, dos alimentos nas diferentes etapas da cadeia de produção e abastecimento.

Alimento	Produção	Transporte	Processamento	Varejo	Impacto Perdas	Impacto Desperdício
Arroz	1,532	0,000	0,003	0,000	0,242	0,005
Cereais	1,753	0,000	0,016	0,000	0,279	0,006
Feijão	3,281	0,000	0,018	0,000	0,520	0,010
Hortaliças	0,097	0,000	0,000	0,000	0,013	0,000
Frutas	1,007	0,000	0,000	0,000	0,131	0,003
Castanhas	32,222	0,000	0,003	0,000	3,223	0,064
Farinhas	0,452	0,000	0,015	0,000	0,027	0,001
Pães e Massas	1,687	0,000	0,016	0,000	0,268	0,005
Carne Bovina	16,073	0,000	0,009	0,021	1,930	0,039
Carne Suína	11,751	0,000	0,020	0,021	1,413	0,029
Peixe	27,108	0,000	0,005	0,021	3,254	0,066
Aves	1,990	0,000	0,009	0,021	0,240	0,005
Ovos	1,764	0,000	0,000	0,000	0,212	0,004
Laticínios	2,109	0,000	0,016	0,021	0,255	0,006
Soja e derivados	2,204	0,000	0,018	0,000	0,350	0,007
Insetos	0,060	0,000	0,001	0,021	0,001	0,000
Carne Fermentada	0,158	0,000	0,000	0,021	0,002	0,000
Carne Cultivada	0,998	0,000	0,000	0,021	0,010	0,001

Fonte: Elaboração própria.

Assim como o encontrado na literatura (CLARK et al., 2022; POORE; NEMECEK, 2018), a carne bovina é o principal alimento emissor de GEE e gera em média 148,21 kg CO₂ eq na produção de 1 quilo. Os resultados da ACV indicaram que a maior emissão ocorre na fermentação entérica dos animais no sistema extensivo: 103,59 kg CO₂ eq, ou 69,89% do total emitido. Este valor condiz com o fato de que a fermentação entérica é responsável por 65,00% das emissões diretas da agropecuária no Brasil (SEEG, 2021), apesar de ser ligeiramente maior. Em seguida, cerca de 12,65% das emissões da carne bovina são devido à mudança no uso da terra, que ocorre nos três sistemas, mas está mais presente no extensivo.

Em relação às etapas que contribuem para as mudanças climáticas, a produção de carne bovina é responsável por 88,07% das emissões de GEE, e a única outra etapa que contribui de forma significativa é a perda de alimentos, com a parcela de 10,95% das emissões. O mesmo ocorre de acordo com POORE; NEMECEK (2018), que indicam que as etapas que mais contribuem para a emissão de GEE são a fazenda, a mudança do uso do solo (que neste trabalho foi reportada dentro da etapa de produção) e as perdas.

A carne bovina é também o alimento que demanda mais terras para a sua cadeia de produção e abastecimento (144,11 m²/kg de carne), o que está de acordo com o encontrado por POORE; NEMECEK (2018). De forma análoga à emissão de GEE, a ocupação de terra ocorre principalmente na etapa de produção (89,07%), apresentando valor expressivo também nas perdas de alimentos (10,69%). A demanda por solos na primeira etapa está relacionada, principalmente, à produção de gado no sistema extensivo, que demanda 101,97 m² ou 70,76% de todo o solo ocupado. A mudança no uso do solo representa aproximadamente 14,11% da demanda total de áreas e ocorre nos três sistemas, mas é mais significativa no sistema extensivo.

Entretanto, o total de terras demandadas para a produção de carne bovina encontrado neste trabalho é bastante inferior ao apontado pela literatura, igual a 326,21 e 518,08 m² por quilo de carne (CLARK et al., 2022; POORE; NEMECEK, 2018). Esta diferença pode ser atribuída a uma maior produtividade dos sistemas brasileiros. Vale destacar que os trabalhos analisados diferenciam o gado do rebanho leiteiro, que por sua vez ocupa bem menos terras (de 43,24 a 97,79 m²/kg de carne). Neste trabalho não foi feita esta diferenciação. Considerou-se a produção de leite nos sistemas intensivo e semi-intensivo, que juntos correspondem a 10% da produção brasileira de carne bovina.

Apesar dos resultados anteriores estarem de acordo com a literatura, os autores apontam que esse alimento é também o que mais contribui para a acidificação de solos e eutrofização da água (CLARK et al., 2022, 2019; POORE; NEMECEK, 2018; TAKACS et al., 2022), o que não ocorre neste trabalho. A carne bovina é o segundo alimento que mais contribui para a emissão de SO₂ eq, conforme visto na seção 4.2, e emite 115,20 g SO₂ eq a menos que a produção de 1 quilo de castanhas. Os valores encontrados são significativamente menores do que os apontados na literatura devido à diferentes métodos de cálculo, fatores alocativos, entre outras definições da ACV.

Para a acidificação do solo, percebe-se a elevada contribuição da etapa de produção (84,52%), o que corrobora com o encontrado na literatura, em que a maior parte da acidificação do solo ocorre na etapa da fazenda (POORE; NEMECEK, 2018). Além dessa etapa, destacam-se as parcelas das perdas de alimentos (10,22%), do varejo (4,35%) e do processamento (0,56%). No varejo, o impacto vem do processo à montante das geladeiras utilizadas, enquanto no processamento a principal emissão se origina na produção da eletricidade.

Quanto à eutrofização da água, a carne bovina apresenta elevados valores, porém passa a ser o terceiro alimento na ordem dos que mais contribuem para a emissão de P eq para a água. A diferença desta para a produção de 1 quilo de peixe, que ocupa a primeira posição, é de 10,61 g P eq. De forma análoga ao indicador anterior, os resultados encontrados são significativamente menores do que os da literatura e, além dos motivos elencados anteriormente, essas discrepâncias podem ser atribuídas a diferentes unidades de emissão escolhidas e consequentes formas de alocação dos fluxos de fósforo para a água.

A principal contribuição para este indicador ocorre na etapa de produção (59,89%), seguida da etapa de varejo (31,43%) e das perdas de alimentos (7,26%). Na literatura, a principal emissão ocorre na etapa da fazenda, e observa-se também o papel da produção de cultivos e das perdas, porém não há indicação a respeito do potencial de eutrofização do varejo (POORE; NEMECEK, 2018). No varejo, o potencial de eutrofização da água é devido, principalmente, ao processo à montante das geladeiras utilizadas.

Por fim, quanto ao consumo de água, a carne bovina demanda 18,07 m³ para as etapas da sua cadeia de produção e abastecimento, 17,43 m³ e 12,38 m³ a menos que a produção de castanhas e peixes, respectivamente. Na literatura, destaca-se a elevada

pegada hídrica da carne bovina, porém esta está atrás de outros alimentos, como queijo, peixes, crustáceos e nozes, a depender do estudo (CLARK et al., 2022; POORE; NEMECEK, 2018). Os valores encontrados são bem diferentes aos da literatura: 1,45 m³ por quilo de carne (POORE; NEMECEK, 2018). A comparação com esses resultados, no entanto, deve observar as diferenças nos trabalhos e o que foi considerado pelos autores.

As castanhas apresentam o maior potencial de acidificação do solo (210,89 g SO₂ eq/kg de castanha) e a mais elevada demanda por água (35,51 m³/kg de castanhas). O elevado potencial de acidificação do solo diverge com o encontrado na literatura (POORE; NEMECEK, 2018), porém os estudos relacionados também indicam a alta demanda por água por este alimento em comparação aos demais (CLARK et al., 2022; POORE; NEMECEK, 2018).

Destaca-se que o resultado encontrado neste estudo para a acidificação do solo das castanhas é devido principalmente à etapa de produção (90,61%), o que corrobora com POORE; NEMECEK (2018). Este impacto está relacionado às emissões de SO₂ eq do próprio processo de produção das castanhas encontradas originalmente na base de dados do Ecoinvent v3.8 8 (WERNET et al., 2016) presente no SimaPro (PRÉ SUSTAINABILITY B.V., 2022). Quanto ao consumo de água, a fase de produção é também a que apresenta a maior demanda (90,73%), devido ao elevado volume utilizado na irrigação.

Apesar dos resultados de consumo de água corroborarem com a literatura, foram encontradas divergências associadas aos diferentes fatores alocativos, fronteiras do sistema e métodos de cálculo. Observou-se também uma alta variação entre os estudos analisados. Nos indicadores de mudanças climáticas, uso da terra e eutrofização da água, este alimento apresenta valores médios em comparação aos demais produtos analisados, o que também foi encontrado na literatura (CLARK et al., 2022; POORE; NEMECEK, 2018). Destaca-se a semelhança entre a emissão de GEE deste trabalho e a apontada por CLARK et al. (2022): a diferença entre os dois é de apenas 0,08 kg CO₂ eq/kg de castanha.

O peixe, por sua vez, é o alimento que mais contribui para a eutrofização da água e emite 13,50 g P eq na produção de 1 quilo. A emissão de P eq ocorre principalmente na fase de produção (82,90%) e está relacionada às emissões do processo de produção de tilápia original da base de dados do Ecoinvent v3.8 8 (WERNET et al., 2016) presente no SimaPro (PRÉ SUSTAINABILITY B.V., 2022). POORE; NEMECEK (2018) indicam

que aproximadamente 40% da eutrofização da água é da etapa de aquicultura, enquanto outros 40% estão relacionados a cultivos, que provavelmente compõem as rações. Em seguida, 9,96% do potencial de eutrofização se dá no impacto das perdas de alimentos e observa-se a parcela de 6,71% no varejo. Nesta etapa, o impacto da eutrofização é devido aos processos à montante da produção das geladeiras utilizadas.

Destaca-se que além desse indicador, a produção de peixes apresenta o segundo maior consumo de água, apenas 5,06 m³ a menos do que o encontrado para as castanhas. Na literatura, a produção de peixes também consome muita água, porém menos que as castanhas (POORE; NEMECEK, 2018). O consumo ocorre, principalmente, na etapa de produção (89,01%) e o restante do impacto é observado em maior porcentagem no impacto das perdas de alimentos (10,68%).

Ademais, os peixes apresentam a segunda maior emissão de GEE: 13,36 kg CO₂ eq para a produção de 1 quilo. Vale ressaltar que a diferença na contribuição para as mudanças climáticas entre os peixes e a carne bovina, maior emissão, é bastante significativa: 134,85 kg CO₂ eq. Observa-se na literatura resultados semelhantes: emissão igual a 13,63 kg CO₂ eq, sendo o segundo alimento que mais contribui (POORE; NEMECEK, 2018), e emissão igual a 14,06 kg CO₂ eq, configurando como o terceiro alimento que mais libera GEE para a atmosfera (CLARK et al., 2022). A maior emissão, tanto neste trabalho quanto segundo POORE; NEMECEK (2018), é na etapa de produção.

Quanto ao uso do solo e acidificação do solo, a produção de peixes impacta menos que a carne bovina, a carne suína, as castanhas – e no caso do uso do solo, os laticínios e as sojas –, porém mais que as aves, os alimentos à base de plantas e as proteínas alternativas. A demanda por terras (5,28 m²/kg de peixes) e o potencial de acidificação do solo (51,46 g SO₂ eq/kg de peixe) calculados são semelhantes ao encontrado na literatura: 5,87 m²/kg de peixe (CLARK et al., 2022) e 65,91 g SO₂ eq/kg de peixe (POORE; NEMECEK, 2018).

Outro alimento que apresenta elevados impactos é a carne suína, especialmente nos indicadores de uso do solo e eutrofização da água, nos quais apresentam os segundos maiores resultados. Quanto ao uso do solo, a cadeia de produção e abastecimento referente a 1 quilo de carne suína demanda 9,07 m². Apesar de ser a segunda maior ocupação, a diferença em relação à carne bovina é bastante significativa: 135,05 m² a

menos. A principal demanda por terras ocorre na etapa de produção (88,50%), devido aos cultivos de milho e soja para ração.

O resultado encontrado neste trabalho é cerca de metade do apontado pela literatura. Esta diferença pode estar relacionada a maior produtividade brasileira em relação às médias globais, que é um dos fatores que mais condiciona os resultados obtidos (ver seção 5.4). Em relação aos cultivos de ração, as produtividades utilizadas para o milho e para soja são cerca de 18% e 48% superiores, respectivamente, aos valores adotados por POORE; NEMECEK (2018). Por outro lado, os estudos também apontaram o papel relevante da carne suína neste impacto, sendo o terceiro alimento que mais demanda terras (CLARK et al., 2022; POORE; NEMECEK, 2018).

Em relação à eutrofização da água, a produção de 1 quilo de carne suína emite para a água 3,64 g P eq. A diferença entre este potencial de eutrofização e o impacto gerado na produção de peixes é de 9,86 g P eq. O principal impacto ocorre na etapa de produção (65,56%), seguido da fase do varejo (24,88%) e do impacto da perda de alimentos (7,98%). Segundo POORE; NEMECEK (2018), no entanto, as emissões de P eq são atribuídas as etapas de produção – plantação dos cultivos e criação dos porcos – e de perdas, de forma que o varejo não apresenta impacto significativo. Na literatura, a carne suína é, dentre os alimentos analisados, o terceiro que mais contribui para este impacto (CLARK et al., 2022; POORE; NEMECEK, 2018).

Quanto ao potencial de acidificação do solo, a carne suína é o terceiro alimento que mais emite SO₂ eq para o solo: 90,66 g SO₂ eq por quilo de alimento para o solo, somente 5,04 g SO₂ eq a menos do que a produção de 1 quilo de carne bovina. Nos estudos relacionados, é o segundo alimento que mais contribui para o indicador em questão (POORE; NEMECEK, 2018). A principal emissão ocorre na etapa de produção (83,70%), o que corrobora com POORE; NEMECEK (2018).

Por fim, a carne suína apresenta elevados valores também para a emissão de GEE (9,39 kg CO₂ eq/kg de carne suína) e para o consumo de água (13,23 m³/kg de carne suína), e ocupa a 4^a posição entre os alimentos que mais contribuem para esses indicadores ambientais. Ressalta-se que, em relação aos alimentos analisados, a carne suína também ocupada o 4^o lugar nos resultados da literatura na emissão de GEE, apesar de apresentar valor ligeiramente superior (em média, 12,47 kg CO₂ eq/kg de carne suína) (CLARK et al., 2022; POORE; NEMECEK, 2018).

Os quatro alimentos detalhados anteriormente – carne bovina, castanhas, peixe e carne suína – apresentam as maiores contribuições para os impactos ambientais, estando entre os dois principais alimentos em, pelo menos, dois indicadores. Outros alimentos que apresentam elevados valores, porém menores que os anteriores, em algum dos indicadores ambientais são os laticínios, soja e derivados e carne cultivada.

Os laticínios apresentam alta emissão de GEE (9,39 kg CO₂ eq/kg de laticínios) e uso do solo (8,78 m²/kg de laticínios), de forma que são os terceiros que mais contribuem para esse indicador. A etapa de produção é a principal responsável pelos dois indicadores (72,47% e 88,48%, respectivamente), e o mesmo é observado na literatura em relação à emissão de GEE (POORE; NEMECEK, 2018).

No entanto, os valores encontrados são menores do que os apontados pela literatura (CLARK et al., 2022; POORE; NEMECEK, 2018). As diferenças podem estar relacionadas a maior produtividade dos sistemas brasileiros, tanto em relação à produção de gado, quanto aos cultivos destinados às rações. Além disso, ressalta-se a importância da alocação feita entre a carne bovina e os laticínios e do agrupamento dos laticínios em apenas um grupo neste trabalho, enquanto na literatura estão diferenciados por tipo de alimento. Para comparação dos resultados, foram calculadas as médias de queijo e leite dos estudos relacionados.

Em seguida, a soja e seus derivados contribuem de forma significativa para o uso do solo (7,65 m²/kg de soja) e eutrofização da água (1,92 g P eq/kg de soja). O maior impacto ocorre na etapa de produção tanto na demanda por terras (85,85%), quanto na eutrofização da água (84,38%). Evidencia-se que para a soja foi considerada também a mudança no uso do solo, o que foi incluído somente neste cultivo e nos processos de carne bovina. Em relação à emissão de P eq, a elevada contribuição da etapa de produção também é observada na literatura, porém, ao comparar com óleo de soja, percebe-se também um impacto relativo das etapas de processamento e varejo (POORE; NEMECEK, 2018).

Destaca-se também a contribuição da soja e derivados para as mudanças climáticas (6,07 kg CO₂ eq/kg de soja) e consumo de água (2,58 m³/kg de soja). Os principais geradores de GEE são a mudança do uso do solo e a aplicação de calcário enquanto o consumo de água é impulsionado pela irrigação e pela geração de eletricidade. Vale ressaltar que o valor de emissão de GEE é bastante similar ao encontrado na literatura

para óleo de soja (6,09 kg CO₂ eq/kg de soja), que também está associado à mudança no uso do solo (POORE; NEMECEK, 2018).

A carne cultivada é a proteína alternativa que apresenta os maiores impactos. Destaca-se a contribuição deste alimento para a emissão de GEE (7,69 kg CO₂ eq/kg de carne cultivada), que ocorre principalmente na etapa de produção (86,01%) e no varejo (11,44%), e potencial de acidificação do solo (33,74 g SO₂ eq/kg de carne cultivada). Neste indicador, a fase de produção é responsável por 86,16% das emissões de SO₂ eq para o solo, enquanto o varejo emite 12,34%.

As emissões de GEE são inferiores às encontradas por SMETANA et al. (2015), porém bastante similares ao indicado por MATTICK et al. (2015). Por outro lado, os valores de acidificação do solo e eutrofização da água encontrados neste trabalho são também menores do que os apontados por esses autores. Vale ressaltar que foram utilizados métodos de cálculo diferentes e seria necessário maior detalhamento nas premissas feitas em ambos os estudos.

Outros alimentos que apresentam valores médios nos impactos ambientais são: aves, ovos, feijão, arroz, pães e massas, carne fermentada, cereais e insetos. Evidencia-se o impacto das aves e dos ovos na acidificação do solo (31,29 g SO₂ eq/kg de aves e 23,47 g SO₂ eq/kg de ovos). Do total emitido pelas aves, 75,16% ocorrem na produção - que inclui também o cultivo destinado à ração -, enquanto 13,31% são gerados no varejo e 9,24% são devidos ao impacto das perdas de alimentos. Já POORE; NEMECEK (2018) apontam que os principais impactos ocorrem no transporte, seguido da produção de frangos e produção dos cultivos utilizados como rações. Quanto aos ovos, a acidificação do solo ocorre principalmente na etapa de produção (88,85%), que considera também a produção de cultivo para ração, seguida do impacto da perda de alimentos (10,69%). Este resultado está de acordo com o encontrado por POORE; NEMECEK (2018).

Em relação ao arroz, vale destacar o seu potencial de acidificação do solo (21,92 g SO₂ eq/kg de arroz), que, tirando as castanhas, é o maior entre os alimentos à base de plantas. POORE; NEMECEK (2018) apontam para a contribuição da produção do cultivo neste indicador, o que também foi encontrado neste trabalho. Inclusive, o total indicado pelos autores é semelhante ao resultado deste trabalho (27,19 g SO₂ eq/kg de arroz). Ressalta-se também a alta emissão de GEE (2,54 kg CO₂ eq/kg de arroz) em comparação aos demais alimentos à base de plantas (com exceção das castanhas), devido à emissão

de gás metano no ambiente anaeróbico que ocorre na produção de arroz irrigado. Esse indicador, assim como os demais analisados, é menor do que o da literatura, porém observa-se que a produtividade utilizada é 1,67 vezes maior do que a considerada pelos autores.

O feijão, por sua vez, é o 5º alimento que mais consome água, sendo o primeiro entre os alimentos à base de planta: 3,83 m³/kg de feijão. Destaca-se também a demanda por terras por este alimento: 4,01 m²/kg de feijão. O valor encontrado é menor do que aqueles indicados na literatura (CLARK et al., 2022; POORE; NEMECEK, 2018), no entanto a produtividade brasileira é maior do que a média mundial utilizada por POORE; NEMECEK (2018) em 1,5 vezes. Para os pães e massas, observa-se a contribuição no impacto do uso do solo, igual a 3,70 m² por quilo de alimento. O resultado deste indicador é semelhante ao encontrado na literatura: entre 3,45 e 3,85 m²/kg de trigo (CLARK et al., 2022; POORE; NEMECEK, 2018). Da mesma forma, observou-se que a produtividade brasileira difere em apenas 0,1 t/ha da utilizada por POORE; NEMECEK (2018).

Destaca-se o impacto da carne fermentada na eutrofização da água: a produção de 1 quilo deste alimento emite 1,13 g P eq para a água. Diferentemente do que foi trazido anteriormente, o maior impacto é na etapa de varejo, o equivalente a 79,84%, enquanto a etapa de produção é responsável por apenas 15,67% das emissões. Evidenciam-se também os impactos na acidificação do solo e mudanças climáticas pela cadeia de produção e abastecimento da carne fermentada, que são mais elevados do que a maior parte dos alimentos à base de plantas analisados. Em ambos os indicadores, os impactos ocorrem por conta da produção (cerca de 56%) e do varejo (cerca de 40%). Em relação à emissão de GEE, os resultados encontrados são menores do que aqueles indicados por SMETANA et al. (2015), o que pode ser atribuído, em parte, às diferenças nas pegadas de GEE das matrizes elétricas avaliadas.

Quanto aos cereais, destaca-se o seu consumo de água. A produção e demais etapas da cadeia de abastecimento deste alimento consomem 2,05 m³/kg de cereais, principalmente devido à etapa de produção: 85,37%. A demanda por água é muito mais elevada do que aquela encontrada na literatura (POORE; NEMECEK, 2018). Esta diferença pode estar associada à necessidade de maior volume de água para irrigação no Brasil em relação à média global devido às condições climáticas, no entanto, não é possível afirmá-lo.

Já os insetos apresentam valores médios de emissão de GEE (1,70 kg CO₂ eq/kg de insetos), acidificação do solo (7,29 g SO₂ eq/kg de insetos) e eutrofização da água (1,01 g P eq/kg de insetos), ao passo que geram as menores demandas por solo (0,10 m²/kg de insetos) e água (0,08 m³/kg de insetos) de todos os alimentos analisados. As contribuições para as mudanças climáticas, acidificação do solo e eutrofização da água ocorrem principalmente por conta da etapa de varejo, responsável por mais de 50% das emissões de GEE e SO₂ eq e 89,43% das emissões de P eq. Isso ocorre, pois os impactos relativos às etapas à montante do processo de geladeira se sobressaem em relação aos impactos da utilização de eletricidade, presente na produção (em maior quantidade) e no varejo.

Em relação à emissão de GEE, os valores encontrados são menores do que os apontados por SMETANA et al. (2015), como ocorreu para as demais proteínas alternativas. Os insetos apresentam os menores impactos entre as três proteínas alternativas, devido às menores entradas de água e energia em seus processos produtivos. Nas etapas de processamento, observa-se nos insetos resultados ligeiramente maiores na emissão de GEE, acidificação do solo e consumo de água, associado ao uso da embalagem de isopor para acondicionar os alimentos. Por outro lado, observa-se que o papelão, utilizado como embalagem das carnes cultivada e fermentada, contribui mais que o isopor no uso do solo e eutrofização da água.

Os três alimentos que restaram – frutas, farinhas e hortaliças – apresentam baixos impactos em todos os indicadores e apresentam os três menores resultados na emissão de GEE e na acidificação do solo. No caso do uso do solo, demandam mais terras que a carne fermentada e os insetos, porém menos que a carne cultivada, devido às terras associadas à produção da alta eletricidade necessária para a sua produção. Para a eutrofização da água, as frutas impactam mais que o arroz, e os alimentos que menos impactam são as farinhas, hortaliças e, por último, cereais. Por fim, quanto à água consumida, esses três alimentos e as três proteínas alternativas apresentam os menores resultados.

Observam-se as elevadas parcelas, entre 60% e 90%, das etapas de produção dos três alimentos nos cinco impactos ambientais. No entanto, destaca-se como exceção a emissão de GEE na cadeia das farinhas. Para este alimento, a etapa de produção é responsável por somente 17,25% das emissões de GEE, enquanto 52,37% ocorrem no processamento e 21,16% se dão pelo impacto do desperdício de alimentos. Na acidificação do solo, a produção corresponde a 50,38% da contribuição, enquanto 41,24% são devido à fase de varejo.

Na literatura, no entanto, a mudança no uso da terra e a produção do cultivo da mandioca geram cerca de 60,00% das emissões de GEE e mais de 20,00% é devido às perdas. Este trabalho, no entanto, não considerou a mudança no uso do solo na produção da mandioca. Na acidificação do solo, a fase de produção corresponde a cerca de 25,00% e destaca-se a contribuição da etapa de varejo. Quanto ao tomate, observa-se a contribuição da produção entre 50,00% e 60,00% na emissão de GEE, SO₂ eq e P eq, e as perdas apresentam parcelas significativas nos três indicadores. Por fim, as bananas emitem mais GEE no seu transporte (cerca de 30,00%) e na produção (aproximadamente 25,00%), enquanto o potencial de acidificação do solo divide-se, principalmente, entre o cultivo, o transporte e as perdas. Já a eutrofização da água ocorre principalmente na etapa de produção (POORE; NEMECEK, 2018).

Os baixos impactos das frutas, hortaliças e farinhas encontrados corroboram com a literatura. No entanto, observa-se, em geral, que os resultados deste trabalho são menores do que aqueles apontados pelos autores (CLARK et al., 2022; POORE; NEMECEK, 2018). A exceção é o consumo de água para a produção de frutas, cujo valor encontrado é significativamente superior ao de POORE; NEMECEK (2018). As possíveis razões para essas divergências já foram elencadas ao longo desta seção, como métodos de cálculo distintos e premissas das ACVs. Além disso, destaca-se que as produtividades brasileiras – que influenciam diretamente em todos os impactos – são superiores às médias globais utilizadas por POORE; NEMECEK (2018): 1,38, 2,18 e 3,57 vezes maiores para frutas, hortaliças e farinhas (no caso, mandioca), respectivamente.

Anexo III

Tabela A 10. Impactos ambientais das diferentes dietas, considerando o consumo diário per capita.

Alimento	Emissão de GEE (kg CO₂ eq/cap/dia)	Uso do solo (m²/cap/dia)	Acidificação do solo (g SO₂ eq/cap/dia)	Eutrofização da água (g P eq/cap/dia)	Consumo de água (m³/cap/dia)
Dieta Convencional	10,80	10,95	16,56	0,95	3,42
Dieta Saudável	5,36	5,48	24,78	1,44	4,73
Dieta Pescetariana	4,77	4,58	25,00	1,99	5,88
Dieta Vegetariana	6,60	6,83	27,30	1,38	4,41
Dieta Vegana	2,23	3,56	18,64	0,96	4,09
Dieta Entomofágica	1,52	1,97	17,41	0,72	2,97
Dieta Micoproteica	1,98	2,01	19,45	0,93	3,01
Dieta Sintética	2,52	2,07	21,80	0,92	3,12

Fonte: Elaboração própria.

Anexo IV



Figura A 1. Análise de sensibilidade de arroz para A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.



Figura A 2. Análise de sensibilidade de cereais para A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.



Figura A 3. Análise de sensibilidade de feijão para A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.



Figura A 4. Análise de sensibilidade de hortaliças para A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.



Figura A 5. Análise de sensibilidade de frutas para A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.



Figura A 6. Análise de sensibilidade de castanhas para A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.

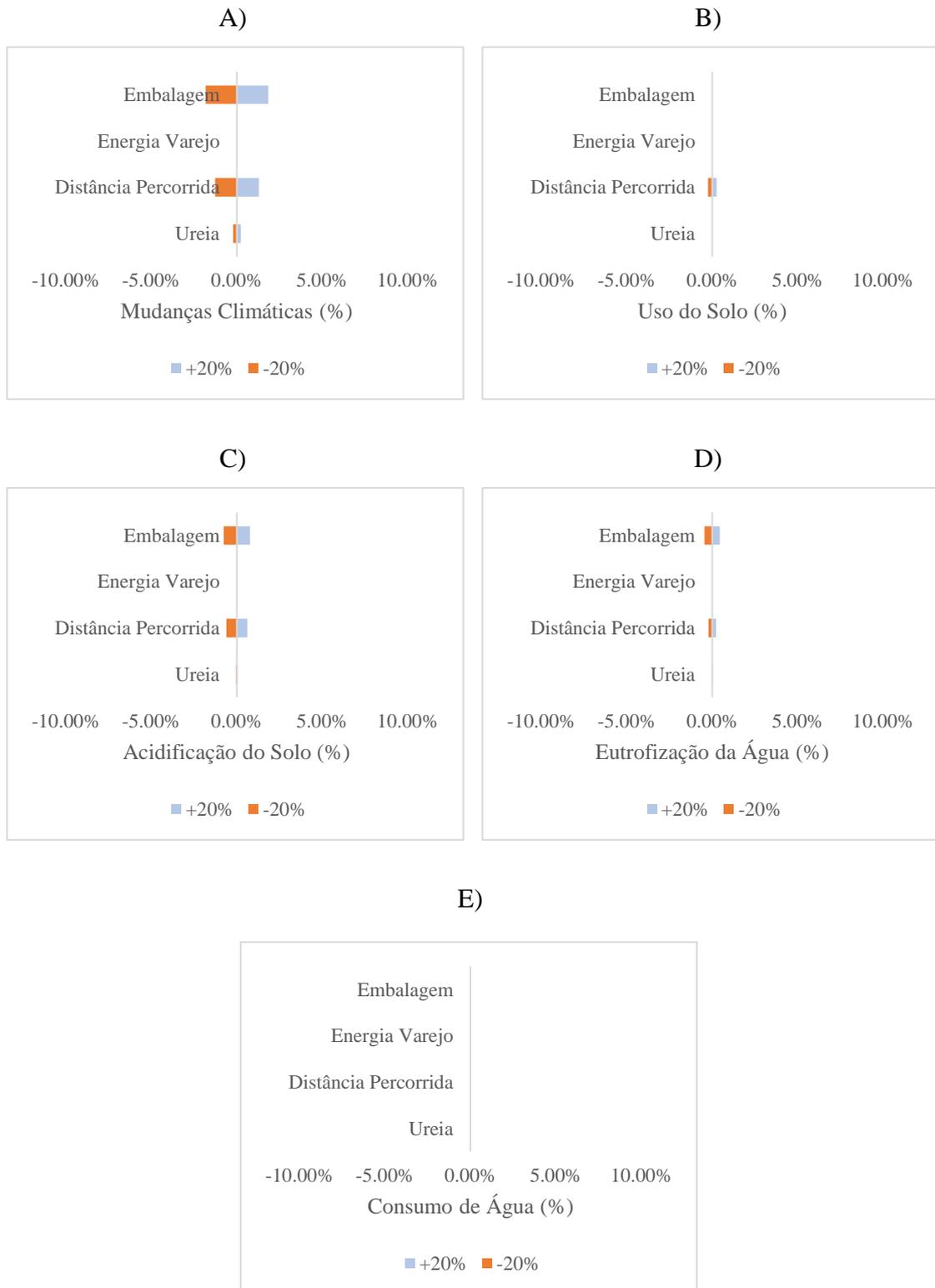


Figura A 7. Análise de sensibilidade de farinhas para A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.



Figura A 8. Análise de sensibilidade de pães e massas para A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.



Figura A 9. Análise de sensibilidade de carne bovina para A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.



Figura A 10. Análise de sensibilidade de carne suína para A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.



Figura A 11. Análise de sensibilidade de peixes para A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.

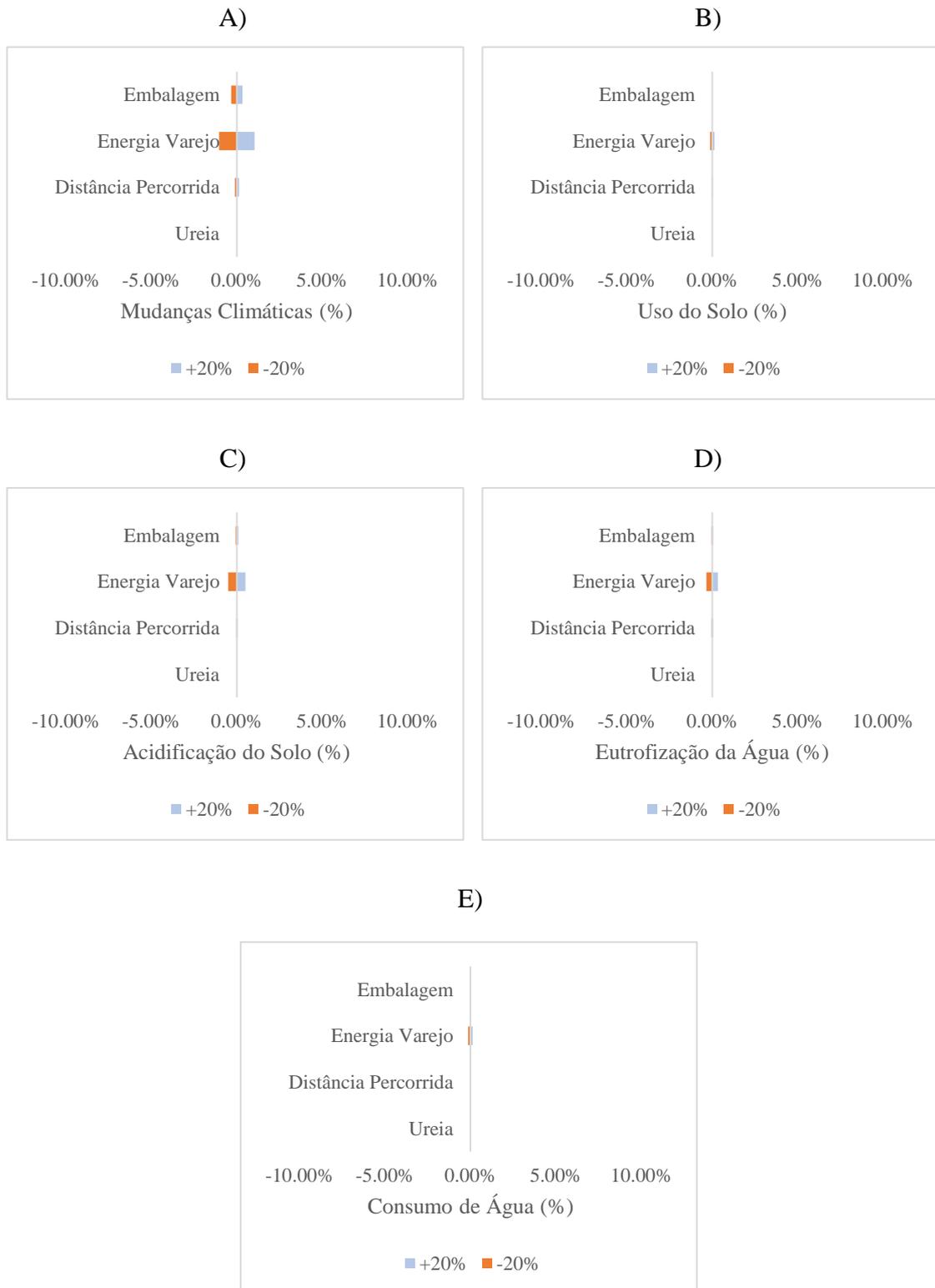


Figura A 12. Análise de sensibilidade de aves para A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.



Figura A 13. Análise de sensibilidade de ovos para A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.



Figura A 14. Análise de sensibilidade de laticínios para A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.



Figura A 15. Análise de sensibilidade de soja e derivados para A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.



Figura A 16. Análise de sensibilidade de insetos para A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.



Figura A 17. Análise de sensibilidade de carne fermentada para A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.



Figura A 18. Análise de sensibilidade de carne cultivada para A) Mudanças Climáticas, B) Uso do solo, C) Acidificação do solo, D) Eutrofização da água, e E) Consumo de água.

Fonte: Elaboração própria.

Observa-se na Figura A 1 que os indicadores ambientais relacionados à cadeia de produção e abastecimento do arroz não são suscetíveis aos parâmetros analisados, sendo a maior mudança observada na aplicação de ureia: aumentar este insumo em 20,0% incrementa as emissões de GEE em 1,7% (0,04 kg CO₂ eq/kg de arroz) e a eutrofização da água em 1,4% (0,005 g P eq/kg de arroz). Para os cereais, cujos resultados da análise de sensibilidade encontram-se na Figura A 2, o mesmo é observado. O aumento da aplicação de ureia na etapa de produção incrementa as emissões de GEE em 4,6%, ou 0,02 kg CO₂ eq na produção de 1 quilo de cereais.

Na produção de 1 quilo de feijão, observa-se na Figura A 3 a influência da aplicação de ureia nas emissões de GEE, dado que a diminuição em 20,0% deste insumo mitiga 0,07 kg CO₂ eq/kg de feijão, uma redução equivalente a 6,4%. Para as hortaliças, cujos resultados encontrados estão ilustrados na Figura A 4, destaca-se a variação da quantidade de embalagens, que influencia pouco nos resultados, porém mais do que os demais parâmetros. A maior alteração ocorre nas mudanças climáticas, em que o aumento de 20,0% deste parâmetro aumenta as emissões de GEE em 1,4% (0,005 kg CO₂ eq/kg de hortaliças).

Na produção de 1 quilo de frutas, conforme detalhado na Figura A 5, observa-se que o incremento de 20,0% na aplicação de ureia aumenta as emissões de GEE em 3,3%, ou seja, 0,01 kg CO₂ eq por quilo de fruta produzida. Em seguida, na Figura A 6 observam-se os resultados da análise de sensibilidade dos parâmetros na produção de castanhas. Os quatro parâmetros exercem influência pouco expressiva nos resultados encontrados, sendo a maior variação observada ao aumentar a aplicação de ureia em 20,0%, gerando um aumento de 0,01 kg CO₂ eq por quilo de castanha (0,63%).

A análise de sensibilidade relativa à cadeia de produção e abastecimento de 1 quilo de farinha, detalhada na Figura A 7, indicou a maior variabilidade é observada no parâmetro de embalagens, em que o aumento de 20,0% da quantidade utilizada incrementa as emissões de GEE em 1,8%, o que equivale a 0,005 kg CO₂ eq por quilo de farinhas. Para pães e massas, conforme pode ser visto na Figura A 8, o destaca-se a influência da aplicação de ureia, que aumenta em 4,9%, ou 0,04 kg CO₂ eq, com o aumento de 20,0% deste insumo na produção de 1 quilo deste alimento.

Para a carne bovina, indicada na Figura A 9, o aumento de 20,0% de aplicação da ureia gera a emissão de mais 0,05 g P eq por quilo de carne bovina, um aumento de 1,9%

em relação ao cenário inicial. Em seguida, a análise de sensibilidade dos parâmetros do processo de produção que 1 quilo de carne suína indicou, na Figura A 10, os parâmetros avaliados não interferem de forma significativa nos resultados encontrados. O mesmo pode ser observado na Figura A 11, que traz os resultados da análise de sensibilidade para os peixes.

Em seguida, para as aves, destaca-se o aumento de 1,0% (0,03 kg CO₂ eq/kg de aves) das emissões de GEE com o aumento de 20,0% da energia utilizada no varejo, conforme ilustrado na Figura A 12. Na Figura A 13, encontram-se os resultados da análise de sensibilidade relacionada à produção de 1 quilo de ovos. Infere-se que os indicadores ambientais não são suscetíveis às mudanças nos parâmetros analisados nesta análise.

Quanto ao último produto de origem animal, destaca-se que o aumento da aplicação de ureia em 20,0% resulta em emissões adicionais de 0,14 kg CO₂ eq (1,8%), 0,22 g SO₂ eq (1,5%) e 0,02 g P eq (1,6%) por quilo de laticínios. Para a soja e derivados, cujos resultados da análise de sensibilidade encontram-se na Figura A 15, não são observadas mudanças expressivas nos resultados dos impactos ambientais com a variação dos quatro parâmetros.

Nos insetos, observa-se na Figura A 16 que o aumento da energia utilizada no varejo impacta ligeiramente nos indicadores ambientais. Um aumento de 20,0% deste indicador aumenta as emissões de GEE em 0,03 kg CO₂ eq (1,9%), 0,14 g SO₂ eq (2,0%), 0,03 m² (3,1%) e 0,03 m³ (3,3%) por quilo de insetos. Em seguida, na Figura A 17 encontram-se os resultados da análise de sensibilidade da carne fermentada. O aumento de 20,0% da energia utilizada no varejo aumenta os impactos entre 0,4% (na eutrofização da água) e 1,8% (no uso do solo), enquanto o incremento das embalagens nessa proporção acarreta maior demanda por terras (1,2%). Por último, para a carne cultivada, como pode ser visto na Figura A 18, não são observadas variações expressivas nos indicadores ambientais na análise de sensibilidade.