



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

Camila Marçal da Rocha

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA MANGA BRASILEIRA COMERCIALIZADA
NO MERCADO NACIONAL COM EMBALAGEM DE COMPÓSITO PLÁSTICO E
EMBALAGEM DE PAPELÃO

Rio de Janeiro

2022



UFRJ

Camila Marçal da Rocha

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA MANGA BRASILEIRA COMERCIALIZADA
NO MERCADO NACIONAL COM EMBALAGEM DE COMPÓSITO PLÁSTICO E
EMBALAGEM DE PAPELÃO

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

Orientadores:

D.Sc. Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco

D.Sc. Thiago Santiago Gomes

Rio de Janeiro

2022

Rocha, Camila.

Avaliação do Ciclo de Vida da manga brasileira comercializada no mercado nacional com embalagem de compósito plástico e embalagem de papelão / Camila Marçal da Rocha – 2022.

120 f.: il. 30 cm

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2022.

Orientadores: Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco e Thiago Santiago Gomes

1. Avaliação do Ciclo de Vida. 2. Perda de Alimentos. 3. Embalagem Plástica. 4. Manga. I. Pacheco, Elen Beatriz. Gomes, Thiago. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Escola Politécnica e Escola de Química. III. Avaliação do Ciclo de Vida da manga brasileira comercializada no mercado nacional com embalagem de compósito plástico e embalagem de papelão.



UFRJ

AValiação DO CICLO DE VIDA DA MANGA BRASILEIRA COMERCIALIZADA
NO MERCADO NACIONAL COM EMBALAGEM DE COMPÓSITO PLÁSTICO E
EMBALAGEM DE PAPELÃO

Camila Marçal da Rocha

Orientadores: D.Sc. Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco
D.Sc. Thiago Santiago Gomes

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

Aprovada pela banca:

Presidente, Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco, D.Sc. – UFRJ

Thiago Santiago Gomes, D. Sc. – UFRJ

Bettina Susanne Hoffmann, D. Sc. – UFRJ

Elisa Maria Mano Esteves, D. Sc – UFRJ

Alessandra da Rocha Duailibe Monteiro

Alessandra da Rocha Duailibe Monteiro, D. Sc – UFF

Rio de Janeiro

2022

Dedico aos meus familiares, principalmente aos meus pais, André e Neide, ao meu companheiro de toda a vida Lucas, ao meu neném Darwin e à minha pessoa preferida na Terra: minha irmã Mariah, por todo o apoio, amor, confiança, carinho e compreensão. Amo vocês.

AGRADECIMENTOS

A todos aqueles que, de alguma forma, me ajudaram a tornar este momento possível: meu sincero muito obrigada!

Agradeço, primeiramente, à minha família, pelo apoio, carinho, segurança e educação. Toda a estrutura à qual me apoiei até este momento me proporcionou oportunidades incríveis, como a finalização deste mestrado. Agradeço especialmente ao meu pai e minha mãe por sempre incentivarem meu estudo e meu progresso, pelos valores passados, pelo carinho e amor incondicional. Agradeço também minha irmãzinha querida, Mariah, por sempre acreditar e confiar em mim e nas minhas capacidades.

Agradeço a meus primos, Lucas e Natan, meus irmãos de alma, pelo incentivo à carreira acadêmica e de pesquisa, por serem os primeiros a ingressar neste universo, abrindo as portas para que eu pudesse me sentir capaz. Agradeço à cada conversa científica na alta madrugada, à cada palavra de apoio e à amizade da vida toda.

Não poderia deixar de agradecer ao meu melhor amigo e companheiro Lucas. Há muitos anos ao meu lado, acreditando em cada plano traçado, acompanhando meu progresso desde a faculdade. Obrigada por sempre me escutar, me aconselhar, me apoiar e por estar sempre ao meu lado sendo meu confidente, escutando cada reclamação – muitas – cheio de amor e carinho.

Agradeço aos meus amigos, sempre incentivadores e confiantes em cada passo dado. Agradecimento especial à Alyne, amiga da vida e de Avaliação do Ciclo de Vida, à qual sempre recorro quando tenho dúvidas sobre este tema – e muitos outros – sempre disposta a me ajudar e debater os melhores caminhos a serem tomados.

Agradeço imensamente a minha querida orientadora, Elen Vasques Pacheco, pela orientação dedicada e carinhosa, pela relação de proximidade construída, por todos os ensinamentos, incentivos, apoio, amizade e pela confiança e crédito em mim depositados ao aceitar ser minha orientadora.

Agradeço também ao meu orientador Thiago Santiago Gomes, pelo auxílio ao longo de todo o processo, por cada palavra de incentivo, sempre disposto e disponível para resolver qualquer problema que surgisse com o andamento da pesquisa. Agradeço também pela amizade, por acreditar no meu potencial, por me aconselhar, sempre me incentivar e por me proporcionar uma experiência profissional incrível com a equipe mais incrível e incentivadora que já trabalhei.

Agradeço aos colegas do NERDES e do Projeto LaWEEEda pelo acolhimento e aprendizado. Com vocês tive a oportunidade de me envolver em uma temática maravilhosa em um projeto com engajamento e propósito, onde pude atuar em diversas funções, aplicando a sustentabilidade de uma maneira fantástica. Agradeço especialmente aos colegas Viviane e Júlio, que sempre se dispuseram a me ajudar com o acesso remoto ao computador que suporta o *software* utilizado para a realização das avaliações.

Agradeço aos colegas de curso e a todos os professores que me ajudaram e me apoiaram nesta caminhada. Agradeço também à cada funcionário da Universidade, que trabalha para que o estudo e a pesquisa possam ser executados com excelência nessa instituição magnífica.

Meu último agradecimento vai para todos os profissionais da área ambiental, sobretudo aos que insistiram e ainda insistem na pesquisa, que abriram caminhos para que eu pudesse estar aqui hoje trabalhando com o que eu amo. Obrigada a todos!

RESUMO

ROCHA, Camila. **Título:** AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA MANGA BRASILEIRA COMERCIALIZADA NO MERCADO NACIONAL COM EMBALAGEM DE COMPÓSITO PLÁSTICO E EMBALAGEM DE PAPELÃO. Rio de Janeiro, 2022. Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022.

O desperdício de alimentos, sobretudo aqueles altamente perecíveis como as frutas, apresenta grande relevância no contexto global. Somente na América Latina, mais de 50% do total produzido é descartado, antes mesmo de alcançar o consumidor. Buscando a redução das perdas de manga observadas em sua distribuição, foi desenvolvida uma embalagem à base de plástico, com maior capacidade de proteção quando comparada às embalagens tradicionais de papelão comumente utilizadas para esta finalidade. A embalagem à base de plástico reciclado é constituída por uma base retornável estudada em três diferentes composições (compósito de polietileno de alta densidade com 0%, 10% e 30%, em massa, de fibra vegetal) e uma bandeja de poli(tereftalato de etileno), ambas de matéria-prima pós-consumo. O objetivo desta dissertação foi avaliar a Pegada de Carbono, o Consumo de Água e o Uso da Terra no ciclo de vida da manga brasileira e das diferentes embalagens empregadas em sua distribuição, desde a etapa de produção até a entrega das mangas no centro de distribuição, utilizando-se a Avaliação do Ciclo de Vida. Nos cálculos dos impactos foram consideradas as diferenças de cada embalagem em relação à sua fabricação, fim de vida e perdas de manga durante o transporte. Esta análise também considerou as atividades de fim de vida das mangas. A Unidade Funcional do sistema utilizada foi a entrega de 80 kg de manga embalada. A produção da embalagem proposta é uma etapa crítica, tanto para emissão de carbono quanto para a depleção dos recursos hídricos e uso da terra, contudo sua melhor capacidade em proteger as frutas foi suficiente para compensar os gastos adicionais de água e energia requeridos em sua produção, devido ao aumento nos impactos ambientais referentes à produção e transporte adicionais de manga pelo sistema com embalagem de papelão e maior perda de alimento. O sistema da embalagem à base de plástico reciclado apresentou melhoria global de 22% para a Pegada de Carbono, 20% para o Consumo de Água e 25% para o Uso da Terra, quando comparado ao sistema da caixa de papelão.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida; Perda de Alimentos; Embalagem Plástica; Manga; Sistemas Alimentares.

ABSTRACT

ROCHA, Camila. **Título:** LIFE CYCLE ASSESSMENT OF BRAZILIAN MANGO NATIONALLY MARKETED WITH PLASTIC COMPOSITE PACKAGING AND CARDBOARD PACKAGING. Rio de Janeiro, 2022. Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022.

Food waste, especially those highly perishable such as fruits, has great relevance in the global context. In Latin America alone, over 50% of the total produced is discarded, even before reaching the consumer. Seeking to reduce the losses of mango observed in its distribution, plastic-based packaging was developed with greater protection capacity when compared to traditional cardboard packaging commonly used for this purpose. The packaging based on recycled plastic comprises a returnable base studied in three different compositions (high-density polyethylene composite with 0%, 10%, and 30% by mass of vegetable fiber) and a tray of poly(ethylene terephthalate), both of material post-consumption. The aim of this dissertation was to evaluate the Carbon Footprint, Water Consumption, and Land Use in the life cycle of Brazilian mango and the different packaging used in its distribution, from the production stage to the delivery of the mangoes in the distribution center, using Life Cycle Assessment. The calculations of the impacts considered the differences of each package in relation to its manufacture, end of life, and losses of mango during transport. This analysis also considered the end-of-life activities of discarded mangoes. The Functional Unit of the system used was the delivery of 80 kg of packed mangoes. The production of the proposed packaging is a critical stage, both for carbon emission and for the depletion of water resources and land use. However, its better ability to protect fruit compensated for the additional water and energy expenditures required in their production, because of the increase in environmental impacts related to the additional production and transport of mango by the cardboard packaging system and greater food waste. The packaging system based on recycled plastic showed a global improvement of 22% for Carbon Footprint, 20% for Water Consumption, and 25% for Land Use when compared to the cardboard box system.

Keywords: Life Cycle Assessment; Food Loss; Food Waste; Plastic Packaging; Mango; Food System.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	17
2. OBJETIVO	19
2.1 Objetivo Geral.....	19
2.2 Objetivos Específicos	20
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1 Perfil do cultivo da manga brasileira e de outras regiões do mundo	20
3.2 Perfil da comercialização da manga brasileira	23
3.3 Sistemas alimentares e as perdas e o desperdício de alimentos	24
3.3.1 Cenário mundial e do Brasil na perda de alimentos em geral	27
3.3.2 Perdas de manga no contexto nacional	29
3.4 Avaliação do Ciclo de Vida	32
3.5 Embalagens no ciclo de vida de sistemas alimentares	38
4 METODOLOGIA	43
4.1 Definição de objetivo e escopo	43
4.1.1 Definição do fluxo de referência	49
4.1.2 Definição da unidade funcional.....	52
4.2 Construção do Inventário do Ciclo de Vida	53
4.2.1 Descrição das embalagens	53
a) Mangobox.....	53
b) Embalagem de papelão	58
4.2.2 Coleta de dados sobre a cadeia de distribuição da manga	60
a) Período analisado e localização para obtenção dos dados do ciclo produtivo da manga.....	60
b) Inventário da produção e beneficiamento da manga no Vale do São Francisco ...	61
4.2.3 Cálculo das distâncias percorridas por material.....	64
4.2.4 Considerações para o fim de vida dos materiais	67
4.2.5 Processos utilizados na modelagem	68
4.3 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida.....	69
4.4 Análise de Sensibilidade.....	70
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	72
5.1 Pegada de Carbono	72
a) Transporte das mangas embaladas	72
b) Produção das embalagens.....	74
c) Fim de vida das mangas.....	78
d) Outros impactos relevantes	79
5.2 Consumo de água	80
a) Cultivo da manga	81
b) Produção e uso das embalagens	83
5.3 Uso da Terra	87
a) Transporte das mangas embaladas	88
b) Cultivo da manga	90
c) Produção das embalagens.....	91
5.4 Comparação dos impactos ambientais entre os diferentes sistemas analisados.....	94
5.5 Análise de sensibilidade	96
a) Perspectiva Cultural Temporal.....	96
b) Distância percorrida pela bucha.....	99
c) Distância percorrida pelo papel.....	100
6 CONCLUSÃO	102

7 SUGESTÕES	104
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	105

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Área de plantio da manga no Submédio do Vale do São Francisco.....	22
Figura 2	Embalagem desenvolvida pela UFRJ, INT e Embrapa, visão frontal.	44
Figura 3	Embalagem desenvolvida pela UFRJ, INT e Embrapa, visão superior.....	45
Figura 4	Embalagem de papelão.....	48
Figura 5	Fronteiras dos sistemas estudados.....	49
Figura 6	Processos produtivos considerados na fabricação da Mangobox.....	53
Figura 7	Processos produtivos considerados na fabricação da caixa de papelão.....	59
Figura 8	Perfil de emissões de GEE dos 4 diferentes cenários analisados.	72
Figura 9	Perfil de emissões de GEE da etapa de fabricação das 3 diferentes composições da Mangobox analisadas.	76
Figura 10	Perfil de emissões de GEE da etapa de fabricação das embalagens de papelão analisadas.	76
Figura 11	Perfil do consumo de água dos 4 diferentes cenários analisados.....	80
Figura 12	Perfil do consumo de água da etapa de fabricação das 3 diferentes composições da Mangobox analisadas.....	84
Figura 13	Perfil do consumo de água da etapa de fabricação das embalagens de papelão analisadas.	85
Figura 14	Perfil do uso da terra dos 4 diferentes cenários analisados.	88
Figura 15	Perfil do uso da terra da etapa de cultivo das mangas analisadas.	91
Figura 16	Perfil do uso da terra da etapa de fabricação das 3 diferentes composições da Mangobox analisadas.	93
Figura 17	Perfil do uso da terra da etapa de fabricação das embalagens de papelão analisadas.	93
Figura 18	Média das principais contribuições no impacto ambiental dos 4 cenários analisados.	96

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Principais países produtores de fruta e sua produção de manga, mangostões e goiabas, em 2018.	21
Tabela 2 Produção de manga no Brasil, em 2019.	22
Tabela 3 Regiões de maior produção no cultivo de manga do Brasil, em 2019.	22
Tabela 4 Área colhida, quantidade produzida e rendimento médio do cultivo de manga na região Nordeste em 2019.	23
Tabela 5 Evolução na comercialização da manga por Central de Abastecimento.	24
Tabela 6 Massas médias das embalagens comparadas e perda de produto observada com a utilização de cada embalagem.	46
Tabela 7 Evolução na comercialização da manga pela CEASA/RJ.	51
Tabela 8 Dados de inventário para a fabricação da Mangobox.	56
Tabela 9 Dados de inventário para a fabricação da embalagem de papelão.	59
Tabela 10 Dados de inventário para o cultivo da manga.	62
Tabela 11 Dados de inventário para o beneficiamento da manga.	63
Tabela 12 Distância percorrida por material.	67
Tabela 13 Final de vida dos materiais das embalagens e da manga.	68
Tabela 14 Processos retirados do GaBi 9.2.	69
Tabela 15 Variação das considerações por perspectiva adotada.	71
Tabela 16 Resultados finais dos sistemas estudados para pegada de carbono, consumo de água e uso da terra	94
Tabela 17 Redução dos impactos ambientais observada com o uso da <i>Mangobox</i>.	94
Tabela 18 Impacto das distâncias percorridas para obtenção da fibra vegetal na pegada de carbono, consumo de água e da terra	100
Tabela 19 Impacto da redução da distância percorrida pelo papel para a fabricação da embalagem de papelão na pegada de carbono, consumo de água e uso da terra	102

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABIPET – Associação Brasileira da Indústria do PET

ACV – Avaliação do Ciclo de Vida

AICV – Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida

ALO – *Agricultural Land Occupation* (Uso de Terra Agrícola)

ANAP – Associação Nacional dos Aparistas de Papel

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária

BEES – *Building for Environmental and Economic Sustainability* (Construção para Sustentabilidade Ambiental e Econômica)

BNDES – Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social

CEASAS – Centrais de Abastecimento

CEAGESP – Companhia de Entrepostos e Armazéns Gerais de São Paulo

CEASAMINAS – Central de Abastecimento de Belo Horizonte

CEASA/PR – Central de Abastecimento de Curitiba

CEASA/RJ – Central de Abastecimento do Rio de Janeiro

CMLCA – *Scientific Software for LCA* (Software científico para ACV)

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento

COOMARCA – Cooperativa de Materiais Recicláveis do Raso da Catarina

CNPJ – Cadastro Nacional da Pessoa Jurídica

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

FAO – *Food and Agriculture Organization* (Organização para a Alimentação e Agricultura)

FGV – Fundação Getúlio Vargas

FEFCO – Federação Europeia dos Fabricantes de Papelão Ondulado

GEE – Gases do Efeito Estufa

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

HDPE – *High-density polyethylene* (Polietileno de Alta Densidade)

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IBICT – Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia

ICV – Inventário do Ciclo de Vida

INT – Instituto Nacional de Tecnologia

ISO – *International Organization for Standardization* (Organização Internacional para a Normalização)

NERDES – Núcleo de Excelência em Reciclagem e Desenvolvimento Sustentável

NLT – *Natural Land Transformation* (Transformação da Terra Natural)

ODS – Objetivos do Desenvolvimento Sustentável

ONU – Organização das Nações Unidas

PAM – Produção Agrícola Municipal

PBACV – Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida

PDF – *Potentially Disappeared Fraction* (Fração de Espécies Potencialmente Desaparecidas)

PET – *Poly(ethylene terephthalate)* (Poli(tereftalato de etileno))

PHA – Polihidroxialcanoato

PP – Polipropileno

PROHORT – Programa Brasileiro de Modernização do Mercado Hortigranjeiro

SICV BRASIL – Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida de Produtos Brasileiros

TPS – Amido Termoplástico

TRACI – *Tool for the Reduction and Assessment of Chemical* (Ferramenta para a Redução e Avaliação de Produtos Químicos)

UF – Unidade Funcional

UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro

ULO – *Urban Land Occupation* (Uso da Terra Urbana)

UNEP – *United Nations Environment Program* (Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente)

WSI – *Water Stress Index* (Índice de Estresse Hídrico)

1. INTRODUÇÃO

A produção de alimentos, principalmente nos termos da agricultura intensiva de larga escala, como qualquer processo produtivo, causa impactos ao meio ambiente, contribuindo para a emissão de gases do efeito estufa, uso intensivo de recursos naturais como água e terra e perda de biodiversidade (EMBRAPA, 2004; INGWERSEN, 2012; SVANES e ARONSSON, 2013; IRIARTE, ALMEIDA, e VILLALOBOS, 2014; ROIBÁS, ELBEHRI E HOSPIDO, 2015; PÉREZ-NEIRA e GROLLMUS-VENEGAS, 2018; SVANES e JOHNSEN, 2019; FAO, 2019; UNEP, 2021). Outro problema de proporções globais está relacionado à produção de resíduos devido ao uso de embalagens, sobretudo embalagens plásticas, que são frequentemente criticadas devido ao inconveniente associado à sua destinação incorreta (NORTH e HALDEN, 2013; JAMBECK, *et al.*, 2015).

A principal função da embalagem é proteger o alimento nas diferentes fases do seu ciclo de vida, evitando que perdas aconteçam e recursos sejam desperdiçados (WILLIAM e WIKSTROM, 2011; VAN HERPEN, IMMINK e PUTTELAAR, 2016, WIKSTROM *et al.*, 2019). Embora haja este enorme desafio da destinação final adequada, se projetadas considerando uma perspectiva mais holística, as embalagens podem desempenhar um papel crucial no ciclo de vida dos alimentos, contribuindo para sua proteção, evitando o desperdício dos produtos alimentícios e de recursos (WILLIAMS, WIKSTROM e LOFGEN, 2008; HELLER, SELKE E KEOLEIAN, 2018; ZHANG *et al.*, 2019; MOLINA-BESCH, WIKSTROM e WILLIAMS, 2019; WIKSTROM *et al.*, 2019; WOHNER *et al.*, 2020).

Quando se fala sobre frutas, o papel mais importante das embalagens diz respeito à proteção aos danos mecânicos a essas causadas pelas vibrações no transporte (CHONHENCHOB e SINGH, 2005; SASAKI *et al.*, 2021). Estes danos levam ao descarte das frutas, que acabam sendo rejeitadas por questões estéticas, ou por questões sanitárias, uma vez que se tem facilitada a entrada de agentes infecciosos, causando doenças e apodrecendo o fruto (EMBRAPA, 2004; EMBRAPA, 2014; EMBRAPA, 2015; FAO, 2019).

O desperdício de frutas e vegetais apresenta grande importância no contexto da América Latina. Cerca de 55% do total produzido para este grupo no ano de 2007 – ano do primeiro levantamento global realizado pela *Food and Agricultura Organization* (FAO) – foi descartado. Considerando que a América Latina foi a quarta maior produtora de frutas e vegetais do mundo, naquele ano, atrás da Ásia (sul, sudeste e parte industrializada) e Europa, este montante representa uma quantidade de perdas de alta relevância (FAO, 2011).

Em relação as etapas do ciclo de vida das frutas e vegetais nas quais as perdas ocorrem, cerca de 36% foram observadas na agricultura, com grande importância também para o

processamento e embalagem (22%) e distribuição (15%). Em todo o globo, este grupo de alimentos foi o que apresentou maior porcentagem de perdas em relação à produção inicial (FAO, 2011). Um estudo mais recente (FAO, 2019) também apontou para este grupo – frutas e vegetais – como os mais descartados em todos os pontos da cadeia, ficando atrás dos cereais e das leguminosas, apenas nas fases de cultivo e transporte, em algumas partes da Ásia.

De modo geral, observa-se maior perda de frutas e vegetais em países ainda em desenvolvimento devido às limitações de infraestrutura local. Além disso, condições climáticas desfavoráveis, como calor e umidade, podem oportunizar à degradação biológica do alimento, principalmente quando são observadas condições precárias de armazenamento e transporte (EMBRAPA, 2014; FAO, 2019). Ainda são reportados altos índices de perdas de frutas e vegetais relacionados às condições deficientes de embalagem e distribuição, como o transporte de alimentos sem nenhuma proteção ou embalagem, ou em caminhões abertos e sem refrigeração (FAO, 2019).

O *design* e desenvolvimento de embalagens mais robustas, com sua função de proteção potencializada pelos usos de novas tecnologias ou materiais, podem atuar positivamente na redução das perdas e desperdício de alimentos (ACCORSI *et al.*, 2013; SIRACUSA *et al.*, 2014; CONTE *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2015; SIRACUSA *et al.*, 2014; GUTIERREZ, MELEDDU E PIGA, 2016; ZHANG *et al.*, 2019; PAUER *et al.*, 2020; MATAR *et al.*, 2021), evitando pressões desnecessárias sobre os recursos naturais. Porém, estas modificações para embalagens mais funcionais podem requerer um maior uso de recursos na sua produção e descarte (ZHANG *et al.*, 2015; DILKES-HOFFMAN *et al.*, 2018; SASAKI *et al.*, 2021), o que aponta para a importância da análise entre os *trade-offs* (escolha de uma opção) existentes na decisão de investir mais recursos nas embalagens, aumentando seu impacto ambiental, mas reduzindo os impactos ambientais relacionados à perda de produto.

Análises desta natureza tem grande aplicação em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), uma vez que necessitam de uma avaliação holística dos cenários (WILLIANS, WIKSTROM e LOFGEN, 2008; HELLER, SELKE E KEOLEIAN, 2018; ZHANG *et al.*, 2019; MOLINA-BESCH, WIKSTROM e WILLIANS, 2019; WIKSTROM *et al.*, 2019; WOHNER *et al.*, 2020). A ACV é uma metodologia de avaliação capaz de determinar os impactos ambientais de produtos e processos, permitindo a comparação dos resultados, com a identificação de potenciais alterações de ônus (CURRAN, 1999; FERREIRA, 2004; ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006; UNEP/SETAC, 2012; GERASSIMIDOU *et al.*, 2021; SASAKI *et al.*, 2021).

Buscando a redução das perdas de manga observadas em sua distribuição e transporte, o Núcleo de Excelência em Reciclagem e Desenvolvimento Sustentável (NERDES), localizado na Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), o Instituto Nacional de Tecnologia (INT) e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) desenvolveram uma embalagem a base de plástico reciclado com maior capacidade de proteção, quando comparada as embalagens tradicionais de papelão comumente utilizadas no transporte das mangas brasileiras. Essa embalagem, denominada *Mangobox*, é composta de resíduos de polietileno de alta densidade (do inglês, HDPE) e resíduos agrícolas de fibra de bucha vegetal, em sua base, além de poli(tereftalato de etileno) (do inglês, PET), em uma bandeja acomodada na base. Foi conceituada para ser retornável e para reduzir as perdas relacionadas ao transporte e comercialização.

Objetiva-se com esse trabalho avaliar, de maneira quantitativa, as influências dos dois diferentes tipos de embalagens – a embalagem desenvolvida no NERDES e a tradicionalmente utilizada de papelão – na performance ambiental do ciclo de vida da manga brasileira, desde sua produção até sua entrega no centro de distribuição. Para esta avaliação, foi utilizada a metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), levando-se em consideração as diferenças nas perdas de manga observadas no transporte com a utilização das duas diferentes embalagens. Além disso, pretende-se avaliar a influência do teor de fibra presente no compósito que foi utilizado para a confecção da embalagem no impacto ambiental do ciclo de vida da manga e da própria *Mangobox*.

2. OBJETIVO

2.1 Objetivo Geral

O objetivo deste trabalho foi realizar a Avaliação do Ciclo de Vida da manga produzida em Petrolina (PE) e comercializada na Central de Abastecimento do Rio de Janeiro (CEASA/RJ), tendo dois diferentes tipos de embalagens empregadas em seu transporte: uma embalagem retornável à base de plástico reciclado e uma embalagem de papelão de uso único, com diferentes perdas de produto associadas. A embalagem retornável de compósito plástico reciclado avaliada é composta de uma bandeja de PET e uma base de um compósito de polietileno de alta densidade (HDPE) e resíduos de fibras de bucha vegetal, cujas composições variaram na seguinte proporção: HDPE/fibra: 100/0, 90/10 e 70/30% massa/% massa.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a influência das perdas de manga no impacto ambiental a partir da avaliação de seu ciclo de vida;
- Analisar o balanço ambiental entre o impacto ambiental da produção de uma embalagem específica para o acondicionamento e transporte de manga e a potencial redução de impactos gerado pela perda de produto evitada;
- Construir os inventários de insumos e emissões para as embalagens estudadas e para a produção da manga;
- Avaliar os impactos ambientais dos sistemas propostos pelas categorias de impacto de pegada de carbono, consumo da água e uso da terra;
- Identificar os pontos críticos causadores de maiores impactos ambientais dos sistemas de produção de manga brasileiro e no uso de embalagens para essa fruta; e
- Avaliar o impacto do teor de fibra presente na embalagem de compósito plástico reciclado para três diferentes formulações da *Mangobox* HDPE/fibra: 100/0, 90/10 e 70/30% massa/% massa.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica está estruturada em quatro diferentes blocos. A primeira parte aborda o contexto em que a produção de frutas está inserida no Brasil e no mundo, com maior atenção à manga no cenário nacional. A segunda parte da revisão trata de sistemas alimentares e de que forma a perda e o desperdício de alimentos pode afetar sua dinâmica de fornecer alimento à população. A terceira parte aborda a Avaliação do Ciclo de Vida e seu arcabouço metodológico, detalhando brevemente quais as etapas devem estar contidas em estudos dessa natureza. Finalmente, o último bloco mostra alguns estudos de ACV relacionados a embalagens e perdas de alimentos encontrados na literatura.

3.1 Perfil do cultivo da manga brasileira e de outras regiões do mundo

Antes da pandemia de COVID, a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (sigla em inglês, FAO) indicava uma produção mundial de frutas de 1,5 bilhão de toneladas ao ano (FAOSTAT, 2018). Somente a China, maior produtor global, produz 250 milhões de toneladas de frutas. Os três primeiros colocados no *ranking* (China, Indonésia e Índia) são responsáveis por produzir 36% das frutas no mundo. Apenas 10 países produzem um pouco mais da metade das frutas do planeta. O Brasil é o quinto maior produtor de frutas do

globo, com uma produção de 44 milhões de toneladas (FAOSTAT, 2018), aproximadamente 3% do total produzido no mundo (Tabela 1).

Em relação à manga, a FAO (FAOSTAT, 2018) aponta para uma produção superior à 50 milhões de toneladas no mundo. Os cinco maiores produtores da fruta estão localizados no continente asiático (Índia, China, Tailândia, Indonésia e Paquistão) e produzem 65% do total de manga do mundo. O Brasil é o sétimo maior produtor mundial de manga (somando-se manga, mangostões e goiabas), produzindo quase 2 milhões de toneladas (Tabela 1). De acordo com a Pesquisa Agrícola Municipal (PAM) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a produção de frutas no Brasil em 2019 foi equivalente à 43.921.309 toneladas, sendo 1.414.338 toneladas de manga (IBGE, 2019).

Tabela 1 Principais países produtores de fruta e sua produção de manga, mangostões e goiabas, em 2018.

País	Produção de frutas (t)	Porcentagem em relação ao total (%)	Produção de manga, mangostões e goiabas (t)	Porcentagem em relação ao total (%)
China	256.804.984,00	17	4.992.114,00	9
Indonésia	155.282.146,00	10	3.083.643,00	6
Índia	117.625.855,00	8	21.822.000,00	39
Malásia	100.214.829,00	7	-	-
Brasil	44.149.670,00	3	1.897.904,00	3
Total	820.670.533,00	55	44.495.471,00	80

Fonte: FAOSTAT, 2018.

Elaborado pela autora.

Até 1980, a produção nacional de manga era orientada somente para o mercado interno, sendo as principais variedades a Espada e a Rosa (OLIVEIRA *et al.*, 2010). A partir da década de 80, a manga brasileira passou a ser comercializada no mercado externo, após a introdução da espécie Tommy Atkins (FÁVERO, 2008), expandindo a produção drasticamente (OLIVEIRA *et al.*, 2010). No que se refere à produção atual de manga, há no Brasil uma área plantada equivalente à 68 mil ha, sendo os principais polos produtores as regiões: Vale do São Francisco (Pernambuco e Bahia); Centro Sul Baiano; São Paulo e Norte de Minas (Tabelas 2 e 3) (IBGE, 2019). Em relação às variedades mais importantes, estima-se que 50% da área colhida na região do Vale do São Francisco, seja da variedade Palmer, 30% da Tommy Atkins e 20% de Keitt, Kent, Haden, Rosa e outras (BRAZILIAN HORTI & FRUTI YEARBOOK, 2018).

O cultivo da mangueira na região Nordeste do Brasil contempla 73% da área plantada do país, sendo responsável por 77% da produção nacional em 2019 (IBGE/PAM, 2019). A manga é cultivada em todos os estados da região, porém dá-se destaque às áreas irrigadas da região semiárida, sobretudo ao Submédio do Vale do São Francisco (Figura 1). Essa localidade

exibe excelentes condições no desenvolvimento das frutas, com elevado rendimento e qualidade do produto, reunindo 45% da área colhida e 66% da quantidade produzida do Nordeste (OLIVEIRA *et al.*, 2010; IBGE/PAM, 2019).

Tabela 2 Produção de manga no Brasil, em 2019.

Região	Quantidade produzida (t)
Nordeste	1.093.864,00
Sudeste	308.875,00
Sul	6.876,00
Centro-oeste	3.540,00
Norte	1.183,00
Brasil	1.414.338,00

Fonte: IBGE, 2019.

Elaborado pela autora.

Tabela 3 Regiões de maior produção no cultivo de manga do Brasil, em 2019.

Região	Produção (t)	Porcentagem em relação ao total (%)	Área colhida (ha)	Porcentagem em relação ao total (%)
Vale do São Francisco (PE e BA)	855.315,00	60	27.612,00	41
São Paulo	206.854,00	15	10.950,00	16
Centro Sul Baiano	92.618,00	7	9.446,00	14
Norte de Minas Gerais	41.401,00	3	5.062,00	7
Total	1.196.188,00	85	53.070,00	78

Fonte: IBGE, 2019.

Elaborado pela autora.

Figura 1 Área de plantio da manga no Submédio do Vale do São Francisco.



Elaborado pela autora.

Em termos de área cultivável, os principais estados nordestinos produtores de manga são: Bahia (49%), Pernambuco (29%) e Ceará (9%) (Tabela 4). Porém, quando se analisam as toneladas produzidas, Pernambuco apresenta maior participação (47% da produção do Nordeste), seguido da Bahia (40%) e Rio grande do Norte e Ceará (ambos com 4% de participação) (IBGE/PAM, 2019). Duas áreas produtoras recebem destaque no Submédio do Vale do São Francisco: o Polo Agroindustrial de Petrolina, em Pernambuco e Juazeiro, na Bahia, responsável por 69% da produção do total de mangas da região Nordeste e 54% da produção nacional (Tabela 4).

Tabela 4 Área colhida, quantidade produzida e rendimento médio do cultivo de manga na região Nordeste em 2019.

Município	Estado	Área colhida (Ha)	Quantidade produzida (T)	Rendimento médio (Kg por Ha)
	Bahia	24.096,00	442.233,00	18.353,00
Juazeiro		12.804,00	325.163,00	25.395,00
	Pernambuco	14.174,00	518.231,00	36.562,00
Petrolina		10.190,00	435.000,00	42.689,00
	Ceará	4.391,00	42.701,00	9.725,00
	Rio Grande do Norte	2.682,00	46.922,00	17.495,00
	Alagoas	1.309,00	11.495,00	8.782,00
	Paraíba	1.193,00	8.811,00	7.386,00
	Sergipe	901,00	19.417,00	21.550,00
	Piauí	389,00	3.667,00	9.427,00
	Maranhão	100,00	387,00	3.870,00
	Total Nordeste	49.235,00	1.093.864,00	22.217,00*
	Total Brasil	67.328,00	1.414.338,00	21.007,00**

Fonte: IBGE/PAM, 2019.

*Quantidade produzida no Nordeste por área colhida no Nordeste

** Quantidade produzida no Brasil por área colhida no Brasil

Elaborado pela autora.

O polo Petrolina-Juazeiro destinou à colheita de manga uma área superior à 20 mil hectares, em 2019, com rendimento de 42 t/ha e 25 t/ha, para a região de Petrolina e Juazeiro, respectivamente, com o valor da produção ultrapassando 1 bilhão de reais (IBGE/PAM, 2019). A mangicultura dessa localidade possui relevância no cenário nacional, não somente pelo volume produzido, mas principalmente pela alta produtividade, bem acima da média nacional, e qualidade da manga produzida (OLIVEIRA *et al.*, 2010).

3.2 Perfil da comercialização da manga brasileira

O levantamento de dados relacionados à comercialização nas Centrais de Abastecimento do Brasil (CEASAS) indicou que, para o ano de 2019, 300 mil toneladas de manga foram comercializadas utilizando-se esta via, o que representa cerca de 21% do total

produzido (PROHORT/SIMAB, 2021). Nas grandes cidades do Nordeste, os atacadistas realizam a comercialização da mercadoria para os produtores de pequeno e médio porte. Já os grandes produtores comercializam grande parte de sua produção diretamente com as grandes redes de supermercado.

No Sudeste também se observa um cenário semelhante, havendo ainda o repasse da mercadoria, por parte de pequenos produtores, para cooperativas que possuem alto poder de barganha, permitindo que alcancem mercados nacionais distantes (FREIRES, MARINHO e WALTER, 2012; SOARES, SILVA e FONSECA, 2021). Essa comercialização paralela, aliada ao alto índice de perdas da manga antes mesmo de chegar à comercialização, justifica a baixa porcentagem comercializada pelas CEASAS no Brasil (SOARES, SILVA E FONSECA, 2021).

As Centrais de Abastecimento que mais tem atuação na comercialização de manga no Brasil são: a Companhia de Entrepósitos e Armazéns Gerais de São Paulo (CEAGESP, na cidade de São Paulo) que comercializou 29% do total brasileiro, em 2019, seguida da Central de Abastecimento do Rio de Janeiro (CEASA/RJ, na cidade do Rio de Janeiro), com uma participação de 17% do total comercializado no país. Em seguida tem-se a Central de Abastecimento de Belo Horizonte (CEASAMINAS, na cidade de Belo Horizonte) com 12% da venda de mangas nacionais para 2019 e a Central de Abastecimento de Curitiba (CEASA/PR, na cidade de Curitiba), contribuindo com 8% do total (PROHORT/SIMAB, 2021). A Tabela 5 apresenta a evolução na comercialização da manga observada nas principais Centrais de Distribuição para este produto nos últimos 6 anos.

Tabela 5 Evolução na comercialização da manga por Central de Abastecimento.

	CEAGESP São Paulo	CEASA/RJ Rio de Janeiro	CEASAMINAS Belo Horizonte	CEASA/PR Curitiba	Total Brasil
Ano	Quantidade por central (kg)				
2016	97.934.470,00	43.320.047,00	35.946.050,00	21.837.428,00	281.471.907,00
2017	95.871.370,00	53.797.039,00	33.741.249,00	22.534.532,00	291.903.880,00
2018	93.552.466,00	65.225.249,00	36.916.022,00	26.684.306,00	316.309.194,00
2019	88.407.522,00	52.215.166,00	36.104.030,00	24.145.579,00	300.894.757,00
2020	86.968.038,00	60.105.190,00	33.558.158,00	27.069.312,00	269.758.374,00
2021	107.189.266,0	53.735.049,00	46.348.431,00	29.321.938,00	303.806.291,00

Fonte: PROHORT/SIMAB, 2021.

Elaborado pela autora.

3.3 Sistemas alimentares e as perdas e o desperdício de alimentos

Antes de começar a falar sobre este tema, convém apresentar as diferenças existentes entre as definições de ‘perda de alimentos’ e ‘desperdício de alimentos’. De modo geral, os dois termos representam descartes, ao longo da cadeia de valor dos alimentos, referentes à fração comestível que seriam destinados à alimentação e que foram desviados deste fim

(PARFITT; BARTHEL; MACNAUGHTON, 2010; CORRADO *et al.* 2016). Perda de alimentos se refere aos desvios que ocorrem nas fases iniciais da cadeia de suprimento, como produção, processamento e distribuição, e se relacionam, à certo modo, com fatores não intencionais como precariedades das infraestruturas e da logística; insuficiência tecnológica, ataque de pragas e condições de clima desfavoráveis (FAO, 2011; FAO, 2013; CORRADO *et al.*, 2016). Já o desperdício refere-se ao alimento desviado de seu fim primordial já nas etapas mais avançadas da cadeia, alcançando a fase de consumo, como a venda em mercados e consumo doméstico. O desperdício de alimentos de relaciona com atitudes comportamentais e intencionais (PARFITT; BARTHEL; MACNAUGHTON, 2010; FAO,2011; FAO, 2013; CORRADO *et al.*, 2016).

Um sistema alimentar engloba todos os elementos - meio ambiente, indivíduos, insumos, recursos naturais, processos, infraestrutura, instituições, etc. - e atividades necessárias para a produção, processamento, distribuição, preparação, comercialização e consumo dos alimentos. Todos estes componentes interagem entre si em um ambiente ecológico, social, político, cultural e econômico, causando impactos nos meios sociais, econômicos e ambientais (EMBRAPA, 2004; FAO, 2014; GAITÁN-CREMASCHI *et al.*, 2018; FAO, 2019). Essa complexa rede de interação é responsável pela subsistência de mais de um bilhão de pessoas em todo o globo (MBOW *et al.*, 2019).

Quatro objetivos principais envolvem um sistema alimentar: segurança alimentar, nutricional e ambiental, e bem-estar social (GAITÁN-CREMASCHI *et al.*, 2018; FAO, 2019). O alcance desses objetivos está diretamente relacionado à sustentabilidade do sistema. Sistemas alimentares sustentáveis são críticos para o alívio da pobreza e para a construção de comunidades resilientes, fornecendo segurança e nutrição alimentar a todos. Para isso, o sistema deve ser analisado holisticamente, de modo que as bases econômicas, sociais e ambientais necessárias para a produção dos alimentos consigam suprir a demanda atual e das gerações futuras (FAO, 2014; GAITÁN-CREMASCHI *et al.*, 2018).

A produção de alimentos é conhecidamente intensiva em recursos, sendo uma atividade altamente impactante (INGWERSEN, 2012; SVANES e ARONSSON, 2013; IRIARTE, ALMEIDA, e VILLALOBOS, 2014; ROIBÁS, ELBEHRI E HOSPIDO, 2015; CARNEIRO *et al.*, 2018; PÉREZ-NEIRA e GROLLMUS-VENEGAS, 2018; SVANES e JOHNSEN, 2019; FAO, 2019; UNEP, 2021), por isso muito se discute a respeito de ações que podem ser tomadas no campo para melhoria da sustentabilidade dos sistemas alimentares. Porém, é possível falar em sustentabilidade de sistemas alimentares sem mencionar estratégias de combate às perdas e ao desperdício de alimentos? Esforços tomados para redução do descarte de alimentos

contribuem para a sustentabilidade dos sistemas alimentares nos três pilares, reduzindo os custos de produção, melhorando a segurança alimentar e contribuindo com o meio ambiente, uma vez que a eficiência do sistema como um todo é melhorada (FAO, 2019; UNEP, 2021).

Alimentos produzidos e não destinados ao seu objetivo final de alimentar a população representam pressões desnecessárias sobre os recursos naturais (EMBRAPA, 2004; FAO, 2019; UNEP, 2021). Quando ocorre perda e desperdício alimentar, uso da terra, água e outros insumos são gastos, além de poluição e gases do efeito estufa gerados para que nenhuma pessoa seja alimentada, o que requer uma maior quantidade de alimento sendo produzida para garantir o atendimento à demanda de alimentos (EMBRAPA, 2004; ZHANG *et al.*, 2015; VAN HERPEN, IMMINK e PUTTELAAR, 2016; PEIXOTO e PINTO, 2016; HELLER, SELKE e KEOLEIAN, 2018; FAO, 2019; SASAKI *et al.*, 2021; UNEP, 2021).

Ainda, a carga ambiental relacionada à decomposição dos alimentos depositados em aterros sanitários, ou descartados de maneira inadequada, é somada aos impactos decorrentes da produção, aumentando o impacto ambiental associado às perdas e ao desperdício (FAO, 2011; FAO, 2013; CREUS, 2018). É estimado que cerca de 10% das emissões globais de gases do efeito estufa sejam relacionados com alimentos descartados (MBOW *et al.*, 2019). Adicionalmente, as perdas e o desperdício de alimentos ameaçam a função primordial do sistema alimentar: nutrir e garantir segurança alimentar para toda a população do globo (GAITÁN-CREMASCHI *et al.*, 2018; FAO, 2019).

Discussões sobre as ações necessárias para extinguir a fome no mundo fazem parte da pauta de diversos governos em todo o globo. O último grande comprometimento global envolvendo a erradicação da fome, insegurança alimentar e todas as formas de desnutrição ocorreu em 2015, com o lançamento da Agenda 2030 e dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) pela Organização das Nações Unidas (ONU) (ONU, 2015). Dentre estes, o objetivo 2 tem como propósito acabar com a fome, alcançar a segurança alimentar e melhoria da nutrição e promover a agricultura sustentável (ONU, 2015). Apesar disso, pouco progresso tem sido observado nesse sentido, situação que pode ter piorado com a pandemia de COVID-19 (FAO, 2020; UNEP, 2021).

Entender de que forma as perdas de alimentos avança pelo sistema alimentar e se distribui pela extensão do globo terrestre é importante para que iniciativas efetivas de combate ao problema sejam propostas, analisadas e tomadas de maneira efetiva (EMBRAPA, 2004; EMBRAPA, 2014; FAO, 2019). A compreensão mais profunda do problema, aliada ao monitoramento contínuo do sistema, permite que os objetivos sejam definidos de maneira eficiente, uma vez que é possível identificar onde ocorrem perdas significantes, permitindo a

avaliação das diversas ações de melhoria existentes (EMBRAPA, 2004; EMBRAPA, 2014; FAO, 2019; UNEP, 2021).

3.3.1 Cenário mundial e do Brasil na perda de alimentos em geral

De acordo com o primeiro levantamento realizado pela FAO, as perdas de frutas e vegetais tem grande relevância no contexto da América Latina (FAO, 2011). Em 2007, esta região foi a quarta maior produtora deste grupo de alimentos no mundo, atrás da Ásia (sul, sudeste e parte industrializada) e Europa, descartando 55% em relação ao produzido no mesmo ano. É a maior proporção de perdas para frutas e vegetais, empatada com a região que engloba o Norte da África, e as regiões Oeste e Central da Ásia. A maior parte das perdas se deu na fase da agricultura (36%), com grande importância também para o processamento e embalagem (22%) e distribuição (15%). Com exceção da fração industrializada da Ásia, todas as regiões apresentaram uma perda superior à 50% do produzido para este grupo, com forte influência da fase de processamento e embalagem. Além disso, as frutas e vegetais foram o grupo de alimentos que mais apresentou perdas em relação à produção inicial (FAO, 2011).

Outro estudo da FAO (2019) também indicou maiores valores de perdas reportado para as frutas e os vegetais em todo os pontos da cadeia, perdendo para os cereais e as leguminosas apenas nas fases de cultivo e transporte em algumas partes da Ásia. Ainda de acordo com este estudo, as altas perdas associadas a este tipo de alimento não apresentam surpresa, dado à natureza altamente perecível desse grupo. Na fase de armazenamento, dados apontam para uma perda de até 35% para mangas e tomates, na região Subsaariana da África. Países ainda em desenvolvimento apresentam, de modo geral, maior perda de frutas e vegetais devido às limitações de infraestrutura local. Adicionalmente, condições climáticas específicas como calor e umidade de alguns países podem favorecer à degradação biológica do alimento, sobretudo em condições precárias de armazenamento e transporte (EMBRAPA, 2014; FAO, 2019).

O estudo da FAO (2019) também encontrou altos índices de perdas de frutas e vegetais relacionados às condições deficitárias de embalagem e transporte, com situações em que os alimentos são transportados sem qualquer proteção ou embalagem, ou em caminhões abertos e sem refrigeração. Os choques físicos sofridos pelos alimentos durante sua distribuição e transporte causam injúrias provenientes da compressão, abrasão e manipulação inadequada dos produtos, o que deixam os alimentos altamente vulneráveis à deterioração, levando ao seu descarte (CHONHENCHOB e SINGH, 2003; 2005; EMBRAPA, 2014; FAO, 2019). Em algumas regiões da Ásia, por exemplo, a perda no transporte pode chegar a até 25% do total

transportado. Ainda na Ásia, as perdas na fase de processamento e embalagem de mangas podem alcançar valores como 20% do montante processado (HILPE, 2014; FAO, 2019).

Já o desperdício associado à comercialização dos alimentos altamente perecíveis – além das frutas e vegetais, alimentos de origem animal ou já cozidos – geralmente apresentam maiores valores quando comparados à alimentos como cereais, leguminosas e alimentos em conserva. Em todas as regiões analisadas – exceto na África Subsaariana – os valores de desperdício para frutas e legumes alcançaram o valor de 35%, do total para esta etapa, indicando a existência de grande potencial de ações de redução do desperdício (FAO, 2019).

As causas do desperdício na etapa de comercialização dos alimentos estão normalmente associadas à curta vida útil desses produtos mais perecíveis. Também são causadores de desperdício os altos padrões estéticos impostos pelos compradores e variações sazonais na demanda e na oferta de produtos. Além disso, as condições do manuseio, qualidade das embalagens e condições de armazenamento exercem forte influência na qualidade, durabilidade e aceitação do produto (PEROSA, SILVA e ARNALDI, 2009; EMBRAPA, 2015; MACHADO, CARVALHO e NETO, 2017).

Pesquisadores do tema apontam para a falta de dados sobre perdas e desperdício de alimentos no Brasil (PEROSA, SILVA e ARNALDI, 2009; FAO, 2019; SOARES, SILVA E FONSECA, 2021; UNEP, 2021). Em termos gerais, dados apontam para uma perda diária de 39 mil toneladas de alimento no país, de acordo com um levantamento feito em 2013 pelo Instituto EcoDesenvolvimento (ECOD, 2013). Este montante representa cerca de 40% da produção brasileira de alimentos. Somente no processo entre agricultura e a comercialização no atacado, 8% do total de alimentos produzidos são perdidos, cerca de 3,1 mil toneladas por dia. No varejo, supermercados e restaurantes, estima-se um desperdício de 390 toneladas ao dia (ECOD, 2013). Dados específicos de redes de supermercados no país indicam que os alimentos perecíveis representam cerca de 40% do faturamento, sendo responsáveis por 70% do desperdício do setor (ECOD, 2013). Informações mais recentes apontam para um desperdício de 81% para alimentos deste tipo nos supermercados do Brasil (ABRAS, 2021).

Os motivos mais importantes para o descarte de perecíveis nas redes de supermercado relacionam-se à condição dos alimentos - validade vencida (37%), alimentos impróprios para venda (29%) e alimentos com avarias (23%). Destes, somente as frutas, legumes e verduras foram responsáveis por 5% do desperdício em supermercados no ano de 2020 (ABRAS, 2021). Alguns problemas notados, como a observância do alto manuseio por parte dos consumidores; carregamento inadequado com disposição de material mais leve embaixo dos pesados e embalagens inadequadas em relação ao tamanho e peso dos produtos, podem contribuir para a

ocorrência de injúrias mecânicas neste tipo de produto, causando avarias e tornando o alimento impróprio para o consumo (CHONHENCHOB e SINGH, 2003; 2005; EMBRAPA, 2004; EMBRAPA, 2014; SOARES, SILVA E FONSECA, 2021).

Já para o comércio varejista, os principais fatores que contribuem para o desperdício de frutas e hortaliças são: as condições higiênico-sanitárias dos locais destinados ao armazenamento e comercialização dos produtos; comercialização da mercadoria a granel, dispondo os alimentos em pilhas; manuseio bruto do produto por pessoal sem treinamento e empilhamento incorreto e condições precárias no recebimento e expedição do material (EMBRAPA, 2014). Soma-se a estes fatos, a dependência no transporte rodoviário que em muitos casos apresenta estradas sem conservação e estrutura adequada (EMBRAPA, 2004; GOMES, 2015; EMBRAPA, 2014).

Outro levantamento sobre o desperdício de alimentos no Brasil foi realizado considerando a fase de consumo e o comportamento do brasileiro em seus domicílios (ARAÚJO *et al.*, 2018). A pesquisa realizada pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) e Fundação Getúlio Vargas (FGV) (ARAÚJO *et al.*, 2018), apontou que as famílias brasileiras desperdiçam em casa, 353 gramas, em média, de comida por dia, o que corresponde à 128,8 quilos por ano, sendo estatisticamente uniforme em todas as regiões do país e classes sociais. De acordo com o Programa das Nações Unidas para o Meio ambiente (sigla em inglês UNEP), este montante representa um desperdício de 60 quilos por pessoa no ano (UNEP, 2021). No Ranking dos alimentos mais desperdiçados, encontram-se o arroz (22%), carne bovina (20%) e feijão (16%). As frutas representam 4% do desperdício domiciliar (ARAÚJO *et al.*, 2018).

Descartes que ocorrem nas etapas finais da cadeia de valor dos alimentos, sobretudo já em supermercados e na casa dos consumidores, carregam grande carga ambiental, uma vez que os custos incorridos durante o processamento, transporte, armazenamento e toda a preparação para o fornecimento do produto, serão somados aos impactos ambientais iniciais da produção do alimento, além dos custos associados ao seu descarte (EMBRAPA, 2004; EMBRAPA, 2014, HANSEN *et al.*, 2015).

3.3.2 Perdas de manga no contexto nacional

A respeito das perdas de mangas no Brasil, alguns levantamentos vêm sendo feitos pela EMBRAPA, porém, trata-se de estudos pontuais, com algumas limitações referentes à representatividade dos resultados para o Brasil e para as variedades de manga existentes (SOARES, SILVA E FONSECA, 2021), além de serem estudos antigos. Um documento

publicado pela EMBRAPA e pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, sobre “Perdas na Cadeia de Comercialização da Manga” no Brasil, cita uma estimativa de 1995 (CHOUDHURY, 1995 apud EMBRAPA, 2004) para quantificar as perdas pós-colheita da manga no Brasil. De acordo com esses estudos, o índice médio é da ordem de 28%, podendo variar entre 20% e 40%.

Outro estudo publicado em 2009 avaliou o desperdício de manga no processo de comercialização no varejo na cidade de Botucatu, em São Paulo, concluindo que o desperdício médio de manga corresponde à 13% do total comercializado (PEROSA, SILVA e ARNALDI, 2009). Considerando cada um dos três estabelecimentos de comercialização avaliados (supermercado, quitanda/sacolão e feira livre), a porcentagem de desperdício por estabelecimento foi: 10% para os supermercados, 13% para as feiras livres e 14% para as quitandas (PEROSA, SILVA e ARNALDI, 2009). O supermercado tem como diferença na exposição do produto, em relação às quitandas e feiras livres o fato de uma fração das mangas (6%) ser comercializada embalada, o que pode ter influenciado positivamente na redução do desperdício observado. Ainda de acordo com este estudo, o desperdício notado nos supermercados está relacionado à manipulação excessiva dos clientes e más condições de transporte, ambos com 27% de participação (PEROSA, SILVA e ARNALDI, 2009).

Um estudo mais recente lançado pela EMBRAPA, em 2015, teve por objetivo quantificar e caracterizar os descartes de manga pós-colheita durante as operações executadas em casas de embalagem no polo Petrolina, PE/Juazeiro, BA e durante a comercialização no mercado atacadista em Juazeiro (EMBRAPA, 2015). Nesse estudo, foi encontrado maior descarte de manga nas casas de embalagens - local onde ocorre o beneficiamento da manga e seu acondicionamento nas embalagens - para exportação, com o percentual médio em relação ao processado correspondendo à cerca de 17%. O comércio das mangas no mercado atacadista em Juazeiro apresentou perda média de 2% de produto. Como as casas de embalagens analisadas fornecem mangas para o mercado externo, com predominância de países europeus, a exigência em relação à aparência da fruta é bastante elevada, o que faz com que uma grande quantidade de produto seja rejeitada por não apresentar o padrão de qualidade exigido (EMBRAPA, 2015). Porém, estas frutas rejeitadas para exportação nas casas de embalagens ainda possuem condição de comercialização e consumo, de modo que, são destinadas ao mercado atacadista/varejista nacional.

O critério de qualidade e tolerância a defeitos também se mostrou importante na comercialização no atacado. O comerciante que apresentou a maior perda de manga no mercado atacadista foi identificado por possuir alto padrão de qualidade, sendo mais rigoroso com

defeitos, o que ocasionou um maior valor de perdas (4%). Ainda de acordo com este estudo, a causa mais frequente de perdas no beneficiamento da manga foi relacionado ao dano mecânico, atingindo cerca de 58% dos descartes (EMBRAPA, 2015). Em alguns casos, a manga viaja por uma distância que corresponde à mais de 100 km entre colheita e beneficiamento.

As longas distâncias associadas as más condições das estradas, que em muitas vezes não possuem asfalto, representam grande importância na conservação de alimentos como frutas (EMBRAPA, 2004; EMBRAPA, 2014; EMBRAPA, 2015). Ainda de acordo com o estudo anteriormente citado (EMBRAPA, 2015), o dano mecânico é responsável pelo descarte das mangas na fase de transporte e comercialização no atacado. Cerca de 22% das perdas de manga estão associadas à presença de cortes observados nos frutos, que servem de entrada para contaminação por micro-organismos. Além disso, 12% de perdas foram observadas devido à má conservação e utilização dos contentores empregados no transporte das frutas, o que mostra a importância do uso de embalagens apropriadas no transporte e conservação dos alimentos (EMBRAPA, 2004; EMBRAPA, 2014; EMBRAPA, 2015).

O estudo mais recente publicado sobre desperdício de mangas também foi conduzido em Petrolina e Juazeiro e avaliou os descartes existentes nos canais varejistas – hortifrutis, feiras livres e supermercados - em 2016. O índice desperdiçado em relação ao total comercializado por canal correspondeu à: 15% para os hortifrutis, 9% para as feiras livres e 10% para os supermercados (MACHADO, CARVALHO e NETO, 2017). Em geral, os feirantes recebem sua mercadoria diretamente dos produtores, eliminando o canal atacadista na cadeia de comercialização. Tal fato contribui para a redução no manuseio e transporte dos produtos, podendo influenciar positivamente na redução do desperdício.

Além disso, os contentores utilizados para transporte das frutas são higienizados com maior frequência pelas feiras livres para reutilização em novo carregamento de frutas (MACHADO, CARVALHO e NETO, 2017). Como causas para os descartes, os autores apontaram para a prevalência de danos associados à manipulação excessiva dos clientes, sendo este fator responsável por 33% do desperdício nos supermercados, 17% nos hortifrutis e 46% nas feiras livres. Já o transporte foi responsável por 8% do desperdício nos supermercados e 35% dos produtos descartados nas feiras livres (MACHADO, CARVALHO e NETO, 2017).

De modo geral, o mercado interno brasileiro de manga é reconhecidamente caracterizado por elevado desperdício de produto, como consequência das dimensões territoriais, deficiências existentes na logística e baixo investimento em tecnologias pós-colheita (EMBRAPA, 2015). As estimativas anteriormente citadas indicam para grande importância associada ao manuseio a que se submete a manga após sua colheita, principalmente

no que diz respeito à exposição do produto, transporte e armazenamento, sugerindo grande oportunidade de redução de desperdício nessas etapas. Em torno de 90% do transporte de hortifrutícolas no Brasil é feito em caminhões, o que ocasiona até 30% de perdas em valor, com o prejuízo repassado ao consumidor final (EMBRAPA, 2004). Esses dados apontam para a importância no desenvolvimento e escolha de embalagens específicas para cada tipo de alimento, de modo que se mantenha a qualidade mercadológica dos produtos, reduzindo as perdas pós-colheita (EMBRAPA, 2004; EMBRAPA, 2014).

3.4 Avaliação do Ciclo de Vida

As normas que definem os princípios e a estrutura (ISO 14040, 2006) e os requisitos e orientações (ISO 14044, 2006) para a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) fazem parte da série de normas ISO 14000, que tem por objetivo o estabelecimento de estruturas e procedimentos de melhoria contínua do desempenho ambiental das organizações, através da definição de diretrizes para implantação da gestão ambiental, alinhando processos industriais à preservação do meio ambiente (MACHADO JUNIOR *et al.*, 2013; KOLLING e LAGO, 2020). Assim sendo, a ACV é uma técnica para avaliação da gestão ambiental, bem como a avaliação de risco, avaliação de desempenho ambiental, auditoria ambiental e avaliação de impacto ambiental (ISO 14040, 2006).

O pensamento do ciclo de vida fornece informações confiáveis sobre como incorporar a sustentabilidade nos processos de tomada de decisão por meio da identificação de oportunidades para melhoria no perfil ambiental estudado (UNEP/SETAC, 2012). Devido ao seu caráter holístico, a aplicação da ACV permite a identificação de potenciais alterações de ônus (“*burden shift*”), em situações em que ações em um estágio específico podem ocasionar em transferência de impactos para outros estágios do ciclo de vida, outros meios físicos, categorias de impacto ou regiões do globo (CURRAN, 1999; FERREIRA, 2004; UNEP/SETAC, 2012; GERASSIMIDOU *et al.*, 2021; SASAKI *et al.*, 2021). Pode ser utilizada por governantes, empresários e sociedade civil em diversas aplicações como: desenvolvimento de políticas, aquisição de matéria-prima, criação de produtos, entrega de serviços, comparações entre produtos ou processos, declarações ambientais ou implementação de estratégias de qualquer natureza (UNEP/SETAC, 2012).

O uso da ACV vem sendo cada vez mais incentivado por governos de todo o mundo como elemento chave em políticas ambientais ou em ações voluntárias na União Europeia, EUA, Japão, Coreia, Canadá, Austrália e em economias em expansão como a Índia e, recentemente, também a China (GUINÉE *et al.*, 2011; FAO, 2019; UNEP 2021). No Brasil, a

ACV é uma metodologia ainda em desenvolvimento (MOTTA, 2016, UFRGS 2021), tendo algumas propostas de disseminação lançadas como o projeto Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida de Produtos Brasileiros (SICV Brasil) e o Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (PBACV), todos conduzidos diretamente pelo Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia – IBICT (MOTTA, 2016).

De acordo com a ISO 14040 (2006), a Avaliação do Ciclo de Vida é uma técnica de avaliação dos aspectos ambientais e impactos potenciais de um produto ou serviço, realizada através de três etapas iterativas sendo, a compilação de um inventário de entradas e saídas relativos a um sistema de produto, a avaliação dos impactos ambientais potenciais relacionados a essas entradas e saídas e a interpretação dos resultados da análise do inventário compilado e da avaliação dos impactos identificados nas fases anteriores. A realização desta avaliação deve ser conduzida seguindo-se quatro fases distintas, a saber: definição de objetivo e escopo; análise de inventário; avaliação de impactos; e interpretação dos resultados (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006).

Uma ACV tem início com a definição do objetivo e escopo, onde se expressa a aplicação pretendida do estudo. Além disso, o **objetivo** deve indicar também as razões pela qual o estudo está sendo conduzido, qual o público-alvo que se pretende alcançar e se há intenção de empregar seus resultados em comparações públicas. A partir do objetivo é que as decisões a respeito da condução do estudo serão tomadas (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006). Fatores relacionados às expectativas quanto às conclusões do estudo e disponibilidade financeira e temporal devem ser avaliados durante a definição do objetivo (RIBEIRO, 2009). A realização da análise requer que o objetivo e escopo do estudo sejam claros e apresentem consistência com a aplicação a que se propõe (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006).

O **escopo** deve ser definido de maneira a garantir que a abrangência, profundidade e detalhamento do estudo estejam em harmonia com o objetivo pretendido. No escopo, as questões técnicas e específicas do estudo devem ser descritas, tais como os limites do sistema de produto, a definição da unidade funcional; os procedimentos de alocação; as categorias de impactos selecionadas e metodologia de avaliação de impactos; pressupostos; limitações, dentre outros (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006). A escolha dos elementos da modelagem está limitada à disponibilidade de dados, bem como tempo e custo (BOGUSKI, 1996; UGAYA, 2001). Também é importante considerar aspectos geográficos, temporais e tecnológicos do sistema de estudo a fim de se refinar as fronteiras e selecionar informações relevantes para compor o inventário (KULAY e SEO, 2006).

Uma **unidade funcional** mede o desempenho das saídas funcionais do sistema de produto, de forma a servir como referência, no qual o balanço de massa e energia será feito. Ao se escolher a unidade funcional, o fluxo de referência é definido. As **fronteiras do sistema** determinam quais unidades de processos deverão ser incluídas no estudo, em consistência com o objetivo, devendo incorporar o conjunto de processos necessários para a realização da função do sistema. Fatores como a aplicação pretendida do estudo, pressupostos, critérios de corte, restrições de dados e custo e público-alvo determinam quais os sistemas de produto devem descrever o sistema em análise (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006).

Avaliações do ciclo de vida completas “*cradle to grave*” (“berço ao túmulo”) abrangem todos os processos incorporados ao sistema do produto ou serviço estudado, tais como: aquisição de matérias-primas; manufatura/processamento; distribuição/transporte; produção e uso de combustíveis, eletricidade e calor; uso e manutenção de produtos; disposição final de resíduos de processos e de produtos; recuperação de materiais e produtos, como reuso, reciclagem e recuperação energética; manufatura de materiais e equipamentos auxiliares; e quaisquer operações adicionais requeridas (ISO 14040, 2006).

Outras aplicações dessa metodologia também são possíveis em estudos que abrangem apenas partes do ciclo de vida como: “*cradle to gate*” (“berço ao portão”), que incluem somente as fases de obtenção da matéria-prima e processamento; e “*gate to gate*” (“portão ao portão”), no qual se analisa somente as fases referentes à produção e processamento. Qualquer outra parte específica do ciclo de vida pode ser analisada, como gerenciamento de resíduos ou componentes de um produto, desde que seja devidamente justificado (ISO 14040, 2006; RIBEIRO, 2009; HERRERA, 2019).

Comumente são identificados processos industriais que geram mais de uma saída ou que são baseados em uma relação não linear entre entradas e saídas. Para que seja possível calcular corretamente os impactos ambientais referentes a cada produto, três diferentes abordagens podem ser utilizadas: divisões de subprocessos, expansão do sistema ou métodos de alocação. A escolha da abordagem mais adequada está relacionada com o escopo e objetivo do estudo (ISO 14044, 2006; HERRERA, 2019). De acordo com a ISO 14044 (2006), a alocação deve ser evitada sempre que possível, utilizando-se a divisão dos processos elementares em dois ou mais subprocessos ou a expansão do sistema de produto, incluindo as funções complementares concernentes aos coprodutos.

Diversas Avaliações do Ciclo de Vida são empregadas em estudos comparativos entre diferentes processamentos de fim de vida para diferentes materiais (JOHNSON, MCMILLAN e KEOLEIAN, 2013; GOMES, 2019; SÉNAN-SALINAS *et al.*, 2019; QUÉHEILLE *et al.*,

2022; DAS, LIANG e DUNN, 2022). Uma alternativa de fim de vida comumente avaliada é a reciclagem, sobretudo para materiais à base de plástico (SHEN, WORRELL e PATEL, 2010; TONIOLO *et al.*, 2013; 2016; MONTEIRO, 2018; GOMES, 2019), existindo diferentes procedimentos de alocação aplicáveis como Método de Alocação do Ciclo Fechado, Método da Substituição, Método 50/50; Método 0/100 e Método *Cut-off* e a Expansão do Sistema (NICHOLSON *et al.*, 2009; TONIOLO *et al.*, 2016). Cada metodologia difere entre si na perspectiva abordada para consideração sobre os encargos alocados no uso de materiais após o cumprimento de sua primeira vida (EKVALL e TILLMAN, 1997; NICHOLSON *et al.*, 2009).

No caso da abordagem *Cut-off*, cada produto deve ser associado aos impactos ambientais somente relacionados ao uso direto desse produto em específico. Assim sendo, materiais virgens devem carregar os encargos ambientais associados à sua obtenção durante o período relativo à sua primeira vida. Já materiais reciclados, devem ter associados aos seus encargos somente os impactos relacionados aos processos da sua recuperação e transformação para a segunda vida, ou vidas adjacentes (EKVALL e TILLMAN, 1997; NICHOLSON *et al.*, 2009; FRISCHKNECHT, 2010). No método *Cut-off*, considera-se razoável desassociar o impacto inicial da exploração dos recursos naturais como vantagem pela utilização de um material recuperado, que já foi disponibilizado e utilizado anteriormente.

Através da definição de escopo e objetivo, determinam-se quais dados devem ser levantados para a realização do estudo. Os dados podem ser obtidos diretamente nos locais de produção referentes aos processos que compõem o sistema, ou coletados a partir de fontes secundárias (ISO 14044, 2006). A coleta de dados é função da disponibilidade de tempo e custo do estudo, porém alguns requisitos mínimos devem ser seguidos para garantir o alcance do objetivo inicial do estudo, tais como (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006): cobertura temporal; cobertura geográfica; cobertura tecnológica; precisão; completeza; representatividade; consistência; reprodutibilidade; confiabilidade da fonte de obtenção e conhecimento sobre as incertezas. Além disso, é sempre recomendado que se realize uma análise de sensibilidade quando houver dados divergentes disponíveis (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006).

A análise de **Inventário do Ciclo de Vida** (ICV) tem início com a coleta dos dados, seja por medição, cálculo ou estimativa, que serão utilizados para quantificar os fluxos de entrada e saída dos processos elementares incluídos na fronteira do sistema. Estes fluxos (aspectos ambientais) representam quantidades utilizadas de recursos e emissões que, em suas devidas proporções, implicarão em impactos para o sistema estudado (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006). Os dados a serem levantados devem indicar as externalidades associadas com todo o ciclo de vida do sistema sob análise e devem ser coletados considerando-se o que foi

definido pelo objetivo e escopo do estudo. Após a preparação da etapa de coleta dos dados e a coleta propriamente dita, as informações devem ser validadas, correlacionadas aos processos elementares e ajustadas de acordo com a unidade funcional definida (ISO 14040, 2006; UGAYA, 2001; RAMAZZOTTE, 2010; MOTTA, 2016).

Conforme a coleta de dados progride, maior a compreensão sobre o sistema, o que pode indicar a necessidade de definição de novos requisitos ou limitações, mudanças nos procedimentos de coleta e até mesmo revisões no objetivo e escopo, sendo a análise de inventário um processo iterativo (ISO 14040, 2006). A elaboração do ICV é considerada como a etapa mais trabalhosa de uma ACV, onde há maior demanda de tempo e recursos financeiros (RIBEIRO, 2009; RAMAZZOTE, 2010).

Existem três elementos obrigatórios na realização de uma **Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida** (AICV), sendo eles: a escolha de categorias de impacto, seus indicadores e modelos de caracterização; correspondência dos dados do inventário com as categorias de impacto escolhidas (classificação); e cálculo dos resultados dos indicadores de categoria (caracterização) (ISO 14044, 2006). A categoria de impacto a ser analisada deve ser relevante para o alcance do objetivo e escopo do estudo, de modo que reflita as questões ambientais referentes ao sistema de produto sob avaliação. É através dos modelos de caracterização que os mecanismos ambientais capazes de gerar impacto serão retratados, relacionando os resultados do ICV com os indicadores das categorias selecionadas (ISO 14044, 2006).

A avaliação das informações levantadas no inventário pode ser feita considerando-se dois níveis distintos de impactos ambientais: impactos de ponto médio – *midpoint* – e impactos de ponto final – *endpoint*. As categorias de *midpoint* consideram impactos de mecanismo intermediário, antes que se chegue ao dano final considerado pelas categorias de *endpoint*. Tem-se como exemplo de *midpoint* as categorias: mudanças climáticas, depleção de ozônio, acidificação, uso da terra, depleção de recursos, dentre outros.

As categorias de *endpoint* consideram o dano ambiental final causado em decorrência das mudanças da qualidade do ambiente, medido nas áreas principais de proteção: saúde humana, qualidade dos ecossistemas e disponibilidade de recursos (UNEP/SETAC, 2005; EC-JRC, 2010; HAUSCHILD, ROSENBAUM e OLSEN, 2018). Como exemplo, cita-se a relação de causa e efeito que leva a emissão de Gases do Efeito Estufa (GEE) ao dano à saúde humana. A modificação na concentração atmosférica de gases como o dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O), agentes com capacidade de alterar o balanço de energia da Terra, tem potencial de causar o aquecimento da superfície do planeta. Esse aumento da temperatura global, por sua vez, tem imenso potencial de causar danos à saúde humana e aos ecossistemas,

modificando a distribuição de doenças e desastres naturais, por exemplo (IPCC, 2021; HUIJBREGTS *et al.*, 2017).

Dentre os métodos de avaliação de ciclo de vida recomendados pelo *European Commission Joint Research Centre* (ILCD, 2011) não existe algum método que se relacione com a realidade brasileira. A maioria dos métodos foram construídos utilizando-se fatores de caracterização baseados na realidade europeia (CML 2002; Eco-indicator 99; EDIP; EPS 2000; Impact 2002+; Swiss Ecoscarcity; MEEuP). Existem também modelos com escopos relevantes para o Japão (LIME); Canadá (LUCAS) e Estados Unidos (TRACI) (ILCD, 2011). De modo geral, cada método de AICV aborda um nível de avaliação de impacto – *midpoint* ou *endpoint* –, existindo alguns que fazem uma abordagem combinada entre os dois níveis, como Ecological Scarcity, IMPACT World+, LIME e ReCiPe (MENDES, BUENO e OMETTO, 2016).

Mesmo que relacionada ao escopo e objetivo do trabalho, a escolha do método de AICV é, de certa forma, subjetiva. Além disso, é importante ressaltar que os métodos são estimativas e possuem incertezas associadas, assim sendo, a norma ISO 14044 (2006) ainda recomenda a utilização de técnicas adicionais para o melhor entendimento dos resultados sendo: análise de contribuição; análise de incerteza e análise de sensibilidade, sempre considerando a natureza iterativa da ACV.

O levantamento feito para o inventário e os resultados da AICV são analisados em conjunto na **interpretação dos resultados**, que deve ser feita em consistência com o objetivo e escopo. Espera-se que a interpretação conduza a conclusões, identificação de limitações e recomendações de forma a auxiliar na tomada de decisão (ISO 14040, 2006). As fases de compilação do inventário e sua avaliação ambiental fornecem informações sobre o sistema de produto em análise, já a definição de objetivo, escopo e a fase final de interpretação servem para dar enquadramento ao estudo (ISO 14044, 2006).

Como a condução de um estudo de ACV envolve a manipulação de um grande montante de dados, de diversos tipos e fontes, vários *softwares* foram criados com o intuito de auxiliar no manuseio dessas informações. Dentre os principais programas utilizados para ACV citam-se: OpenLCA; TRACI (*Tool for the Reduction and Assessment of Chemical*); BEES (*Building for Environmental and Economic Sustainability*); CMLCA (*Scientific Software for LCA*); ECO-it; EDIP; GaBi; SimaPro, UMBERTO, WISARD, dentre outros (RIBEIRO, 2009; MONTEIRO, 2018).

Essas ferramentas computacionais facilitam o gerenciamento dos dados uma vez que disponibilizam bancos de dados que reúnem grande parte das informações necessárias na condução do estudo e possibilitam a realização das avaliações de impacto, apresentando os

resultados de uma forma que facilita a interpretação (MARIOTONI, CUNHA e BAPTISTELA, 2007). Não há consenso científico sobre qual o melhor *software* para ser utilizado em estudos de ACV, estando a escolha condicionada à realidade em que se insere o estudo. Cada programa tem sua particularidade e a escolha de uma ferramenta em detrimento da outra não deve inviabilizar qualquer estudo (MONTEIRO, 2018).

Espera-se ao final da ACV, obter informações suficientes para a tomada de decisão visando o alcance da redução nos impactos ambientais, por meio da identificação de possibilidades de melhoria ambiental de certo produto ou processo. Para isso, os resultados, dados, métodos, suposições e limitações devem ser expostos de maneira transparente e suficientemente detalhados de forma que possibilite a compreensão a respeito da complexidade e compromisso relacionados a um estudo de ACV (ISO 14044, 2006).

3.5 Embalagens no ciclo de vida de sistemas alimentares

Muito se fala a respeito das cargas ambientais associadas ao uso das embalagens, principalmente devido à geração de resíduo relacionada ao seu pós-consumo (MARSH e BUGUSU, 2007; LICCIARDELLO, 2017; HAN *et al.*, 2018; MEHERISHI, SUSHMITA e RANJANI, 2019; WHITE e LOCKYER, 2020; WILLIAMS *et al.*, 2020). Apesar de diversos materiais serem empregados em sua fabricação (MARSH e BUGUSU, 2007), maior atenção tem sido dada ao plástico, sobretudo devido à sua dificuldade em ser destinado corretamente (NORTH e HALDEN, 2013; JAMBECK, *et al.*, 2015). O problema da onipresença do plástico em ecossistemas naturais, sobretudo aquáticos é profundamente discutido por diversos atores, como academia, consumidores, indústria e criadores de políticas públicas (KAZA *et al.*, 2018; RITCHIE e ROSER, 2018; NIELSEN *et al.*, 2020; LI *et al.*, 2020; NAPPER e THOMPSON, 2020).

A ubiquidade do plástico na natureza se deve a insuficiências no gerenciamento de resíduos, que leva ao desvio deste material ao meio ambiente (KAZA *et al.*, 2018; NAPPER e THOMPSON, 2020), muitas vezes mencionado como “vazamento de plástico”. Diversos problemas estão associados a estes desvios de plástico, afetando as principais áreas de proteção como ecossistemas naturais (BURNS e BOXALL, 2018; BEAUMONT *et al.*, 2019), saúde humana (YAN *et al.*, 2022) e recursos (WOOD *et al.*, 2021). De modo geral, os métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de vida ainda falham em captar o impacto ambiental gerado pelo plástico nestes desvios.

Alguns estudos são dedicados a estimar de forma quantitativa o valor de plástico desviado aos ambientes naturais (SIEGFRIED *et al.*, 2017; CIVANCIK- USLU *et al.*, 2019;

UNICE *et al.*, 2019; PEANO *et al.*, 2020; CHITAKA e VON BLOTTNITZ, 2021; STEFANINI *et al.*, 2021; AMADEI, *et al.*, 2022). Porém, o entendimento de que forma isso pode ser traduzido em uma categoria de impacto e qual o fator de impacto correspondente ainda é escasso, apesar de algumas iniciativas nesse sentido já existirem (ZIEGLER *et al.*, 2016; SCHWARZ *et al.*, 2019; SONNEMANN e VALDIVIA, 2017; WOODS *et al.*, 2016; 2021; MAGA, GALAFTON e BLOMER *et al.*, 2022; SCAGNETTI e LORENZ, 2022)

Como consequência dos problemas associados ao fim de vida do plástico e seus impactos às áreas de proteção, observa-se que as avaliações dos impactos causados pelo uso das embalagens frequentemente ignoram os benefícios relacionados ao seu uso na preservação dos produtos e redução das suas perdas (WILLIAMS e WIKSTRÖM, 2011; LICCIARDELLO, 2017; HELLER, SELKE e KEOLEIAN, 2019; PAUER *et al.*, 2019; WILLIAMS *et al.*, 2020).

Alimentos frágeis como frutas e verduras frequentemente sofrem com injúrias mecânicas causadas pelos choques que experimentam ao longo de seu ciclo de vida, principalmente na fase de distribuição (CHONHENCHOB e SINGH, 2005; SASAKI, 2021; EMBRAPA 2004; EMBRAPA, 2014), levando ao seu descarte (EMBRAPA, 2015). As embalagens têm como função essencial preservar o alimento em todas as etapas do sistema alimentar, seja em relação aos danos físicos, ataques biológicos, oxidação e preservação das características originais de sabor e umidade, evitando que o alimento seja descartado e cause o desperdício dos recursos empregados nas etapas posteriores (WILLIAM e WIKSTROM, 2011; WIKSTROM *et al.*, 2014; VAN HERPEN, IMMINK e PUTTELAAR, 2016).

Diversas ações de melhoria na funcionalidade das embalagens são propostas, como utilização de materiais mais robustos, construídos com diversas camadas (ACCORSI *et al.*, 2013; SIRACUSA *et al.* 2014; GUTIERREZ, MELEDDU E PIGA, 2016; PAUER *et al.*, 2020), com a inserção de nano materiais que retardam o crescimento de micro-organismos (ZHANG *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2019), ou pacotes com a atmosfera interna modificada que também atuam no crescimento de agentes biológicos (SIRACUSA *et al.*, 2014; CONTE *et al.*, 2015; MATAR *et al.* , 2021).

Outras melhorias propostas residem na utilização de materiais alternativos para a fabricação das embalagens, buscando aliviar os impactos ambientais associados à sua produção, sem levar em consideração a função de proteger o alimento. Nesse sentido, alguns estudos foram feitos de maneira comparativa, analisando os benefícios associados na utilização de material reciclado (GUTIERREZ, MELEDDU E PIGA, 2016; SARAIVA *et al.*, 2016; STEFANINI *et al.*, 2020), ou ainda comparando a performance de um sistema com embalagens

retornáveis com um sistema de embalagens de uso único (ALBRECHT *et al.*, 2013; SARAIVA *et al.*, 2016; TUA *et al.*, 2017; ABEJÓN *et al.*, 2020).

Diversos autores (WILLIAMS e WIKSTROM, 2011; HELLER, SELKE e KEOLEIAN, 2018; ZHANG *et al.*, 2019; WOHNER *et al.*, 2020) sugerem que as análises ambientais de embalagens somente podem ser consideradas completas se englobarem todo o sistema embalagem-alimento, levando em consideração as diferentes performances das embalagens em relação à sua funcionalidade primordial de manter o alimento próprio para consumo.

Isso porque algumas embalagens podem apresentar baixos potenciais na geração de impactos ambientais na extração de sua matéria-prima e fabricação, porém permitir grandes perdas do produto embalado, o que pode afetar drasticamente a performance do sistema alimentar como um todo (WIKSTROM *et al.*, 2013; CONTE *et al.*, 2015; MATAR *et al.*, 2021). Da mesma maneira, embalagens mais robustas, com o *input* de materiais mais complexos e que exigem mais do meio ambiente, podem compensar seus gastos naturais adicionais protegendo o alimento com mais eficiência e reduzindo seu descarte (ZHANG *et al.*, 2015; CONTE *et al.*, 2015; GUTIERREZ, MELEDDU e PIGA, 2016; HELLER, SELKE e KEOLEIAN, 2018; YOKOKAWA *et al.*, 2019; ZHANG *et al.*, 2019; MATAR *et al.*, 2021; SASAKI *et al.*, 2021).

Análises deste tipo, em que se investiga o efeito de melhorias na funcionalidade do sistema alimentar, com menor desperdício de produto associado, porém com uso mais intensivo de recursos ambientais, podem ser conduzidas com o uso da Avaliação do Ciclo de Vida, uma vez que, para este tipo de estudo, uma visão holística da situação é requerida (WILLIAMS, WIKSTROM e LOFGEN, 2008; HELLER, SELKE E KEOLEIAN, 2018; ZHANG *et al.*, 2019; MOLINA-BESCH, WIKSTROM e WILLIAMS, 2019; WIKSTROM *et al.*, 2019; WOHNER *et al.*, 2020). Porém, para alguns autores (CORRADO *et al.*, 2017; MOLINA-BESCH, WIKSTROM e WILLIAMS, 2019; WOHNER *et al.*, 2019; SASAKI *et al.*, 2021), as perdas alimentares ainda não são devidamente incluídas em estudos de ACV conduzidos sobre diversos produtos alimentares.

Grande parte dos estudos de ACV realizados nesse contexto tratam sobre embalagens pensadas para aumentar o tempo de vida útil do produto e se relacionam mais diretamente com o consumidor final da cadeia (WIKSTROM *et al.*, 2013; WIKSTROM e WILLIAMS, 2010; YOKOKAWA *et al.*, 2017). Zhang *et al.* (2015) estudaram o emprego de uma embalagem ativa para carne fresca de boi, que continha em sua composição um tipo específico de óleo essencial como elemento ativo em uma camada de revestimento em comparação a uma embalagem sem este revestimento. Os autores demonstraram que a prevenção de apenas 0,1% do desperdício

de produto é suficiente para compensar o impacto ambiental associado à melhoria da embalagem.

O estudo de Yokokawa *et al.* (2017) concluiu que o uso de materiais alternativos pode ser mais indicado na prevenção do desperdício de presunto, uma vez que atuam aumentando seu prazo de validade. Esta estratégia se mostrou mais eficiente do que a utilização de maior quantidade de material comum para alocar menor quantidade de produto em embalagens menores. Outro estudo (WHONER *et al.*, 2020) de ACV considerou a capacidade de diferentes embalagens de *ketchup* em serem esvaziadas e concluiu que os fatores relacionados ao desperdício gerado, fabricação e processamento do produto foram os fatores que exerceram maior influência no ciclo de vida do produto/embalagem.

Conte *et al.* (2015), Gutierrez, Meleddu e Piga (2016), Bacenetti *et al.* (2018), Zhang *et al.* (2019) também analisaram opções com melhorias baseadas na extensão do tempo de vida útil do produto. Diversos alimentos foram estudados utilizando-se a ACV, com maior oportunidade de melhorias encontradas na redução do desperdício de produtos de origem animal, como queijos (WILLIAMS e WIKSTROM, 2011; CONTE *et al.*, 2015), carnes (WIKSTROM, WILLIAMS e VENKATESH, 2016; YOKOKAWA *et al.*, 2017; DILKES-HOFFMAN *et al.*, 2018; HELLER, SELKE e KEOLEIAN, 2018) e leite (YOKOKAWA *et al.*, 2019; GUTIERREZ, MELEDDU e PIGA, 2016).

De fato, alimentos de origem animal são mais intensivos em utilização de recursos do que alimentos de origem vegetal, o que oferece maior espaço para melhorias com redução das perdas e do desperdício em qualquer etapa da cadeia (HELLER, SELKE e KEOLEIAN, 2018). Quanto menor a carga ambiental do ciclo de vida da embalagem em relação ao ciclo de vida do produto embalado, maior a oportunidade de aplicar ações de melhorias que aumentem o impacto da produção e tratamento de fim de vida das embalagens (WILLIAMS e WIKSTROM, 2011; HELLER, SELKE e KEOLEIAN, 2018).

Alguns estudos apontaram para baixas contribuições de impacto ambiental das embalagens no sistema alimentar como um todo, em comparação ao impacto relacionado ao produto embalado (WILLIAMS e WIKSTROM, 2011; DILKES-HOFFMAN *et al.*, 2017; WOHNER *et al.*, 2020). De acordo com Gutierrez, Meleddu e Piga (2016), a produção da embalagem proposta para *cheesecake* tem contribuição total de no máximo 3% do impacto ambiental total gerado pelo sistema embalagem-produto, em todas as categorias de impactos analisadas.

Para um sistema que fornece presunto, a contribuição da embalagem em todo o sistema não ultrapassa os 15% do total (YOKOKAWA *et al.*, 2017), semelhante à outros sistemas

estudados, como: de um queijo de cabra, onde a embalagem contribui com menos de 20% (CONTE *et al.*, 2015), morangos, com a contribuição da embalagem sendo de 19% (MATAR *et al.*, 2021) e carne de boi, onde a embalagem contribuiu com 18% do impacto ambiental do sistema (ZHANG *et al.*, 2019). A produção das embalagens se mostra ainda menos relevante quando os valores de desperdício associado são considerados nas análises (WIKSTROM *et al.*, 2013; WIKSTROM, WILLIAMS e VENKATESH; 2016; WOHNER *et al.*, 2020).

Estudos que analisam a redução de perdas de alimentos perecíveis como frutas e verduras apresentam importância devido ao alto grau de danos que sofrem em seu transporte (EMBRAPA, 2014; EMBRAPA, 2015) e devido à escassez de estudos sobre o tema (WILLIAMS e WIKSTROM, 2011; CORRADO *et al.*, 2017; MOLINA-BESCH, WIKSTROM e WILLIAMS, 2019; WOHNER *et al.*, 2019). Sasaki *et al.* (2021) estudaram o efeito da adição de uma rede de proteção feita de material polimérico, envolvendo pêssegos antes de serem alocados em caixas de papelão para serem transportados, minimizando danos por injúria mecânica ao longo do sistema alimentar. Os autores concluíram que o sistema com embalagem adicional, apesar do aumento da carga ambiental associada à adição da rede polimérica, apresentou redução de impacto em todas as categorias analisadas, devido à maior preservação do produto com menores perdas observadas.

Outro estudo com frutas, analisou as compensações ambientais relacionadas à utilização de embalagens otimizadas com a atmosfera interna modificada através da utilização de um filme plástico capaz de conter a concentração de oxigênio (O₂) em 5%, limitando a ação de micro-organismos, em relação ao sistema convencional de embalagens de morangos, sem alteração em sua atmosfera interna (MATAR *et al.*, 2021). No estudo, os autores investigaram o ganho ambiental da utilização de uma embalagem otimizada que conserva melhor os morangos sem a necessidade de refrigeração, em comparação ao sistema convencional, sem a otimização da atmosfera interna da embalagem, com a possibilidade de refrigeração.

Os autores (MATAR *et al.*, 2021) concluíram que, mesmo se tratando de produto de origem vegetal, devido à sua natureza altamente perecível, os efeitos indiretos das tecnologias de preservação utilizadas para proteção e aumento da vida útil do alimento foram cruciais na contribuição do impacto ambiental do sistema como um todo. Além disso, a opção que fornece um aumento na vida útil do alimento se mostrou positiva na redução dos impactos – como mudanças climáticas e uso de recursos –, devido à redução das perdas de morango. O cenário com armazenamento em local refrigerado obteve a melhor performance em todos os cenários avaliados, justamente devido à melhor conservação dos morangos.

A melhoria no conhecimento a respeito de embalagens ideais para o transporte de alimentos, que consigam reduzir a perda através da melhoria na proteção do produto e ao mesmo tempo apresentem redução no consumo de recursos em sua produção e tratamento de fim de vida, é crucial para o alcance de sistemas alimentares otimizados e sustentáveis do ponto de vista ambiental (SAKAKI *et al.*, 2021). Ademais, embora apresentem desafios relacionados a sua destinação final, as embalagens plásticas, se consideradas em uma perspectiva mais holística, considerando a circularidade dos materiais (MEHERISHI, NARAYANA e RANJANI, 2019; PAUER *et al.*, 2019; KAKADELIS e HARRIS, 2020), podem afetar positivamente o transporte de alimentos e reduzir o impacto na geração de resíduos do sistema (LICCIARDELLO, 2017; WIKSTRÖM *et al.*, 2019; WOHNER *et al.*, 2019).

4 METODOLOGIA

A presente dissertação avaliou o ciclo de vida (produção, distribuição e fim de vida) da manga brasileira consumida no país, considerando a diferença nos impactos ambientais observados com o uso de duas embalagens distintas empregadas no transporte da fruta, com diferentes valores de perdas de produto associados – uma caixa de papelão de uso único e uma caixa retornável de material compósito (plástico e fibra vegetal) pós-consumo – utilizando a metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

A ACV realizada neste estudo seguiu as orientações das normas ISO 14040 (ISO 14040, 2006) e ISO 14044 (ISO 14044, 2006), utilizando a estrutura recomendada e apresentada na revisão bibliográfica. O *software* utilizado para esta análise foi o GaBi 9.2 (SPHERA SOLUTION 2021), com sua base de dados disponível. Alguns fluxos de processos secundários, quando não disponíveis na base de dados do GaBi 9.2, foram retirados do banco de dados *Ecoinvent 3.7* (RUIZ *et al.*, 2020). Serão descritos os detalhes de cada uma das etapas seguidas, bem como os detalhes das embalagens analisadas e os processos referentes à produção das embalagens e das mangas.

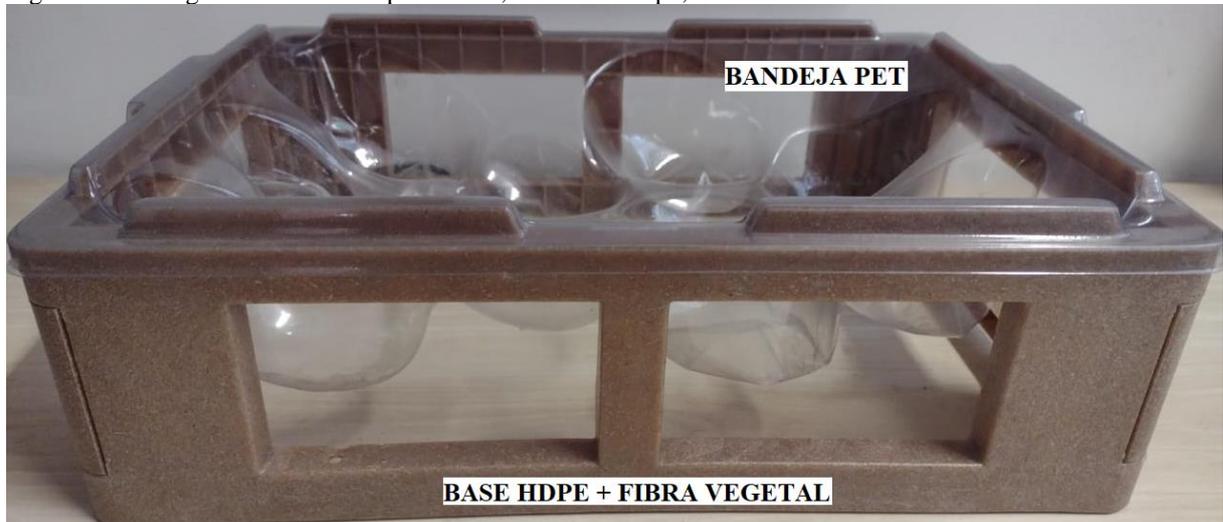
4.1 Definição de objetivo e escopo

Para iniciar o estudo, fez-se necessário o entendimento do ciclo de vida da manga, identificando as etapas desde seu cultivo até a chegada em seu consumidor final. Investigou-se como é feito seu cultivo, tratamento pós-colheita de acordo com o mercado a que se destina e de que forma é realizado seu transporte e comercialização. Este levantamento também indicou em que ponto as embalagens entram no ciclo de vida da manga e como se dá as perdas de frutas ao longo dessa cadeia de distribuição.

Os dados para esta etapa foram obtidos junto à Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA, através do estudo realizado por Carneiro (2017) e Carneiro *et al.* (2018) e reunião com pesquisadores da EMBRAPA Agroindústria de Alimentos, Antônio Gomes Soares, Otniel Freitas Silva e Marcos José de Oliveira Fonseca (SOARES, SILVA e FONSECA, 2021), realizada no dia 08 de fevereiro de 2021. A reunião realizou-se de forma remota, com duração de 1 hora e 45 minutos, com a presença da pesquisadora e dos orientadores do estudo.

A **embalagem à base de plástico reciclado**, chamada neste estudo de *Mangobox* (Figuras 2 e 3), foi desenvolvida pelo Núcleo de Excelência em Reciclagem e Desenvolvimento Sustentável (NERDES), localizado na Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), em parceria com o Instituto Nacional de Tecnologia (INT) e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). O estudo da *Mangobox* foi financiado pelo Banco Nacional do Desenvolvimento – BNDES, no projeto intitulado “Desenvolvimento de embalagens valorizáveis para o acondicionamento de frutas e hortaliças”, iniciado em 2011 (EMBRAPA 2011).

Figura 2 Embalagem desenvolvida pela UFRJ, INT e Embrapa, visão frontal.



Fonte: autores.

Sua estrutura é composta por duas partes: uma bandeja termoformada de resíduos de poli(tereftalato de etileno) (PET) onde são acomodadas as mangas, devendo ser ajustada ao seu calibre, que está relacionado ao tamanho do fruto; e uma base injetada confeccionada de composto de resíduo de polietileno de alta densidade (HDPE) e resíduo de fibra de bucha vegetal, dobrável e empilhável onde as bandejas são depositadas. Esta base corresponde à fração retornável da embalagem proposta.

Figura 3 Embalagem desenvolvida pela UFRJ, INT e Embrapa, visão superior.



Fonte: autores.

A constituição do compósito da base e a massa média da *Mangobox* pode variar de acordo com a proporção resíduo plástico/fibra. A Tabela 6 mostra a diferença de massa existente entre as diferentes composições da base, indicando que há um aumento de massa da embalagem associado à adição da fibra, que possui maior densidade que o material plástico (SOUSA *et al.*, 2013; ESCÓCIO *et al.*, 2014; 2015; GOMES, 2015; SARAIVA *et al.*, 2016). O protótipo da base da *Mangobox* fabricado e testado no laboratório NERDES é composto por HDPE/fibra vegetal: 90/10%/massa/massa (GOMES, 2015; SARAIVA *et al.*, 2016). Para a avaliação da performance ambiental, o grupo de pesquisa propôs a formulação de 3 diferentes cenários de composição da base da embalagem a fim de se verificar o impacto da adição da carga: 100% HDPE; 90% HDPE e 10% de fibra vegetal e 70% de HDPE e 30% de fibra vegetal, em massa (GOMES, 2015; SARAIVA *et al.*, 2016).

A proposição dessas diferentes composições da base é fruto de estudos anteriores realizados com a *Mangobox*, também pelo NERDES, que se objetivaram a avaliar diferentes aspectos sobre a fabricação da embalagem proposta. Dentre as análises realizadas, Sousa *et al.* (2013) verificaram a influência e sinergia existentes na variação de quatro fatores específicos na fabricação e processamento do compósito, em *design* experimental (conteúdo de fibra – 10%, 20% e 30% –, diâmetro da fibra, velocidade de rotação da rosca de extrusão e temperatura das zonas de extrusão). Escócio *et al.* (2014; 2015) realizaram análises considerando diferentes

proporções de fibra vegetal na mistura (0%, 10%, 20%, 30% e 40%), a fim de se verificar a influência do resíduo nas propriedades do compósito fabricado com HDPE proveniente do etanol.

Tabela 6 Massas médias das embalagens comparadas e perda de produto observada com a utilização de cada embalagem.

Tipo da embalagem	Massa média de cada material empregado (kg)*					Perda de manga observada**
	HDPE	Fibra	PET	Papelão	Total	
HDPE puro	0,574	-	0,088	-	0,662	
HDPE 90%	0,551	0,061	0,088	-	0,700	3%
HDPE 70%	0,493	0,211	0,088	-	0,792	
Papelão	-	-	-	0,358	0,358	30%

*Massas estimadas levando-se em consideração o volume do molde e as densidades dos materiais (Gomes, 2015; Saraiva *et al.*, 2016).

**Fonte: Soares, Silva e Ferreira, 2021.

Elaborado pela autora.

De modo geral, as análises de propriedades realizadas com a *Mangobox* nos estudos anteriores indicaram melhor performance para o compósito de proporção HDPE/fibra vegetal 70/30%/massa/massa, com variações não muito significativas para as outras proporções, indicando que todas as misturas propostas são viáveis para a composição da embalagem *Mangobox* (SOUSA *et al.*, 2013; ESCÓCIO *et al.*, 2014; 2015), com exceção da proporção HDPE/fibra vegetal 60/40%/massa/massa, na qual o compósito tem uma redução das propriedades mecânicas, se tornando quebradiço (ESCÓCIO *et al.*, 2014; 2015). Na generalidade, a adição da fibra vegetal produziu um material mais resistente e propício para a utilização como embalagem, quando comparado ao plástico puro (SOUSA *et al.*, 2013; ESCÓCIO *et al.*, 2014; 2015).

Os estudos de avaliação ambiental anteriores a este (GOMES, 2015; SARAIVA *et al.*, 2016), realizados com a *Mangobox*, foram feitos considerando as proporções HDPE/fibra vegetal 100/0%/massa/massa, HDPE/fibra vegetal 90/10%/massa/massa e HDPE/fibra vegetal 70/30%/massa/massa, que foram replicadas nas análises realizadas na presente dissertação. O objetivo da utilização da fibra vegetal como compósito é fabricar uma embalagem mais resistente e com menor *input* de material derivado do petróleo, ainda que de origem pós-consumo. Além disso, busca-se utilizar, para este fim, uma matéria-prima que hoje é vista como resíduo da produção vegetal, sendo descartada e muitas vezes queimada em céu aberto (SARAIVA *et al.*, 2016).

Em relação à porcentagem de 3% de perdas de manga com a utilização da *Mangobox*, tem-se que este valor foi obtido depois da realização de testes feitos em cerca de 4 mil protótipos fabricados e testados no laboratório NERDES, desde o início do projeto e parceria com INT e EMBRAPA, por outros pesquisadores. O resultado destes testes consta em relatórios técnicos internos da EMBRAPA aos quais o acesso é restrito, bem como o relatório técnico final do projeto. Como não foi possível o acesso a esses relatórios, uma vez que são documentos internos da EMBRAPA, esta informação de 3% de perdas de manga observada com a utilização da *Mangobox* foi fornecida pelos pesquisadores da EMBRAPA diretamente aos autores da dissertação em reunião (SOARES, SILVA e FONSECA, 2021).

Em relação aos custos da *Mangobox*, ainda não existem empresas vinculadas à fabricação da embalagem. Um levantamento de custos mais completo e extenso foi feito com outra embalagem, também vinculada ao mesmo projeto do BNDES, porém para o transporte de morangos, apontando para o custo unitário de 35 centavos. Em relação às embalagens para manga, estima-se um custo maior, porém ainda competitivo em relação às embalagens de papelão, devido justamente à redução das perdas observadas com o transporte da mesma quantidade inicial de produto, como informado pelos pesquisadores da EMBRAPA (SOARES, SILVA e FONSECA, 2021).

A **embalagem de papelão** (Figura 4), considerada na análise, foi observada na Central de Abastecimento do Rio de Janeiro (CEASA/RJ) como sendo a mais utilizada neste tipo de transporte, sendo amplamente aceita pelos comerciantes (GOMES, 2015). Lima (2004) reforça que este tipo de embalagem vem sendo a mais utilizada para o transporte da manga desde os anos 2000. A relação entre as massas médias das embalagens pode ser observada na Tabela 6, assim como a diferença nas perdas de produto observada com o transporte em cada embalagem.

O **objetivo** desta ACV foi analisar os impactos ambientais que ocorrem no ciclo produtivo da manga brasileira, considerando seu cultivo, beneficiamento, transporte e descarte, incluindo a análise do desempenho ambiental de duas embalagens distintas, utilizadas para seu transporte. Para esta análise, calculou-se a pegada de carbono, consumo de água e uso da terra para os dois diferentes sistemas – com embalagem de papelão e com a *Mangobox* – sendo o trajeto igual para os dois casos, partindo de Pernambuco (PE) com destino para o Rio de Janeiro (RJ). Além disso, avaliou-se o impacto do teor de fibra presente no compósito para as três diferentes formulações da base da *Mangobox* – HDPE 100%; HDPE 90% com 10% de fibra vegetal; e HDPE 70% com 30% de fibra vegetal.

A avaliação das diferentes composições de plástico e fibra vegetal foi proposta para dar continuidade ao estudo conduzido por Saraiva *et al.* (2016), que avaliou o ciclo de vida de

produção das três formulações de *Mangobox*, em comparação a mesma embalagem de papelão, porém não considerou a perda de manga evitada com o uso da *Mangobox*. O estudo de Saraiva *et al.* (2016) também não considerou a etapa de cultivo da manga a ser transportada pela embalagem. Importante ressaltar que independente da formulação especificada, a porcentagem de perda de produto pelo transporte na embalagem à base de plástico reciclado foi considerada a mesma.

Figura 4 Embalagem de papelão.



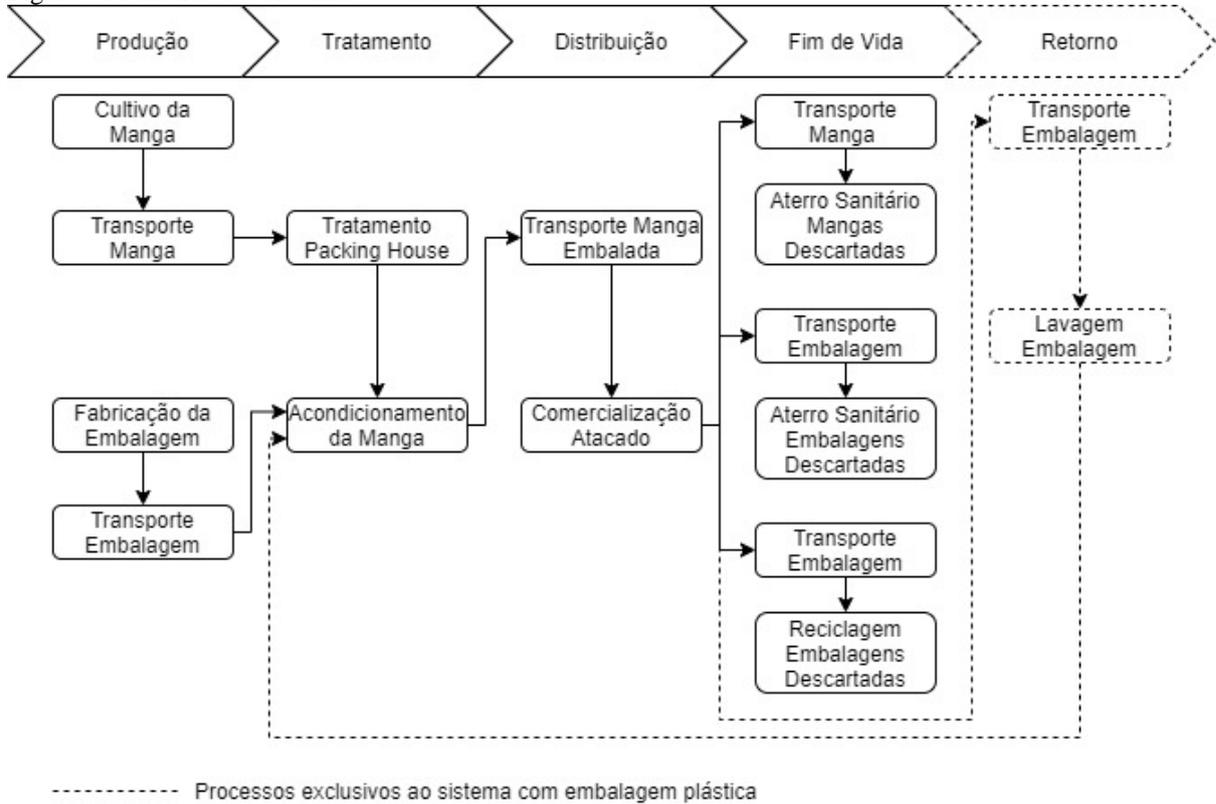
Fonte: autores.

O **escopo do estudo** (Figura 5) considerou, para os dois diferentes tipos de embalagem, os processos referentes à: produção da embalagem; transporte da embalagem até o local de tratamento da manga (*packing house*), onde as frutas são triadas, higienizadas e preparadas para serem acondicionadas nas embalagens; transporte da manga embalada até o centro de distribuição da mercadoria; transporte das embalagens descartadas para o seu tratamento de fim de vida e tratamento de fim de vida realizado. Para a manga, considerou-se a fase de cultivo, seu transporte entre as diferentes etapas de seu ciclo de vida e tratamento de fim de vida das mangas descartadas após a distribuição devido à injúria mecânica.

Para o cenário com a *Mangobox*, após a sua utilização e entrega da unidade funcional, as embalagens são recolhidas, transportadas de volta às fazendas produtoras de manga, higienizadas com água e detergentes e reutilizadas para novo carregamento de mangas. Independentemente da embalagem utilizada, o primeiro contato destas com as mangas é feito

na unidade de beneficiamento da fazenda, chamado de *packing house*. A higienização e o transporte de retorno foram considerados somente na fração retornável da embalagem à base de plástico reciclado.

Figura 5 Fronteiras dos sistemas estudados.



Elaborada pela autora.

4.1.1 Definição do fluxo de referência

A função básica das embalagens analisadas neste estudo é acondicionar uma determinada quantidade de frutas durante seu transporte e armazenamento. A fração retornável da *Mangobox* corresponde à base de HDPE, sendo ainda desconhecido o número médio de reutilizações que a embalagem suporta. Devido à falta de dados existentes sobre estudos desta natureza e desconhecimento a respeito da capacidade de reutilização suportada pela *Mangobox*, optou-se por um procedimento não usual de primeiro definir o fluxo de referência para posteriormente obter a unidade funcional.

Saraiva *et al.* (2013) definiram um ponto de equilíbrio (*break-even point*) para a embalagem, ou seja, quantas vezes a base da *Mangobox* deve retornar para que cause menos impactos ambientais que a embalagem de papelão, uma vez que sua produção demanda mais recursos quando comparada à esta última. A definição do ponto de equilíbrio foi feita considerando-se a composição do protótipo (HDPE/fibra 90/10%massa/%massa) e não considerou os diferentes valores de perda da fruta por embalagem.

No cenário base Saraiva *et al.* (2016) consideraram as bandejas produzidas com material virgem e propôs uma comparação com um cenário ideal, onde as bandejas são fabricadas a partir de material pós-consumo. De acordo com este estudo, é necessário que a *Mangobox* retorne pelo menos 9 vezes no comércio nacional, para compensar seu uso frente à embalagem de uso único de papelão, no cenário base. Para a fabricação da bandeja com material pós consumo, o número de retornos necessário para a compensação é igual a 3. Esses resultados foram obtidos sem considerar produção ou perda de manga.

Como anteriormente discutido (item 3.2), existem diversos meios de comercialização da manga no Brasil, além da passagem pelas Centrais de Abastecimento. Somado a isso, tem-se uma dificuldade em se definir rotas e porcentagens específicas da comercialização do produto devido à existência de grandes variedades de cenários e atores na cadeia de distribuição. Assim sendo, a análise desse estudo tomou como base o volume de comercialização fornecido pelo Programa Brasileiro de Modernização do Mercado Hortigranjeiro (PROHORT) da Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB), considerando a comercialização na CEASA/RJ. Esta Central de Abastecimento foi definida como o destino das mangas comercializadas devido ao volume anual comercializado frente ao total observado para o Brasil, apresentando grande representatividade para a distribuição das mangas nacionais (Tabela 5).

Como se trata de um estudo preliminar, ainda não se sabe quantas vezes por ano a *Mangobox* poderia retornar para recebimento de novo carregamento de manga para reutilização no mercado nacional. Em um estudo de natureza semelhante, Albrecht *et al.* (2013) consideraram 5 retornos por ano para uma embalagem plástica reutilizável para o transporte de frutas e vegetais na Europa. Para verificar se a mesma quantidade de retornos era possível, para a realidade do mercado em estudo, considerou-se também o comportamento do mercado nacional. De acordo com as informações fornecidas pelo PROHORT, há comercialização de manga durante o ano todo na Central de Abastecimento do Rio de Janeiro (CEASA/RJ) (Tabela 7), sendo que durante pelo menos 4 meses do ano, a comercialização é mais intensa concentrando quase a metade (47%) do total comercializado no ano pela CEASA/RJ, nos anos de 2016 a 2020. Assim sendo, buscando uma análise mais conservadora, considerou-se para a performance de uma única *Mangobox*, a possibilidade de reutilização em pelo menos 4 viagens durante o ano.

Estudos prévios de ACV com embalagens plásticas em sistemas de retornos para o transporte de frutas e vegetais (ALBRECHT *et al.*, 2013; BOSCHIERO *et al.*, 2019; ALBEJÓN *et al.*, 2020) assumiram para a vida útil das embalagens plásticas o período de 10 a 20 anos. A *Mangobox* ainda se encontra em fase de desenvolvimento de modo que não há dados que

apontem por quanto tempo essas embalagens possam ser reutilizadas até se tornarem inservíveis. A expectativa dos pesquisadores que trabalharam no desenvolvimento da embalagem é de que esta tenha capacidade de continuar executando sua função durante um período mínimo de 5 anos (SOARES, SILVA E FONSECA, 2021).

Tabela 7 Evolução na comercialização da manga pela CEASA/RJ.

	Quantidade comercializada mensalmente por ano (kg)					
	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Jan.	4.084.116,00	7.723.787,00	5.902.556,00	4.810.392,00	6.120.686,00	6.496.226,00
Fev.	3.399.752,00	4.875.936,00	6.085.774,00	3.235.298,00	4.895.968,00	4.949.054,00
Mar.	2.432.566,00	6.528.593,00	7.184.210,00	2.701.496,00	6.336.726,00	3.645.422,00
Abr.	2.165.759,00	3.814.112,00	8.107.000,00	2.587.620,00	4.350.148,00	3.169.342,00
Mai	977.966,00	460.9024,00	4.643.056,00	5.323.360,00	3.935.778,00	4.388.274,00
Jun.	3.072.312,00	2.410.196,00	3.559.710,00	3.432.126,00	2.632.124,00	2.988.436,00
Jul.	3.228.947,00	2.734.121,00	3.465.110,00	3.003.846,00	3.515.996,00	4.090.570,00
Ago.	3.993.967,00	2.568.950,00	2.625.612,00	3.677.014,00	3.493.204,00	4.028.882,00
Set.	3.445.215,00	3.500.332,00	4.056.888,00	4.515.676,00	3.646.238,00	3.488.188,00
Out.	3.453.845,00	3.918.434,00	7.344.854,00	6.060.032,00	5.987.344,00	- *
Nov.	5.556.963,00	4.890.700,00	5.751.993,00	5.976.938,00	7.136.580,00	- *
Dez.	7.508.639,00	6.222.854,00	6.498.486,00	6.891.368,00	8.054.398,00	- *

Fonte: PROHORT/SIMAB, 2021.

*não disponível até o dia da consulta

Elaborado pela autora.

Dessa maneira, tem-se que: caso a embalagem seja reutilizada no mínimo 4 vezes a cada ano, ao final de 5 anos ter-se-á o total de 20 retornos, sendo este valor considerado na análise deste estudo. Dados da EMBRAPA (SOARES, SILVA E FONSECA, 2021) apontam uma porcentagem de quebra de 2,5% no período de um ano para uma embalagem plástica utilizada no transporte de frutas semelhante à desenvolvida, porém não há dados que apontem por quanto tempo essas embalagens foram reutilizadas até se tornarem inservíveis.

A embalagem de papelão, a depender do tamanho, calibre e variedade das mangas, é capaz de acondicionar de 8 a 12 frutas por transporte, tendo capacidade para comportar até 4,2 kg da fruta (FILGUEIRAS, 2000; GOMES, 2015). O calibre das frutas é determinado pela quantidade de mangas que uma caixa padrão consegue acomodar e transportar. As embalagens *Mangobox* (Figuras 2 e 3) tem capacidade de acondicionar 10 frutos por caixa – sendo, portanto, as mangas consideradas de calibre 10 –, sem a especificação da variedade da manga, possibilitando a acomodação de frutos de diferentes tamanhos.

Esta mesma quantidade também foi considerada para o transporte nas caixas de papelão, sendo então as mangas classificadas como de calibre 10 – por ser acomodada essa quantidade de manga na embalagem – não sendo definido um tipo específico. De acordo com um produtor de manga do Vale do São Francisco, responsável pela produção de 25 mil toneladas de mangas por ano, uma manga calibre 10 típica pesa em torno de 400 gramas (variedade *Palmer*), o que

representa aproximadamente 4 quilos de manga por caixa (FILGUEIRAS, 2000; SEBASTIÃO DA MANGA 2021).

As embalagens devem possuir conteúdo homogêneo, com frutos originários do mesmo local, sendo da mesma variedade, qualidade e tamanho (OLIVEIRA *et al.*, 2010). Assim sendo, para este estudo, considerou-se que as embalagens transportem em cada viagem uma quantidade equivalente à 4 kg, sem a especificação de uma variedade, somente tendo-se como base o peso médio de uma manga calibre 10. Como a *Mangobox* é capaz de transportar, ao longo da sua vida útil estimada (5 anos), pelo menos 80 quilos de manga - considerando que uma embalagem pode ser utilizada no mínimo 20 vezes - a unidade funcional precisa considerar o transporte de 80 quilos de manga, da produção ao destino final.

4.1.2 Definição da unidade funcional

A **unidade funcional** desta ACV foi definida como a entrega de 80 quilos de manga na CEASA/RJ, por cada um dos dois sistemas analisados, saindo de Petrolina, em Pernambuco. A quantidade de material necessária para o cumprimento da unidade funcional foi multiplicada em cada sistema de acordo com a capacidade de transporte e conservação de cada embalagem.

Como a análise se dá em torno da quantidade de frutas que cada embalagem consegue preservar na distribuição, quando são levadas em conta as perdas, a definição da unidade funcional precisa considerar a quantidade de produto que de fato chega em seu destino final, além da quantidade que cada embalagem consegue transportar (SASAKI *et al.*, 2021). Considerando um exemplo de uma embalagem genérica, demonstrada por Sasaki *et al.*, (2021), com uma porcentagem de perdas em torno de 20% devido à injúria mecânica observada no transporte, para a entrega de 1 quilo de manga em seu destino final, 1,25 quilos da fruta precisam ser cultivados e transportados. Desta forma tem-se que 1 quilo de manga serão de fato entregues sem danos e apropriados para a comercialização e 0,25 quilos de manga serão perdidos e descartados.

Dessa maneira, a unidade funcional definida neste estudo considera 80 quilos de manga sendo entregue ao CEASA/RJ. Assim sendo, a quantidade de manga que deve ser produzida para garantir a entrega da unidade funcional é diferente nos dois sistemas analisados, uma vez que as embalagens têm performances distintas na proteção e distribuição do produto. Para o transporte de mangas na embalagem de papelão, que apresenta 30% de perdas, a produção inicial da fruta deve ser equivalente à 114,3 kg para que os 80,0 kg da unidade funcional cheguem ao destino final. Para o transporte nas embalagens *Mangobox*, com 3% de perdas, a

quantidade produzida deve ser igual à 82,5 kg, com a entrega do mesmo montante para a unidade funcional.

4.2 Construção do Inventário do Ciclo de Vida

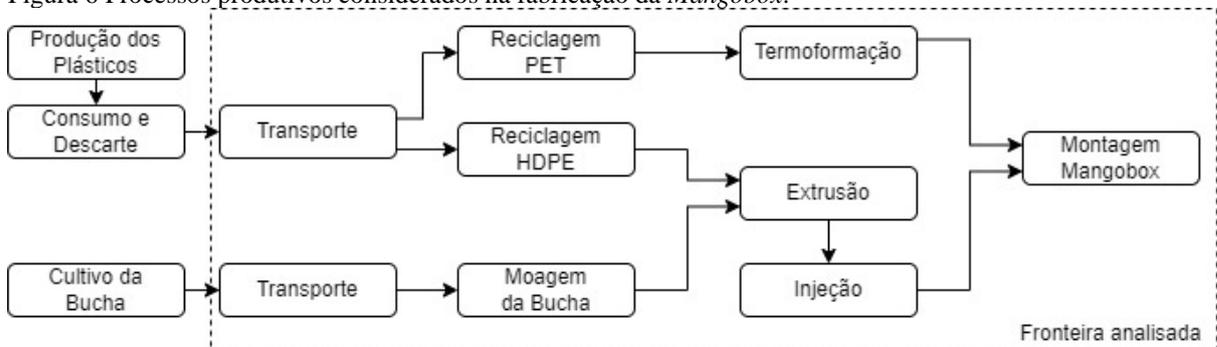
4.2.1 Descrição das embalagens

Como o primeiro contato das mangas com as embalagens é realizado no *packing house* da fazenda produtora de manga, é a partir deste ponto que as perdas de produto são contabilizadas, dentro do escopo deste estudo. A seguir, são descritos as características e os dados de inventário de cada uma das embalagens analisadas.

a) *Mangobox*

A base da *Mangobox* é feita de material compósito, que combina resíduos de polietileno de alta densidade (HDPE) e resíduo de fibra de bucha vegetal, proveniente da fabricação de esponja natural de banho, ou feita somente de HDPE sem a adição de carga. Independentemente do tipo de base a ser utilizada, a fabricação, massa e descarte das bandejas são sempre as mesmas. A base injetada corresponde à fração retornável da *Mangobox* que deve regressar ao agricultor utilizando o mesmo caminhão. Já é observado um processo de logística com caixas de madeiras reutilizadas que retornam pelo mesmo caminhão que transportou as frutas (GOMES, 2015). Além disso, o fato de a base ser dobrável permite que as embalagens fechadas ocupem 17% do volume que possuem quando abertas (SOARES, SILVA E FONSECA, 2021), possibilitando o transporte de outras mercadorias em conjunto ou a otimização da carga transportada no seu retorno. O fluxograma dos processos da fabricação da *Mangobox* pode ser observado na Figura 6.

Figura 6 Processos produtivos considerados na fabricação da *Mangobox*.



Elaborado pela autora.

Em relação ao desempenho mecânico da embalagem, um estudo conduzido por Sousa *et al.* (2013) indicou que a introdução de até 30% de fibras naturais pode ser realizada sem

comprometer a qualidade do produto. Uma outra fibra que pode ser considerada para a fabricação da base injetada da *Mangobox* é a de coco (AMIM, 2006), uma vez que há grande relevância da produção de coco na região Nordeste (IBGE/PAM, 2019). Contudo, os dados obtidos no Projeto “Desenvolvimento de embalagens valorizáveis para o acondicionamento de frutas e hortaliças” do BNDES foram para fibras de esponja vegetal.

Os plásticos utilizados na produção da embalagem foram considerados de origem pós-consumo e a embalagem foi conceituada para ser retornável e reduzir as perdas de produto relacionadas ao transporte e comercialização da manga. A Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) aprovou, em 2008, uma resolução que autoriza e impõem critérios para a utilização de PET pós-consumo reciclado em contato direto com alimentos (ANVISA RDC 20, 2008). O HDPE não entra em contato direto com a fruta, podendo também ser de origem pós-consumo. A fibra vegetal é obtida diretamente com os produtores de esponja natural de banho, recebida como resíduo agrícola.

Como se trata de materiais recuperados, o inventário do ciclo de vida para a utilização das matérias-primas foi realizado seguindo a abordagem *Cut-off* (EKVALL e TILLMAN, 1997; FRISCHKNECHT, 2010; SHEN, WORREL e PATEL, 2010), onde somente os recursos utilizados na transformação (reciclagem dos plásticos e moagem da bucha) foram computados. Os dados da primeira vida da produção dos plásticos virgens e os dados de cultivo da esponja vegetal não foram considerados para esta análise (FRISCHKNECHT, 2010).

A expansão do sistema (SHEN, WORREL E PATEL, 2010), com inclusão da extração evitada de material virgem devido ao reuso dos plásticos – método da substituição – não foi realizada nesta análise. De acordo com os estudos conduzidos por Toniolo *et al.* (2013, 2016), a metodologia de expansão do sistema não afeta de maneira significativa a comparação entre sistemas que utilizam *inputs* de material pós-consumo, em comparação com a utilização da abordagem *Cut-off*. Porém, os autores (TONIOLO *et al.*, 2013; 2016), demonstraram que os impactos do sistema analisado pelo método da substituição se mostraram ligeiramente menores, mostrando que esta metodologia favorece, mesmo que de maneira não significativa, os sistemas que analisam a performance na utilização de material reciclado. Entretanto, para este estudo, a abordagem *Cut-off* já se mostrou suficiente para apontar os benefícios esperados com a utilização de material pós-consumo.

Após o recebimento, os plásticos são reprocessados. Os dados para modelagem do reprocessamento do HDPE foram obtidos dos trabalhos realizados por Faria (2011) e Valt (2004) para a realidade brasileira e correspondem ao gasto de eletricidade e diesel (Tabela 8). A esponja vegetal é recebida como resíduo limpo e seco. Após seu recebimento, a fibra é

submetida a um processo de moagem que visa a redução e uniformização de sua granulometria (ESCÓCIO *et al.*, 2014; 2015). Este processo foi modelado pelo laboratório NERDES/UFRJ com a utilização de dados primários que correspondem ao gasto de energia da moagem. As partículas celulósicas moídas e o HDPE reciclado são submetidos à extrusão para a obtenção de *pellets*, que após esta etapa passam por um processo de injeção (SARAIVA *et al.*, 2016).

O PET recebido também passa por um processo de reciclagem, modelado com dados primários do NERDES/UFRJ referentes ao gasto de água, eletricidade e hidróxido de sódio (GOMES, 2019). Posterior a esta etapa, o PET é termoformado. Os testes preliminares realizados com o protótipo da *Mangobox* foram feitos no laboratório do NERDES/UFRJ considerando a utilização do poliestireno de alto impacto (HIPS) (GOMES, 2015; SARAIVA *et al.*, 2016) e os dados obtidos dos ensaios foram referentes ao uso de eletricidade. Como as informações primárias obtidas no laboratório NERDES corresponderam ao processamento do HIPS, estes dados foram utilizados para a termoformação para o PET, pois a temperatura para conformação das lâminas plásticas de HIPS e PET são semelhantes (MORRIS *et al.*, 2017; INNOVA, 2022). Esses dados foram utilizados como entrada do processamento do PET.

De acordo com o manual de termoformagem de HIPS, disponibilizado pela Innova – empresa brasileira da indústria petroquímica –, a temperatura de aquecimento da chapa de HIPS para termoformação varia dentro de uma faixa de 93 °C a 177 °C, sendo normalmente 134° C (INNOVA, 2022). O estudo conduzido por Morris *et al.* (2017) sobre o processamento e análise de parâmetros de materiais plásticos apontou para uma faixa de temperatura de conformação de chapas de PET variando entre 125 °C e 165 °C. Ainda segundo esta publicação (MORRIS *et al.*, 2017), a conformação de chapas de HIPS pode acontecer entre 160 °C e 205 °C. Considerando a ampla faixa de temperatura para termoformação das chapas observada para o processamento dos dois polímeros e obtendo-se um valor médio de processamento para cada material, tem-se um valor próximo de aquecimento para moldagem por termoformação (149 °C para o HIPS e 145 °C para o PET). Desta maneira, as mesmas condições de gasto energético observados para o HIPS nos testes realizados pelo laboratório NERDES foram aplicadas para o PET.

Os dados foram ajustados para se adequar à diferença de densidade existentes entre os materiais. O uso do PET foi considerado para esta análise devido à importância da reciclagem deste material, frente aos outros tipos de plásticos existentes no Brasil (PICPLAST, 2019). De acordo com este panorama, 42% do plástico reciclado no Brasil corresponde ao PET. O HIPS não foi mencionado na pesquisa realizada. Como não foram encontrados dados em literatura científica relativos ao processamento do PET reciclado, utilizou-se os dados referentes ao HIPS

obtido pelo laboratório do NERDES. As atividades de extrusão e injeção do material compósito que forma a base da *Mangobox* foram modeladas a partir de dados primários da planta piloto do laboratório NERDES/UFRJ (SARAIVA *et al.*, 2016).

Como anteriormente mencionado, a base da *Mangobox* deve retornar e ser reutilizada diversas vezes. Antes da reutilização, as embalagens devem ser higienizadas. Dados sobre a lavagem das embalagens foram retirados das especificações técnicas de uma máquina fabricada para higienização de caixas plásticas retornáveis (LOGIMAQ 2021). As estruturas reutilizáveis seguirão no transporte da manga, até apresentarem inviabilidade de uso – sendo considerado aqui como 20 vezes. As embalagens projetadas têm capacidade para retornar além das 20 vezes propostas, porém este valor ainda é desconhecido na prática (SOARES, SILVA E FONSECA, 2021). Assim sendo, para uma análise conservadora, estabeleceu-se a capacidade de 20 retornos. Os dados de inventário para a produção da *Mangobox* podem ser observados na Tabela 8.

Tabela 8 Dados de inventário para a fabricação da *Mangobox*.

Processo	Fluxos de Entrada	Valor	Origem dos dados
Reciclagem HDPE	<i>BR: electricity, medium voltage, at grid</i>	1,43 MJ/kg	Faria (2010)
Reciclagem HDPE	<i>Diesel</i>	9,15E-03 kg/kg	Valt (2004)
Reciclagem PET	<i>BR: electricity, medium voltage, at grid</i>	1,08 MJ/kg	Laboratório NERDES/IMA
Reciclagem PET	<i>Sodium hydroxide (50%; caustic soda)</i>	0,01kg/kg	Laboratório NERDES/IMA
Reciclagem PET	<i>Water (tap water)</i>	2,96 kg/kg	Laboratório NERDES/IMA
Moagem Fibra Vegetal	<i>BR: electricity, medium voltage, at grid</i>	0,86 MJ/kg	Laboratório NERDES/IMA
Extrusão material compósito	<i>BR: electricity, medium voltage, at grid</i>	17,57 MJ/kg	Laboratório NERDES/IMA
Injeção material compósito	<i>BR: electricity, medium voltage, at grid</i>	49,10 MJ/kg	Laboratório NERDES/IMA
Termoformação PET	<i>BR: electricity, medium voltage, at grid</i>	281,00 MJ/kg	Laboratório NERDES/IMA
Lavagem <i>Mangobox</i>	<i>BR: electricity, medium voltage, at grid</i>	9,79 MJ/Caixa	LOGIMAQ (2021)
Lavagem <i>Mangobox</i>	<i>Water (tap water)</i>	1,00 kg/Caixa	LOGIMAQ (2021)

Elaborado pela autora.

Após a entrega na CEASA/RJ, 55% das bandejas de PET seguirão para a reciclagem e o restante (45%) para o aterro sanitário municipal. A quantidade de bandejas direcionadas à reciclagem foi definida de acordo com a destinação habitual dada para o PET no Brasil, como indicado no relatório da Associação Brasileira da Indústria do PET (ABIPET, 2020). As duas destinações foram modeladas no estudo. Em relação à fração retornável da embalagem, após o

atingimento de sua vida útil, cada estrutura deverá ser enviada ao aterro sanitário, para tratamento final. Dado que a definição da unidade funcional tem como limite a performance da embalagem observada em 20 viagens, o fim de vida das bases não foi modelado neste estudo.

Após essas 20 viagens, a base de compósito pode ser direcionada ao fim de vida, bem como pode seguir sendo utilizada, uma vez que não foi definido o número máximo de viagens que a base pode suportar. Desta maneira, o que ocorre com a base de material plástico após a entrega da unidade funcional definida não foi considerado. É possível que algumas bases ainda sigam retornando e outras se danifiquem, se tornando impossibilitadas de cumprir sua função, devendo ser descartadas no aterro. Os dados sobre a quantidade de bases danificadas após um ano também não foram utilizados na modelagem uma vez que se considerou a performance de somente uma embalagem capaz de realizar as 20 viagens esperadas. Para a inclusão desses dados, uma nova análise deve ser feita considerando-se uma nova unidade funcional que consiga incorporar mais de uma embalagem sendo usada em um período maior de tempo. A bandeja de PET foi considerada como descartada ao fim de cada viagem e entrega do carregamento de manga.

Como este é um estudo preliminar, os potenciais fornecedores de fibra vegetal e do plástico pós-consumo ainda não foram identificados, estando seu mapeamento previsto para as próximas etapas do estudo. Apesar disso, algumas considerações foram feitas para a definição da origem dos materiais, como descrito a seguir. Essas considerações foram embasadas em dados obtidos da literatura. O plástico pós-consumo foi considerado como originado da Cooperativa de Materiais Recicláveis do Raso da Catarina (COOMARCA), principal cooperativa de catadores de materiais recicláveis de Petrolina (CARVALHO, 2016) – cidade de origem das mangas neste estudo.

O distrito industrial de Petrolina foi definido de maneira genérica como a origem das embalagens, após a identificação de indústrias com potencial de desenvolvimento dessa embalagem na região, através de levantamento realizado com o auxílio do *Google Maps*®. Buscou-se por empresas de transformação que operassem com qualquer tipo de termoplástico comercial, próximas à região produtora de Petrolina (máximo 50 km de distância), que não fossem microempresas, para que um volume constante de material pudesse ser garantido e que tivessem o Cadastro Nacional de Pessoas Jurídicas - CNPJ ativo. O status do CNPJ das empresas consideradas como fabricantes potenciais da *Mangobox* foi verificado por meio de consulta no site da Receita Federal. As palavras-chave utilizadas na busca foram: indústria, transformação, plástico, Petrolina e Pernambuco.

O estado de Pernambuco - considerado como origem das mangas dentro do escopo deste estudo - tem uma produção de esponja não muito expressiva, representando menos de uma tonelada por ano, com um estabelecimento de produção dessa cultura no município de Araripina e outro em Lagoa de Itaenga. No Nordeste, o estado com maior produção de bucha é o da Bahia, com 42 estabelecimentos agropecuários espalhados em 22 municípios e uma produção de 1 tonelada por ano em todo o estado, sendo os municípios com maiores números de estabelecimentos Amargosa e Elisío Medrado (IBGE, 2017).

A região mais próxima do local de fabricação da *Mangobox* com produção de fibra vegetal identificada foi o município de Acauã, no estado do Piauí (IBGE, 2017), distante 161 km do Distrito Industrial de Petrolina. Porém, esta região também não possui uma produção muito expressiva desta cultura, havendo apenas 2 estabelecimentos de produção, de modo que não é possível saber se haverá disponibilidade de fornecimento contínuo de material. Os municípios com produções mais expressivas de fibra vegetal do Brasil estão localizados em Minas Gerais (Cipotânea – 78 t, em 2017) e São Paulo (Vargem – 68 t, no mesmo período). Para esta análise, considerou-se como origem Cipotânea, Minas Gerais, devido ao maior volume de fibra produzido, com maior possibilidade de fornecimento contínuo de material, sendo a influência da distância explorada em uma análise de sensibilidade, comparando-se o impacto do transporte com menores distâncias percorridas.

b) Embalagem de papelão

As embalagens de papelão analisadas foram consideradas como sendo produzidas em Pacajus, Ceará. A produção dessas embalagens era feita pela empresa Rigesa do Nordeste (SOARES, SILVA e FONSECA, 2021) que hoje é representada pela empresa *Westrock*, detentora de todos os processos da linha de produção, desde a aquisição da matéria-prima até a montagem da caixa. A planta industrial de Três Barras, em Santa Catarina, é a fornecedora de papel para as três fábricas de embalagens do grupo no Brasil (WESTROCK 2021). Uma dessas fábricas reside em Pacajus e foi considerada como a produtora das embalagens utilizadas na região do Vale do São Francisco, de onde a manga é originada.

A fábrica em Pacajus opera somente na etapa de processamento do papel para a fabricação do papelão, contando apenas com máquina corrugadora (WESTROCK 2021). O papel que serve de matéria-prima para a fabricação das embalagens é originado de outra unidade do grupo, instalado em Três Barras (SC). Como a fronteira da análise da embalagem à base de plástico reciclado é a obtenção do material pós-consumo utilizado e, posteriormente, sua reciclagem, a fronteira para análise da produção da embalagem de papelão é a produção da

polpa para fabricação do papel, levando-se em consideração a carga ambiental do fornecimento da matéria prima virgem (madeira). O fluxograma dos processos referentes à produção da caixa de papelão é encontrado na Figura 7. Os dados de inventário relacionados à embalagem de papelão, estão expostos da Tabela 9.

Figura 7 Processos produtivos considerados na fabricação da caixa de papelão.



Elaborado pela autora.

Tabela 9 Dados de inventário para a fabricação da embalagem de papelão.

Processo	Fluxos de Entrada	Valor	Origem dos dados
Produção Papel <i>Kraft</i>	<i>BR: electricity, medium voltage, at grid</i>	0,68 MJ/kg	FEFCO (2018)
Produção Papel <i>Kraft</i>	<i>Softwood lumber</i>	0,18 kg/kg	FEFCO (2018)
	<i>Sodium hydroxide (100%; caustic soda)</i>	1,73E-03	FEFCO (2018)
Produção Papel <i>Kraft</i>	<i>Water (tap water)</i>	11,53 kg/kg	FEFCO (2018)
Produção Papel <i>Kraft</i>	<i>Paper (unspecified)</i>	0,95 kg/kg	FEFCO (2018)
Produção Papel <i>Kraft</i>	<i>Woodchips</i>	0,02 kg/kg	FEFCO (2018)
Produção embalagem de papelão	<i>BR: electricity, medium voltage, at grid</i>	0,46 MJ/kg	FEFCO (2018)
Produção embalagem de papelão	<i>Papel Kraft</i>	1,15 kg/kg	FEFCO (2018)
Produção embalagem de papelão	<i>Sodium hydroxide (100%; caustic soda)</i>	4,00E-04	FEFCO (2018)
Produção embalagem de papelão	<i>Water (tap water)</i>	0,32 kg/kg	FEFCO (2018)
Reciclagem papelão	<i>BR: electricity, medium voltage, at grid</i>	0,625 MJ/kg	FEFCO (2018)
Reciclagem papelão	<i>Water (tap water)</i>	6,14 kg/kg	FEFCO (2018)

Elaborado pela autora.

Uma vez que as empresas do ramo de papel e celulose do Brasil não disponibilizam informações de seus processos produtivos devido ao sigilo industrial, os dados para a modelagem da produção da embalagem e da reciclagem de papelão foram obtidos da base de dados europeia disponibilizada pela Federação Europeia dos Fabricantes de Papelão Ondulado (FEFCO), em relatório (FEFCO, 2018). Os dados para a modelagem da produção do papel utilizado na embalagem correspondem ao gasto de eletricidade, água, matéria-prima e hidróxido de sódio. Para a produção da embalagem, considerou-se o gasto de eletricidade, água, hidróxido de sódio e papel. Após transportar as mangas, as embalagens serão destinadas à reciclagem e ao aterro sanitário municipal (Figura 5). A quantidade de papelão direcionado à

reciclagem foi definida a partir dos dados disponíveis no relatório da Associação Nacional dos Aparistas de Papel (ANAP, 2019) e corresponde à 80% da destinação final.

4.2.2 Coleta de dados sobre a cadeia de distribuição da manga

Para compor o perfil de distribuição da manga no país, foram identificadas as regiões com maior relevância na produção, distribuição e comercialização da fruta através do levantamento de dados disponibilizados pela EMBRAPA (SOARES, SILVA e FONSECA, 2021), Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (IBGE/PAM, 2019) e entrepostos comerciais (PROHORT/SIMAB, 2021). Através deste levantamento, foi possível definir o trajeto das mangas como tendo origem em Petrolina (PE) e destino no Rio de Janeiro (RJ).

Esta pesquisa também serviu para determinar se seria possível a utilização da embalagem proposta, com seu esquema de retornos, dentro da logística de distribuição da manga brasileira. O recolhimento dos dados não considerou uma variedade de manga específica, sendo considerado somente o calibre da manga como 10, uma vez que a embalagem proposta foi desenvolvida para transportar 10 mangas por caixa. Os dados foram compilados de diferentes talhões, com a produção de diferentes variedades, sendo os dados um conjunto das características gerais de todos os tipos de manga. O mesmo foi considerado no levantamento de dados para a comercialização.

a) Período analisado e localização para obtenção dos dados do ciclo produtivo da manga

Os dados de entrada referentes a produção e comercialização da manga foram tomados tendo como base o ano de 2019, visto que o ano de 2020 foi o primeiro ano em que o Brasil, como todo o mundo, foi atingido pela pandemia da Covid-19, tendo seu esquema de produção e distribuição possivelmente prejudicados e alterados em relação ao habitual. Os dados originários dos levantamentos descritos anteriormente foram compilados e estudados para que se pudesse analisar o perfil de produção e comercialização da manga nacional. Assim, foi possível identificar que o trajeto da manga produzida em Pernambuco, na cidade de Petrolina (IBGE/PAM, 2019), tendo como destino final a Central de Abastecimento da cidade do Rio de Janeiro - CEASA/RJ (PROHORT/SIMAB, 2021), apresenta grande importância no cenário nacional da manga. Petrolina é responsável por 26% da produção nacional e a CEASA/RJ, por 20% da comercialização nacional.

b) Inventário da produção e beneficiamento da manga no Vale do São Francisco

O inventário utilizado para a construção dos processos referentes ao cultivo e beneficiamento da manga foi construído utilizando-se os dados levantados anteriormente por Carneiro (2017), que resultou nos processos “*mango production – BR*” e “*mango production, conditioned, wax treatment – BR*”, que compõem o conjunto de dados para inventário do *Ecoinvent 3.7* (RUIZ *et al.*, 2020). A descrição dos processos foi retirada de Carneiro (2017) e os dados quantitativos de entrada dos processos, retirados dos conjuntos de dados do *Ecoinvent* previamente mencionados.

Os dados do inventário correspondem ao sistema de produção tradicional de manga para comercialização no mercado interno e externo localizados nos municípios de Petrolina – PE e Juazeiro – BA. Importante ressaltar que a mesma mangueira é capaz de gerar frutos destinados tanto para o mercado interno e para o mercado externo (SOARES, SILVA E FONSECA, 2021). O que vai determinar o destino do fruto são suas características físicas e de maturação (OLIVEIRA *et al.*, 2010), assim sendo, os processos de cultivo e colheita são os mesmos, independentemente do destino da fruta (CARNEIRO, 2017).

De acordo com Carneiro (2017), a carga ambiental associada à produção das mudas é irrelevante se comparado aos outros processos da cadeia produtiva da manga. Por esse motivo, esta fase foi excluída na análise deste estudo. Ao final da produção das mudas, estas são transportadas para as fazendas produtoras onde são transplantadas após a realização de algumas atividades de limpeza e preparação do terreno, que também se mostraram irrelevantes. No momento do plantio, ocorre a adubação de fundação e outras atividades agrícolas que ocorrem com a utilização de tratores motorizados, etapas também excluídas na presente análise.

As maiores cargas ambientais da fase de cultivo estão associadas ao uso de fertilizantes, água e energia (sistema de irrigação) da produção em campo (CARNEIRO, 2017), sendo esses dados utilizados para entrada nessa fase. Rotineiramente, ocorrem atividades como roçagem (a cada dois meses), e pulverização de pesticidas (mensalmente), de forma mecanizada, com o objetivo de realizar a manutenção do pomar. No período correto, a depender do destino da fruta (OLIVEIRA *et al.*, 2010), ocorre a colheita, realizada de forma manual e o transporte das frutas até a unidade de beneficiamento, nominada *packing house*. Este transporte foi incluído na análise. A Tabela 10 mostra os dados de inventário referentes ao cultivo da manga.

De acordo com Carneiro (2017), as fazendas de produção de origem das mangas possuem mais de 30 anos de existência, o que indica que a transformação da terra do bioma original para o pomar de manga ocorreu há um tempo superior há 20 anos. Por esse motivo, a transformação da terra não foi considerada, ficando a análise limitada somente à ocupação da

terra. A UNEP/SETAC recomenda que a alocação dos impactos relacionados à transformação da terra seja limitada aos 20 primeiros anos após ocorrida a transformação do bioma natural (KOELLNER *et al.*, 2013; LATHUILLIÈRE, BULLE e JOHNSON, 2016; LIPTOW, JANSSEN e TILLMAN, 2018).

Tabela 10 Dados de inventário para o cultivo da manga.

Fluxos de Entrada	Valor	Origem dos dados
<i>BR: electricity, medium voltage, production BR, at grid</i>	0,99 MJ	Carneiro <i>et al.</i> , 2017; Carneiro <i>et al.</i> , 2018
<i>Nitrogen liquid</i>	2,84E-03 kg	<i>mango production – BR</i>
<i>Permanent crops, irrigated (regionalized, BR)</i>	0,29 m ² *ano	<i>mango production – BR</i>
<i>Phosphorus-pent-oxide</i>	2,03E-03 kg	<i>mango production – BR</i>
<i>Potassium</i>	5,92E-03 kg	<i>mango production – BR</i>
<i>RER: tap water, at user</i>	367,00 kg	<i>mango production – BR</i>
Fluxos de Saída		
<i>BR: Brazilian mango</i>	1,00 kg	Fluxo de Referência
<i>Carbon dioxide (emissions to air)</i>	1,96E-03 kg	<i>mango production – BR</i>
<i>Dinitrogen monoxide (emissions to air)</i>	6,87E-05 kg	<i>mango production – BR</i>
<i>Nitrogen oxides (emissions to air)</i>	1,12E-04 kg	<i>mango production – BR</i>

Elaborado pela autora.

O tratamento no *packing house* consiste em: recepção, pré-resfriamento, seleção, lavagem, tratamento com cera e fungicida, embalagem, rotulagem e paletização (OLIVEIRA *et al.*, 2010; FREIRES, MARINHO e WALTER, 2012; CARNEIRO, 2017). As frutas são submetidas a 4 lavagens que utilizam detergentes, cloro, água e energia. Para este estudo, somente os *inputs* de água e energia foram utilizados, por se mostrarem os aspectos mais expressivos para esta fase na cadeia de distribuição da manga. Até este momento, todas as frutas recebem o mesmo tratamento. Após as 4 lavagens, o destino da manga determina o tipo de tratamento seguinte. Para o mercado nacional e para a Europa, somente o tratamento fitossanitário com a aplicação de cera e fungicida é necessária. Para a exportação para Estados Unidos, Chile e Japão, um tratamento adicional hidrotérmico é requerido (OLIVEIRA *et al.*, 2010; CARNEIRO, 2017). Como este trabalho se limita ao mercado interno, esta etapa do tratamento não foi incluída na análise. Os dados de inventário para o beneficiamento da manga podem ser observados na Tabela 11.

O levantamento feito por Carneiro (2017) indicou que, para a região estudada, 61% das mangas tratadas não são submetidas ao tratamento hidrotérmico, recebendo somente aplicação de cera e fungicida. Após os tratamentos, as mangas selecionadas são acondicionadas na

embalagem – caixa de papelão ou *Mangobox*. Posteriormente, são agrupadas em *pallets* (12 caixas na base e 20 caixas na altura) (FILGUERIAS, 2000; OLIVEIRA *et al.*, 2010; CARNEIRO, 2017), recebendo cantoneiras brancas para à destinação ao mercado externo e cantoneiras marrons para o mercado interno. O uso dos *pallets* não foi incluído na análise.

Tabela 11 Dados de inventário para o beneficiamento da manga.

Fluxos de Entrada	Valor	Origem dos dados
<i>BR: electricity, medium voltage, production BR, at grid</i>	0,78 MJ	<i>mango production, conditioned, wax treatment – BR</i>
<i>BR: Brazilian mango</i>	4,00* kg	<i>mango production, conditioned, wax treatment – BR</i>
<i>Industrial area (regionalized, BR)</i>	8,92E-06 m ² *ano	<i>mango production, conditioned, wax treatment – BR</i>
<i>RER: tap water, at user</i>	1,05E-03 kg	<i>mango production, conditioned, wax treatment – BR</i>
Fluxos de Saída		Fluxo de Referência
<i>BR: Packed mango</i>	4,00 kg	
<i>Process effluent</i>	1,05E-03 kg	<i>mango production, conditioned, wax treatment – BR</i>

*Originalmente, este conjunto de dados tem como referência o acondicionamento de 1 kg de manga, porém os valores foram inseridos no processo levando-se em consideração a quantidade que cada embalagem é capaz de transportar, ou seja, 4 kg.

Elaborado pela autora.

De acordo com Oliveira *et al.* (2010), a embalagem que condiciona os frutos deve obedecer à alguns requisitos básicos como: proteção contra danos mecânicos; dissipação dos produtos da respiração permitindo a ventilação de maneira que o acúmulo de gás carbônico e calor seja evitado; ajuste às normas de manejo, tamanho e peso; facilidade para a abertura e custo compatível com o produto. Nesse sentido, alguns testes foram realizados com a embalagem proposta, atestando positivamente às exigências (SOUSA *et al.*, 2013; ESCÓCIO *et al.*, 2014; 2015). Quanto ao custo, o projeto ainda está em fase de identificação de empresas transformadoras com potencial de desenvolver a embalagem, porém, negociações feitas com indústrias interessadas em desenvolver a embalagem que transporta morango, desenvolvida pelo mesmo projeto, indicaram a possibilidade da produção das embalagens com custos compatíveis (SOARES, SILVA e FONSECA, 2021).

Seguindo sobre as exigências a respeito das embalagens, esta deve possuir conteúdo homogêneo, com frutos originários do mesmo local, sendo da mesma variedade, qualidade e

tamanho, como mencionado anteriormente. A caixa deve indicar de forma legível, no mesmo lado a identificação comercial, natureza e origem do produto (OLIVEIRA *et al.*, 2010). De acordo com FREIRES, MARINHO e WALTER (2012), o tratamento no *packing house* já é um resultado originário da precaução com a redução e controle das perdas dos produtos agrícolas e com o atendimento aos requisitos de mercado. A adoção dessas medidas é necessária para que os produtores sejam competitivos e consigam atingir os mercados mais exigentes. A depender do mercado, após o beneficiamento as frutas são destinadas à refrigeração em câmaras frias antes do transporte (OLIVEIRA *et al.*, 2010; FREIRE, MARINHO e WALTER, 2012).

Os dados levantados por Carneiro (2017) foram diretamente fornecidos pelos produtores de manga da região estudada e são referentes ao uso de insumos como fertilizantes, pesticidas e água. O consumo de eletricidade por m³ de água utilizada para a irrigação foi retirado de Basset-Mens *et al.* (2016). Os dados colhidos pela autora são relativos ao período de 2011 a 2016. Os dados para o beneficiamento da manga foram aferidos mediante medições no local e informações coletadas com os trabalhadores.

De acordo com a pesquisa realizada por Carneiro (2017), os dados existentes sobre a etapa de produção em campo são relativos a diversas parcelas da região e correspondem a diferentes mangueiras com diferentes idades. Além disso, a produtividade da planta difere de acordo com sua idade. Como havia diferentes plantas, com diferentes idades – sendo 30 anos o período máximo de produção de cada planta considerado pela pesquisadora – e produtividade variada, Carneiro (2017) informou que os dados de insumos da produção precisaram ser somados e divididos por 30 para compor um ano médio.

4.2.3 Cálculo das distâncias percorridas por material

O cálculo das distâncias percorridas foi elaborado utilizando-se o *Google Maps*®, considerando-se os municípios de origem e destino de cada material utilizado no transporte da manga embalada até seu destino final, sem haver uma distinção do local exato de partida ou chegada. O papel utilizado para a fabricação do papelão foi considerado como partindo do município de Três Barras (SC), tendo como destino Pacajus (CE). A matéria-prima para a produção do papel também foi considerada como sendo obtida em Três Barras, após a verificação da existência de plantações de árvores para a utilização com esse fim nesta região, pertencentes ao grupo *Westrock* (WESTROCK 2021). Considerou-se que a matéria-prima viaja por 30 km até a fábrica de produção de papel (WESTROCK 2021). A embalagem de papelão teve como origem Pacajus (CE) e destino o *packing house* da fazenda em Petrolina (PE).

Uma busca pela *internet* indicou a existência de outros polos de produção de embalagem corrugada na região Nordeste, além de um novo polo que está sendo construído para atividades futuras, sendo de responsabilidade de outro grupo do setor, o que pode vir a encurtar a cadeia de produção do papelão, caso estas empresas concentrem a produção do papel e a unidade corrugadora. Porém, a informação de que as unidades produtoras de manga estudadas utilizam esta embalagem específica produzida pelo grupo Rigesa do Nordeste (hoje *Westrock*) foi fornecida na reunião com os pesquisadores da EMBRAPA, citada anteriormente (SOARES, SILVA E FERREIRA, 2021).

De acordo com os pesquisadores (SOARES, SILVA E FERREIRA, 2021), diversas plantas dadas como unidades produtoras de embalagem espalhadas pelo Brasil são apenas centro de distribuição, estando a produção, de fato, concentrada na região Sul e Sudeste. Além do mais, para se assumir que a embalagem de papelão possa ser adquirida de outro grupo é preciso assegurar que as especificações técnicas das embalagens atendam às requeridas. Outro ponto importante reside na origem do papel, uma vez que, mesmo que a embalagem seja produzida na região Nordeste, é preciso verificar se a matéria-prima vem da mesma região, para que o impacto da produção da embalagem seja diminuído com a diminuição da distância percorrida pelo papel que serve de matéria-prima.

A embalagem *Mangobox* foi considerada como sendo transportada por 50 km até o *packing house* da fazenda, seguindo os critérios de busca de indústrias transformadoras descritos anteriormente. A distância percorrida pela manga da colheita até o *packing house* foi considerada como 30 km, de acordo com informações cedidas pela EMBRAPA (SOARES, SILVA e FONSECA, 2021). O plástico pós-consumo percorreu 15 km, sendo considerada como sua origem a Cooperativa de Materiais Recicláveis do Raso da Catarina (COOMARCA), principal cooperativa de catadores de materiais recicláveis de Petrolina (CARVALHO, 2016). Ainda de acordo com Carvalho (2016), a COOMARCA não possui um galpão para funcionamento, mas opera no meio da rua, onde antigamente se encontrava o antigo lixão do município, área atualmente recuperada. O antigo lixão dista em cerca de 7 km do Distrito Industrial onde considerou-se que as embalagens serão produzidas (EMPRESA PERNAMBUCANA DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 2011). Para uma análise mais conservadora, a distância de 15 km foi adotada.

A origem e o destino da manga embalada nos dois sistemas são os mesmos: *packing house*, em Petrolina, e CEASA/RJ, respectivamente. As embalagens e as mangas descartadas tiveram como origem a CEASA/RJ e como destino o aterro sanitário de Seropédica (RJ). As embalagens que seguiram para a reciclagem tiveram como origem a CEASA/RJ sem a

identificação de um local específico para a realização do processamento. De acordo com o estudo conduzido por Pacheco, Ronchetti e Masanet (2012), Duque de Caxias é o município com maior capacidade para reciclagem do plástico na região metropolitana do Rio de Janeiro.

Através de um levantamento realizado com o auxílio do *Google Maps*®, verificou-se a existência de diversas recicladoras em um raio genérico de 20 km da CEASA/RJ. Ainda de acordo com o estudo citado anteriormente (PACHECO, RONCHETTI e MASANET, 2012), a cidade do Rio de Janeiro possui a segunda maior capacidade para reciclagem de plástico na região. Por se tratar de um estudo em estágio inicial, a recicladora – ou recicladoras – que receberá as embalagens ainda não foi definida, apenas foi considerado que estas serão transportadas por 20 km até o tratamento de fim de vida, de acordo com o exposto anteriormente.

Conceição e Pacheco (2020) realizaram um estudo sobre as rotas percorridas pelo PET pós consumo no Rio de Janeiro, considerando distribuidores, intermediários e um único reciclador. De acordo com este levantamento, o PET percorre, em média 20 km, até o primeiro processamento (trituração, lavagem e secagem do material reciclável), considerando diversas rotas existentes em toda a cidade. Como dentro do contexto deste estudo a origem do PET pós consumo já foi definida como a CEASA/RJ, a distância de 20 km para a recicladora foi considerada. Além disso, Conceição e Pacheco (2020) afirmam que recicladores estão tipicamente localizados próximos a estradas e distritos industriais, características existentes no entorno de 20 km considerando a CEASA/RJ. As distâncias percorridas podem ser verificadas na Tabela 12.

A escolha do tipo de caminhão utilizado na análise levou em consideração a capacidade de carregamento e transporte da manga descrito por Filgueiras (2000) e Oliveira *et al.* (2010). De acordo com estas publicações, o transporte da manga se dá por meio de 20 *pallets* que comportam 12 caixas na base e 20 caixas de altura, totalizando cerca de 19 toneladas transportadas. O padrão de emissões veiculares Euro 4 foi adotado embora a legislação brasileira emendada atualmente seja equivalente ao padrão Euro 5 (CONAMA 403, 2008), visando uma análise mais conservadora. O caminhão utilizado para o transporte dos materiais foi considerado somente realizando a viagem de ida, com exceção da base da *Mangobox* que retornou para higienização e novo recebimento de mangas.

Tabela 12 Distância percorrida por material.

Material	Origem	Destino	Distância
Madeira para fabricação do papel	Três Barras/SC	Três Barras/SC	30 km
Papel para fabricação do papelão	Três Barras/SC	Pacajus/CE	3450 km
Embalagem papelão	Pacajus/CE	<i>Packing house</i> (Petrolina/PE)	756 km
Plásticos pós-consumo fabricação <i>Mangobox</i>	COOMARCA (Petrolina/PE)	Distrito Industrial (Petrolina/PE)	15 km
Fibra Vegetal	Cipotânea/MG	Distrito Industrial (Petrolina/PE)	1685 km
<i>Mangobox</i>	Petrolina/PE	<i>Packing house</i> (Petrolina/PE)	50 km
Manga Embalada	<i>Packing house</i> (Petrolina/PE)	CEASA/RJ (Rio de Janeiro)	2010 km
Mangas Descartadas	CEASA/RJ (Rio de Janeiro)	Aterro Sanitário (Seropédica/RJ)	60 km
Embalagens Descartadas	CEASA/RJ (Rio de Janeiro)	Aterro Sanitário (Seropédica/RJ)	60 km
Embalagens Descartadas	CEASA/RJ (Rio de Janeiro)	Reciclagem (Rio de Janeiro/RJ)	20 km
Bases retornadas	CEASA/RJ (Rio de Janeiro)	<i>Packing house</i> (Petrolina/PE)	2010 km

Elaborado pela autora.

4.2.4 Considerações para o fim de vida dos materiais

Parte das embalagens, tanto da *Mangobox* quanto da embalagem de papelão, tem como destino final a reciclagem e o aterro sanitário (Tabela 13). As mangas descartadas também são enviadas ao aterro, sendo uma pequena fração recuperada para o envio à bancos de alimentos que repassam aquilo que ainda tem condição de ser consumido, embora apresentem danos que inviabilizam a comercialização. De acordo com Soares, Silva e Fonseca (2021), há uma geração de resíduo orgânico na CEASA/RJ da ordem de 100 a 120 toneladas por dia. Desse montante, apenas 5 toneladas por dia são reaproveitadas e destinadas a estes bancos. O potencial de reaproveitamento de alimentos é muito maior que isso. A falta de gerenciamento adequada inviabiliza o melhor aproveitamento desses alimentos que ainda poderiam servir para nutrição. Além disso, é necessário que as entidades se mobilizem para buscar periodicamente nas Centrais este montante de alimento que ainda tem potencial para ser consumido.

Ainda de acordo com Soares, Silva e Fonseca (2021), somente o gasto mensal da CEASA/RJ para a retirada do lixo gerado está em torno de 700 a 800 mil reais. Importante ressaltar que em 23 de junho de 2020, o Congresso Nacional decretou e sancionou nova lei que dispõe sobre o combate ao desperdício de alimentos e a doação de excedentes de alimentos para

o consumo humano (BRASIL LEI N° 14.016, 2020). Esta lei informa que os estabelecimentos dedicados à produção e ao fornecimento de alimentos podem realizar a doação, seguindo alguns critérios especificados, em colaboração com o poder público, ou por meio de bancos de alimentos. Além disso, de acordo com o Art. 3° da referida lei, o doador ou o intermediário somente serão passíveis de sofrer sanções nas esferas civil e administrativa por danos provocados pelos alimentos doados se agirem com dolo.

Tabela 13 Final de vida dos materiais das embalagens e da manga.

Material	Destinação			Origem dos dados
	Aterro sanitário	Reciclagem	Bancos de alimentos	
Bandejas PET	45 %	55 %	-	ABIPET (2020)
Embalagem papelão	20 %	80 %	-	ANAP (2019)
Mangas não comercializadas	95 %	-	5 %	Soares, Silva e Fonseca (2021)

Elaborado pela autora.

Os resíduos alimentares que não possuem mais condição sanitárias e higiênicas para servir de alimento, juntamente com as embalagens de papelão, poderiam ser destinadas também a centrais de compostagem, podendo ser aproveitadas na agricultura rural e urbana como adubo, além de contribuir para o desvio na destinação de resíduos orgânicos à aterros sanitários. O envio de resíduos dessa natureza para estas instalações contribui para a redução da sua vida útil, além de emitir alta carga de Gases do Efeito Estufa (GEE) (BARREIRA *et al.*, 2007; SIQUEIRA e ASSAD, 2015; DEUS, BATTISTELLE e SILVA, 2016). Apesar desta possibilidade de reaproveitamento e recuperação, observa-se enorme subutilização desse tipo de tratamento no Brasil, sendo um processo ainda insuficientemente desenvolvido no país, com as instalações disponíveis ainda operando em pequena escala (BARREIRA *et al.*, 2007; SIQUEIRA e ASSAD, 2015; DEUS, BATTISTELLE e SILVA, 2016).

4.2.5 Processos utilizados na modelagem

Os processos de transporte, modelagem do aterro sanitário, modelagem do sistema de fornecimento de energia elétrica, da água e do diesel (Tabela 14) foram obtidos na base de dados do *software* GaBi 9.2 (PE INTERNATIONAL AG, 2016). Neste estudo, considerou-se para o uso da eletricidade, o processo que reúne as informações da matriz elétrica do Brasil de forma geral. Esta base de dados foi utilizada, uma vez que os processos ocorrem com a utilização da energia da rede nacional.

Tabela 14 Processos retirados do GaBi 9.2.

Processo	Nome do Processo	Representatividade Temporal
Água	Eu-28: tap water from groundwater ts [water]	2019 a 2022
Energia	Br: electricity grid mix ts [electricity grid mix]	2016 a 2022
Diesel	Br: diesel mix at refinery ts [refinery products]	2016 a 2022
Mat. Org. no Aterro Sanitário	Eu-28: biodegradable waste on landfill	2019 a 2021
Plástico no Aterro Sanitário	Eu-28: plastic waste on landfill	2019 a 2021
Papel no Aterro Sanitário	Eu-28: paper waste on landfill	2019 a 2021
Transporte	Glo: truck, euro 4, 26 - 28t gross weight / 18.4t payload capacity	2019 a 2022

Elaborado pela autora.

O processo utilizado referente às atividades do aterro sanitário representa a performance de um aterro sanitário municipal típico da Europa, em relação às tecnologias utilizadas para cobertura do solo e tratamento do lodo, lixiviado e gases gerados. Como não existem processos representativos das atividades de um aterro sanitário típico brasileiro nas bases de dados utilizadas, esta opção foi empregada. Para a deposição dos resíduos de manga e das embalagens de papelão, 22% do gás gerado é considerado como queimado, 28% utilizado para fins industriais e 50% emitido para a atmosfera, de acordo com as políticas de emissão existentes na Europa. Para a deposição do material plástico em fim de vida, nenhuma produção de gás foi considerada (PE INTERNATIONAL AG, 2016).

4.3 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida

As categorias de impactos consideradas relevantes para esta análise foram baseadas em um estudo previamente realizado pela *Food and Agriculture Organization* (FAO), que teve como objetivo a contabilização global da pegada ambiental relacionada ao descarte de alimentos ao longo de toda a cadeia de fornecimento (FAO, 2013). Este estudo avaliou a pegada ambiental dos alimentos jogados fora no mundo através de um modelo com quatro diferentes componentes: pegada de carbono, pegada hídrica, impactos da ocupação/degradação da terra e impacto potencial na biodiversidade (FAO, 2013).

De acordo com a metodologia da FAO (2013), a contabilização das cargas ambientais relacionadas à emissão de carbono, uso da água e uso da terra, são mais simplesmente calculáveis através da multiplicação do valor de gasto ou emissão relacionado ao fluxo com fatores específicos de impacto. Já o componente biodiversidade requer uma análise

diferenciada, com a combinação de abordagens quantitativas e qualitativas, que não serão abordadas neste estudo.

Assim sendo, as categorias de impactos analisadas nessa dissertação estão relacionadas à emissão de gases do efeito estufa, ao consumo de água e ao uso da terra. A realização desta etapa do estudo foi feita utilizando-se o método ReCiPe 2016 (HUIJBREGTS *et al.*, 2017) *midpoint*, modelo hierárquico (H). O método ReCiPe é uma derivação dos métodos pré-existentes Eco-indicator 99 e CML 2002, que mesmo integrados foram reformulados para esta nova metodologia. Este método de avaliação foi escolhido devido à sua robustez, uma vez que fornece a avaliação para as três categorias de impacto anteriormente mencionadas cobrindo um número extenso de substâncias em sua análise (aproximadamente 3000) (GOEDKOOPE *et al.*, 2008; ILCD, 2011; HUIJBREGTS *et al.*, 2017).

A abordagem *midpoint* foi escolhida por apresentar menor incerteza quando comparada à *endpoint*, uma vez que apresenta maior relação com os fluxos ambientais do sistema (HAUSCHILD, e HUIJBREGTS, 2015). Para que fosse possível obter um melhor entendimento da magnitude relativa dos efeitos do sistema em estudo, os resultados foram normalizados, utilizando-se a abordagem mundial com o valor de referência correspondendo à população mundial no ano de 2010 (ISO 14040, 2006; MONTEIRO, 2018).

Como anteriormente mencionado, não existe metodologia de cálculo voltada para a realidade brasileira, sendo a maioria dos métodos construídos de acordo com os cenários europeus. O ReCiPe também foi formulado de acordo com a realidade europeia, sendo as categorias mudança climática e uso da terra com relevância global. A categoria de uso da água também é voltada para a Europa, mas fornece valores específicos de fatores de caracterização para diversos países, dentre estes o Brasil, mas somente para valores *endpoint* (HUIJBREGTS *et al.*, 2017).

4.4 Análise de Sensibilidade

A perspectiva hierárquica foi escolhida para esta análise uma vez que é baseada em consenso científico sobre o horizonte temporal e razoabilidade dos mecanismos de impacto. Trabalha dentro do possível padrão esperado, não sendo otimista nem pessimista (HUIJBREGTS *et al.*, 2017). Para análise de sensibilidade foram consideradas a perspectiva individualista, que se baseia em análises de curto prazo, sendo otimista à adaptação humana tecnológica; e a igualitária que é mais cautelosa, considerando um horizonte temporal mais longo (HUIJBREGTS *et al.*, 2017). As diferenças entre as abordagens podem ser observadas na Tabela 15. A diferença nos fatores de caracterização para uso da terra entre as diferentes

perspectivas não foi considerada devido à falta de dados suficientes (HUIJBREGTS *et al.*, 2017). Para a pegada hídrica, os resultados observados em todas as categorias foram iguais, ficando a análise restrita apenas para as mudanças climáticas.

Tabela 15 Variação das considerações por perspectiva adotada.

	Individualista	Hierárquica	Igualitária
Mudanças Climáticas			
Horizonte temporal	20 anos	100 anos	1000 anos
<i>Feedbacks</i> climáticos (não CO ₂)	Não	Sim	Não
Desenvolvimento socioeconômico futuro	Otimista	Padrão	Pessimista
Adaptação potencial	Adaptativo	Controlado	Compreensivo
Uso da água			
Regulação do Fluxo	Alto	Padrão	Padrão
Requerimento de água para produção de alimentos	1000 m ³ /ano/capita	1350 m ³ /ano/capita	1350 m ³ /ano/capita
Impactos no ecossistema terrestre considerados	Não	Sim	Sim

Fonte: Huijbregts *et al.*, 2017.

Elaborado pela autora.

Outro aspecto considerado para análise de sensibilidade diz respeito às diferentes origens para o fornecimento da fibra vegetal empregada na fabricação da *Mangobox*. Para que fosse possível entender o impacto causado pela distância a ser percorrida, foram considerados diferentes municípios fornecedores, levando-se em consideração a disponibilidade de resíduo desse material de acordo com a produção nacional de bucha vegetal. Além do município de Acauã, no Piauí, que dista em 161 km do Distrito Industrial, também analisou a possibilidade de as fibras terem como origem o município de Araripina, em Pernambuco (274 km do Distrito Industrial); Elísio Medrado, na Bahia (524 km) e Cipotânea, em Minas Gerais (1685 km). Lembrando que o Distrito Industrial de Petrolina foi definido como a região onde as embalagens à base de plástico reciclado serão produzidas. Desta maneira, a fibra deve ser transportada do seu local de produção até o local de fabricação das embalagens, sendo essas diferentes distâncias avaliadas na análise de sensibilidade.

Uma análise de sensibilidade também foi conduzida em relação à fabricação da caixa de papelão, uma vez que no cenário atual, o papel utilizado como matéria-prima para a fabricação da caixa corrugada deve viajar por mais de 3 mil km. Esse cenário foi definido uma vez que não foram identificados polos de fabricação da caixa de papelão utilizada pelos produtores de manga para transportar a fruta mais próximos à região das fazendas produtoras, que reunissem a fabricação da embalagem desde a extração da matéria prima até a fabricação

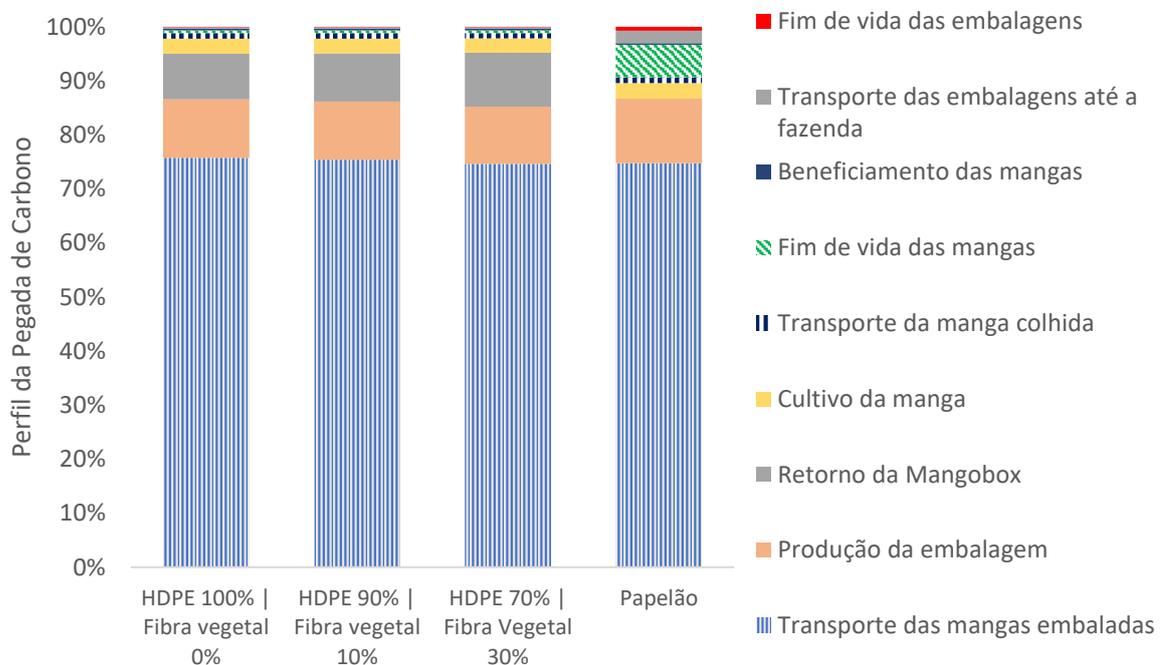
final do produto em uma única localidade, como confirmado pelos pesquisadores da EMBRAPA (SOARES, SILVA e FONSECA, 2021). Assim sendo, simulou-se um encurtamento da distância percorrida pelo papel até a planta corrugadora em 30%, 60% e 90%, a fim de se verificar qual a redução do impacto na fabricação da embalagem de papelão.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Pegada de Carbono

A pegada de carbono dos quatro diferentes cenários analisados está ilustrada na Figura 8, incluindo a contribuição individual de cada etapa do ciclo de vida da manga estudada. O transporte das mangas embaladas contribuiu com mais de 75% das emissões de CO₂eq em todos os cenários analisados. A segunda maior contribuição para a pegada de carbono é referente à produção da embalagem para os dois sistemas, seguido das atividades relacionadas ao retorno da *Mangobox*, em todos os cenários com o uso da embalagem à base de plástico reciclado. No sistema com a embalagem de papelão, a terceira etapa que mais contribuiu para a pegada de carbono está relacionada ao fim de vida das mangas descartadas.

Figura 8 Perfil de emissões de GEE dos 4 diferentes cenários analisados.



Elaborado pela autora.

a) Transporte das mangas embaladas

Em termos absolutos, o valor total observado para esta etapa do ciclo de vida foi de 0,39E-01 kg de CO₂eq para o cenário com a embalagem à base de plástico reciclado composta

com 100% e 90% de HDPE. Para o cenário com 70% de HDPE, observou-se pequeno aumento na emissão de GEE, chegando à 0,40E-01 kg de CO₂ eq, devido ao aumento de peso da embalagem – 0,66 kg para 0,79 kg (Tabela 6) – associado à adição da fibra. Para a embalagem de papelão o valor das emissões foi de 0,51E-01 kg de CO₂ eq. Em todos os cenários, a maioria das emissões relacionadas à esta etapa do ciclo de vida estão associadas à queima e produção de diesel pelo caminhão que transporta as frutas, semelhante ao observado por Boschiero *et al.* (2019).

Como anteriormente discutido, o sistema com a embalagem de papelão deve produzir maior quantidade de manga para entregar a unidade funcional definida. Para a chegada ao destino final de 80 kg de mangas próprias para o consumo, o sistema com o papelão deve produzir uma quantidade inicial de 114,29 kg de mangas, uma vez que 30% do produzido é perdido por injúria mecânica no transporte. Para os cenários com a utilização da *Mangobox*, observa uma necessidade de produção inicial da ordem de 82,47 kg de manga, com perda de 3%.

Com os ajustes de escala realizados para que o sistema com a embalagem de papelão possa compensar as perdas e cumprir a unidade funcional, a massa total a ser transportada, após as 20 viagens, é equivalente à 124,52 kg (114,29 kg de manga + 10,23 kg de papelão). Para a embalagem à base de plástico reciclado, a massa total transportada, após as 20 viagens, varia de acordo com a quantidade de fibra existente, sendo que para a caixa feita de HDPE 100% o valor total é de 96,12 kg (82,47 kg de manga + 13,65 kg da embalagem).

Para a *Mangobox* com HDPE 90% a massa total transportada corresponde à 96,91 kg (14,43 kg da embalagem) e para o cenário com HDPE 70%, tem-se o total de 98,80 kg (16,33 kg da embalagem). A maior quantidade de material a ser transportada no cenário com o uso da embalagem de papelão justifica as maiores emissões observadas na fase do transporte. Mesmo a embalagem proposta tendo maior peso individual quando comparada à embalagem de papelão, sua maior capacidade em proteger o alimento garante menor carga ambiental no transporte das frutas, como também observado por Sasaki *et al.* (2021).

Matar *et al.* (2021) concluíram que o transporte foi responsável por 60% dos impactos associados à mudança climática, em um estudo com diferentes cenários para o ciclo de vida do morango, também considerando as perdas associadas aos diferentes cenários. Sasaki *et al.* (2021) também encontraram importância nas emissões de GEE no transporte de pêssegos do beneficiamento para a comercialização, embora em menor proporção, em um estudo da mesma natureza. Para Yokokawa, Amasawa e Hirao (2021), a produção do alimento e sua distribuição foram as maiores contribuições para os GEE.

Outros estudos semelhantes mostraram maior relevância na produção dos alimentos em comparação ao seu transporte para a emissão de GEE (CONTE *et al.*, 2015; GUTIERREZ, MELEDDU E PIGA, 2016; YOKOKAWA *et al.*, 2017), porém são estudos que analisam o ciclo de vida de alimentos de origem animal, que possuem maior impacto em sua produção quando comparados à produtos de origem vegetal, como as mangas (WIKSTROM *et al.*, 2013; HELLER, SELKE E KOLEIAN, 2018; YOKOKAWA *et al.*, 2019).

Uma proposta para a redução dos impactos ambientais associados ao transporte dos produtos é o encurtamento da cadeia de suprimentos dos alimentos com alimentos locais sendo consumidos pela população local (GAITÁN-CREMASCHI *et al.*, 2018; SASAKI *et al.*, 2021). Além disso, também se propõe o uso de outro tipo de meio de transporte, como o uso de trens, ao invés de caminhões, porém é necessário que o tempo gasto para o transporte das frutas não seja excedido para que não haja um aumento em sua deterioração (SASAKI *et al.*, 2021). Ainda é possível citar o constante estado de degradação das rodovias brasileiras que interfere no rendimento do veículo, ocasionando emissões que poderiam ser evitadas (EMBRAPA, 2004; GOMES, 2015; EMBRAPA, 2014).

b) Produção das embalagens

A etapa de produção das embalagens foi a segunda mais importante em termos de emissão de GEE, para os dois sistemas analisados. Para o cenário com o HDPE 100%, o valor absoluto dessa fase correspondeu à $0,56E-02$ kg de CO_2 eq. Para o uso das embalagens com HDPE 90% e HDPE 70%, valor foi de $0,57E-02$ kg de CO_2 eq. Em todos os cenários da *Mangobox* essa etapa correspondeu à 11% do total da pegada de carbono. A produção das embalagens de papelão teve o valor de emissão de $0,81E-02$ kg de CO_2 eq, correspondendo à 12% do total emitido neste cenário.

Importante lembrar que o valor encontrado para a produção da embalagem de papelão não corresponde à produção de uma única unidade, e sim ao total necessário para a realização das 20 viagens, uma vez que esta embalagem não é retornável. Como as embalagens *Mangobox* foram consideradas viajando 20 vezes (base de compósito), as emissões encontradas são referentes à produção de uma única base, acrescida da quantidade necessária de bandejas que não são retornáveis, tendo seus valores ajustados para a compensação das perdas. Desta maneira, é possível notar que a produção adicional de embalagem de papelão superou em emissões a produção das embalagens à base de plástico reciclado, mesmo o processamento do papelão sendo menos complexo.

Um estudo preliminar feito com a *Mangobox*, indicou uma melhor performance da embalagem de papelão, frente à de plástico, uma vez que todas as embalagens foram consideradas de uso único (SARAIVA *et al.*, 2016). Além disso, o estudo anterior não levou em consideração as diferentes perdas de produtos associadas ao uso de cada embalagem. A importância de se incluir os impactos indiretos das embalagens – capacidade de conservar os alimentos – vem sendo cada vez mais discutida e reforçada nos estudos de ACV de sistemas alimentares (WILLIAMS e WIKSTROM, 2011; WIKSTROM *et al.*, 2013; HELLER, SELKE e KEOLEIAN, 2018; ZHANG *et al.*, 2019; WOHLNER *et al.*, 2020; MATAR *et al.*, 2021).

Wohner *et al.* (2020), em seu estudo sobre o ciclo de vida do *ketchup*, concluíram que a contribuição das embalagens nas emissões de GEE variou em uma faixa de 12% a 26%. O estudo também avaliou diferentes embalagens com diferentes valores de desperdício associados. Outro estudo de ACV, realizado sobre o ciclo de vida de morangos, encontrou 16% de contribuição para as mudanças climáticas para embalagens de plástico (Matar *et al.*, 2021). Para o ciclo de vida de pêssegos, Sasaki *et al.* (2021) identificaram a contribuição de 20% para a produção de embalagens – rede de isopor. Zhang *et al.* (2019) encontraram valores de contribuição das embalagens variando entre 2% e 18%, em um estudo que considerou os ciclos de vida de diferentes produtos: damasco, pasta de tomate, suco de laranja e presunto cozido.

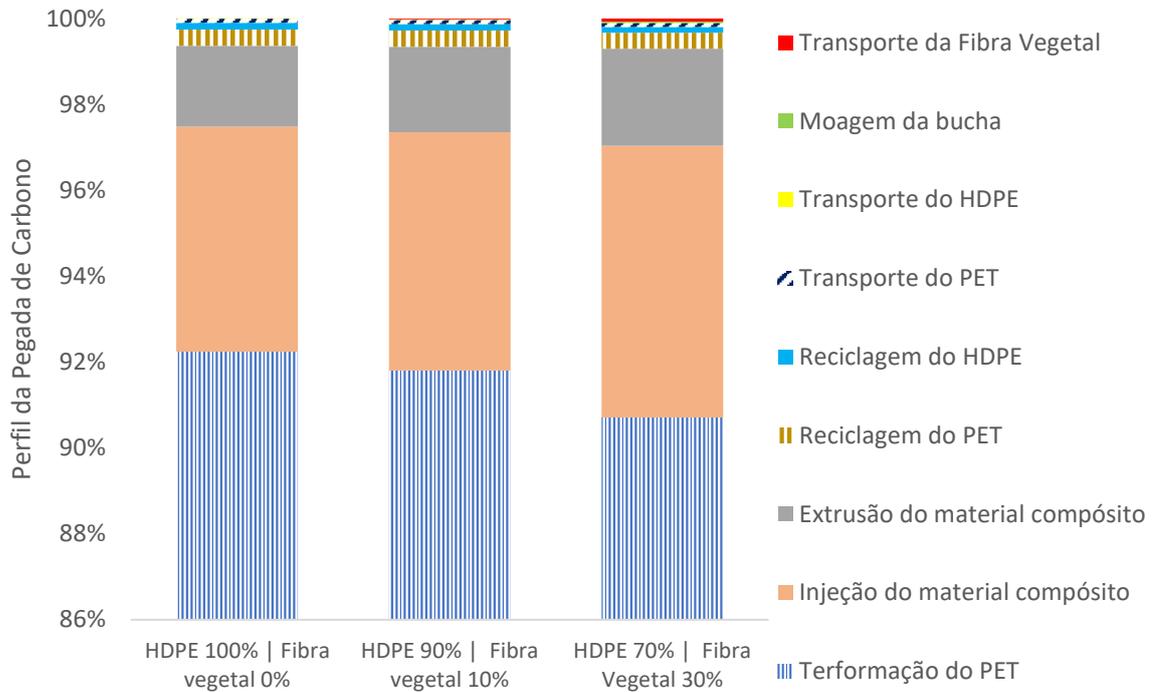
A Figura 9 mostra o perfil ambiental da produção de cada tipo de embalagem para os cenários com a *Mangobox*, em pegada de carbono. A Figura 10 traz as mesmas informações para a produção das embalagens de papelão.

Para os três cenários da *Mangobox*, a termoformação do PET foi a etapa que mais contribuiu para a emissão de GEE na fabricação das embalagens, sendo responsável por 92% das emissões no cenário com a base composta por HDPE 100% e HDPE 90%, correspondendo à 0,52E-02 kg de CO₂ eq, valor igual para todos os três cenários. Para a embalagem com HDPE 70%, esta etapa contribuiu em 91% na pegada de carbono, uma vez que a injeção do material compósito ganhou ligeira importância, devido ao acréscimo de fibra ao material processado (Figura 9).

As emissões de CO₂ eq da termoformação do PET estão relacionadas ao uso de energia requerido no processo. Esses resultados são semelhantes ao encontrado por Saraiva *et al.* (2016), que também estudaram a *Mangobox* e analisaram a etapa de produção da embalagem e transporte das mangas, desconsiderando as perdas da fruta. Importante mencionar que a bandeja de PET corresponde à fração descartável da embalagem. Assim sendo, a cada retorno da *Mangobox*, uma nova bandeja deve ser produzida e um novo processo de termoformação é requerido. A base de compósito é retornável, de modo que o processo de injeção ocorre apenas

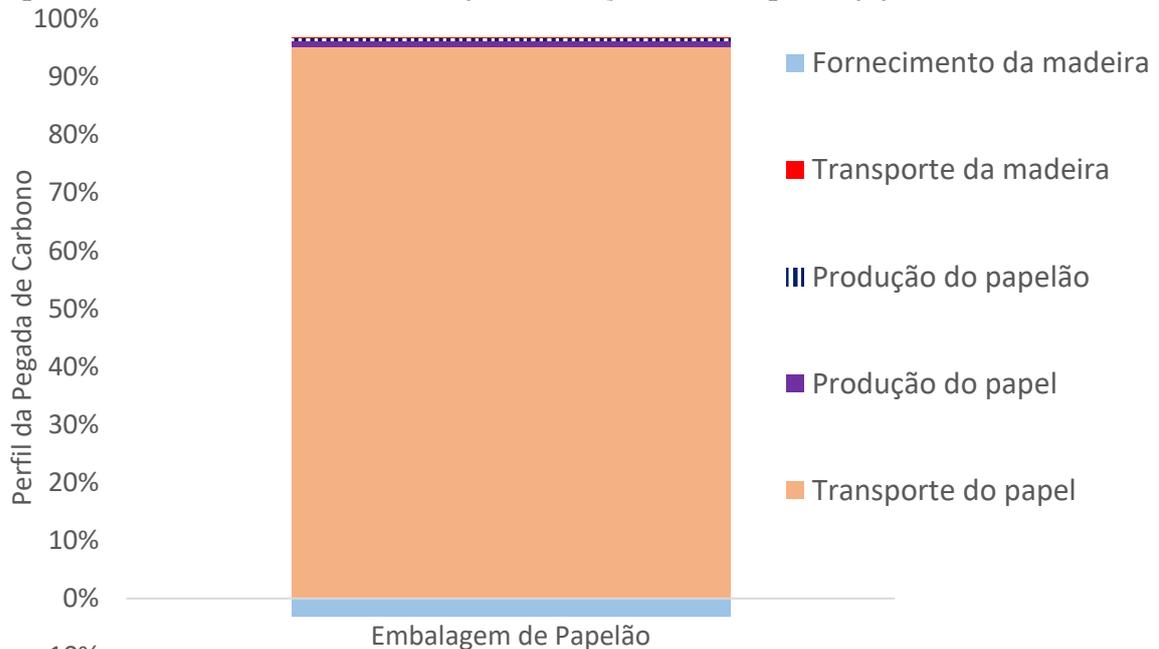
uma vez, considerando os 20 retornos da embalagem. Por esse motivo, o processo de termoformação se mostrou tão superior em emissões quando comparado à injeção do material plástico da base.

Figura 9 Perfil de emissões de GEE da etapa de fabricação das 3 diferentes composições da *Mangobox* analisadas.



Elaborado pela autora.

Figura 10 Perfil de emissões de GEE da etapa de fabricação das embalagens de papelão analisadas.



Elaborado pela autora.

O segundo processo mais importante na fabricação da *Mangobox* está relacionado à injeção do material compósito que foi responsável por 5% das emissões no cenário com HDPE 100% e 6% das emissões nos outros dois cenários. O terceiro processo mais importante foi a extrusão do material compósito, contribuindo com 2% da pegada de carbono na produção da *Mangobox* para todo os cenários (Figura 9). Tanto a extrusão quanto a injeção têm suas emissões relacionadas ao uso de energia (Saraiva *et al.*, 2016). De acordo com Del Borghi *et al.* (2020), a energia contribuiu com 20% da emissão de CO₂ eq na produção da embalagem plástica estudada por eles.

Dilkes-hoffman *et al.* (2018) encontraram grandes contribuições em emissões relativas à produção do polímero, na embalagem estudada, frente ao seu processamento e distribuição. Zhang *et al.* (2019) também observaram importância relacionada ao polímero na produção de embalagens com componentes ativos para diversos alimentos. Para Del Borghi *et al.* (2020), a entrada de polímeros granulados para a fabricação da embalagem contribuiu para 14% da emissão de GEE. Essa relevância do uso de polímeros na fabricação das embalagens reforça a importância da utilização de material reciclado para a fabricação das embalagens (SARAIVA *et al.*, 2016).

A embalagem de papelão tem como pior estágio o transporte do papel para a fábrica que o transforma em papelão, para a fabricação da embalagem (0,82E-02 kg de CO₂ eq), uma vez que percorre uma distância superior a 3000 km para ser processado em papelão. Mesmo que a distância percorrida pelo papel nesta etapa pudesse ser encurtada, a distância percorrida pela embalagem ainda seria grande, uma vez que não há indústrias capazes de fornecer a embalagem acabada, próximas ao local de produção das mangas (WESTROCK, 2021; SOARES, SILVA e FONSECA, 2021). O processamento para a produção do papel, produção do papelão e o transporte da matéria prima contribuem juntos com 0,10E-03 kg de CO₂ eq.

O fornecimento da madeira como matéria-prima na fabricação das embalagens apresenta um valor negativo de emissões de CO₂ eq (-0,30E-03 kg) (Figura 10). O valor negativo associado a esta etapa representa o carbono incorporado à madeira durante seu período de crescimento (ALBRECHT *et al.*, 2013; ACCORSI *et al.*, 2013). Mesmo que o ciclo de vida da madeira incorpore CO₂ eq com o desenvolvimento da matéria-prima, as etapas posteriores à produção podem envolver práticas que compensem essa incorporação inicial, levando à emissão de gases (ALBRECHT *et al.*, 2013; ACCORSI *et al.*, 2013). Tal consideração está alinhada com o perfil de emissões encontrados neste estudo (Figura 10).

De maneira geral, o impacto da embalagem no ciclo de vida do produto varia de acordo com o impacto observado na fase de produção de diversos produtos. Alimentos muito intensivos

em produção – ou no processamento – tem um enorme impacto relacionado ao seu descarte, uma vez que a existência do desperdício implica em aumento na necessidade de produção e processamento de alimentos para compensar o que foi perdido, contribuindo para o aumento dos impactos indiretos das embalagens (HELLER *et al.*, 2018; DILKES-HOFFMAN *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2019). Existem diversos estudos que apontam casos em que os impactos ambientais relacionados às embalagens dos alimentos são mais influenciados pela capacidade de evitar o desperdício em comparação à sua produção e disposição final de materiais – impactos diretos das embalagens – (WIKSTROM *et al.*, 2013; CONTE *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2019; MATAR *et al.*, 2021).

Grandes oportunidades de melhoria são observadas em sistemas alimentares que possuem produtos de origem animal. Uma vez que a fase de produção desses alimentos é muito intensiva em relação à fabricação e processamento das embalagens, melhorias mais robustas e com potencial de aumentar os encargos ambientais podem ser empregadas para diminuir o impacto ambiental global de todo o sistema (WIKSTROM *et al.*, 2013; HELLER *et al.*, 2018; MATAR *et al.*, 2021). Alimentos altamente perecíveis, mesmo que de origem vegetal, também tem grandes oportunidades de melhoria nesse sentido, uma vez que perdas excessivas na manipulação deste tipo de alimento são observadas (FAO, 2019; MATAR *et al.*, 2021; UNEP, 2021).

c) Fim de vida das mangas

As atividades de fim de vida das mangas descartadas envolvem o transporte das mangas até o aterro sanitário e a sua degradação biológica no aterro. O valor absoluto total desta etapa é igual a 0,41E-02 kg CO₂ eq, para o cenário com a embalagem de papelão, contribuindo com 6% do total das emissões para este cenário. Para os cenários com a *Mangobox*, o valor total das emissões para esta etapa foi de 0,30E-03 kg de CO₂ eq, o que significou um aumento percentual de mais 1000% para o cenário com papelão.

Importante lembrar que o cenário com a *Mangobox* enviou para o aterro uma quantidade de mangas equivalente à pouco mais que 2 kg. Para o cenário com papelão este valor foi superior à 30 kg. Em todos os cenários analisados, 90% das emissões de GEE das atividades de fim de vida estão relacionadas à degradação das mangas no aterro sanitário. A degradação de matéria orgânica é um processo que envolve a emissão de metano (CH₄) (GUSTAVSSON, CEDERBERG E SONESSON, 2011), um gás com alto potencial de aquecimento global, 29 vezes maior que o próprio CO₂ eq (IPCC, 2021).

Diversos autores apontam para a importância da inclusão do fim de vida dos produtos embalados nos ciclos de vida analisados: Conte *et al.* (2015) encontraram um perfil completamente diferente para os impactos ambientais com a exclusão inicial dos dados de desperdício, semelhante ao encontrado por Wikstrom *et al.* (2013), Conte *et al.* (2015) e Dilkeshoffman *et al.* (2017). A inclusão do desperdício nas análises modifica o perfil ambiental dos sistemas devido ao impacto ambiental da produção adicional necessária de alimento, além do impacto relacionado às emissões relacionadas à degradação do alimento descartado (WIKSTROM *et al.*, 2013; CONTE *et al.*, 2015; FAO, 2019; MATAR *et al.*, 2021). Hanssen *et al.* (2015), reportaram que a prevenção da geração do desperdício poderia reduzir as emissões totais de GEE em 130%, nos cenários analisados.

d) Outros impactos relevantes

A terceira contribuição mais importante nos cenários com a *Mangobox*, está relacionada às atividades de retorno da base. Para o cenário com HDPE 100% esta atividade emitiu 0,43E-02 kg de CO₂ eq. Para HDPE 90% o valor encontrado foi de 0,47E-02 kg de CO₂ eq e para HDPE 70%, encontrou-se 0,54E-02 kg de CO₂ eq. O percentual em relação à pegada de carbono total do sistema é de 8%, 9% e 10%, para os cenários HDPE 100%, HDPE 90% e HDPE 70%, respectivamente. O acréscimo no valor observado acompanha o aumento do peso das embalagens com a introdução da fibra vegetal. As atividades de retorno da base da *Mangobox* envolvem a higienização e o transporte pelo caminhão das embalagens de volta para o local de produção, sendo este último responsável por quase 100% das emissões desta etapa., semelhante ao observado por Accorsi *et al.* (2013) e Albrecht *et al.* (2013). O retorno do caminhão que levou a embalagem de papelão não foi considerado neste estudo.

A quarta pior etapa para emissões de GEE dos sistemas alimentares analisados é o cultivo das mangas, com 3% de contribuição em todos os quatro cenários. Heller *et al.* (2018) também reportaram baixas contribuições para esta etapa de alimentos com origem vegetal como espinafre, alface e batata (8%, 5% e 9%, respectivamente). Outros estudos apontam para maiores valores de contribuição, com valores atingindo 80 e 90% do total das emissões, mas para produtos de origem animal (CONTE *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2015; YOKOKAWA *et al.*, 2017; HELLER *et al.*, 2018). Para os sistemas analisados neste estudo, o cultivo da manga teve maior importância no consumo de água, que será abordado na próxima sessão.

Devido ao acréscimo na produção de manga requerida pelo sistema que utiliza a embalagem de papelão, o impacto dessa etapa para esse sistema foi 39% maior, em comparação ao sistema com a *Mangobox*. Para os cenários com as embalagens à base de plástico reciclado

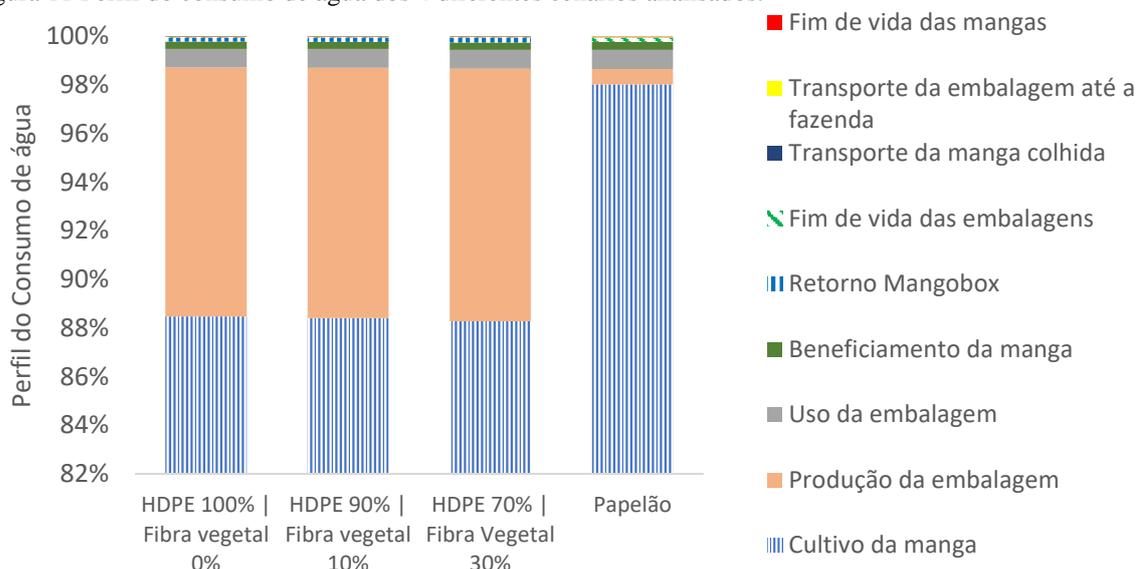
o transporte da manga colhida e o fim de vida das mangas ainda contribuirão com 1% cada um, na pegada de carbono total do sistema. Para o cenário com o papelão, o transporte das embalagens até a fazenda representa 2% das emissões totais, seguido do transporte da manga colhida, com 1% de contribuição.

5.2 Consumo de água

A relação de causa e efeito considerada pelo método ReCiPe 2016 para a caracterização dos impactos relacionados ao consumo de água leva em conta a associação entre o consumo de água e a redução na disponibilidade de água doce (HUIJBREGTS *et al.*, 2017). No contexto de aplicação deste método, entende-se consumo de água como usos que levam à evaporação, incorporação por produtos, transferência de bacia hidrográfica ou disposição no mar (FALKENMARK *et al.*, 2004).

A avaliação de impacto para o consumo de água dos sistemas analisados mostrou como mais relevante o cultivo da manga, tendo 88% de contribuição para os cenários com a *Mangobox*. Para o papelão, esta etapa foi responsável por 98% do consumo de água, relacionado à maior quantidade de manga que deve ser produzida para compensar a diminuição da oferta devido às perdas. Outras fases relevantes para esta categoria de impacto são a produção das embalagens, com 10% de contribuição para as embalagens à base de plástico reciclado e 1% de contribuição no cenário com a embalagem de papelão. O transporte das mangas embaladas contribuiu com 1% no consumo de água nos dois sistemas analisados. A Figura 11 mostra o perfil de consumo de água associado a todos os cenários estudados.

Figura 11 Perfil do consumo de água dos 4 diferentes cenários analisados.



Elaborado pela autora.

a) Cultivo da manga

Em números absolutos, 0,11 m³ de água são consumidos para a entrega da unidade funcional nos cenários que utilizam as embalagens à base de plástico reciclado. Para o uso da embalagem de papelão, um aumento de 40% no uso de água é observado no cultivo das mangas, com o valor absoluto sendo de 0,16 m³. A contribuição do consumo de água na fase de cultivo da manga é composta em 82% pela água utilizada na irrigação das plantas e 2% relacionada ao uso de eletricidade também no sistema de irrigação.

Importante lembrar que o sistema com a embalagem de papelão deve produzir maior quantidade de manga para entregar a unidade funcional definida. Para a entrega da unidade funcional – 80 kg de mangas – ao destino final, o sistema com o papelão deve produzir uma quantidade inicial de 114,29 kg de mangas, uma vez que 30% do produzido é perdido por injúria mecânica no transporte. Para os cenários com a utilização da *Mangobox*, observa uma necessidade de produção inicial da ordem de 82,47 kg de manga, com perda de 3%.

Wohner *et al.* (2020) analisaram o consumo de água como categoria de impacto e concluíram que o cultivo dos tomates foi responsável pela grande maioria do consumo do recurso na produção de diferentes *ketchups*. Os autores encontraram 97% de contribuição da fase agrícola no perfil de uso da água de um sistema com uma embalagem feita de vidro. Para outro sistema com uma embalagem de polipropileno, a contribuição do cultivo no consumo de água foi da ordem de 70%. De acordo com Wohner *et al.* (2020), o uso da água é a terceira categoria de impacto na ordem de relevância, ficando atrás das mudanças climáticas e uso de recursos naturais de fontes fósseis.

Dilkes-hoffman *et al.* (2018) encontraram contribuição correspondente a mais de 90% para o uso de água na fase de produção do alimento, considerando o desperdício de alimento associado às embalagens, em um estudo comparativo entre duas embalagens plásticas – uma biodegradável confeccionada de mistura de polihidroxialcanoato (PHA) e amido termoplástico (TPS) e outra de polipropileno – para queijo e carne. Matar *et al.* (2021) estudaram o ciclo de vida de morangos, considerando a produção das embalagens e a perda de produto, comparando dois diferentes sistemas com embalagens de plástico – PET e polietileno. Os autores utilizaram a escassez hídrica para determinar o impacto do consumo de água no ciclo de vida dos morangos, utilizando o conceito de pegada ambiental. Matar *et al.* (2021) concluíram que a produção dos morangos teve contribuição de 97% na escassez hídrica do sistema.

De modo geral, produtos de origens animais apresentam maior pegada hídrica quando comparados a produtos de origem vegetal (MEKONNEN e HOEKSTRA, 2010). A pegada hídrica de um bife de carne bovina, por exemplo, carrega uma pegada hídrica de 15400 m³/t. A

carne de porco apresenta pegada de 600 m³/t, seguido da carne de galinha com pegada de 4300 m³/t. Os vegetais, em geral, carregam uma pegada hídrica de 320 m³ por tonelada de produto (MEKONNEN e HOEKSTRA, 2010).

Outra análise de ciclo de vida de frutas (FRANKOWSKA *et al.*, 2019) calculou a pegada hídrica de diversas frutas consumidas no Reino Unido, levando em consideração o Índice de Estresse Hídrico (do inglês *WSI*) associado ao país de origem que produz e exporta a fruta. Os autores concluíram que a manga é a segunda fruta com maior pegada hídrica com 686 L_{eq}/kg de fruta, em uma lista com 17 diferentes espécies de frutas estudadas, atrás somente do abacate (824 L_{eq}/kg).

O consumo de água considerado para o cálculo da pegada hídrica do estudo de Frankowska *et al.* (2019) levou em conta os *inputs* de água diretos – irrigação no cultivo, processamento no *packing house* – e indiretos – uso de energia, produção da embalagem, combustíveis e químicos. De acordo com estes autores, no caso da manga, 97% do consumo de água do ciclo de vida completo é relativo à fase de cultivo. Para as outras frutas esta fase do ciclo de vida é responsável por mais de 90% do consumo de água, com exceção da banana (85%) e do abacaxi (60%). Após a manga se encontra a ameixa com 305 L_{eq}/kg.

Segundo Frankowska *et al.* (2019), a alta pegada hídrica relacionada a estas frutas deve-se ao alto estresse hídrico associado aos países produtores das frutas exportadas pelo Reino Unido, onde as frutas possuem significativa necessidade de irrigação, devido ao clima quente. De acordo com estes autores, 87% da manga importada pelo Reino Unido é proveniente do Peru, Paquistão, Índia e Tailândia. Frankowska *et al.* (2019) ainda sugerem a importação de frutas de regiões com menor estresse hídrico para evitar a superexploração de recursos hídricos. Para as mangas, os autores sugerem que a importação das frutas produzidas pelo Brasil teria potencial para reduzir a pegada hídrica desta fruta consumida no Reino Unido.

De acordo com o estudo utilizado como fonte para a modelagem do cultivo de manga da análise conduzida nesta dissertação, a manga do Vale do São Francisco foi intensamente irrigada na média de 30 anos considerada para a produção (CARNEIRO, 2017), sendo considerado 33,89 m³ por planta, o equivalente à 0,37 m³ por quilo de manga. Porém, o Brasil é um país que apresenta um valor muito baixo de estresse hídrico, com o *WSI* menor que 0,2, o que justifica a sugestão dada pelos autores anteriormente citados (FRANKOWSKA *et al.*, 2019). Stoessel *et al.* (2012) também apontam para a importância relacionada ao estresse hídrico de cada país, na verificação do impacto ambiental associado ao consumo de água. Como sugestão para a diminuição da pegada hídrica associada ao consumo de alimento, os autores apontam para a escolha de alimentos da estação e produzidos por fazendeiros locais.

O incentivo ao consumo de alimentos frescos, com respeito à sazonalidade na oferta dos mesmos, além do encurtamento da cadeia de suprimentos dos alimentos também é sugerido por Gaitán-Cremaschi *et al.* (2018) para o alcance a sistemas alimentares sustentáveis. Outras medidas propostas nesse sentido convergem para inovações tecnológicas ou não tecnológicas, mostrando a necessidade de mudanças em questões técnicas e comportamentais. Inovações técnicas envolvem melhorias de produtividade por meio de melhoramento genético, intensificação da produção, práticas de agricultura de precisão, agricultura climática inteligente, dentre outros, que propõem produzir mais com a utilização de menos recursos. Além disso, também se propõe menor utilização de químicos e agrotóxicos na produção (FAO, 2018; GAITÁN-CREMASCHI *et al.*, 2018; WILLET *et al.*, 2019).

Outras ações requerem uma mudança de mentalidade para desencadear uma transformação ampla, de forma a remodelar o padrão atual não sustentável, como o afastamento do paradigma produtivista para uma agricultura multifuncional e ecológica para que os sistemas se tornem descentralizados, diferenciados, baseado em confiança e tradição. Observa-se ainda a proposição de práticas produtivas sustentáveis como a integração da lavoura com florestas e criações animais, seja gado ou culturas aquáticas, além de uma gestão sustentável da pesca e das florestas (FAO, 2018; EMBRAPA, 2018).

b) Produção e uso das embalagens

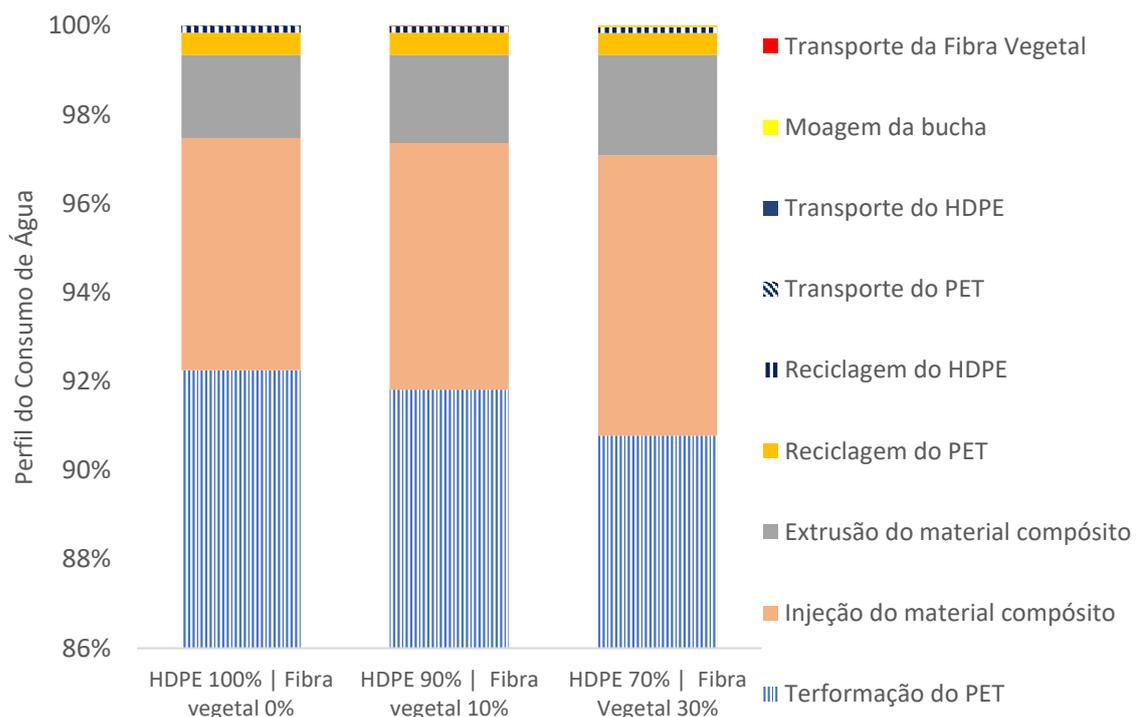
A produção das embalagens foi a segunda etapa mais importante no consumo de água para os cenários com a *Mangobox*. Para o sistema com a embalagem de papelão, a produção das caixas representou o terceiro maior consumo hídrico, ficando atrás do transporte das mangas embaladas. Esta etapa do transporte foi a terceira no perfil de consumo de água para o sistema com as embalagens à base de plástico reciclado. Em todos os quatro cenários analisados, para a categoria de consumo de água, as etapas de cultivo da manga, produção da embalagem e transporte das frutas do Nordeste para o Sudeste foram responsáveis por 99% do impacto gerado. O beneficiamento da manga no *packing house*, etapa onde a manga recebe um tratamento com grande gasto de água para a proteção contra a proliferação de vetores, apareceu como quarto maior consumidor de água em todo o ciclo de vida, para todos os cenários, com uma contribuição menor que 1%.

Para o cenário da *Mangobox* composta com 100% de HDPE a produção da embalagem foi responsável pelo consumo de $1,35E-02 \text{ m}^3$ de água, sendo 92% referente ao uso de eletricidade na termoformação do PET. Para a *Mangobox* composta por 70% de HDPE, a inclusão do material vegetal para a fabricação interferiu na massa de material a ser trabalhada,

aumentando o consumo de água na eletricidade requerida para sua fabricação para $1,36E-02$ m^3 . Apesar de a maior parte do consumo neste cenário também estar relacionado ao uso de eletricidade na termoformação do PET (91%), o aumento de energia requerido na etapa de injeção foi o responsável pelo aumento no consumo hídrico global da produção da embalagem. A embalagem composta de 70% HDPE e 30% de fibra vegetal, consumiu 18% mais água na etapa de injeção do que a *Mangobox* feita 100% de HDPE. Este aumento contribuiu com o crescimento em 2% no consumo de água total da produção da embalagem com a adição da fibra, comparando-se ao cenário com nenhuma fibra adicionada.

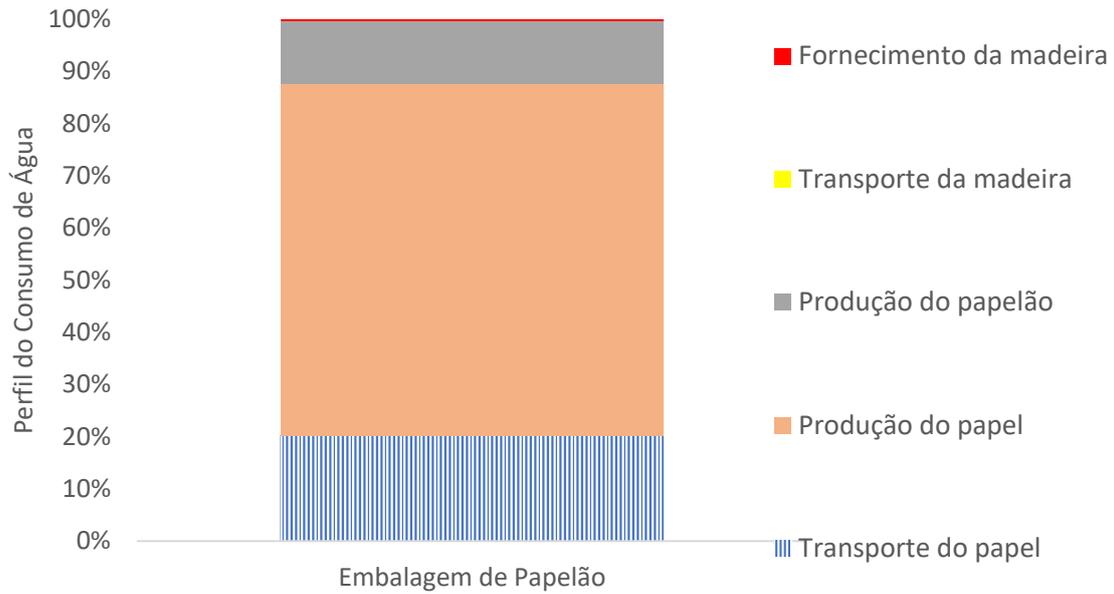
Para o cenário com a embalagem de papelão o consumo total de água para a fabricação da embalagem foi de $0,10E-02$ m^3 . Deste total, 68% são referentes à produção do papel para a fabricação do papelão, sendo o próprio consumo de água na fabricação do papel a etapa mais relevante (72%), seguido do gasto de energia elétrica deste processamento (28%). O restante do consumo hídrico para a fabricação da embalagem de papelão está relacionado ao transporte do papel para a fábrica de papelão (20%) e a produção do papelão (12%). Para todos os cenários com o uso da *Mangobox* a produção da embalagem foi responsável por 10% do impacto. No cenário com o papelão a fabricação da embalagem contribuiu com 1% do consumo hídrico. As Figuras 12 e 13 mostram o perfil do consumo de água na fabricação das diferentes embalagens analisadas.

Figura 12 Perfil do consumo de água da etapa de fabricação das 3 diferentes composições da *Mangobox* analisadas.



Elaborado pela autora.

Figura 13 Perfil do consumo de água da etapa de fabricação das embalagens de papelão analisadas.



Elaborado pela autora.

Grande parte dos estudos realizados de ACV, voltados para o desperdício de alimentos na análise da performance ambiental de embalagens, focam suas análises para o potencial de emissões de Gases do Efeito Estufa (WIKSTRÖM *et al.*, 2013; HANSSEN *et al.*, 2015; YOKOKAWA *et al.*, 2017; HELLER *et al.*, 2018; YOKOKAWA *et al.*, 2019; ZHANG *et al.*, 2019; SASAKI *et al.*, 2021), devido ao grande potencial de emissões de carbono associado aos restos alimentares (GUSTAVSSON, CEDERBERG E SONESSON, 2011). Uma quantidade menor de trabalhos analisa também o consumo de água, mostrando a relevância absoluta da fase de produção de alimentos nesta categoria de impacto, como discutido na sessão anterior.

Ainda nestes estudos, observa-se uma participação menos expressiva da produção da embalagem no consumo total de água do sistema, sendo esta participação menor que 5% no estudo conduzido por Dilkes-Hoffman *et al.* (2018), e equivalente à 1% nas análises realizadas por Frankowska *et al.* (2019), Wohner *et al.* (2020) e Matar *et al.* (2021). Importante ressaltar que as embalagens analisadas nesses estudos citados apresentam estrutura mais simples em relação as avaliadas nesta dissertação, tratando-se de bandeja descartável de plástico para pequena porção de carne de porco, sacolas e caixas descartáveis para o transporte de frutas como uvas e morangos, embalagens de diferentes formatos para *ketchup* fabricadas de plástico ou vidro e filme plástico com uma bandeja plástica para o transporte de morangos, respectivamente.

A estrutura mais robusta da *Mangobox* justifica maior contribuição no impacto global do ciclo de vida das mangas, de modo que a fabricação das embalagens à base de plástico

reciclado foi responsável por 10% do consumo de água, para as três diferentes composições. A produção da embalagem de papelão contribuiu com 1% do consumo total de água no outro sistema. De acordo com o levantamento realizado por Frankowska *et al.* (2019), o uso de um quilo de PP (polipropileno) ou PET tem uma demanda indireta de água equivalente a 4,8 litros. Para um quilo de HDPE a demanda de água é de 2,9 litros e para a mesma quantidade de papel, tem-se o gasto indireto de 0,8 litros de água. A embalagem à base de plástico reciclado proposta ainda deve passar por uma higienização para retornar ao uso e transportar novas mangas. Essa higienização se mostrou irrelevante para o consumo de água do sistema, com o consumo de $0,2E-03 \text{ m}^3$ de água.

Diante da relevância da fase de cultivo frente à fabricação das embalagens no consumo de água de todos os sistemas analisados, entende-se que qualquer ação efetiva para melhoria do impacto ambiental do sistema deve priorizar o que foi produzido, através de redução das perdas ou melhoria na produtividade na fase de cultivo. Para o caso analisado, um aumento no consumo de água na produção de embalagem com melhor poder de proteção do alimento garantiu a redução do consumo total de água do sistema, diminuindo a quantidade de água requerida para a produção adicional de manga para compensar o que seria perdido no transporte, como observado também por Dilkes-Hoffman *et al.* (2018) e Matar *et al.* (2021).

Em relação ao transporte, para todos os quatro cenários analisados a contribuição do transporte das mangas do Nordeste para o Sudeste representou 1% no consumo total de água do sistema. Para o sistema com a embalagem de papelão, o cultivo da manga e o seu transporte foi responsável por 99% do consumo de água. Juntas, as fases de cultivo e transporte da manga no sistema com a embalagem de papelão apresentaram um consumo de água 28% maior quando comparado ao cenário com HDPE 70%, onde a embalagem à base de plástico reciclado apresenta maior peso e maior consumo de água. Este aumento no consumo de água está relacionado à maior quantidade de mangas que precisaram ser cultivadas e transportadas para que as embalagens de papelão cumpram com a entrega da unidade funcional.

Matar *et al.* (2021) também encontrou 1% de contribuição no transporte para o consumo de água no ciclo de vida de morangos. Wohner *et al.* (2020) concluíram que o transporte não foi importante no ciclo de vida de *ketchups*. Frankowska *et al.* (2019) reportaram 0,234 litro de água como a demanda indireta de água requerida no transporte de 1 tkm. Apesar da baixa contribuição do transporte no ciclo de vida das frutas, recomenda-se o consumo de alimentos locais frente aos importados para a redução da pegada hídrica. De acordo com Frankowska *et al.* (2019), as peras, os morangos e as maçãs importadas têm pegada hídrica de 6 a 10 vezes maior do que os cultivados em propriedades locais, para a realidade do Reino Unido.

5.3 Uso da Terra

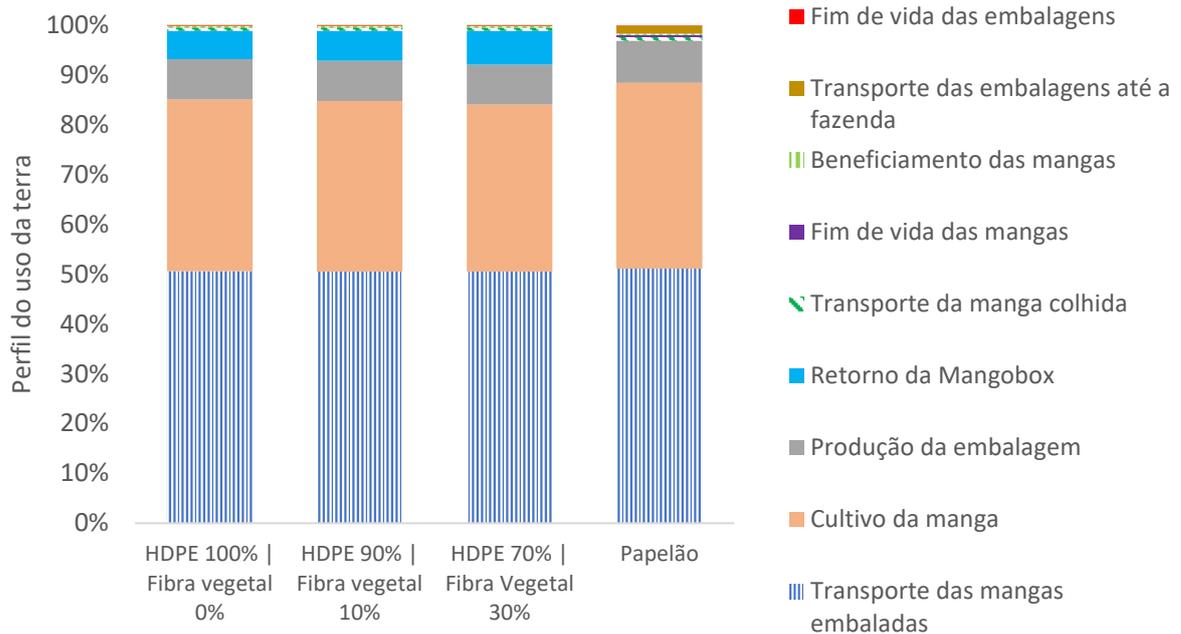
A avaliação de impacto do uso da terra não considera somente a terra que está sendo ocupada por um certo período, inclui também a maneira como esta terra é utilizada (HUIJBREGTS *et al.*, 2017; OOSTERHOFF e KOOTWIJK, 2020). Para isso, considera a transformação desta área para se adequar à nova função que irá exercer, e a ocupação para execução da nova função estabelecida, por um certo período de tempo (GOEDKOOOP *et al.*, 2009; HUIJBREGTS *et al.*, 2017). Somente a ocupação foi considerada nesta análise, como discutido anteriormente.

O fator de caracterização para contabilização do efeito destes mecanismos de impacto é expresso em Fração de Espécies Potencialmente Desaparecidas (do inglês, *PDF*) por equivalente de cultura anual. O fator de caracterização baseia-se na redução de espécies causadas pelo uso da terra, em proporção à relativa perda de espécies causadas pela produção anual de uma cultura qualquer. Por considerar o período de cultivo da cultura – 1 ano – a unidade para mensuração deste impacto é $m^2 \times \text{ano}$ (GOEDKOOOP *et al.*, 2009; HUIJBREGTS *et al.*, 2017).

Na avaliação do impacto relacionado ao uso da terra dos diferentes sistemas analisados o transporte das mangas embaladas foi a etapa mais relevante do ciclo de vida estudado, representando 51% do uso da terra em todos os diferentes cenários analisados. A segunda etapa mais importante no ciclo de vida da manga é a fase de cultivo da fruta, representando 34% do impacto para esta categoria nos cenários com as *Mangobox*. Para o sistema com a embalagem de papelão, o cultivo da manga contribuiu com 37% do perfil de uso da terra.

A produção das embalagens, em todos os quatro cenários foram responsáveis por 8% do uso da terra dos sistemas analisados. A quarta etapa do ciclo de vida mais intensiva em uso da terra para os cenários com a *Mangobox* está relacionada ao seu retorno – transporte e higienização. No cenário com a embalagem de papelão, o transporte das embalagens até a fazenda produtora de manga é a quarta maior contribuição para esta categoria de impacto. Na Figura 14, é possível ver o perfil de contribuição para o uso da terra dos cenários estudados.

Figura 14 Perfil do uso da terra dos 4 diferentes cenários analisados.



Elaborado pela autora.

a) Transporte das mangas embaladas

O total de área ocupada, em termos absolutos, para esta etapa do ciclo de vida foi de $5,27E-02 \text{ m}^2 \times \text{ano}$, para o cenário com a embalagem plástica de composição 100% HDPE. Para as outras composições da *Mangobox*, o valor de terra ocupada correspondeu à $0,0532 \text{ m}^2 \times \text{ano}$ e $5,42E-02 \text{ m}^2 \times \text{ano}$, para a embalagem com 90% HDPE e 70% HDPE, respectivamente. O entendimento do impacto do uso da terra não leva em consideração somente o uso direto na construção do inventário do ciclo de vida do produto analisado, inclui também a determinação de como a terra utilizada à medida que se percorre a cadeia de valor do produto (OOSTERHOFF e KOOTWIJK, 2020). Assim sendo, o uso da terra associado ao transporte está relacionado com a obtenção e uso do óleo diesel que abastece o caminhão utilizado no transporte.

À medida que se adiciona fibra vegetal na composição da *Mangobox*, maior peso é agregado à embalagem. A embalagem composta de 70% HDPE e 30% de fibra vegetal representou a composição mais pesada, apresentando impacto 3% maior, quando comparado com o cenário de embalagem composta por 100% HDPE e menor peso. A embalagem de papelão, mesmo apresentando menor massa unitária quando comparada às embalagens propostas, teve um impacto 21% maior que o pior cenário de uso da *Mangobox*, contribuindo com $0,53E-02 \text{ m}^2 \times \text{ano}$, devido ao adicional de massa transportado para compensar a entrega da unidade funcional.

Como anteriormente discutido, uma única embalagem de papelão não é capaz de entregar a unidade funcional proposta, devido à impossibilidade de retorno, de modo que a

massa foi ajustada em relação à quantidade de embalagem de papelão necessária para compensar as 20 viagens da *Mangobox*. Além disso, devido à melhor conservação de produto associada à embalagem à base de plástico reciclado, uma maior quantidade de mangas deve ser transportada pelas caixas de papelão para que os dois sistemas recebam a mesma quantidade de manga no destino. Após os ajustes de escala, o sistema com a embalagem de papelão deve transportar uma quantidade equivalente à 124,52 kg. Para a embalagem à base de plástico reciclado mais pesada – HDPE/fibra 70/30% massa/% massa – o valor total transportado é igual a 98,80 kg.

De acordo com Oosterhoff e Kootwijk (2020) existem diversas maneiras para a caracterização dos impactos associados ao uso da terra, com diversos modelos que utilizam diferentes indicadores, o que implica que os resultados encontrados possuem diferentes significados, dificultando comparações. Por essa maneira, as correlações entre os estudos existentes devem ser feitas levando em considerações essas diferenças metodológicas. Sasaki *et al.* (2021), em um estudo do ciclo de vida do pêssego com as considerações de impacto a respeito da perda de produto, encontraram o uso da terra e as mudanças climáticas as categorias de impacto mais relevantes, com o impacto total das duas categorias contribuindo com mais de 80% do perfil ambiental do pêssego. Ainda de acordo com este estudo, o impacto do transporte para o uso da terra aumenta à medida que se percorre maior distância, devido ao aumento do uso do combustível.

Porém, estes autores (SASAKI *et al.*, 2021) citam incertezas existentes no resultado dessa categoria de uso da terra, uma vez que o impacto ambiental é altamente variável de acordo com o tipo de uso da terra selecionado. Isso ocorre porque cada uso da terra tem diferentes interações com o ambiente ao entorno, tendo características ambientais individuais (OOSTERHOFF e KOOTWIJK, 2020). Apesar disso, alguns resultados encontrados são apresentados. Matar *et al.* (2021) encontraram, para o ciclo de vida de morangos, considerando também a fase de consumo domiciliar, uma contribuição de 18% no transporte do uso da terra. A embalagem analisada por Sasaki *et al.* (2021) é composta por um filme plástico com bandeja, que possui massa inferior as embalagens propostas.

Frankowska *et al.* (2019), avaliou o ciclo de vida de diversas frutas diferentes no Reino Unido. Para a análise do impacto, considerou as categorias antigas do ReCiPe 2008, sendo uso de terra agrícola (do inglês, *ALO*); uso de terra urbana (do inglês, *ULO*); transformação da terra natural (do inglês, *NLT*) (GOEDKOOPE *et al.*, 2009). Para a transformação da terra, os autores encontraram o transporte com maior contribuição para a maioria das frutas analisadas, com o impacto dessa fase chegando a 75% de contribuição para a manga. A manga apresentou o

segundo maior uso da terra ($17 \text{ cm}^2/\text{kg}$), atrás apenas das uvas ($21 \text{ cm}^2/\text{kg}$). Os autores afirmam que o impacto do transporte está relacionado à transformação da terra na produção do combustível e da infraestrutura necessária para o transporte.

Gutierrez, Meleddu e Piga (2016) também utilizaram as três categorias de impacto de uso da terra do ReCiPe 2008 para avaliar o ciclo de vida de um *cheesecake*. De acordo com estes autores, a fase de distribuição do alimento representou 15% do impacto para uso da terra urbana, para a opção de embalagem proposta e 38% para a embalagem convencional utilizada. Para transformação da terra natural, 5% e 15% do impacto está relacionado ao transporte do alimento, para a embalagem proposta e para a convencional utilizada, respectivamente.

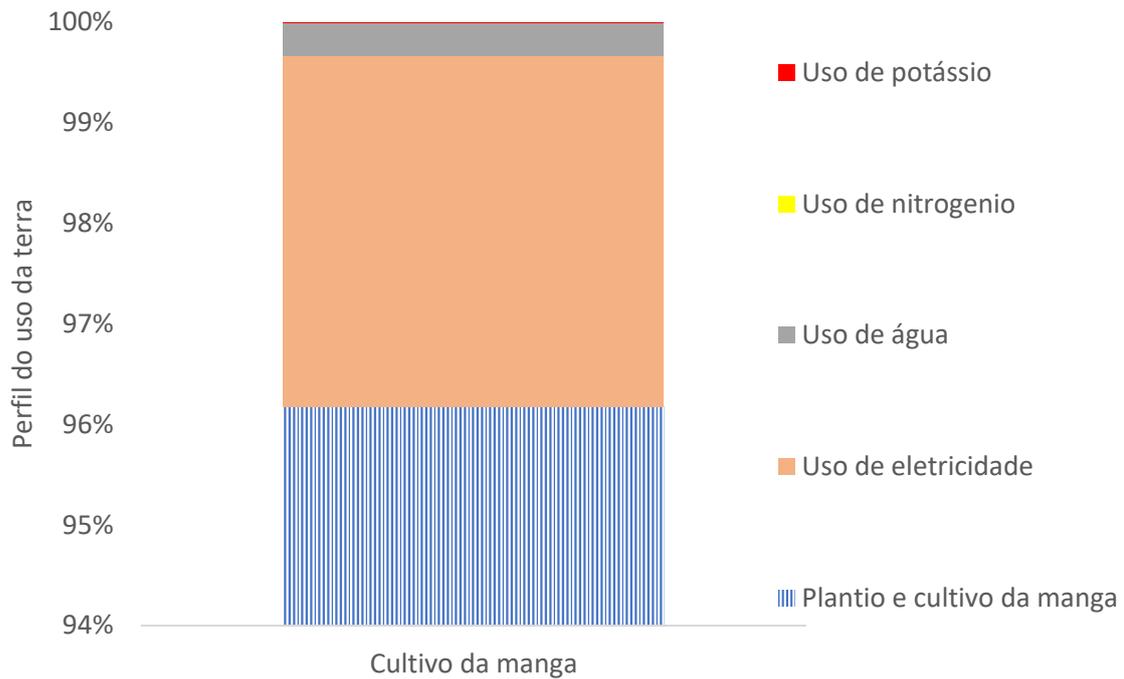
A distância percorrida pelo produto para chegar ao destino é de 60 km e a embalagem utilizada para o transporte é uma bandeja com uma tampa de plástico. O impacto no transporte relativo à embalagem com pior performance de proteção é bem maior quando comparado à opção que mantém o alimento conservado por um período maior de tempo. Isso ocorre porque uma quantidade maior de viagens deve ser feita pela embalagem tradicional para compensar a unidade funcional entregue pela embalagem com a função melhorada proposta por Gutierrez, Meleddu e Piga (2016), semelhante ao observado no caso das embalagens de papelão.

b) Cultivo da manga

Os cenários com a *Mangobox* utilizam $0,28\text{E}-02 \text{ m}^2 \times \text{ano}$ de terra para o cultivo da manga necessária para a entrega da unidade funcional. O sistema com a embalagem de papelão utiliza $0,39\text{E}-02 \text{ m}^2 \times \text{ano}$, para desempenhar a mesma função. A quantidade adicional de mangas requerida pelo sistema de papelão fez com que o impacto dessa fase fosse 28% maior em relação ao sistema com as embalagens à base de plástico reciclado, que conservam melhor o produto. O perfil de uso da terra da fase de cultivo da manga é composto pelo uso direto e indireto da terra associado à prática do cultivo em si, contribuindo com 96% do impacto total desta categoria. 3% do impacto está relacionado ao uso de eletricidade. O uso de água, nitrogênio e potássio para o cultivo das mangas representaram menos de 1% do impacto total para esta categoria. A Figura 15 mostra o perfil do uso da terra na fase do cultivo das mangas.

Matar *et al.* (2021) encontraram 78% de contribuição para o uso da terra na etapa de produção no ciclo de vida de morangos com embalagens compostas por um filme plástico e bandeja. Os autores reforçam o argumento de que, quando o impacto ambiental é maior nas primeiras etapas da cadeia de valor do produto, como no cultivo e na distribuição, grandes oportunidades para a melhoria das funções de proteger das embalagens são observadas.

Figura 15 Perfil do uso da terra da etapa de cultivo das mangas analisadas.



Elaborado pela autora.

Frankowska *et al.* (2019) encontraram para o uso de terra agrícola grande contribuição de impacto relacionada à fase de cultivo, representando mais de 50% do impacto para todas as frutas analisadas, exceto para melão. Para a transformação da terra natural, a fase de cultivo teve menor importância, com a maior contribuição de 40% para o morango, devido ao uso de estufa na sua produção que necessita de gás natural. Para o uso de terra urbana a fase de cultivo é a mais importante para todas as frutas, exceto para melão e abacaxi.

De acordo com o estudo de Gutierrez, Meleddu e Piga (2016), a fase de produção do alimento foi a mais importante para todas as categorias de uso da terra analisadas, alcançando mais de 90% de contribuição do impacto para o uso de terra agrícola, para o cenário com a embalagem proposta e 80% para a embalagem tradicional de *cheesecake*. Para as outras categorias de uso da terra, a fase de distribuição ganhou pequena importância, limitando a contribuição da produção do alimento. O alimento analisado é um *cheesecake* que utiliza produtos de origem vegetal, animal, maquinário e energia para ser produzido, tendo os autores considerados as fases de cultivo dos componentes vegetais e produção animal.

c) Produção das embalagens

Para os quatro cenários estudados, a produção das embalagens representou a terceira maior contribuição para o uso da terra. A produção das embalagens *Mangobox* utilizou o equivalente à $0,70E-03 \text{ m}^2 \times \text{ano}$ de terra. A diferença de peso observada para as três

composições da embalagem não foi suficiente para causar diferença no impacto para esta etapa entre os cenários. As embalagens de papelão utilizaram $0,90E-03 \text{ m}^2 \times \text{ano}$ de terra para serem produzidas em quantidade suficiente para entregar a mesma unidade funcional que uma única *Mangobox*. Para os quatro cenários, a contribuição da produção das embalagens no ciclo de vida contribuiu com 8% do impacto total relacionado ao uso da terra.

Para a produção da *Mangobox*, mais de 90% do uso da terra está relacionado à termoformação do PET devido ao seu alto *input* de eletricidade. Cerca de 6% do impacto é devido à injeção do material compósito e 2% está associado à sua extrusão. A injeção e a extrusão também têm como fonte do uso da terra o uso da eletricidade requerida no processo. Para a produção da embalagem de papelão, tem-se como principal etapa para a contribuição do impacto o transporte do papel para a fabricação do papelão, com 98% do total.

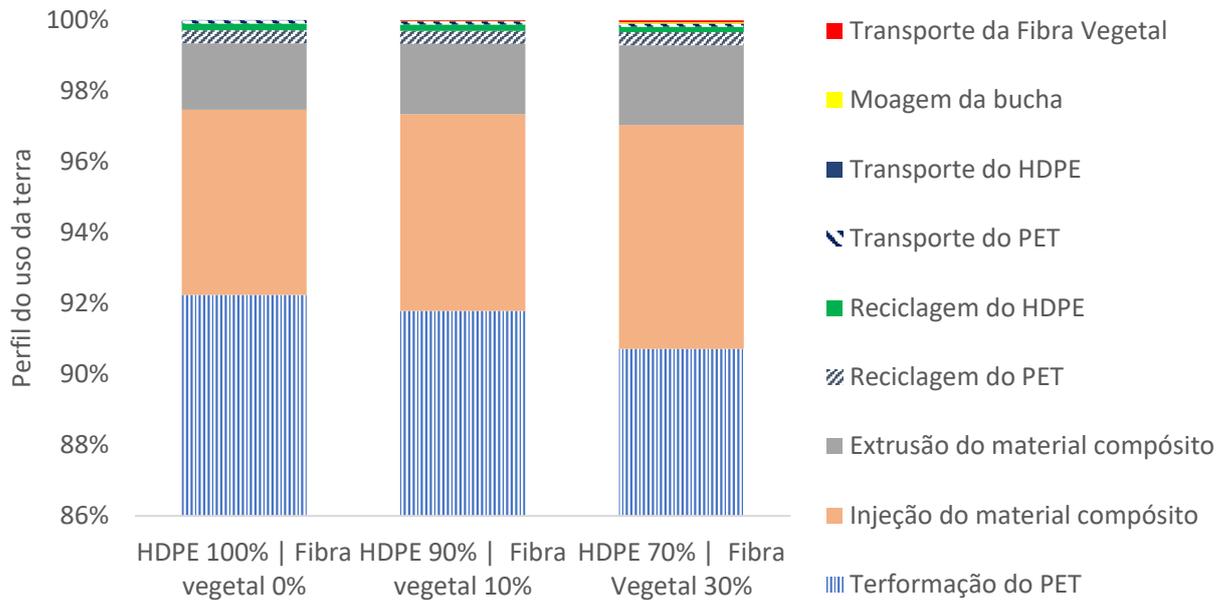
Como anteriormente mencionado, o papel deve percorrer uma distância maior que 3000 km para ser utilizado pela fábrica de papelão. Esta longa distância justifica seus altos encargos ambientais associados à esta etapa. Ainda que a distância entre a matéria-prima e a unidade de processamento pudesse ser encurtada, a inexistência de indústrias capazes de fornecer a embalagem, desde a retirada da matéria-prima até o produto acabado, próximo à região de cultivo da manga, faz com que a embalagem deva percorrer grandes distâncias, considerando que sua produção completa ocorra na região Sudeste (WESTROCK, 2021; SOARES, SILVA e FONSECA, 2021). O processamento de produção do papel e do papelão contribuem com 1% do impacto, cada um, na produção das embalagens.

O fornecimento da madeira para a fabricação do papel não apresentou contribuição para esta categoria de impacto. O fluxo utilizado como entrada no *software* para a representação da matéria-prima necessária para a fabricação do papel – *Softwood lamb* - não contém, em sua construção do inventário, informações que pudessem ser convertidas pelo modelo de cálculo de avaliação de impacto em equivalentes de área utilizada. Este conjunto de dados fornece informações somente para o cálculo do uso da água e mudanças climáticas. Por esse motivo esta fase não contribuiu com o uso da terra na fabricação das embalagens, uma vez que se trata de um produto vegetal, proveniente de uma plantação, existe um uso de terra associado ao seu fornecimento que não foi calculado. A Figura 16 mostra o perfil ambiental da produção das embalagens à base de plástico reciclado propostas, para o uso da terra. A Figura 17 mostra as mesmas informações para a embalagem de papelão.

Na análise feita por Matar *et al.* (2021) no ciclo de vida de morangos transportados em uma bandeja com filme plástico, a produção da embalagem representou 4% do impacto total de uso da terra. Frankowska *et al.* (2019) estudaram o ciclo de vida de diversas frutas distribuídas

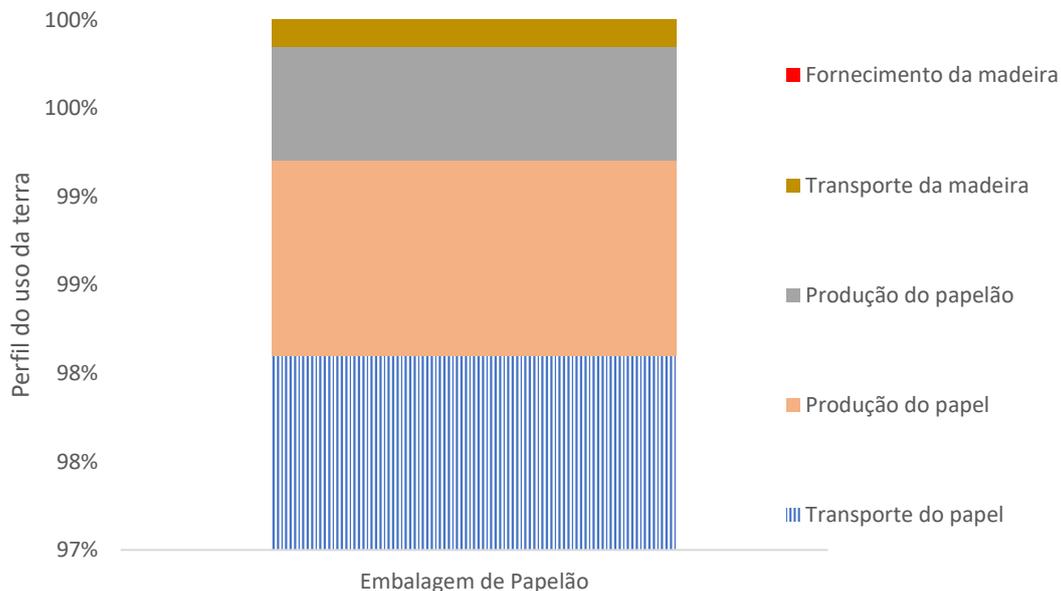
no Reino Unido e analisaram três tipos diferentes de uso da terra. De acordo com os resultados encontrados, a fabricação das embalagens, sobretudo devido ao uso de papelão, foi a segunda maior contribuição para o uso da terra agrícola, representando 60% do impacto para o melão. Para a transformação da terra natural, a fabricação da embalagem teve impacto médio de 15% para todas as frutas analisadas. Para o uso da terra urbana, as embalagens tiveram uma relevância um pouco maior, alcançando quase 40% para o melão, representando mais que 10% de impacto para a maioria das frutas.

Figura 16 Perfil do uso da terra da etapa de fabricação das 3 diferentes composições da *Mangobox* analisadas.



Elaborado pela autora.

Figura 17 Perfil do uso da terra da etapa de fabricação das embalagens de papelão analisadas.



Elaborado pela autora.

5.4 Comparação dos impactos ambientais entre os diferentes sistemas analisados

A Tabela 16 mostra os resultados finais absolutos de emissão de Gases do Efeito Estufa, consumo de água e uso da terra para todos os sistemas analisados.

Tabela 16 Resultados finais dos sistemas estudados para pegada de carbono, consumo de água e uso da terra

Tipo de embalagem	<i>Mangobox</i> HDPE 100% Fibra Vegetal 0%	<i>Mangobox</i> HDPE 90% Fibra Vegetal 10%	<i>Mangobox</i> HDPE 70% Fibra Vegetal 30%	Papelão
Pegada de Carbono (CO₂ eq)	5,20E-02	5,27E-02	5,42E-02	6,83E-02
Consumo de Água (m³)	1,31E-01	1,31E-01	1,31E-01	1,64E-01
Uso da Terra (m² x ano)	8,14E-03	8,21E-03	8,37E-03	1,04E-02

Elaborado pela autora.

O uso da *Mangobox* proporcionou uma redução média global de 21% nos impactos ambientais associados ao sistema de fornecimento da manga, considerando seu cultivo, beneficiamento e transporte, para as três categorias de impacto analisadas – aquecimento global, uso de água e uso da terra. A maior redução foi observada para o aquecimento global (Tabela 17), sendo o maior benefício gerado com o uso da *Mangobox* sem adição de fibra vegetal, uma vez que a introdução da esponja na embalagem influencia negativamente aumentando seu peso, ocasionando um acréscimo nos impactos associados ao transporte da manga e da própria embalagem. Importante ressaltar que o uso evitado de material fóssil não foi considerado nessa análise.

Tabela 17 Redução dos impactos ambientais observada com o uso da *Mangobox*.

Categoria de Impacto	Sistema analisado	Redução observada (em relação ao sistema com embalagem de papelão)
Mudanças Climáticas	<i>Mangobox</i> (0% fibra)	24%
	<i>Mangobox</i> (10% fibra)	23%
	<i>Mangobox</i> (30% fibra)	21%
Uso da água	<i>Mangobox</i> (0% fibra)	20%
	<i>Mangobox</i> (10% fibra)	20%
	<i>Mangobox</i> (30% fibra)	20%
Uso da terra	<i>Mangobox</i> (0% fibra)	22%
	<i>Mangobox</i> (10% fibra)	21%
	<i>Mangobox</i> (30% fibra)	20%

Elaborado pela autora.

No estudo realizado por Saraiva *et al.* (2016), foi considerado que o resíduo de fibra vegetal utilizado na composição do compósito seria queimado a céu aberto se não fosse destinado como reforço na embalagem. Devido às emissões evitadas por esta consideração, a

composição da *Mangobox* com HDPE/fibra 70/30% massa/% massa se mostrou menos danosa ao meio ambiente, quando comparada à outra composição com HDPE/fibra 90/10% massa/% massa. Como não foi possível confirmar esta premissa, esta consideração não foi feita neste trabalho. Saraiva *et al.* (2016) também concluíram que a adição de carga na composição da base traz encargos adicionais ao meio ambiente devido ao aumento de energia requerido para o processamento do compósito e aumento do peso no transporte das embalagens e das mangas embaladas. O uso evitado de material fóssil pela inclusão da fibra vegetal também não foi considerado no estudo citado.

Gutierrez, Meleddu e Piga (2016) encontraram uma redução de 29% e 17% nas emissões de CO₂ eq e ocupação do solo para agricultura, respectivamente, com a redução do desperdício de *cheesecake* no processo de distribuição. De acordo com Sasaki *et al.* (2021), a diminuição das perdas de pêsego em seu transporte pode representar uma diminuição de 87% na pegada de carbono; 78% na ocupação do solo e 78% no consumo de água do sistema como um todo, para uma distância percorrida de 500 km, sendo os benefícios maiores com o aumento da distância. Zhang *et al.* (2015) observaram que somente uma redução 0,1% no desperdício de carne de boi já é suficiente para compensar o sistema, sendo a maior redução global de CO₂ eq igual a 2%.

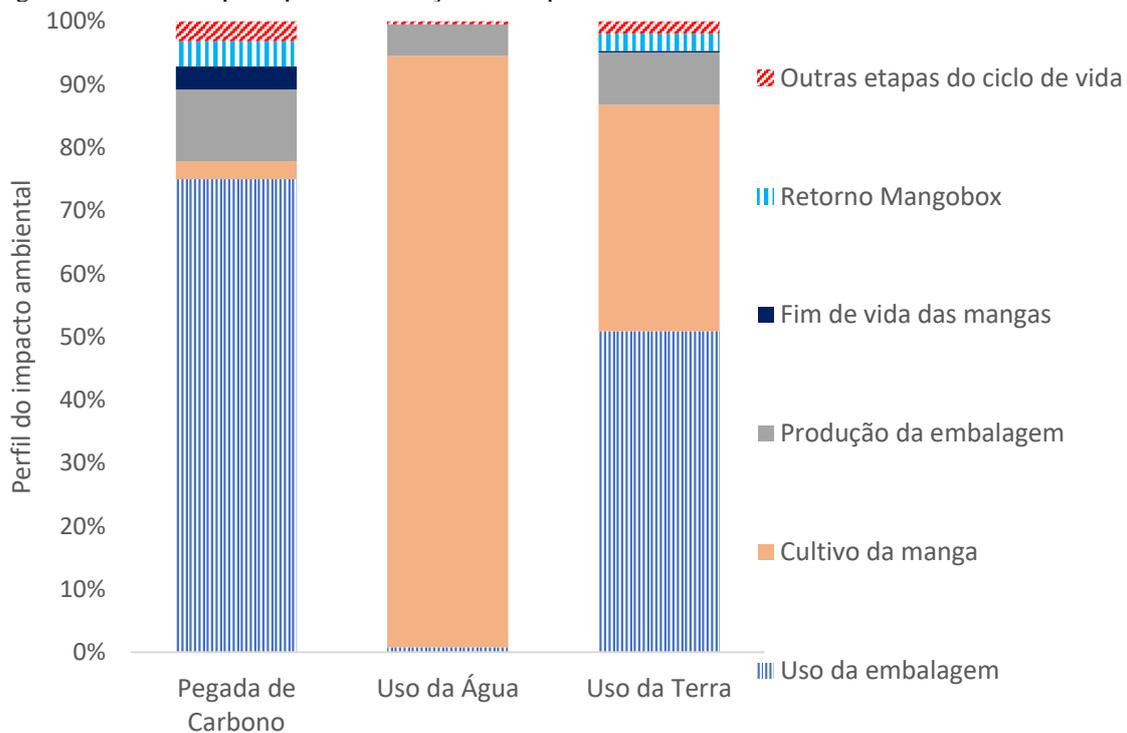
O fator de maior influência na redução dos impactos pelo sistema que considera o uso da *Mangobox* é a diferença na quantidade de manga produzida e, conseqüentemente, transportada, devido aos diferentes valores de perdas associados às diferentes embalagens. Com o uso da *Mangobox*, uma perda de 3% de manga é observada em seu transporte; para a embalagem comum de papelão observa-se perda de 30%. Esta diferente capacidade de conservação das embalagens afeta diretamente a quantidade de produto que deve ser fornecida para que a mesma unidade funcional seja atendida (FAO, 2019; UNEP, 2021; Sasaki *et al.*, 2021).

Considerando as perdas associadas à cada embalagem, para que 80 kg sejam entregues (UF), o sistema com a *Mangobox* requer uma produção adicional de 2,48 kg de manga. Para o sistema com a embalagem de papelão, 34,29 kg adicionais de manga precisam ser produzidos. Por essa razão, o consumo de água na fase de cultivo da manga para o sistema com papelão foi 39% maior quando comparado ao sistema com a *Mangobox*, para todos os cenários de composição da embalagem (HDPE100%; HDPE90%; HDPE70%). Além do adicional na demanda pelo cultivo (CONTE *et al.*, 2015; HANSSSEN *et al.*, 2015; YOKOKAWA *et al.*, 2017), uma quantidade adicional de material precisa ser transportada no sistema com o papelão para compensar as perdas (GUTIERREZ, MELEDDU E PIGA, 2016). Com isso, o sistema

com o papelão emitiu, em média, 28% mais em CO₂ eq no transporte da manga embalada. O mesmo aumento médio foi observado para o uso da terra na mesma etapa com o uso da embalagem de papelão.

A Figura 18 mostra as principais etapas em termos de impacto ambiental, considerando-se a média de todos os cenários analisados, resumindo as informações discutidas na apresentação dos resultados. Pela análise da figura é possível observar que o uso da embalagem – transporte das mangas – é a etapa que mais tem relevância na Pegada de Carbono, sendo responsável por mais de 70% das emissões de Gases do Efeito Estufa. Para o Consumo de Água, observa-se a importância do cultivo da manga, com mais de 90% do impacto total desta categoria. O Uso da Terra, possui impacto mais equilibrado entre estas duas etapas, sendo o uso da embalagem responsável por cerca de 50% do impacto e o cultivo da manga, cerca de 40%.

Figura 18 Média das principais contribuições no impacto ambiental dos 4 cenários analisados.



Elaborado pela autora.

5.5 Análise de sensibilidade

a) Perspectiva Cultural Temporal

A análise principal deste estudo foi realizada considerando-se a perspectiva hierárquica para a escolha dos valores utilizados na conversão das emissões de Gases do Efeito Estufa em impacto para as mudanças climáticas. Além dessa, outras perspectivas culturais de cenários são possíveis para análises realizadas utilizando-se a metodologia do ReCiPe 2016 (HUIJBREGTS

et al., 2017): Individualista e Igualitária. A escolha de uma perspectiva reflete o agrupamento de tipos semelhantes de suposições e escolhas (HUIJBREGTS *et al.*, 2017).

A diferença entre as perspectivas reside no horizonte temporal considerado, consenso científico a respeito dos mecanismos de impacto e desenvolvimento tecnológico da sociedade, refletindo em diferentes considerações de importância entre presente e futuro. Na perspectiva Individualista, devido ao curto horizonte temporal considerado (20 anos), tem-se como mais valioso o momento presente, em relação ao futuro (SANT'ANNA, GAVIÃO e LIMA, 2021).

O contrário é considerado pela perspectiva Igualitária, onde acredita-se que a sociedade presente deve ajustar suas necessidades de modo a preservar as futuras gerações, colocando como mais valioso o momento futuro (SANT'ANNA, GAVIÃO e LIMA, 2021). A perspectiva Hierárquica concede igual importância entre presente e passado, sendo o equilíbrio entre as duas outras perspectivas (HOFSTETTER *et al.*, 1998; ONN e YUSOFF, 2010; SANT'ANNA, GAVIÃO e LIMA, 2021). Por esse motivo, a perspectiva Hierárquica encontra maior aplicação (SHI *et al.*, 2021; MARTÍN-LARA *et al.*, 2022), oferecendo maior credibilidade (HUIJBREGTS *et al.*, 2017; SHI *et al.*, 2021).

A fim de se avaliar as diferenças de impacto inerente à tomada de decisão sobre a escolha da perspectiva cultural de cenário adotada, os impactos nas mudanças climáticas foram calculados também sob a ótica da perspectiva Individualista e Igualitária, semelhante ao conduzido por Dilkes-Hoffman *et al.* (2017) e Giwa (2017).

Para todos os cenários e perspectivas culturais o mesmo perfil de emissões foi observado sendo o transporte da manga embalada a etapa do ciclo de vida com maior impacto, seguido da produção das embalagens. Para os cenários com a *Mangobox*, o retorno da embalagem lavada e o cultivo da manga foram a 3ª e a 4ª maior emissão, semelhante ao observado na perspectiva hierárquica. Para o cenário com o uso da embalagem de papelão, o fim de vida das mangas foi mais relevante para o curto prazo (perspectiva individualista), seguido do cultivo da manga, que representaram a 3ª e 4ª maior emissão. O contrário do observado à longo prazo (perspectiva igualitária), onde o cultivo da manga foi mais relevante, seguido do fim de vida das mangas.

O benefício do uso da *Mangobox* frente à embalagem de papelão no ciclo de vida das mangas é mais acentuado na perspectiva à curto prazo, emitindo, em média, 26% menos Gases do Efeito Estufa (GEE). Para o cenário à longo prazo, as emissões da embalagem à base de plástico reciclado foram, em média, 19% menores que as emissões do cenário com a embalagem de papelão. De modo geral, as emissões para todos os cenários foram menores para a perspectiva a curto prazo, sendo 22% menor para os cenários com as embalagens à base de plástico reciclado e 18% para o cenário com o papelão. Para a perspectiva a longo prazo,

maiores valores de emissões foram observados, sendo que os cenários com a *Mangobox* apresentaram um aumento de 25% nas emissões, em relação ao cenário hierárquico. O aumento para o cenário com a embalagem de papelão observado foi equivalente a 22%.

Os GEE apresentam diferentes tempos de vida na atmosfera, o que resulta em fatores de caracterização diretamente relacionados com o horizonte temporal. Alguns gases possuem maior Potencial de Aquecimento Global no curto prazo (do inglês, *GWP*), quando comparado ao longo e médio prazo, como o caso do metano, que na metodologia ReCiPe 2016, foi considerado com o potencial de 84 kg de CO_{2 eq} na perspectiva individualista, 34 kg de CO_{2 eq} na perspectiva hierárquica e 4,8 kg de CO_{2 eq} na perspectiva igualitária (HUIJBREGTS *et al.*, 2017). Outros gases, sobretudo os gases compostos de flúor, se comportam de maneira diferente, tendo seu Potencial de Aquecimento Global aumentado com o tempo, como o caso do Hexafluoreto de Enxofre (SF₆), que apresenta potencial equivalente à 17.500 kg de CO_{2 eq}, 26.087 kg de CO_{2 eq} e 34.724 kg de CO_{2 eq}, respectivamente para os horizontes temporais de curto prazo, médio prazo e longo prazo (HUIJBREGTS *et al.*, 2017).

Quando se compara o perfil de emissões observado pela perspectiva igualitária e hierárquica, em todas as etapas de ciclo de vida há aumento de emissões, com exceção da etapa de fim de vida das mangas, devido à diminuição do impacto relacionado ao metano, como anteriormente mencionado. Para o cenário com a embalagem de papelão, um comportamento semelhante é observado com o fim de vida das embalagens de papelão, que também liberam metano em sua decomposição (DILKES-HOFFMAN *et al.*, 2018). Em relação à análise com a perspectiva individualista, para todas as fases do ciclo de vida observa-se redução do impacto, excluindo-se justamente as etapas anteriormente mencionadas relacionadas à liberação de metano, que apresentam maiores emissões, como também observado por Dilkes-Hoffman *et al.* (2018).

Os resultados encontrados mostraram que as etapas relacionadas ao transporte de material – manga colhida, manga embalada e embalagem – apresentaram os maiores aumentos de emissão para a perspectiva igualitária e maiores reduções de emissões para a perspectiva individualista. Os compostos fluorados estão presentes em diversas aplicações como refrigeração, solventes, isolantes e processos industriais (HEBEDA, 2017). Na produção do óleo diesel utilizado nos caminhões que transportam os materiais foram identificados fluxos de gases como Hexafluoreto de Enxofre e perfluorcarbonos que apresentam aumento do Potencial de Aquecimento Global com o aumento do horizonte temporal. O que indica que a emissão desses compostos se mostrou mais relevante para definição do impacto de acordo com o horizonte temporal do que as emissões provenientes da decomposição biológica.

b) Distância percorrida pela bucha

Como anteriormente mencionado, o estudo sobre a *Mangobox* está em fase preliminar, não havendo produção em larga escala da embalagem proposta. Por esse motivo, ainda não foram definidos os fornecedores do resíduo de fibra vegetal de composição do compósito da base. Assim sendo, possíveis regiões de origem desse material foram levantadas com base em seu potencial produtivo, levando em consideração a possibilidade de fornecimento contínuo desse material para a fabricação em larga escala da *Mangobox*, além da distância em relação ao Distrito Industrial, onde se propõe que a fabricação das embalagens à base de plástico reciclado aconteça.

O município de Cipotânea, em Minas Gerais, foi considerado no cenário base, por ser identificado como o local com maior produção de fibra vegetal no Brasil, distando 1685 km da região de fabricação das embalagens. O local mais próximo do Distrito Industrial de Pernambuco identificado com fazendas produtoras de fibra vegetal foi Acauã, no Piauí, distando 161 km, porém com baixo volume de produção anual. Araripina, no Estado de Pernambuco, foi o segundo município mais próximo do Distrito Industrial identificado, a uma distância de 274 km, também apresentando baixo volume de produção anual de bucha vegetal. Além de Minas Gerais, a Bahia oferece grandes volumes de produção destacando-se Elísio Medrado, a 524 km de distância da produção da *Mangobox*.

O impacto do transporte do resíduo de bucha vegetal tendo como origem esses 4 diferentes municípios foi analisado, a fim de se verificar a importância da distância percorrida na obtenção de matéria-prima. A quantidade de fibra vegetal transportada varia de acordo com a composição da embalagem sendo 0,061 kg para a composição da *Mangobox* HDPE/fibra 90/10% massa/% massa e 0,211 kg para a composição de HDPE/fibra 70/30% massa/% massa. Para a primeira composição mencionada, o transporte da fibra por 1685 km emitiu 1,09E-06 kg CO_{2eq}. A diminuição da distância percorrida para 524 km emitiu 3,37E-07 kg CO_{2eq}. As outras diminuições previstas para 274 km e 161 km emitiram 1,76E-07 kg CO_{2eq} e 1,04E-07 kg CO_{2eq}. Para o transporte de 0,211 kg de fibra vegetal, o deslocamento por 1685 km emitiu 3,81E-06 kg CO_{2eq}. Para o transporte por 524 km, uma emissão de 1,16E-06 kg CO_{2eq} foi observada. Para as distâncias de 274 km e 161 km, o deslocamento emitiu o equivalente à 6,08E-07 e 3,58E-07 kg CO_{2eq}, respectivamente.

Para todos os cenários e categorias de impacto analisadas a diminuição da distância percorrida teve seu impacto reduzido seguindo a proporção da redução entre as distâncias, uma vez que a interação entre o impacto e a distância apresenta uma relação linear, ou seja, de 1685

km de distância a ser percorrida para 524 km, há uma redução de 69% da distância, ocasionando em uma redução de 69% do impacto. A redução observada para o deslocamento de 274 km e 161 km apresentaram uma redução, em distância e em impacto, equivalente a 84% e 90%, respectivamente.

Em relação ao impacto total das embalagens, a redução total no impacto do ciclo de vida manga para as menores distâncias foi menor que 1%, em todos os cenários propostos, o que indica que a necessidade de utilização de fornecedores de fibra vegetal residentes em outros estados para a produção em larga escala da embalagem proposta não causa influência no benefício ambiental obtido com a redução das perdas de mangas. O impacto das diferentes distâncias para as outras categorias de impacto analisadas pode ser observado na Tabela 18.

Tabela 18 Impacto das distâncias percorridas para obtenção da fibra vegetal na pegada de carbono, consumo de água e da terra

HDPE/fibra 90%/10%			HDPE/fibra 70%/30%		
Distância percorrida (km)	Pegada de Carbono (CO ₂ eq)	Redução do impacto em relação à maior distância	Distância percorrida (km)	Pegada de Carbono (CO ₂ eq)	Redução do impacto em relação à maior distância
1685	1,09E-06	-	1685	3,81E-06	-
524	3,37E-07	69%	524	1,16E-06	69%
274	1,76E-07	84%	274	6,08E-07	84%
161	1,04E-07	90%	161	3,58E-07	90%
Distância percorrida (km)	Consumo de água (m ³)	Redução do impacto em relação à maior distância	Distância percorrida (km)	Consumo de água (m ³)	Redução do impacto em relação à maior distância
1685	2,74E-08	-	1685	9,48E-08	-
524	8,53E-09	69%	524	2,95E-08	69%
274	4,46E-09	84%	274	1,54E-08	84%
161	2,62E-09	90%	161	9,06E-09	90%
Distância percorrida (km)	Uso da terra (m ² x ano)	Redução do impacto em relação à maior distância	Distância percorrida (km)	Uso da terra (m ² x ano)	Redução do impacto em relação à maior distância
1685	1,13E-07	-	1685	3,19E-07	-
524	3,52E-08	69%	524	1,22E-07	69%
274	1,84E-08	84%	274	6,36E-08	84%
161	1,08E-08	90%	161	3,74E-08	90%

Elaborado pela autora.

c) Distância percorrida pelo papel

De acordo com os pesquisadores da EMBRAPA (SILVA, SOARES E FONSECA, 2021), na região Nordeste não existem polos de fabricação das embalagens de papelão

utilizadas para a distribuição da manga pelo Brasil, de modo que as fábricas existentes são responsáveis apenas por uma parte do processo produtivo ou são centros de distribuição. Porém, existe a possibilidade de novas instalações serem fabricadas, podendo este novo polo adquirir o papel utilizado como matéria-prima na fabricação do papelão de localidades mais próximas. No cenário atual considerado, o papel é fabricado na cidade de Três Barras, em Santa Catarina, e viaja até Pacajus, no Ceará, um trajeto de 3450 km. Reduções de 30%, 60% e 90% na distância percorrida pelo papel foram propostas a fim de se verificar a influência no impacto global da redução da distância percorrida pelo papel no sistema com a embalagem de papelão.

Com a redução de 30% na distância, a etapa da produção de embalagem passa a emitir $5,56E-03$ kg de CO_2_{eq} , uma redução de 30% de impacto nessa etapa. A mesma etapa no cenário base emitiu $8,12E-03$ kg de CO_2_{eq} . Considerando todas as etapas do sistema, a entrega total da unidade funcional teve uma redução de 4% nas emissões de GEE, passando de $6,83E-02$ kg de CO_2_{eq} para $6,58E-02$ kg de CO_2_{eq} . A redução de 60% da distância foi refletida em uma redução de 60% de impacto na produção das embalagens de papelão, passando para $3,17E-03$ kg de CO_2_{eq} . Para a redução de 90% do trajeto feito pelo papel, uma nova emissão de $7,00E-04$ kg de CO_2_{eq} na etapa de produção da embalagem foi observada.

O impacto total do sistema passou para $6,33E-02$ kg de CO_2_{eq} e $6,08E-02$ kg de CO_2_{eq} , para as reduções na distância em 60% e 90%, respectivamente. Para todos os novos cenários a *Mangobox* ainda apresenta menores emissões sendo o impacto 18%, 14% e 11% menor para as reduções de 30%, 60% e 90% da distância percorrida pelo papel, respectivamente, considerando a composição 70% HDPE e 30% fibra vegetal. Para o consumo de água, o impacto do sistema com a *Mangobox* HDPE/fibra 70%/30% massa/massa ainda se manteve abaixo na mesma proporção que o cenário base, sendo 20%. Para o uso da terra, a *Mangobox* com a composição anteriormente referida apresentou performance global de 18%, 15% e 13% menor, comparando com as reduções de 30%, 60% e 90% da distância percorrida pelo papel na fabricação do papelão, respectivamente. A mudança de impacto nas outras categorias de impacto pode ser observada na Tabela 19.

Tabela 19 Impacto da redução da distância percorrida pelo papel para a fabricação da embalagem de papelão na pegada de carbono, consumo de água e uso da terra

Pegada de Carbono					
Diminuição da Distância		30%	60%	90%	Unidade
Impacto na produção da embalagem	Novo impacto	5,65E-03	3,17E-03	7,00E-04	CO ₂ eq
	Redução em relação ao cenário base	30%	60%	90%	-
Impacto total do sistema	Novo impacto	6,58E-02	6,33E-02	6,08E-02	CO ₂ eq
	Redução em relação ao cenário base	4%	7%	11%	-
Consumo de água					
Diminuição da Distância		30%	60%	90%	Unidade
Impacto na produção da embalagem	Novo impacto	9,76E-04	9,13E-04	8,51E-04	m ³
	Redução em relação ao cenário base	6%	12%	18%	-
Impacto total do sistema	Novo impacto	1,64E-01	1,64E-01	1,64E-01	m ³
	Redução em relação ao cenário base	0%	0%	0%	-
Uso da terra					
Diminuição da Distância		30%	60%	90%	Unidade
Impacto na produção da embalagem	Novo impacto	6,21E-04	3,62E-04	1,03E-04	m ² x ano
	Redução em relação ao cenário base	29%	59%	88%	-
Impacto total do sistema	Novo impacto	1,02E-02	9,90E-03	9,64E-03	m ² x ano
	Redução em relação ao cenário base	2%	5%	7%	-

Elaborado pela autora.

6 CONCLUSÃO

O presente trabalho teve por objetivo realizar a Avaliação do Ciclo de Vida da manga produzida em Petrolina (PE) e comercializada na Central de Abastecimento do Rio de Janeiro (CEASA/RJ), comparando-se a utilização de dois diferentes tipos de embalagens em sua distribuição: uma embalagem retornável à base de plástico e uma caixa de papelão de uso único, com diferentes perdas de produtos associadas. Avaliou-se também o impacto do teor de fibra presente na embalagem de compósito plástico reciclado para três diferentes formulações propostas: HDPE/fibra vegetal 100/0, 90/10 e 70/30% massa/% massa.

O transporte das mangas embaladas (uso da embalagem) foi a fase que mais contribuiu com impactos ambientais nas emissões de GEE e no uso da terra, em todos os cenários

analisados para as duas embalagens. Esta etapa foi responsável por 76% do impacto total, em todos os cenários para a pegada de carbono, e cerca de 51% no uso da terra. Para o uso da água, a fase mais importante foi o cultivo das mangas, sendo mais relevante no sistema com a embalagem de papelão, representando 98% do gasto total de água nesse cenário. Para o uso da embalagem à base de plástico reciclado, esta etapa contribuiu com 88% do total em todos os cenários, estando o maior benefício associado ao uso da *Mangobox* relacionado à esta categoria de impacto.

Mesmo a embalagem à base de plástico reciclado apresentando maior massa individual quando comparada à embalagem de papelão, seu melhor desempenho na proteção das mangas transportadas garante menor carga ambiental no transporte das frutas, para a entrega da unidade funcional definida. Devido ao volume adicional de mangas a serem produzidas para compensar as perdas do sistema com a embalagem de papelão, as emissões relacionadas à distribuição da fruta, neste cenário, foram, em média, 22% maiores, para esta etapa, devido à maior quantidade de frutas transportadas. A maior perda de produto do sistema com a embalagem de papelão também fez com que a produção adicional destas superasse as emissões da produção da embalagem à base de plástico reciclado, em média, em 30%, para todas as composições de *Mangobox* (HDPE/fibra). O mesmo foi observado para a etapa de fim de vida das mangas, que para o sistema com a embalagem de papelão emitiu 93% mais Gases do Efeito Estufa.

Para o consumo de água, a etapa mais relevante foi o cultivo da manga, sendo 88% do impacto nos cenários da *Mangobox* e 98% do total consumido no cenário com a embalagem de papelão, sendo o impacto para este cenário 20% maior, quando comparado ao impacto dos cenários com a utilização da *Mangobox*. Para o uso da terra, a perda de produto pelo transporte na embalagem de papelão fez com que os requisitos de terra no cultivo da manga fossem mais importantes no perfil de impacto deste sistema, fazendo com que o impacto, para esta categoria neste sistema, aumentasse em 21%.

De maneira geral, o uso da *Mangobox* proporcionou uma redução média global de 21% nos impactos ambientais associados ao sistema de fornecimento da manga, considerando seu cultivo, beneficiamento e transporte, para as três categorias de impactos analisadas. Em relação às diferentes formulações propostas de compósitos – HDPE/fibra vegetal 100/0, 90/10 e 70/30% massa/% massa – a adição da fibra apresentou impacto negativo ao sistema, devido ao aumento de massa, o que representou maiores esforços empregados nas fases de transporte e processamento, pelo uso adicional de energia e combustível, apesar de a utilização evitada de material fóssil não ter sido analisada nas comparações. Porém, o impacto adicional não ocorreu de forma significativa. Além disso, a análise de sensibilidade indicou que a necessidade de

utilização de fornecedores de fibra vegetal distantes do ponto do processamento da embalagem, em relação a produção em larga escala, não causa influência significativa no benefício ambiental obtido com a redução das perdas de mangas.

7 SUGESTÕES

Para análises futuras propõe-se o refinamento na coleta de dados sobre os processamentos dos materiais, sobretudo para o PET utilizado na fabricação das bandejas, além da definição mais apurada dos fornecedores de material para verificação da logística necessária e seus impactos ambientais associados para viabilização da produção em larga escala das embalagens *Mangobox*. Além disso, faz-se necessário melhor entendimento sobre o desempenho da embalagem à base de plástico reciclado proposta em termos do seu potencial de vida útil e de retornos possíveis por ano.

Recomenda-se ainda a análise de outras fibras vegetais para a produção do compósito, visando à obtenção de uma embalagem mais leve, que tenha uma menor demanda energética para sua fabricação e de diesel em seu transporte, sem prejuízo na proteção do produto embalado e na resistência mecânica. Além disso, recomenda-se adicionar à análise uma consideração a respeito das emissões evitadas com a substituição do material fóssil pelo uso das fibras vegetais na embalagem. Como última sugestão, propõe-se a realização de uma avaliação econômica para melhor entendimento dos custos financeiros associados à produção e uso das duas diferentes embalagens comparadas, para que seja possível realizar um balanço entre custos econômicos e ambientais para uma análise mais aprofundada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIPET, 2020. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PET (ABIPET). Censo da reciclagem do pet no Brasil. 11a Edição. 2020.

BASSET-MENS, C., VANNIÈRE, H., GRASSELLY, D., HEITZ, H., BRAUN, A., PAYEN, S., KOCH, P. AND BIARD, Y., 2016. Environmental impacts of imported and locally-grown fruits for the French market: A cradle-to-farm-gate LCA study. *Fruits*, 71(2), pp.93-104.

ABRAS, 2021. Associação Brasileira de Supermercados. 21ª Avaliação de perdas no varejo brasileiro. Disponível em: <<https://www.abras.com.br/economia-e-pesquisa/pesquisa-de-perdas/apresentacao>>. Acessado em: 15 jan 2021.

ACCORSI, R., CASCINI, A., CHOLETTE, S., MANZINI, R., & MORA, C. (2013). Economic and environmental assessment of reusable plastic containers: A food catering supply chain case study. *International Journal of Production Economics*, 152, 88–101. doi:10.1016/j.ijpe.2013.12.014.

ALBEJÓN, R., BALA, A., VÁZQUEZ-ROWE, I., ALDACO, R., & FULLANA-I-PALMER, P. (2020). When plastic packaging should be preferred: Life cycle analysis of packages for fruit and vegetable distribution in the Spanish peninsular market. *Resources, Conservation and Recycling*, 155, 104666. doi:10.1016/j.resconrec.2019.104666.

ALBRECHT, S., BRANDSTETTER, P., BECK, T., FULLANA-I-PALMER, P., GRÖNMAN, K., BAITZ, M., DEIMLING, S., SANDILANDS, J., FISCHER, M. (2013). An extended life cycle analysis of packaging systems for fruit and vegetable transport in Europe. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(8), 1549–1567. doi:10.1007/s11367-013-0590-4.

AMIM, P. R. P., 2006. Estudo de misturas de HDPE e fibra de coco como mecanismo de desenvolvimento limpo para utilização em madeira plástica. Dissertação de Mestrado, 104 f., Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil. 2006.

ANAP, 2019. ASSOCIAÇÃO NACIONAL DOS APARISTAS DE PAPEL (ANAP). Relatório Anual 2019 – 2020.

ANGELO, A. C. M., 2014. Contribuições para o inventário do ciclo de vida dos resíduos orgânicos provenientes da coleta domiciliar na cidade do rio de janeiro. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção. Universidade federal do Rio de Janeiro. 119 p. Rio de Janeiro.

ANVISA, 2008. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA) RDC N 20. Dispõe sobre o Regulamento Técnico sobre embalagens de polietilenotereftalato (PET) pós-consumo reciclado grau alimentício (PET-PCR grau alimentício) destinados a entrar em contato com alimentos. 2008.

ARAÚJO, G. P. DE, LOURENÇO, C. E., ARAÚJO, C. M. L. DE, & BASTOS, A., 2018. Intercâmbio Brasil-União Europeia sobre desperdício de alimentos: Relatório final. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1105525/intercambio-brasil-uniao-europeia-sobre-desperdicio-de-alimentos-relatorio-final>>. Acessado em: 10 jan 2022.

BACENETTI, J., CAVALIERE, A., FALCONE, G., GIOVENZANA, V., BANTERLE, A., & GUIDETTI, R. (2018). Shelf life extension as solution for environmental impact mitigation: A case study for bakery products. *Science of The Total Environment*, 627, 997–1007. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.01.301.

BAEK, S. Y., KIM, B., LEE, S., LEE, J., & AHN, S., 2018. Accurate determination of hexabromocyclododecane diastereomers in extruded high-impact polystyrene: Development of an analytical method as a candidate reference method. *Chemosphere*, 210, 296-303.

BARE, J. C., HOFSTETTER, P., PENNINGTON, D. W., & DE HAES, H. A. U., 2000. Midpoints versus endpoints: the sacrifices and benefits. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(6), 319-326.

BARREIRA, L. P., JUNIOR, A. P., RODRIGUES, M. S., E TENÓRIO, J. A. S. 2008. Physical analyses of compost from composting plants in Brazil. *Waste Management*, 28(8), 1417-1422.

BCG, 2018. Tackling the 1.6-Billion ton food loss and waste crisis. Boston Consulting Group. Disponível em <<https://www.bcg.com/pt-br/publications/2018/tackling-1.6-billion-ton-foodloss-and-waste-crisis.aspx>>. Acessado em: 01 fev 2021.

BEAUMONT, N. J., AANESEN, M., AUSTEN, M. C., BÖRGER, T., CLARK, J. R., COLE, M., ... & WYLES, K. J. .2019. Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. *Marine pollution bulletin*, 142, 189-195.

BOGUSKI, T.K.; HUNT, R.G.; CHOLAKIS, J.M. e FRANKLIN, W.E.. LCA, 1996. Methodology In: Curran, M.A. *Environmental Life Cycle Assessment*. Cap. 2.2. McGraw Hill. 1996.

BOSCHIERO, M., ZANOTELLI, D., CIARAPICA, F. E., FADANELLI, L., & TAGLIAVINI, M. (2019). *Greenhouse gas emissions and energy consumption during the post-harvest life of apples as affected by storage type, packaging and transport*. *Journal of Cleaner Production*. doi:10.1016/j.jclepro.2019.01.300.

BRASIL, 2020. Lei N° 14.016, de 23 de junho de 2020. Diário Oficial da União, Poder Legislativo, Brasília, DF, 23 de junho de 2020, Seção 1, Página 2.

BRAZILIAN HORTI & FRUTI YEARBOOK, 2018. Santa Cruz do Sul: Editora Gazeta Santa Cruz, 2018. 96 p.: il.

BURNS EE, BOXALL ABA. 2018. Microplastics in the aquatic environment: evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. *Environ Toxicol Chem* 37:2776–2796. <https://doi.org/10.1002/etc.4268>

CARNEIRO, J. M., 2017. Avaliação das pegadas de carbono e hídrica da produção de manga no submédio do Vale do São Francisco. Monografia. 83 f., Universidade Federal do Ceará, Brasil. 2017.

CARNEIRO, J. M., BARROS, V., GIONGO, V., MATSUURA, M. F. & FIGUEIREDO, M. C. B., 2018. Avaliação do ciclo de vida da manga brasileira. In: Embrapa Semiárido-Artigo em

anais de congresso (ALICE). In: CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO DO CICLO DE VIDA, 6., 2018, Brasília, DF. Gestão da informação tecnológica para sustentabilidade: anais. Brasília, DF: IBICT, 2018., 2018.

CARVALHO, V. S., 2016. Gestão dos resíduos sólidos e inclusão sócio-produtiva dos catadores de materiais recicláveis no Vale do São Francisco – Juazeiro-BA e Petrolina-PE. Tese. 255 f., Universidade Federal de Pernambuco. Brasil. 2016.

CHONHENCHOB, V., & SINGH, S. P., 2003. A comparison of corrugated boxes and reusable plastic containers for mango distribution. *Packaging Technology and Science*, 16(6), 231–237. doi:10.1002/pts.630.

CHONHENCHOB, V., & SINGH, S. P., 2005. Packaging performance comparison for distribution and export of papaya fruit. *Packaging Technology and Science*, 18(3), 125–131. doi:10.1002/pts.681.

CHOUDHURY, M. M., 1995. Perdas de frutas e hortaliças na pós-colheita. Informe CPATSA, Petrolina, PE. v. 2, n. 20, p. 2, mar.

CHOWREDDY, R. R., NORD-VARHAUG, K., & RAPP, F., 2018. Recycled polyethylene terephthalate/carbon nanotube composites with improved processability and performance. *Journal of Materials Science*, 53(9), 7017–7029. doi:10.1007/s10853-018-2014-0.

COMEXSTAT/MDIC, 2021. ESTATÍSTICAS DO COMÉRCIO EXTERIOR (COMEXSTAT)/ MINISTÉRIO DA INDÚSTRIA, COMÉRCIO EXTERIOR E SERVIÇOS (MDIC) (2021). Disponível em: <<http://comexstat.mdic.gov.br/pt/geral/44323/>>. Acessado em: 12 out. 2021.

CONAMA, 2008. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA) Resolução nº 403 (2008). Dispõe sobre a nova fase de exigência do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores - PROCONVE para veículos pesados novos (Fase P-7) e dá outras providências. 2008.

CONCEIÇÃO, R. D. P, e PACHECO, E. B. A. V. (2020). Evaluation of networks between production units in the post-consumer pet packaging recycling chain. *Environmental Engineering and Management Journal*. August 2020, Vol. 19, No. 8, 1411-1418.

CONTE, A., CAPPELLETTI, G. M., NICOLETTI, G. M., RUSSO, C., & DEL NOBILE, M. A. (2015). Environmental implications of food loss probability in packaging design. *Food Research International*, 78, 11–17. doi:10.1016/j.foodres.2015.11.015 .

CORRADO, S., ARDENTE, F., SALA, S., & SAOUTER, E. (2017). Modelling of food loss within life cycle assessment: From current practice towards a systematisation. *Journal of Cleaner Production*, 140, 847–859. doi:10.1016/j.jclepro.2016.06.050.

CREUS, A. C., 2018. Prevenção do desperdício alimentar sob a avaliação de ciclo de vida: ferramenta e aplicação em casos práticos. Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 261 f. Rio de Janeiro.

CURRAN, M., 1999. The Status of LCA in the USA. *Int. J. LCA*, vol.4 (3) 123-124. Landsberg, Germany: Ecomed.

DAHLBO, H., OLLIKAINEN, M., PELTOLA, S., MYLLYMAA, T., & MELANEN, M., 2007. Combining ecological and economic assessment of options for newspaper waste management. *Resources, Conservation and Recycling*, 51(1), 42–63. doi:10.1016/j.resconrec.2006.08.001.

DAS, S., LIANG, C., E DUNN, J. B. 2022. Plastics to fuel or plastics: Life cycle assessment-based evaluation of different options for pyrolysis at end-of-life. *Waste Management*, 153, 81-88.

DE VRIES, J. W., VINKEN, T. M. W. J., HAMELIN, L., & DE BOER, I. J. M., 2012. Comparing environmental consequences of anaerobic mono- and co-digestion of pig manure to produce bio-energy – A life cycle perspective. *Bioresource Technology*, 125, 239–248. doi:10.1016/j.biortech.2012.08.124

DEL BORGHI, A., STRAZZA, C., MAGRASSI, F., TARAMASSO, A. C., & GALLO, M. (2018). Life Cycle Assessment for eco-design of product–package systems in the food industry—The case of legumes. *Sustainable Production and Consumption*, 13, 24–36. doi:10.1016/j.spc.2017.11.001

10.10

DEUS, R. M., BATTISTELLE, R. A. G., E SILVA, G. H. R. 2017. Current and future environmental impact of household solid waste management scenarios for a region of Brazil: carbon dioxide and energy analysis. *Journal of cleaner production*, 155, 218-228.

DILKES-HOFFMAN, L. S., LANE, J. L., GRANT, T., PRATT, S., LANT, P. A., & LAYCOCK, B. (2018). Environmental impact of biodegradable food packaging when considering food waste. *Journal of Cleaner Production*, 180, 325–334. doi:10.1016/j.jclepro.2018.01.169.

EC-JRC, 2010. Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment background document. Joint Research Centre Of The European Commission. ILCD Handbook International Reference Life Cycle Data System, European Union. 2010.

ECOD, 2013. Do campo a cidade: soluções para o desperdício de alimentos. *Especial Meio Ambiente 2013*, [s.l.], p. 1-30. EcoDesenvolvimento (EcoD).

EMBRAPA, 2004. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Perdas na Cadeia de Comercialização da Manga. Documentos 186. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). ISSN 1516-1633.

EMBRAPA, 2011. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Desenvolvimento de embalagens valorizáveis para acondicionamento de frutas e hortaliças. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-projetos/-/projeto/203381/desenvolvimento-de-embalagens-valorizaveis-para-acondicionamento-de-frutas-e-hortalicas>>. Acessado em: 17 set. 2022.

EMBRAPA, 2011. Desenvolvimento de embalagens valorizáveis para acondicionamento de frutas e hortaliças. Disponível em: < <https://www.embrapa.br/busca-de-projetos/-/projeto/203381/desenvolvimento-de-embalagens-valorizaveis-para-acondicionamento-de-frutas-e-hortalicas> >. Acessado em: 02 set. 2022.

EMBRAPA, 2014. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Orientações Quanto ao Manuseio Pré e Pós-Colheita de Frutas e Hortaliças Visando à Redução de suas Perdas. Comunicado técnico 205. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). ISSN 0103 5231. Setembro, 2014. Rio de Janeiro, RJ.

EMBRAPA, 2015. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Causas de Descarte de Manga em Casas de Embalagem e em Mercado de Distribuição na Região Nordeste. Boletim de pesquisa e desenvolvimento 124. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). ISSN 1808-9968. Dezembro, 2015.

EMBRAPA, 2018. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Agricultura de baixo carbono – Tecnologias e Estratégias de implantação. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Brasília, DF.

EMPRESA PERNAMBUCANA DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 2011. Relatório de Impacto Ambiental – Rima. Implantação de Central de Tratamento de Resíduos Sólidos em Área Rural do Município de Petrolina. Recife. Novembro de 2011.

ESCÓCIO, V.A., PACHECO, E.B.A.V., SOUSA, A.M.F., CAVALCANTE, A.P., VISCONTE, L.L.Y., 2014. Use of the agroresidue sponge-gourds (*Luffa-Cylindrica*) as filler for highdensity polyethylene renewable: development and Characterization of composites. Int. J. Mater. Eng. Tech. 12 (2), 151e176.

ESCÓCIO, V.A., PACHECO, E.B.A.V., DA SILVA, A.L.N., CAVALCANTE, A.P., VISCONTE, L.L.Y., 2015. Rheological behavior of renewable polyethylene (HDPE) composites and sponge gourd (*Luffa-Cylindrica*) residue. Int. J. Polym. Sci. 1e7. <http://dx.doi.org/10.1155/2015/714352>.

EKVALL, T., ASSEFA, G., BJÖRKLUND, A., ERIKSSON, O., & FINNVEDEN, G., 2007. What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *Waste Management*, 27(8), 989–996. doi:10.1016/j.wasman.2007.02.015.

EKVALL, T. & TILLMAN, A.M., 1997. Open-loop recycling, criteria for allocation procedures. *International Journal of Life Cycle Assessment* 1997;2:155–62.

FALKENMARK, M. AND ROCKSTROM, J. (2004). *Balancing Water for Humans and Nature. The New Approach in Ecohydrology*, Earthscan, London.

FAO, 2011. *Global food losses and food waste – Extent, causes and prevention*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.

FAO, 2013. *Food wastage footprint*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Disponível em: <<http://www.fao.org/publications/card/en/c/000d4a32-7304-5785-a2f1-f64c6de8e7a2/>>. Acessado em: 15 jul 2021.

FAO, 2014. *Developing Sustainable Food Value Chains - Guiding Principles*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.

FAO, 2016. *Food losses and waste in Latin America and Caribbean*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-i5504e.pdf>>. Acessado em: 10 jan 2022.

FAO, 2018. *Feeding people, protecting the planet. FAO and the GEF: partners in action*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.

FAO, 2019. *The State of Food and Agriculture 2019. Moving forward on food loss and waste reduction*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

FAO, 2020. FAO, IFAD, UNICEF, WFP and WHO. 2020. *The State of Food Security and Nutrition in the World 2020. Transforming food systems for affordable healthy diets*. Food and

Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome. Disponível em: <<https://doi.org/10.4060/ca9692en>>. Acessado em: 10 jan 2022.

FAOSTAT, 2018. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – Disponível em: <<http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>>. Acessado em: 10 dez 2020.

FARIA, F. P., 2011. Avaliação do desempenho ambiental do processo de reciclagem de poliolefinas utilizando as ferramentas produção mais limpa, análise envoltória de dados e análise swot. Tese. 229 f., Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil. 2011.

FAVERO, L. A., 2008. A cultura da manga no São Francisco: posicionamento, limites, oportunidades e ações estratégicas. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, 2008. 230 p.

FEFCO, 2018. Corrugated Packaging. European Database for Corrugated Board Life Cycle Studies. Disponível em: <<https://www.fefco.org/lca>>. Acessado em: 15 jul. 2021.

FERREIRA, J.V.R., 2004. Análise do ciclo de vida dos produtos. Viseu, Instituto Politécnico do Viseu, 2004.

FILGUEIRAS. H. A. C., 2000. Manga Pós-Colheita. Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia. 2000. Brasília. DF.

FRANKOWSKA, A., JESWANI, H. K., & AZAPAGIC, A. (2019). Life cycle environmental impacts of fruits consumption in the UK. *Journal of Environmental Management*, 248, 109111. doi:10.1016/j.jenvman.2019.06.012.

FREIRES, F. G. M.; MARINHO, S. V.; WALTER, F., 2012. Canais de distribuição da manga e da uva de mesa produzidas no Vale do São Francisco: uma análise comparativa. XXXII Encontro Nacional de Engenharia de Produção. Bento Gonçalves, RS, Brasil, 15 a 18 de outubro de 2012.

FRISCHKNECHT R, JUNGBLUTH N, ALTHAUS HJ, DOKA G, DONES R, HECK T, HELLWEG S, HISCHER R, NEMECEK T, REBITZER G, SPIELMANN M, WERNET G.,

2007. Overview and methodology. Dübendorf, Switzerland: Swiss Centre for Life Cycle Inventory; 2007, Ecoinvent Report No. 1.

FRISCHKNECHT R. 2010. LCI modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2010; 15:666–71.

GAITÁN-CREMASCHI, KLERKX, L., DUNCAN, J., TRIENEKENS, J. H., HUENCHULEO, C., DOGLIOTTI, S., CONTESSE, M. E., & ROSSING, W. A. H., 2018. Characterizing diversity of food systems in view of sustainability transitions. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 39(1). <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0550-2>.

GERASSIMIDOU, S., MARTIN, O. V., CHAPMAN, S. P. HAHLADAKIS, J. N., IACOVIDOU, E. (2021). Development of an integrated sustainability matrix to depict challenges and trade-offs of introducing bio-based plastics in the food packaging value chain Spyridoula. *Journal of Cleaner Production* 286 (2021) 125378.

GIWA, A. (2017). Comparative cradle-to-grave life cycle assessment of biogas production from marine algae and cattle manure biorefineries. *Bioresource Technology*, 244, 1470–1479. doi:10.1016/j.biortech.2017.05.143.

GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; SCHRYVER, A. D.; STRUIJS, J.; VAN ZELM, R., 2009. ReCiPe 2008. Potentials, p. 1–44, 2009. Leiden.

GOMES, G.B., 2015. Avaliação de ciclo de vida de embalagens para transporte e comércio de manga. Dissertação de Mestrado, 97 f., Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil. 2015.

GOMES, T. S., 2019. Avaliação ambiental e energética da destinação do PET pós-consumo. Tese de Doutorado, 167 f., Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil. 2019.

GUINÉE, J. B., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., ZAMAGNI, A., MASONI, P., BUONAMICI, R., RYDBERG, T., 2011. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future†. *Environmental Science & Technology*, 45(1), 90–96. doi:10.1021/es101316v.

GUSTAVSSON, J., CEDERBERG, C., & SONESSON, U., 2011. The methodology of the FAO study: “Global Food Losses and Food Waste—Extent, causes and prevention”- FAO, 2011. The Swedish Institute for Food and Biotechnology (SIK). Disponível em: <<http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:944159/FULLTEXT01.pdf>>. Acessado em: 10 jan 2022.

GUTIERREZ, M. M., MELEDDU, M., PIGA, A. (2016) Food losses, shelf-life extension and environmental impact of a packaged cheesecake: a life cycle assessment. *Food Research International*. doi: 10.1016/j.foodres.2016.11.031.

HAN, J.-W., RUIZ-GARCIA, L., QIAN, J.-P., & YANG, X.-T. (2018). Food Packaging: A Comprehensive Review and Future Trends. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 17(4), 860–877. doi:10.1111/1541-4337.12343.

HANSEN, O. J., VOLD, M., SCHAKENDA, V., TUFTE, P.-A., MØLLER, H., OLSEN, N. V., & SKARET, J. (2015). Environmental profile, packaging intensity and food waste generation for three types of dinner meals. *Journal of Cleaner Production*, 142, 395–402. doi:10.1016/j.jclepro.2015.12.012.

HAUSCHILD, M. Z., AND HUIJBREGTS, M. A. J., 2015. Introducing life cycle impact assessment. Chapter 1. In *Life cycle impact assessment*, Hauschild and Huijbregt (eds). Springer.

HAUSCHILD, M. Z.; ROSENBAUM, R. K.; OLSEN, 2018. *Stig Irvin. Life cycle assessment*. Springer International Publishing, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3> Book, 2018.

HEBEDA, O. 2017. Emissões de gases fluorados causadores de efeito estufa: desenvolvimento e análise de cenários para o Brasil até 2050. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Planejamento Energético da COPPE/UFRJ. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 192 p.

HEIJUNGS, R AND GUINÉE, J. B., 2007. Allocation and ‘what-if’ scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste Management* 27 (2007) 997–1005.

HELLER, M. C., SELKE, S. E. M., & KEOLEIAN, G. A., 2018. Mapping the Influence of Food Waste in Food Packaging Environmental Performance Assessments. *Journal of Industrial Ecology*. doi:10.1111/jiec.12743.

HERRERA, A. M., 2019. Social Life Cycle Assessment (S-LCA) of a conventional man's shirt of WE-Fashion. Determining the social sustainability performance of the company according to the product's life cycle. 2019. Dissertação de Mestrado.

HILPE, 2014. High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security. 2014. Food losses and waste in the context of sustainable food systems. Rome.

HOFSTETTER, P., 1998. Perspectives In Life Cycle Impact Assessment. A Structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere. Swiss Federal Institute of Technology, Zurich.

HUIJBREGTS, M. A. J., STEINMANN, Z. J. N., ELSHOUT, P. M. F., STAM, G., VERONES, F., VIEIRA, M. D. M., HOLLANDER, A., ZIJP, A., VAN ZELM, R., 2017. A Harmonized Life Cycle Impact Assessment Method at Midpoint and Endpoint Level Report I: Characterization. National Institute for Public Health and the Environment, p. 2016-0104, 2017.

IBGE, 2017. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE)/CENSO AGROPECUÁRIO (2017). Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acessado em: 12 out. 2021.

IBGE, 2018. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa de Orçamentos Familiar 2018. – Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/24786-pesquisa-de-orcamentos-familiares-2.html?=&t=o-que-e>>. Acessado em: 10 dez 2020.

IBGE, 2018. Síntese de Indicadores Sociais: indicadores apontam aumento da pobreza

entre 2016 e 2017. Agência IBGE de notícias, 5 dezembro. Disponível em: <<https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-deimprensa/2013-agencia-de-noticias/releases>>. Acessado em: 05 set 2021.

IBGE, 2019. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA (IBGE)/ PRODUÇÃO AGRÍCOLA MUNICIPAL (PAM) (2019). Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acessado em: 01 set. 2021.

ILCD, 2010. ILCD Handbook: International Reference Life Cycle Data System. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.

ILCD, 2011. ILCD Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.

INGWERSEN, W. W., 2012. Life cycle assessment of fresh pineapple from Costa Rica. *Journal of Cleaner Production*, 35, 152–163. doi:10.1016/j.jclepro.2012.05.035.

INNOVA (2022). Manual De Termoformagem. Disponível em: < <https://innova.com.br/wp-content/uploads/2019/06/manual-de-termoformagem.pdf>>. Acessado em: 01 jul. 2022.

IPCC, 2021. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.

IRIARTE, A., ALMEIDA, M. G., & VILLALOBOS, P., 2014. Carbon footprint of premium quality export bananas: Case study in Ecuador, the world's largest exporter. *Science of The Total Environment*, 472, 1082–1088. Doi:10.1016/j.scitotenv.2013.11.072.

ISO 14040, 2014. INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 14040:2006- Environmental management, Life cycle assessment, Principles and framework. Geneva: ISO, 2014.

ISO 14044, 2014. INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 14044:2006-Environmental management - Life cycle assessment - requirements and guidelines. Geneva: ISO, 2014.

JAMBECK, J. R., GEYER, R., WILCOX, C., SIEGLER, T. R., PERRYMAN, M., ANDRADY, A., NARAYAN, R., LAW, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771. doi:10.1126/science.1260352.

JIANG, Z., GUO, Z., ZHANG, Z., QI, Y., PU, C., WANG, Q., JIA, Z., XIAO, C., 2018. Preparation and properties of bottle-recycled polyethylene terephthalate (PET) filaments. *Textile Research Journal*, 004051751876714. doi:10.1177/0040517518767146.

JOHNSON, J.X., MCMILLAN, C.A., KEOLEIAN, G.A., 2013. Evaluation of life cycle assessment recycling allocation methods. the case study of aluminum. *J. Ind.Ecol.* 17, 700–711.

KAKADELLIS, S., & HARRIS, Z. M. (2020). Don't scrap the waste: the need for broader system boundaries in bioplastic food packaging life-cycle assessment – a critical review. *Journal of Cleaner Production*, 122831. doi:10.1016/j.jclepro.2020.122831.

KAZA, S. 2018. *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*, Urban Development, The World Bank, Washington, D.C.

KOELLNER, T.; DE BAAN, L.; BECK, T.; BRANDÃO, M.; CIVIT, B.; MARGNI, M.; MILÀ I CANALS, L.; SAAD, R.; DE SOUZA, D. M.; MUELLER- WENK, R. 2013. UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18 (6), 1188–1202.

KOLLING, C., E LAGO, N.C., 2020. ISO 14000: contribuições práticas e proposição de agenda de pesquisa. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental* · February 2020. DOI: 10.19177/rgsa.v9e02020668-685.

KULAY, L.A.; SEO, E.S.M., 2006. Orientações conceituais para elaboração de inventários de ciclo de vida. *Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente – INTERFACHES* – 2006.

LATHUILLIÈRE, M. J., BULLE, C., & JOHNSON, M. S. 2016. Land use in LCA: including regionally altered precipitation to quantify ecosystem damage. *Environmental Science & Technology*, 50(21), 11769-11778.

LICCIARDELLO, F. (2017). Packaging, blessing in disguise. Review on its diverse contribution to food sustainability. *Trends in Food Science & Technology*, 65, 32–39. doi:10.1016/j.tifs.2017.05.003.

LIMA, M.A.C., 2004. Embalagem. Disponível em: Agência de Informação Embrapa http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Agencia22/AG01/arvore/AG01_35_24112005115222.html>. Acessado em: 04 jun. 2021.

LINDFORS, L.-G., CHRISTIANSEN, K., HOFFMAN, L., VIRTANEN, Y., JUNTILLA, V., LESKINEN, A., HANSEN, O.-J., RØNNING, A., EKVALL, T., FINNVEDEN, G., 1995. LCA-Nordic. Technical reports No. 1–9. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

LIP, WANG X, SU M, ZOU X, DUAN L, ZHANG H. 2020. Characteristics of plastic pollution in the environment: a review. *Bull Environ Contam Toxicol*. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02820-1>.

LIPTOW, C., JANSSEN, M., & TILLMAN, A. M. 2018. Accounting for effects of carbon flows in LCA of biomass-based products—exploration and evaluation of a selection of existing methods. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(11), 2110-2125.

LOGIMAQ, 2021. Disponível em: <<https://logimaq.com.br/>>. Acessado em 09 jun. 2021.

MACHADO, W. R. B., CARVALHO, R. M. C., NETO, A. F. (2017). Avaliação das perdas de manga no mercado varejista do Vale do São Francisco. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, Maringá (PR)* DOI: <http://dx.doi.org/10.17765/2176-9168.2017v10nEd.esp.p75-90>.

MACHADO JUNIOR, C., MAZZALI, L., SOUZA, M.T., FURLANETO, C. J., PREARO, L. C., 2013. A gestão dos recursos naturais nas organizações certificadas pela norma NBR ISO 14001. *Produção*, v. 23, n. 1, p. 41-51, jan./mar. 2013 <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-65132012005000005>.

MAGA, D., GALAFTON, C., BLÖMER, J., THONEMANN, N., ÖZDAMAR, A., E BERTLING, J. 2022. Methodology to address potential impacts of plastic emissions in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 27(3), 469-491.

MAHMOUDI YAYSHAHRI, A., PEIGHAMBARDoust, S. J., & SHENAVAR, A., 2019. Impact, thermal and biodegradation properties of high impact polystyrene/corn starch blends processed via melt extrusion. *Polyolefins Journal*, 6(2), 151-158.

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

MARSH, K., & BUGUSU, B. (2007). Food Packaging? Roles, Materials, and Environmental Issues. *Journal of Food Science*, 72(3), R39–R55. doi:10.1111/j.1750-3841.2007.00301.x

MARTÍN-LARA, M. A., MORENO, J. A., GARCIA-GARCIA, G., ARJANDAS, S., e CALERO, M., 2022. Life cycle assessment of mechanical recycling of post-consumer polyethylene flexible films based on a real case in Spain. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132625>.

MATAR, C., SALOU, T., HÉLIAS, A., PÉNICAUD, C., GAUCEL, S., GONTARD, N., GUILBERT, S., GUILLARD, V. (2021). Benefit of modified atmosphere packaging on the overall environmental impact of packed strawberries. *Postharvest Biology and Technology*, 177, 111521. doi:10.1016/j.postharvbio.2021.111521.

MBOW, C., C. ROSENZWEIG, L.G. BARIONI, T.G. BENTON, M. HERRERO, M. KRISHNAPILLAI, E. LIWENGA, P. PRADHAN, M.G. RIVERA-FERRE, T. SAPKOTA, F.N. TUBIELLO, Y. XU, 2019: Food Security. In: *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 [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press.

MEHERISHI, L., NARAYANA, S. A., & RANJANI, K. S. (2019). Sustainable packaging for supply chain management in the circular economy: A review. *Journal of Cleaner Production*. doi:10.1016/j.jclepro.2019.07.057.

MEKONNEN, M.M., HOEKSTRA, A.Y., 2010. The Green, Blue and Grey Water Footprint of Farm Animals and Animal Products. UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, The Netherlands. Disponível em <<http://waterfootprint.org/en/water-footprint/product-water-footprint/water-footprint-crop-and-animal-products/>> (Acessado em: 12 maio de 2021).

MENDES, N. C., BUENO, C., E OMETTO, A. R. 2015. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. *Production*, 26, 160-175.

MILLET, D., BISTAGNINO, L., LANZAVECCHIA, C., CAMOUS, R., TIIU POLDMA., 2007. Does the potential of the use of LCA match the design team needs? *Journal of Cleaner Production* 15 (2007) 335e346.

MOHD, A., & LATIF, S. N. A., 2020. Effect Effects of mechanical properties on blend loading ratio for recycled High Impact Polystyrene and Acrylonitrile-Butadiene-Styrene. *International Journal of Synergy in Engineering and Technology*, 1(2), 70-77.

MOLINA-BESCH, K. & WIKSTRÖM, F. & WILLIAMS, H. (2018). The environmental impact of packaging in food supply chains—does life cycle assessment of food provide the full picture? *The International Journal of Life Cycle Assessment* <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1500-6>.

MONTEIRO, A. R. D. 2018. Contribuição da reciclagem química de resíduos plásticos para o desenvolvimento sustentável. Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação

em Engenharia Química, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Rio de Janeiro.

MORRIS, B. A. (2017). Thermoforming, Orientation, and Shrink. *The Science and Technology of Flexible Packaging*, 401–433. doi:10.1016/b978-0-323-24273-8.00011-3.

MOTTA, W. H., 2016. Ciclo de vida do produto e a geração deecoinovações: desafios para o Brasil. Orientadora: Profa. Dra. Liz-Rejane Issberner e Coorientadora: Profa. Dra. Patrícia Prado Rios. Rio de Janeiro, 2016. Tese (Dout. em Ciência da Informação)- IBICT/UFRJ-ECO.

NAPPER, I. E. AND THOMPSON, R. C. 2020. Plastic Debris in the Marine Environment: History and Future Challenges, *Global Challenges*, 4, no. 6, p. 1900081.

NBR ISO 14040, 2009. Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida – princípios e estrutura. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Brasil. 2009.

NBR ISO 14044, 2009. Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - requisitos e orientações. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Brasil. 2009.

NICHOLSON, A. L., et al. 2009. End-of-life LCA allocation methods: open loop recycling impacts on robustness of material selection decisions. MIT. s.l. : Institute of Electrical and Electronics Engineers, 2009. IEEE International Symposium on Sustainable Systems and Technology.

NIELSEN TD, HASSELBALCH J, HOLMBERG K, STRIPPLE J. 2020. Politics and the plastic crisis: a review throughout the plastic life *Wires Energy Environ* 9. [https:// doi. org/ 10. 1002/ wene. 360](https://doi.org/10.1002/wene.360)

NORTH, E. J., & HALDEN, R. U. (2013). Plastics and environmental health: the road ahead. *Reviews on Environmental Health*, 28(1), 1–8. doi:10.1515/reveh-2012-0030.

OLIVEIRA, A. R., MOREIRA, A. N., TEIXEIRA, A. H., PARANHOS, B. J., 2010. Cultivo da Mangueira. *Sistemas de Produção*, 2 - 2ª edição. ISSN 1807-0027. 2010. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/884451>> Acessado em: 12 out de 2021.

ONN, C. C., e YUSOFF, S. (2010). The formulation of life cycle impact assessment framework for Malaysia using Eco-indicator. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(9), 985–993. doi:10.1007/s11367-010-0219-9.

ONU, 2015. Objetivos de Desenvolvimento Sustentáveis. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>>. Acessado em: 10 jan 2022.

OOSTERHOFF e KOOTWIJK (2020). Obscure impacts demystified: Land use. Disponível em: <<https://pre-sustainability.com/articles/obscure-impacts-demystified-land-use/>>. Acessado em: 10 jun 2022.

PACHECO, E. B. A. V., RONCHETTI, L. M., & MASANET, E., 2012. An overview of plastic recycling in Rio de Janeiro. *Resources, Conservation and Recycling*, 60, 140–146. doi:10.1016/j.resconrec.2011.12.010.

PARFITT, J.; BARTHEL, M.; MACNAUGHTON, S., 2010. Food waste within food supply chains: quantification and potential for change to 2050. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, [s.l.], v. 365, no 1554, p. 3065–3081, 2010. ISSN: 0962-8436, 1471-2970, DOI: 10.1098/rstb.2010.0126.

PAUER, E., TACKER, M., GABRIEL, V., & KRAUTER, V. (2020). Sustainability of flexible multilayer packaging: Environmental impacts and recyclability of packaging for bacon in block. *Cleaner Environmental Systems*, 1, 100001. doi:10.1016/j.cesys.2020.100001.

PE INTERNATIONAL AG, 2016. PE International Database. Stuttgart, University of Stuttgart. GaBi Software System. 2016.

PEIXOTO, M., & PINTO, H. S., 2016. Desperdício de Alimentos: questões socioambientais, econômicas e regulatórias. Disponível em: <www.senado.leg.br/estudos>. Acessado em: 10 jan 2022.

PÉREZ-NEIRA, D., & GROLLMUS-VENEGAS, A., 2018. Life-cycle energy assessment and carbon footprint of peri-urban horticulture. A comparative case study of local food systems in Spain. *Landscape and Urban Planning*, 172, 60–68. doi:10.1016/j.landurbplan. 2018.01.001.

PEROSA, J. M. Y., SILVA, C. DE S., & ARNALDI, C. R., 2009. Avaliação das perdas de manga (*Mangifera indica* L.) no mercado varejista da cidade de Botucatu-SP. *Revista Brasileira de Fruticultura*, 31(3), 732–738. doi:10.1590/s0100-29452009000300016.

PICPLAST (2019). Panorama da Reciclagem Mecânica de 2019. Movimento Plástico Transforma. Disponível em: <<https://www.picplast.com.br/>>. Acessado em 04 jun. 2022.

PROHORT, 2021. PROGRAMA BRASILEIRO DE MODERNIZAÇÃO DO MERCADO HORTIGRANJEIRO (PROHORT) - SIMAB (2021). Disponível em: <<http://dw.ceasa.gov.br/>>. Acessado em 04 jun. 2021.

QUÉHEILLE, E., VENTURA, A., SAIYOURI, N., E TAILLANDIER, F. 2022. A Life Cycle Assessment model of End-of-life scenarios for building deconstruction and waste management. *Journal of Cleaner Production*, 339, 130694.

RAMAZZOTTE, V.C.B., 2010. Inventário do ciclo de vida da soja no brasil. (Dissertação) Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais, Departamento de Pesquisa e Pós-Graduação, UTFPR, Curitiba, 2010.

REAP, J., ROMAN, F., DUNCAN, S. BRAS, B., 2008. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1: goal and scope and inventory analysis. *Int J Life Cycle Assess* (2008) 13:290–300 DOI 10.1007/s11367-008-0008-x.

REBITZER, G., EKVALL, T., FRISCHKNECHT, R., HUNKELER, D., NORRIS, G., RYDBERG, T., PENNINGTON, D. W., 2004. Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment international*, 30(5), 701-720.

REDE PENSSAN, 2021. Inquérito Nacional sobre Insegurança Alimentar no Contexto da Pandemia da Covid-19 no Brasil. Rede Brasileira de Pesquisa em Soberania e Segurança Alimentar e Nutricional (Rede Penssan). ISBN9786587504193.

RIBEIRO, P. H., 2009. Contribuição ao banco de dados brasileiro para apoio a avaliação do ciclo de vida: fertilizantes nitrogenados. (Tese) Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

RITCHIE, H. AND ROSER, M. 2018. Plastic Pollution, Our World in Data.

ROIBÁS, L., ELBEHRI, A., & HOSPIDO, A., 2015. Evaluating the sustainability of Ecuadorian bananas: Carbon footprint, water usage and wealth distribution along the supply chain. *Sustainable Production and Consumption*, 2, 3–16. doi:10.1016/j.spc.2015.07.006.

RUIZ, E. M., VALSASINA L., FITZGERALD D., SYMEONIDIS A., TURNER D., MÜLLER J., MINAS N., BOURGAULT G., VADENBO C., IOANNIDOU D., WERNET, G., 2020. Documentation of changes implemented in the ecoinvent database v3.7 (2020). Ecoinvent Association. 8005 Zürich, Switzerland. Disponível em: <https://ecoinvent.org/wp-content/uploads/2021/01/change-report_v3-7_20200918.pdf>. Acessado em: 14 out. 2021.

SANT'ANNA, A. P., GAVIÃO, L. O., LIMA, G. B. A., 2022. Alternatives for the composition of interactive environmental impact factors. *Pesquisa Operacional* (2022) 42: e247786 p.1-22 doi: 10.1590/0101-7438.2022.042.00247786 © 2022 Brazilian Operations Research Society Printed version ISSN 0101-7438 / Online version ISSN 1678-5142.

SARAIVA, A. B., PACHECO, E. B. A. V., GOMES, G. M., VISCONTE, L. L. Y., BERNARDO, C. A., SIMÕES, C. L., & SOARES, A. G., 2016. Comparative lifecycle assessment of mango packaging made from a polyethylene/natural fiber-composite and from cardboard material. *Journal of Cleaner Production*, 139, 1168–1180. doi:10.1016/j.jclepro.2016.08.135.

SASAKI, Y., ORIKASA, T., NAKAMURA, N., HAYASHI, K., YASAKA, Y., MAKINO, N., SHOBATAKE, K., SHIINA, T., 2021. Life cycle assessment of peach transportation

considering trade-off between food loss and environmental impact. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 26(4), 822–837. doi:10.1007/s11367-020-01832-7.

SCAGNETTI, C., E LORENZ, M. 2022. Plastic leakage of packaging in Life Cycle Assessment—a theoretical framework. In *E3S Web of Conferences* (Vol. 349, p. 03002). EDP Sciences.

SCHWARZ, A.E., LIGTHART, T.N., BOUKRIS, E., VAN HARMELEN, T., 2019. Sources, transport, and accumulation of different types of plastic litter in aquatic environments: a Nreview study. *Mar. Pollut. Bull.* 143, 92–100.

SEBASTIÃO DA MANGA, 2021. Manga Palmer. Disponível em: <<https://sebastiaodamanga.com/manga-palmer/>>. Acessado em: 02 set. 2021.

SENAN-SALINAS, J., GARCIA-PACHECO, R., LANDABURU-AGUIRRE, J., E GARCÍA-CALVO, E. 2019. Recycling of end-of-life reverse osmosis membranes: Comparative LCA and cost-effectiveness analysis at pilot scale. *Resources, Conservation and Recycling*, 150, 104423.

SETAC, 1993. Guidelines for Life-Cycle Assessment: a code of "practice". Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Sesimbra, Portugal. Ed. Consoli, F. *Et al.*, Pub. Setac. Workshop 31/3-3/4/1993.

SHEN L, WORRELL E, PATEL M., 2010. Open-loop recycling: a LCA case study of PET bottle-to fibre recycling. *Resources, Conservation and Recycling* 2010;55:34–52.

SHI, Y., YUAN, X., TANG, Y., LI, Y., WANG, Q., MA, Q., ZUO, J., LIU, H. 2022. Localized regional life cycle model research for the impacts of carbon dioxide on human health and ecosystem. *Sustainable Production and Consumption*, 29 (2022) 36 – 45.

SIQUEIRA, T. M. O. D., & ASSAD, M. L. R. C. L. 2015. Compostagem de resíduos sólidos urbanos no estado de São Paulo (Brasil). *Ambiente & Sociedade*, 18, 243-264.

SIRACUSA, V., INGRAO, C., LO GIUDICE, A., MBOHWA, C., & DALLA ROSA, M. (2014). Environmental assessment of a multilayer polymer bag for food packaging and

preservation: An LCA approach. *Food Research International*, 62, 151–161. doi:10.1016/j.foodres.2014.02.010.

SOARES, Antônio Gomes, SILVA, Otniel Freitas, FONSECA, Marcos José de Oliveira, 2021. Antônio Gomes Soares, Otniel Freitas Silva e Marcos José de Oliveira Fonseca, pesquisadores da EMBRAPA: depoimentos [fev. 2021]. Rio de Janeiro: 2021. Vídeo MP4. Informação fornecida em reunião realizada com a autora em fevereiro de 2021.

SONNEMANN, GUIDO, VALDIVIA, SONIA, 2017. Medellin Declaration on Marine Litter in Life Cycle Assessment and Management: Facilitated by the Forum for Sustainability through Life Cycle Innovation (FSLCI) in close cooperation with La Red Iberoamericana de Ciclo de Vida (RICV) on Wednesday 14 of June 2017. *Int. J. Life Cycle Assess.* 22 (10), 1637–1639.

SOUSA, A.M.F., ESCÓCIO, V.A., PACHECO, E.B.V.A., VISCONTE, L.L.Y., CAVALCANTE, A.P., SOARES, A.G., JUNIOR, M.F., MOTTA, L.C.C., BRITO, G.F.C., 2013. Design of experiments as a tool for the processing and characterization of HDPE composites with sponge-gourds (*Luffa-Cylindrica*) agrofiber residue. *J. Sustain. Dev.* 6 (4), 106–117.

SPHERA SOLUTION (2021). <https://gabi.sphera.com/brazil/index/> (Acessado em 07 jun. 2021).

STEFANINI, R., BORGHESI, G., RONZANO, A., & VIGNALI, G. (2020). Plastic or glass: a new environmental assessment with a marine litter indicator for the comparison of pasteurized milk bottles. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 26(4), 767–784. doi:10.1007/s11367-020-01804-x.

STOESSEL, F., JURASKE, R., PFISTER, S., & HELLWEG, S. (2012). Life Cycle Inventory and Carbon and Water FoodPrint of Fruits and Vegetables: Application to a Swiss Retailer. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3253–3262. doi:10.1021/es2030577.

SVANES, E., e ARONSSON, A. K. S. (2013). Carbon footprint of a Cavendish banana supply chain. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(8), 1450–1464. doi:10.1007/s11367-013-0602-4.

SVANES, E., e JOHNSEN, F. M.. (2019). Environmental life cycle assessment of production and packing of apples, sweet cherries and plums from conventional agriculture in Norway. *Journal of Cleaner Production*, 117773. doi:10.1016/j.jclepro.2019.11.

TILLMAN, A.-M., EKVALL, T., BAUMANN, H., RYDBERG, T., 1994. Choice of system boundaries in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 2 (1), 21–29.

TONIOLO, S., MAZZI, A., NIERO, M., ZULIANI, F., & SCIPIONI, A., 2013. Comparative LCA to evaluate how much recycling is environmentally favourable for food packaging. *Resources, Conservation and Recycling*, 77, 61–68. doi:10.1016/j.resconrec.2013.06.0.

TONIOLO S., MAZZI M., PIERETTO C. & SCIPIONI A., 2016. Allocation strategies in comparative life cycle assessment for recycling: Considerations from case studies. *Resources, Conservation and Recycling*.

TUA, C., NESSI, S., RIGAMONTI, L., DOLCI, G., & GROSSO, M. (2017). Packaging waste prevention in the distribution of fruit and vegetables: An assessment based on the life cycle perspective. *Waste Management & Research*, 35(4), 400–415. doi:10.1177/0734242x16688259.

UFRGS, 2021. UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL. VII CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO DO CICLO DE VIDA. GCV 2020 | 21 em números. Disponível em: <<https://www.ufrgs.br/gcv2020/>>. (Acessado em 15 dez. 2021)

UGAYA, C.M.L., 2001. Análise do Ciclo de Vida: estudo de caso para materiais e componentes automotivos no Brasil. (Tese) UNICAMP, Campinas, 2001.

UNEP, 2021. Food Waste Index Report 2021. United Nations Environment Programme (UNEP). Nairobi.

UNEP/SETAC, 2005. UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. Division of Technology, Industry and Economics (DTIE), Life cycle approaches: the road from analysis to practice. France, 2005.

UNEP/SETAC, 2012. Greening the economy through life cycle thinking: ten years of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. United Nations Environment Programme, Paris, 2012.

UNFCCC, 2018. Draft guidance on apportioning of emissions to co-products and by-products. United Nations Framework Convention On Climate Change. Thirty-fifth meeting Report Annex 11 Page 1. CDM – Meth Panel.

VALT, R.B.G., 2004. Análise do Ciclo de Vida de Embalagens de PET, de alumínio e de vidro para refrigerantes no Brasil variando a taxa de reciclagem dos materiais. Dissertação de Mestrado, 209 f. Universidade Federal do Paraná, Brasil. 2004.

VAN HERPEN, E., IMMINK, V., & VAN DEN PUTTELAAR, J., 2016. Organics unpacked: The influence of packaging on the choice for organic fruits and vegetables. *Food Quality and Preference*, 53, 90–96. doi:10.1016/j.foodqual.2016.05.011.

WESTROCK, 2021. <https://www.westrock.com> (Acessado em: 03 set. 2021).

WHITE, A., & LOCKYER, S. (2020). Removing plastic packaging from fresh produce – what’s the impact? *Nutrition Bulletin*, 45(1), 35–50. doi:10.1111/nbu.12420.

WIKSTRÖM, F., VERGHESE, K., AURAS, R., OLSSON, A., WILLIAMS, H., WEVER, R., GROMMAN, PETERSEN, M. K., MOLLER, H., SOUKKA, R. (2019). Packaging Strategies That Save Food: A Research Agenda for 2030. *Journal of Industrial Ecology*. doi:10.1111/jiec.1276.

WIKSTRÖM, F., & WILLIAMS, H. (2010). Potential environmental gains from reducing food losses through development of new packaging - a life-cycle model. *Packaging Technology and Science*, 23(7), 403–411. doi:10.1002/pts.906.

WIKSTRÖM, F., WILLIAMS, H., VERGHESE, K., & CLUNE, S. (2013). The influence of packaging attributes on consumer behaviour in food-packaging life cycle assessment studies - a neglected topic. *Journal of Cleaner Production*, 73, 100–108. doi:10.1016/j.jclepro.2013.10.042.

WIKSTRÖM, F., WILLIAMS, H., & VENKATESH, G. (2016). The influence of packaging attributes on recycling and food waste behaviour – An environmental comparison of two packaging alternatives. *Journal of Cleaner Production*, 137, 895–902. doi:10.1016/j.jclepro.2016.07.097.

WILLETT, W., ROCKSTRÖM, J., LOKEN, B., SPRINGMANN, M., LANG, T., VERMEULEN, S., GARNETT, T., TILMAN, D., DECLERCK, F., WOOD, A., JONELL, M., CLARK, M., GORDON, L. J., FANZO, J., HAWKES, C., ZURAYK, R., RIVERA, J. A., DE VRIES, W., SIBANDA, L. M., AFSHIN, A., CHAUDHARY, A., HERRERO, M., AGUSTINA, R., BRANCA, F., LARTEY, A., FAN, S., CRONA, B., FOX, E., BIGNET, V., TROELL, M., LINDAHL, T., SINGH, S., CORNELL, S. E., REDDY, K. S., NARAIN, S., NISHTAR, S., MURRAY, C. J. L., 2019. Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet*, 393(10170), 447-492.

WILLIAMS, H., LINDSTRÖM, A., TRISCHLER, J., WIKSTRÖM, F., & ROWE, Z. (2020). Avoiding food becoming waste in households – The role of packaging in consumers' practices across different food categories. *Journal of Cleaner Production*, 121775. doi:10.1016/j.jclepro.2020.121775.

WILLIAMS, H., & WIKSTRÖM, F. (2011). Environmental impact of packaging and food losses in a life cycle perspective: a comparative analysis of five food items. *Journal of Cleaner Production*, 19(1), 43–48. doi:10.1016/j.jclepro.2010.08.008.

WILLIAMS, H., WIKSTRÖM, F., & LÖFGREN, M. (2008). A life cycle perspective on environmental effects of customer focused packaging development. *Journal of Cleaner Production*, 16(7), 853–859. doi:10.1016/j.jclepro.2007.05.006.

WOHNER, B., GABRIEL, V. H., KRENN, B., KRAUTER, V., TACKER, M. (2020). Environmental and economic assessment of food-packaging systems with a focus on food waste. Case study on tomato ketchup. *Science of the Total Environment* 738 (2020) 139846 Contents.

WOODS JS, VELTMAN K, HUIJBREGTS MAJ, VERONES F, HERTWICH EG. 2016. Towards a meaningful assessment of marine ecological impacts in life cycle assessment (LCA). *Envir*

WOODS, J. S., VERONES, F., JOLLIET, O., VÁZQUEZ-ROWE, I., E BOULAY, A. M. 2021. A framework for the assessment of marine litter impacts in life cycle impact assessment. *Ecological Indicators*, 129, 107918.

XUE, L., LIU, G., PARFITT, J., LIU, X., VAN HERPEN, E., STENMARCK, Å., O'CONNOR, C., ÖSTERGREN, K., & CHENG, S., 2017. Missing Food, Missing Data? A Critical Review of Global Food Losses and Food Waste Data. *Environmental Science & Technology*, 51(12), 6618– 6633. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00401>.

YAN Z, LIU Y, ZHANG T, ZHANG F, REN H, ZHANG Y. 2022. Analysis of microplastics in human feces reveals a correlation between fecal microplastics and inflammatory bowel disease status. *Environ Sci Technol* 56:414–421. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03924>.

YOKOKAWA, N., KIKUCHI-UEHARA, E., SUGIYAMA, H., & HIRAO, M. (2017). Framework for analyzing the effects of packaging on food loss reduction by considering consumer behavior. *Journal of Cleaner Production*, 174, 26–34. doi:10.1016/j.jclepro.2017.10.242.

YOKOKAWA, N., KIKUCHI-UEHARA, E., AMASAWA, E., SUGIYAMA, H., & HIRAO, M. (2019). Environmental analysis of packaging-derived changes in food production and consumer behavior. *Journal of Industrial Ecology*. doi:10.1111/jiec.12918.

YOKOKAWA, N., AMASAWA, E., & HIRAO, M. (2021). Design assessment framework for food packaging integrating consumer preferences and environmental impact. *Sustainable Production and Consumption*, 27, 1514–1525. doi:10.1016/j.spc.2021.03.027.

ZANDER, N. E., GILLAN, M., & LAMBETH, R. H., 2018. Recycled polyethylene terephthalate as a new FFF feedstock material. *Additive Manufacturing*, 21, 174–182. doi:10.1016/j.addma.2018.03.007.

ZHANG, H., HORTAL, M., DOBON, A., BERMUDEZ, J. M., & LARA-LLEDO, M., 2015. The Effect of Active Packaging on Minimizing Food Losses: Life Cycle Assessment (LCA) of Essential Oil Component-enabled Packaging for Fresh Beef. *Packaging Technology and Science*, 28(9), 761–774. doi:10.1002/pts.2135.

ZHANG, B. Y., TONG, Y., SINGH, S., CAI, H., HUANG, J., (2019). Assessment of carbon footprint of nano-packaging considering potential food waste reduction due to shelf-life extension. *Resources, Conservation & Recycling* 149 (2019) 322–331.

ZIEGLER, FRIEDERIKE, HORNBORG, SARA, GREEN, BRIDGET S, EIGAARD, OLE RITZAU, FARMERY, ANNA K, HAMMAR, LINUS, HARTMANN, KLAAS, MOLANDER, SVERKER, PARKER, ROBERT W R, SKONTORP HOGNES, ERIK, V´AZQUEZ-ROWE, IAN, SMITH, ANTHONY D M, 2016. Expanding the concept of sustainable seafood using Life Cycle Assessment. *Fish Fish*. 17 (4), 1073–1093.