



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Ana Luiza Dias Farias

Avaliação do Ciclo de Vida de Embalagens PET Virgem e PET Reciclado

Florianópolis

2024

Ana Luiza Dias Farias

Avaliação do Ciclo de Vida de Embalagens PET Virgem e PET Reciclado

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao curso de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental

Orientadora: Bruna Cerati Carvalho, MSc.

Coorientador: Ailton Borges Rodrigues, MSc.

Florianópolis

2024

Farias, Ana Luiza Dias

Avaliação do Ciclo de Vida de Embalagens PET Virgem e PET Reciclado / Ana Luiza Dias Farias ; orientadora, Bruna Cerati Carvalho, coorientador, Ailton Borges Rodrigues, 2024.

104 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, 2024.

Inclui referências.

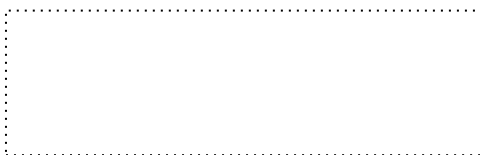
1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Avaliação do Ciclo de Vida. 3. ACV. 4. PET Virgem. 5. PET Reciclado. I. Carvalho, Bruna Cerati. II. Rodrigues, Ailton Borges. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. IV. Título.

Ana Luiza Dias Farias

Avaliação do Ciclo de Vida de Embalagens PET Virgem e PET Reciclado

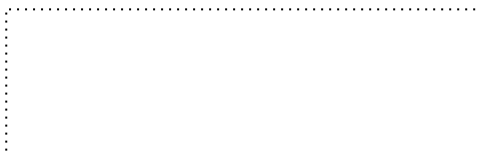
Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental e aprovado em sua forma final pelo Curso Engenharia Sanitária e Ambiental.

Florianópolis, 13 de dezembro de 2024.



Bruno Segalla Pizzolatti
Coordenação do Curso

Banca examinadora



Bruna Cerati Carvalho, MSc.
Orientadora



Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina



Thales Eduardo Tavares Dantas, Dr.

Florianópolis, 2024.

Dedico este trabalho a Deus e aos meus pais que permitiram que este sonho se tornasse realidade.

AGRADECIMENTOS

Chegar a esta etapa, que marca a conclusão do curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, representa a realização de um sonho. Escrever esse agradecimento faz com que um filme se passe em minha mente dos momentos felizes e desafiadores. Hoje olho para trás e digo: “tudo valeu a pena!”, assim como também vejo que tenho muito a agradecer.

Agradeço a Deus pela minha vida, sorrisos, choros, oportunidades, aprendizados e, principalmente, por ter me capacitado e me fortalecido nos desafios. Foi através da presença Dele em minha vida que pude chegar até aqui.

Agradeço aos meus pais, Farias e Rosi (Preta), por terem me possibilitado a dedicação exclusiva aos estudos em diversos momentos em minha vida, por terem me dado uma base fantástica, por terem me fornecido o melhor que podiam sempre, por todo incentivo, pelos valores ensinados, pelas mãos estendidas nas dificuldades e por vibrarem ao meu lado em cada conquista que alcancei nessa trajetória. A vida é melhor, porque tenho o privilégio de ser filha de vocês. Obrigada por tudo que fizeram e fazem por mim todos os dias.

Agradeço aos meus avós, Arlete e Bibel, tias e tios Taiana, Taisinara, Mateus, Tatiane (*in memoriam*), Pelé (*in memoriam*) e Vagner, meu irmão Fernando, prima Mylena, afilhado Artur e toda minha família pelo suporte e amor. Obrigada por acreditarem no meu potencial, sonharem e viverem esse sonho comigo. Vocês foram essenciais para que eu pudesse chegar até aqui.

Agradeço a minha orientadora, MSc. Bruna Cerati Carvalho, pela parceria, disposição, conhecimentos compartilhados e pela amizade que construímos entre tantos encontros. Foi maravilhoso ser orientada por você. Agradeço por ter aberto as portas do CICLOG para mim, pelas orientações, paciência e suporte fornecido em todo o estudo.

Agradeço ao meu co-orientador, MSc. Ailton Rodrigues, por sua valiosa contribuição, suporte constante, ensinamentos, parceria e orientação indispensável ao longo do desenvolvimento desta pesquisa.

Agradeço ao Dr. Henrique Souza Junior, referência em ACV no Brasil, pelas contribuições e orientações no entendimento de diferentes aspectos da metodologia.

Agradeço ao professor Dr. Giuliano Boava, por todas as tardes de atendimento, pelo suporte emocional fornecido no início da graduação, por ter descomplicado o cálculo e ter me incentivado em muitos momentos importantes. Agradeço também à Tia Tê pelas tardes, conversas e cafés maravilhosos que foram essenciais para vencer os cálculos I, II e III.

Agradeço as amigadas que fiz ao longo deste período, em especial Cássia, Gisele, Rafa Gonçalves, Renata e Suelen. Obrigada por cada momento que compartilhamos, risadas, choros, conversas, corridas, cafés, alegrias e até mesmo pelas tensões que compartilhávamos pré prova ou entrega de projeto. Enfim, obrigada por nossa amizade e cumplicidade. Viver ao lado de vocês tornou a caminhada mais leve e feliz. Vocês me inspiram e desejo que sejam felizes, prósperas e tenham muito sucesso por onde forem. Aproveito para agradecer também aos amigos Julio Ramos e Luis Piva que também foram importantes nesta etapa da minha vida.

Agradeço a todos com quem trabalhei em estágios e bolsas de iniciação científica, em especial Vitor Zimmermann (Socioambiental), Juca Bornhausen e Marcela Bittencourt (Arka), pela oportunidade e desenvolvimento e, principalmente, por acreditarem em minha capacidade e por tudo que me ensinaram de maneira técnica, profissional e pessoal. Vocês fizeram toda diferença.

Agradeço a Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental e todos os professores pelo ensino de qualidade que fizeram com que muitas portas fossem abertas em minha vida.

Por fim, agradeço a banca examinadora pela disponibilidade e contribuições para que esse estudo fosse realizado.

“Só se vê bem com o coração, o essencial é invisível aos olhos.”

– Antoine de Saint Exupéry

RESUMO

O aumento da industrialização e da demanda por consumo, especialmente por embalagens, levou a um crescimento significativo na produção de polímeros sintéticos, com destaque para o Polietileno Tereftalato (PET), material amplamente utilizado em embalagens. A produção global de plásticos alcança cerca de 350 milhões de toneladas métricas anuais, tornando-os o terceiro material mais consumido no mundo. No entanto, a destinação final do PET, especialmente o utilizado em embalagens, tem gerado preocupações devido aos seus impactos ambientais, devido ao ciclo de vida curto e baixa degradabilidade. Assim, a reciclagem do PET surge como uma solução para reduzir o volume de resíduos e promover destinação ambientalmente correta. Neste contexto, este estudo teve como objetivo aplicar a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), do tipo *cradle-to-gate* (do berço ao portão), para avaliar os impactos ambientais potenciais do ciclo de vida de frascos plásticos do tipo PET 100% virgem e PET Pós-consumo Reciclado (PCR) 100% reciclado, ambos de 200mL, comparando seus desempenhos ambientais em diferentes categorias de impacto. Assim, a avaliação foi realizada com a utilização de dados primários, fornecidos por uma indústria parceira de produção de frascos plásticos, e dados secundários complementares, provenientes do ecoinvent® v. 3.10 e trabalhos acadêmicos. Os resultados indicam que o cenário de PET virgem apresenta um potencial impacto ambiental maior em 17 das 18 categorias, com ênfase para as categorias de Depleção de Ozônio e Esgotamento de Recursos Fósseis. Além disso, o cenário de PET PCR apresentou maior potencial impacto apenas para a categoria de Eutrofização Marinha. Por fim, observou-se destaque para as etapas de produção da resina de PET virgem ou PET PCR para frascos, seguida pela produção de resina de polipropileno (PP) para as tampas. No caso do cenário PET PCR, a produção das resinas recicladas contribui para impactos consideráveis, mas em menor escala comparado ao cenário de PET virgem. Analisando o contexto da indústria parceira, observou-se que, em ambos os cenários, o processo de Injeção Sopro para a produção de frascos destacou-se como um dos principais contribuintes para a categoria de Depleção Hídrica. Esse impacto está relacionado ao elevado consumo de água necessário para gerar a energia utilizada no processo. Assim, a implementação de equipamentos energeticamente mais eficientes pode reduzir tanto o consumo de energia quanto o uso de água em fontes como hidrelétricas, contribuindo para a mitigação dos impactos ambientais. Além disso, é crucial ampliar os estudos de ACV voltados para PET no Brasil, considerando as particularidades locais, de modo a fornecer informações técnico e cientificamente embasadas para os tomadores de decisão do setor industrial de plástico.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida; ACV; Plásticos; Polietileno Tereftalato; PET; PET PCR.

ABSTRACT

The increase in industrialization and consumer demand, especially for packaging, has led to a significant growth in the production of synthetic polymers, with emphasis on Polyethylene Terephthalate (PET), a material widely used in packaging. Global plastic production has reached approximately 350 million metric tons per year, making it the third most consumed material in the world. However, the final destination of PET, especially those used in packaging, has raised concerns due to its environmental impacts, short life cycle and low degradability. Thus, PET recycling has emerged as a possible solution to reduce waste volumes and promote environmentally sound disposal. In this context, this study aimed to apply the cradle-to-gate Life Cycle Assessment (LCA) methodology to evaluate the potential environmental impacts of the life cycle of 100% virgin PET and 100% recycled PET PCR plastic bottles, both of 200mL, by comparing their environmental performances across various impact categories. The assessment was conducted using primary data provided by a partner industry that produces plastic bottles, supplemented with secondary data from ecoinvent® v. 3.10 and academic literature. The results indicate that the virgin PET scenario presents the greatest potential for environmental impact in 17 of the 18 categories, with emphasis on Ozone Depletion and Depletion of Fossil Resources. Conversely, the PET PCR scenario exhibited higher potential impacts only in the Marine Eutrophication category. Finally, emphasis was placed on the production stages of virgin PET and PET PCR resins for bottles, followed by the production of polypropylene (PP) resin for caps. For the PET PCR scenario, the production of recycled resins contributes to notable impacts, but on a smaller scale than those observed in the virgin PET scenario. Within the partner industry's context, the Injection Blow Molding process for the bottle production was identified as a significant contributor to the Water Depletion category, primarily due to the high water consumption required for energy generation. Thus, the implementation of more energy-efficient equipment could reduce both energy consumption and water use in sources such as hydroelectric plants, contributing to the mitigation of environmental impacts. Furthermore, expanding LCA studies focused on PET in Brazil, while considering local specificities, is essential for providing scientifically and technically sound information to support decision-making in the plastics industry.

Keywords: Life Cycle Assessment; LCA; Plastics; Polyethylene Terephthalate; PET; PET PCR.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Obtenção de plásticos a partir do petróleo.....	21
Figura 2 – Exemplos de termoplásticos e termofixos.....	22
Figura 3 – A Nova Economia dos Plásticos	26
Figura 4 – Ciclo da Cadeia de Plástico Pós-consumo	29
Figura 5 – Variação trimestral da produção física por grupo de atividade industrial (série com ajuste sazonal).....	32
Figura 6 – Ciclo de reciclagem de garrafas PET no Brasil	34
Figura 7 – Moldagem por estiramento e sopro de embalagens PET	35
Figura 8 - Fases da ACV	41
Figura 9 – Categorias de impacto <i>midpoint</i> , mecanismos de impacto e categorias de impacto <i>endpoint</i> (AoP)	46
Figura 10 – Sistema de produto PET Virgem (Cenário 1)	54
Figura 11 – Sistema de produto PET PCR (Cenário 2).....	55
Figura 12 – Comparação de desempenho ambiental <i>midpoint</i> entre as os cenários.....	68
Figura 13 – Comparação de desempenho ambiental <i>endpoint</i> entre os cenários	77
Figura 14 – Perfil Ambiental por etapa do Ciclo de Vida do Cenário 1	80
Figura 15 – Perfil Ambiental por etapa do Ciclo de Vida do Cenário 2	81

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Tipos de Reciclagem de plástico (Primária, Secundária, Terciária e Quartenária)	27
Tabela 2 – Tipos de Reciclagem de plástico (Mecânica, Química e Energética)	28
Tabela 3 – Revisão de Literatura de estudos de ACV de garrafas PET	48
Tabela 4 – Combinações de palavras-chave utilizadas em diferentes idiomas	50
Tabela 5 – Inventário do Ciclo de Vida (ICV)	62
Tabela 6 – Resultados dos cenários para as categorias <i>midpoint</i>	67
Tabela 7 – Principais substâncias que contribuem para a Depleção de Ozônio.....	70
Tabela 8 – Principais substâncias que contribuem para o Esgotamento de Recursos Fósseis .	71
Tabela 9 – Principais substâncias que contribuem para a Eutrofização Marinha	73
Tabela 10 – Principais substâncias que contribuem para a categoria de Mudanças Climáticas	75
Tabela 11 – Resultados dos cenários para as categorias <i>endpoint</i>	77

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABIPET – Associação Brasileira da Indústria do PET
ABIPLAST – Associação Brasileira da Indústria do Plástico
ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABS – Acrilonitrila Butadieno Estireno
ACV – Avaliação do Ciclo de Vida
AICV – Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
ASG – Ambientais, Sociais e Governança
CFCs – Clorofluorcarbonetos
CFF – *Circular Footprint Formula*
CICLOG – Grupo de Pesquisa em Avaliação de Ciclo de Vida
UF – Unidade Funcional
GWP – *Global Warming Potential*
HDPE – Polietileno de Alta Densidade
ICV – Inventário do Ciclo de Vida
ISBM – Injection Stretch Blow Molding
LCA – *Life Cycle Assessment*
LDPE – Polietileno de Baixa Densidade
MEG – Monoetileno Glicol
NOD – Nitrogênio Orgânico Dissolvido
ODS – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
PE – Polietileno
PEAD – Polietileno de Alta Densidade
PEBD – Polietileno de Baixa de Densidade
PEBDL - Polietileno de Baixa Densidade Linear
PEF – *Product Environmental Footprint*
PET – Polietileno Tereftalato
PET-PCR – Polietileno Tereftalato Pós-consumo Reciclado
PP – Polipropileno
PS – Poliestireno
PVC – Policloreto de Vinila
WWF – World Wide Fund for Nature

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
2	OBJETIVOS	18
2.1	OBJETIVO GERAL.....	18
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
3.1	PLÁSTICOS.....	19
3.1.1	Matéria Prima.....	20
3.1.2	Termoplásticos e termofixos	21
3.1.3	Problemática Socioambiental	22
3.1.4	Reciclagem de Plástico	26
3.2	PANORAMA DO SETOR INDUSTRIAL PLÁSTICO.....	31
3.2.1	Brasil.....	31
3.2.2	Santa Catarina	31
3.3	POLIETILENO TEREFTALATO (PET)	32
3.3.1	PET PCR.....	33
3.3.2	Reciclagem do PET no Brasil	34
3.3.3	Moldagem por injeção e sopro (ISBM).....	35
3.4	POLIPROPILENO (PP)	36
3.5	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)	37
3.5.1	Etapas	40
3.5.2	Alocação.....	42
3.5.3	Categorias de impacto e indicadores de impacto ambiental (ReCipe)	43
3.5.4	ACV de Embalagens Plásticas.....	47
4	METODOLOGIA.....	50
4.1	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	50
4.2	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)	51
4.2.1	Definição do objetivo	51
4.2.2	Definição de escopo.....	52
4.2.2.1	<i>Sistema de Produto e Fronteiras do Sistema.....</i>	<i>52</i>
4.2.2.2	<i>Definição de função, unidade funcional e fluxo de referência.....</i>	<i>56</i>
4.2.2.3	<i>Procedimentos de Alocação</i>	<i>56</i>
4.2.2.4	<i>Categorias de impacto.....</i>	<i>59</i>

4.2.2.5	<i>Requisito de dados</i>	60
4.3	ANÁLISE DE INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA (ICV).....	60
4.4	AVALIAÇÃO DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA (AICV).....	61
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	61
5.1	INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA (ICV)	61
5.2	AVALIAÇÃO DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA (AICV).....	66
5.2.1	Perfil ambiental global	66
5.2.1.1	<i>Categorias Midpoint</i>	66
5.2.1.1.1	Depleção de Ozônio	70
5.2.1.1.2	Esgotamento de Recursos Fósseis	71
5.2.1.1.3	Eutrofização Marinha.....	72
5.2.1.1.4	Mudanças Climáticas	74
5.2.1.2	<i>Categorias Endpoint</i>	76
5.2.2	Perfil ambiental por etapa de ciclo de vida dos cenários	79
6	CONCLUSÃO	85
	REFERÊNCIAS	87
	APÊNDICE A – DATASETS UTILIZADOS NO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA PARA O CENÁRIO 1	101
	APÊNDICE B – DATASETS UTILIZADOS NO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA PARA O CENÁRIO 2	102
	APÊNDICE C – CATEGORIAS DE IMPACTO INCLUSAS NO RECIPE (H) 2016 .	103

1 INTRODUÇÃO

Os novos métodos de industrialização e a ascensão populacional e de consumo ocasionaram aumento na escala de produção de polímeros sintéticos, especialmente devido à crescente demanda mundial por embalagens. Como consequência, resultou-se em uma maior quantidade de descarte pós-consumo e no surgimento de novos desafios na elaboração das melhores estratégias, de um ponto de vista ambiental, para a sua destinação final (Valt, 2004; Li *et al.*, 2020; Cuepertino *et al.*, 2024; Veneral *et al.*, 2023).

Os plásticos fazem parte do grupo de polímeros sintéticos e possuem preferência de uso por parte das indústrias devido à sua grande variedade de aplicações (Cuepertino *et al.*, 2024). Os autores Oliveira e Almeida (2019) e Arpia *et al.* (2021) indicam que, nos últimos 50 anos, os plásticos proporcionaram significativa melhora na rotina dos seres humanos, visto que podem ser utilizados em atividades diversas que variam desde o auxílio no preparo de refeições e o transporte de embalagens, até aplicações industriais e de engenharia, por exemplo.

Diante do exposto, os plásticos, que apresentam uma produção anual global de aproximadamente 350 milhões de toneladas métricas, são o terceiro material mais utilizado no mundo (Cuepertino *et al.*, 2024). Todavia, apesar de suas propriedades permitirem sua utilização em diferentes segmentos industriais, devido as características como baixo custo, leveza, durabilidade e versatilidade, Gileno (2020) aponta que existem obstáculos associados à sua origem no petróleo (recurso natural fóssil não renovável) e ao aumento recorrente de resíduos com destinação final inadequada.

Dentre os diferentes tipos de plásticos, tem-se o tereftalato de polietileno (PET), um dos termoplásticos com maior produção global, alcançando, em 2022, o valor de cerca de 87,16 milhões de toneladas métricas produzidas mundialmente. As principais aplicações desse polímero envolvem a produção de fibras têxteis, embalagens submetidas ao processo de injeção-sopro, filmes biorientados e polímeros de engenharia (Romao; Spinacé; Paoli, 2009; Urbanek; Kosiorowska; Mirończuk, 2021; Veneral, 2023).

A destinação final do PET, especialmente aquele presente em embalagens, tem se tornado uma preocupação devido aos potenciais impactos ambientais associados devido ao seu ciclo de vida curto e baixa degradabilidade. Dessa maneira, é crescente o interesse na recuperação de plásticos utilizados a fim de torná-los úteis novamente, visto que a reciclagem do PET é uma forma de reduzir a quantidade de resíduos descartados incorretamente (Uchida, 2022; Uehara, 2013).

A busca por tecnologias para reciclagem de PET teve como um de seus principais resultados o desenvolvimento do processo de fabricação de PET Pós Consumo Reciclado (PET PCR), conhecido como “*bottle-to-bottle*”. Esse tipo de reciclagem possibilita que resinas de PET PCR sejam utilizadas na produção de novas embalagens. Ademais, essas resinas representam não somente uma alternativa sustentável de matéria-prima, como também possuem um preço inferior quando comparadas à resina virgem (Hentoux, 2018; Previtale, 2022).

Para compreender melhor os diferentes potenciais impactos ambientais associados à produção de embalagens PET e com resinas PET PCR, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia, que possibilita o cálculo do desempenho ambiental de diferentes produtos e sua posterior comparação, sendo amplamente utilizada no setor de embalagens plásticas (Gileno, 2020; Caelli *et al.*, 2024). Appel (2019) indica que, a partir dessas avaliações, pode-se reconhecer possibilidades de melhorias no perfil ambiental do produto ao longo do seu ciclo de vida, através da escolha de relevantes indicadores de desempenho ambiental que forneçam informações para melhores tomadas de decisão na indústria.

O objetivo do presente estudo é aplicar a metodologia da ACV em um estudo de caso relacionado à indústria do plástico, abrangendo as etapas do ciclo de vida do “berço ao portão”, a fim de avaliar impactos ambientais potenciais de embalagens PET do tipo virgem e PET PCR e, posteriormente, comparar seu desempenho ambiental. Além disso, a intenção deste estudo é exclusivamente acadêmica. Dessa forma, os dados não podem ser utilizados para divulgações públicas de caráter comercial.

2 OBJETIVOS

A seção a seguir apresenta os objetivos gerais e específicos do estudo.

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar os impactos ambientais potenciais gerados ao longo do ciclo de vida de frascos de PET virgem e PET reciclado por meio de um estudo de Avaliação de Ciclo de Vida.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar impactos ambientais potenciais associados a cada etapa do ciclo de vida dos produtos;
- Realizar análise comparativa entre os dois diferentes tipos de embalagens plásticas, considerando os aspectos e impactos ambientais potenciais;
- Identificar oportunidades de melhoria visando a redução dos impactos ambientais potenciais identificados.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Esta seção consiste na fundamentação teórica a respeito das embalagens plásticas e os desafios ambientais relacionados a elas. Além disso, fornece revisões a respeito do panorama do setor industrial do plástico. Ademais, apresenta-se a metodologia Avaliação do Ciclo de Vida e sua aplicação nas embalagens plásticas.

3.1 PLÁSTICOS

Os plásticos, também conhecidos como polímeros orgânicos sintéticos, são parte integrante do cotidiano mundial, tornando difícil imaginar um mundo sem eles. No entanto, foi somente a partir de 1950 que houve um crescimento significativo na produção e no uso em grande escala desses materiais. Ao analisar o crescimento na produção de plásticos pode-se observar que essa ascensão ocorreu de maneira extraordinária, superando a maioria dos outros tipos de materiais já feitos anteriormente (Geyer; Jambeck; Law, 2017). Após a Segunda Guerra Mundial, o desenvolvimento dos polímeros sintéticos transformou radicalmente o campo dos materiais, principalmente devido ao fato de seu baixo custo de produção. Em 1990 teve a primeira ocorrência de polímero, o poliestireno (PS) enquanto em 1933 se iniciou a produção industrial em escala comercial, a partir do Policloreto de vinila (PVC) (Callister; Rethwisch, 2009; Casagrande, 2018).

Definidos como polímeros de diferentes composições químicas e propriedades mecânicas, os plásticos podem ser produzidos a partir de variados processos industriais e matérias-primas, como o petróleo ou recursos renováveis (como amido e cana-de-açúcar). Suas diferentes propriedades permitem que os plásticos sejam adaptados para diferentes funções, aumentando cada vez mais sua presença e evidência no cotidiano (Ingrao; Wojnarowska, 2023).

A maior parte dos polímeros utilizados no setor plástico é de origem fóssil provenientes de petróleo bruto, gás natural e carvão e se enquadram nas categorias de tereftalato de polietileno (PET), polietileno de alta densidade (HDPE), poli(cloreto de vinila) (PVC), polietileno de baixa densidade (LDPE), polipropileno (PP) e poliestireno (PS) (Ingrao; Wojnarowska, 2023).

Neste contexto, estes diferentes tipos de plásticos podem originar embalagens plásticas, que tem contribuído de maneira direta para o setor industrial, pois fornecem proteção contra danos físicos, contaminação e deterioração. Dessa maneira, as embalagens são o maior consumidor de plásticos no mundo, representando 39% da demanda total por plásticos.

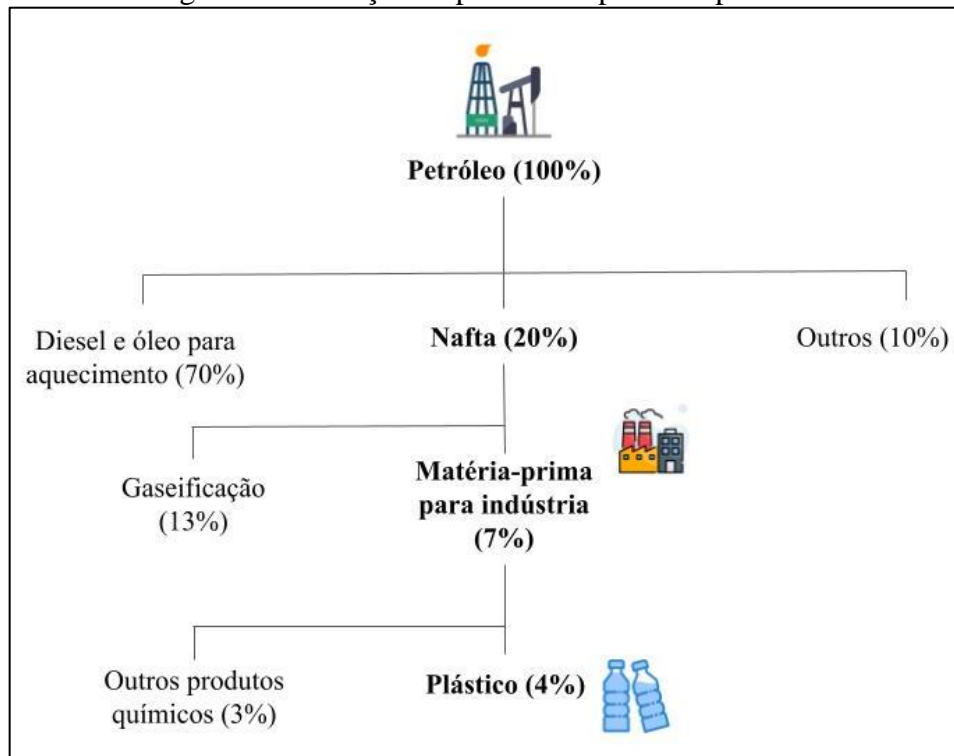
Atualmente, as principais resinas plásticas usadas em embalagens são o polietileno (PE), o polipropileno (PP) e o tereftalato de polietileno (PET), representando mais de 80% de todas as embalagens plásticas (Wang; Wang, 2017; Brizga, Hubacek; Feng, 2020).

As embalagens plásticas se destacam por apresentarem propriedades variadas, leveza, baixo custo e versatilidade, superando as embalagens de materiais tradicionais, como o vidro e o metal. Todavia, um desafio significativo relacionado a este tipo de embalagem é a elevada geração e acumulação de resíduos, apesar de já existirem processos de reciclagem eficazes e eficientes (Rodrigues, 2018; Licciardello, 2024).

3.1.1 Matéria Prima

A palavra "polímero" deriva do grego "poli" (muitos) e "mero" (unidade de repetição), indicando que um polímero é uma macromolécula formada por várias unidades repetitivas chamadas meros que são conectadas por ligações covalentes (Casagrande, 2018). As matérias-primas utilizadas para produção de plásticos são chamadas de monômeros e são obtidas a partir do petróleo, sendo este constituído por diferentes compostos orgânicos, principalmente hidrocarbonetos. A produção de plástico a partir do petróleo bruto começa com a destilação fracionada do óleo cru nas refinarias, resultando em várias frações, como gás liquefeito, nafta, gasolina, querosene, óleo diesel, parafinas, óleos lubrificantes e piche. Os monômeros são extraídos da nafta, que, ao passar pelo craqueamento térmico (aquecimento com catalisadores), gera substâncias como etileno, propileno, butadieno, buteno e isobutileno, conhecidos como petroquímicos básicos. Esses petroquímicos básicos são então convertidos em petroquímicos finos, como polietileno, polipropileno e PVC. Posteriormente, os petroquímicos finos são quimicamente modificados ou transformados em produtos de consumo (Figura 1) (Piatti; Rodrigues, 2005).

Figura 1 - Obtenção de plásticos a partir do petróleo



Fonte: Adaptado de Piatti e Rodrigues (2005).

Dessa forma, quando derivados do petróleo bruto, os plásticos podem ser definidos como um grupo de materiais sintéticos produzidos de hidrocarbonetos. Estes são formados por uma sequência de reações químicas em matérias primas com a presença de carbono (principalmente petróleo bruto e gás natural) chamada de polimerização. Atualmente, existem mais de 60 mil tipos diferentes de plásticos, e dos cinquenta produtos químicos mais utilizados, vinte são plásticos (Piatti; Rodrigues, 2005; Atlas do Plástico, 2020).

De maneira geral, os plásticos são reconhecidos por suas propriedades de isolamento térmico e elétrico, resistência à corrosão e facilidade de moldagem em formas complexas. Além disso, alguns tipos são transparentes, permitindo seu uso em dispositivos ópticos. Com a adição de elementos como retardadores de chama, plastificantes e pigmentos, eles podem adquirir características específicas. Essas vantagens tornam os plásticos ideais para aplicações em produtos médicos, segurança elétrica, isolamento térmico em aeronaves e automóveis, contribuindo para a redução do consumo de combustível (Casagrande, 2018).

3.1.2 Termoplásticos e termofixos

Quanto a resposta do material à aplicação de forças em altas temperaturas, os plásticos são classificados em duas diferentes categorias: termoplásticos e termofixos (Casagrande,

2018). Os termoplásticos são materiais cujas cadeias de átomos e moléculas consistem em longas e curtas cadeias de carbono que funcionam de forma independente. Eles são definidos por sua capacidade de passar por ciclos de aquecimento e resfriamento, durante os quais se tornam macios e duros. Suas propriedades físicas, térmicas e elétricas tornam esses materiais ideais para diversas aplicações industriais. Diante disso, eles representam mais de 90% da massa total de plásticos produzidos. Um exemplo comum de termoplástico é o tereftalato de polietileno (PET), amplamente utilizado em fibras de roupas e embalagens (Brizga; Hubacek; Feng, 2020; Kazemi; Kabir; Fini, 2021).

Os termofixos, por sua vez, apresentam estruturas tridimensionais altamente reticuladas que não fundem nem amolecem durante os ciclos térmicos. Portanto, a integridade estrutural do material permanece intacta mesmo sob altas temperaturas, tornando-o resistente à decomposição térmica. Exemplos de termofixos incluem borracha vulcanizada, espumas de poliuretano, resinas de poliéster insaturado, epóxi e resinas fenólicas (Kazemi; Kabir; Fini, 2021). A Figura 2 reúne exemplos de termoplásticos e termofixos.

Figura 2 – Exemplos de termoplásticos e termofixos.

Termoplásticos	Termofixos
Tereftalato de polietileno (PET)	Baquelite
Polipropileno (PP)	Resinas epóxi
Acetato de polivinila (PVA)	Resinas melamínicas
Cloreto de polivinila (PVC)	Poliésteres
Poliestireno (PS)	Poliuretano
Polietileno de baixa densidade (LDPE)	Formaldeído de ureia
Polietileno de alta densidade (HDPE)	Resinas alquídicas

Fonte: Ahmad, Razali e Razelan (2017).

3.1.3 Problemática Socioambiental

Os plásticos, sendo o terceiro material mais utilizado globalmente e um dos protagonistas no setor industrial, geram uma quantidade significativa de resíduos anualmente. A crescente utilização de plásticos de uso único agrava essa problemática, representando uma

ameaça aos ecossistemas e criando uma crise na gestão de resíduos (Kakadellis; Harris, 2020; Cuepertino *et al.*, 2024). Os autores Ingrao e Wojnarowska (2023) apontam que estas consequências não são apenas ambientais, mas também socioeconômicas por afetarem a saúde de seres humanos, plantas, animais e a qualidade do ecossistema global. Uma vez que todas as fases do ciclo de vida dos plásticos são responsáveis por esses impactos. A sua durabilidade se deve às longas cadeias moleculares, que permitem que o material permaneça intacto por décadas sem se degradar, resultando em impactos de longo prazo que afetam negativamente os seres humanos (Sabate; Kendall, 2024).

Os plásticos são amplamente utilizados em produtos de consumo final, como embalagens, sacolas e garrafas descartáveis, e frequentemente encontrados em fluxos de resíduos globais¹. Além disso, têm sido empregados em diferentes aplicações de utilização única voltada para economia linear. Dessa maneira, o uso excessivo ocasiona acúmulos significativos de resíduos plásticos (Pellengahr; Ghannadzadeh; Meer, 2023; Veneral *et al.*, 2023).

De maneira geral, estima-se que os plásticos são responsáveis por 11% dos resíduos sólidos urbanos globais (Gravina *et al.*, 2021). Observa-se que os resíduos que chegam aos oceanos são compostos, de forma predominante, por plástico. Estudos anteriores estimaram uma produção global de 242 milhões de toneladas métricas de resíduos plásticos, dos quais 8 milhões chegam até os oceanos. Além disso, prevê-se que, entre 2016 e 2040, mais de 1,36 bilhões de toneladas métricas de plásticos irão se acumular em ambiente terrestres e marinhos, caso nenhuma medida seja tomada (Alencar *et al.*, 2023).

No contexto europeu, os autores Parlato *et al.* (2020) relataram que 26 milhões de toneladas de resíduos plásticos são gerados anualmente na Europa, dos quais apenas 30% são reciclados. Enquanto no Brasil, Alencar *et al.* (2023) indicam que o país foi classificado entre os 16 principais países que contribuem para a chegada de plástico no oceano e está entre os 20 principais países que geram resíduos plásticos de uso único. Nessa perspectiva, o estudo publicado pelos mesmos autores estimou que, entre os 5.570 municípios brasileiros, há uma geração de 3,44 milhões de toneladas anuais total de resíduos plásticos que podem chegar ao Oceano Atlântico.

Quando entram em ecossistemas terrestres, os plásticos podem ocasionar danos aos habitats e representar ameaças à vida selvagem através de emaranhamento ou ingestão. Além disso, muitos desses resíduos plásticos que chegam ao meio ambiente transformam-se em nano

¹ Refere-se aos diferentes tipos de resíduos que podem ser gerados no mundo como, por exemplo, resíduos urbanos, industriais, da saúde e da construção civil (Veneral *et al.*, 2023).

plásticos que representam perigos à fauna e flora, bem como à saúde humana (Brizga; Hubacek; Feng, 2020; Wiefek; Steinhorst; Beyerl, 2021).

A poluição marinha por plásticos causa sérios danos aos animais, que podem confundirlos com alimento, resultando em inanição, ou ficarem emaranhados, dificultando a respiração e o movimento necessário para sobreviver. Além disso, os plásticos transportam produtos químicos tóxicos, aumentando a concentração de poluentes no ambiente marinho. Esses impactos podem contribuir significativamente para o declínio populacional das espécies e a perda de biodiversidade (Navarre *et al.*, 2022).

Ademais, a problemática voltada a má gestão dos resíduos plásticos também gera riscos sociais. Os resíduos plásticos marinhos, citados anteriormente, são um exemplo, pois podem gerar impactos em turismo e pesca de subsistência, além dos problemas de saúde devido a exposição química e possível toxicidade da presença de partículas plásticas em células e tecidos de seres humanos. Todavia, muitos dos possíveis efeitos ainda não estão totalmente descritos, principalmente devido ao fato de que parte das substâncias na composição química dos plásticos é desconhecida, o que dificulta uma avaliação completa dos riscos (eco) toxicológicos para a saúde humana e para o meio ambiente (Wiefek; Steinhorst; Beyerl, 2021).

O depósito dos resíduos plásticos em aterros sanitários é o método histórico mais comum de lidar com estes tipos de resíduos, entretanto os aterros estão se tornando cada vez mais caros, visto que os locais adequados para estes espaços estão escassos. Dessa forma, as disposições finais dos plásticos devem estar ligadas aos 4Rs: redução, reutilização, reciclagem e recuperação de energia. Esta abordagem mostra que o plástico descartado pode ser, na verdade, um recurso potencial que através do tratamento correto servirá como matéria-prima (para produção de novas embalagens, por exemplo) ou como combustível para geração de energia e transporte, por exemplo (Gileno, 2020).

Entretanto, a problemática ambiental voltada para os plásticos não está apenas relacionada a gestão de resíduos, visto que a produção de produtos plásticos também pode estar associada à emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE), devido a utilização de combustíveis fósseis (por exemplo, petróleo) para sua produção (Saibuatrong *et al.*, 2017). Em uma pesquisa global realizada recentemente, a preocupação relacionada a poluição ocasionada por plásticos atingiu o segundo lugar, ficando atrás apenas das mudanças climáticas (World Wide Fund for Nature, 2020).

Além disso, deve-se considerar que os plásticos não são apenas polímeros básicos, mas também podem possuir a presença de aditivos, como antioxidantes, pigmentos, estabilizadores térmicos, retardantes de chamas e lubrificantes, por exemplo. Estes aditivos, em alguns casos,

chegam a representar mais de 50% da massa total do plástico final e podem ser muito prejudiciais ao meio ambiente, potencializando a problemática socioambiental relacionada ao plástico (Brizga, Hubacek; Feng, 2020).

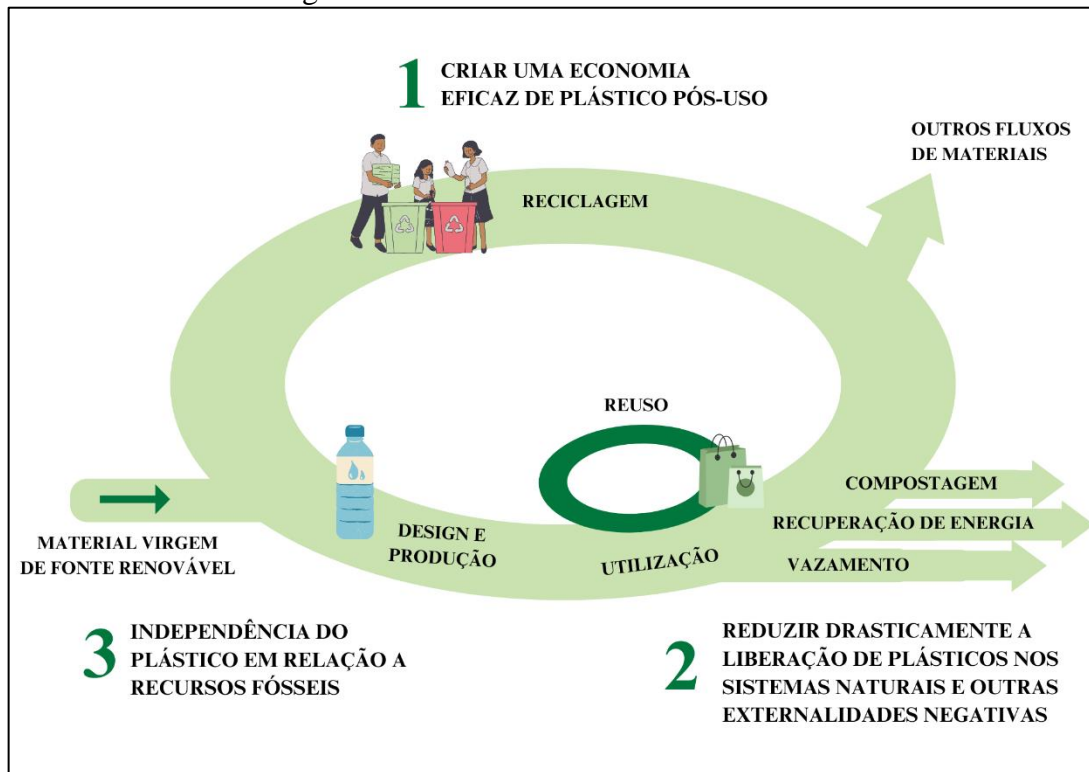
Diante do exposto, Defruyt (2019) indica que globalmente, apenas 2% das embalagens plásticas são recicladas para se tornarem novas embalagens, enquanto a maioria acaba em aterros sanitários, é incinerada ou dispersa no meio ambiente. As três maiores iniciativas de limpeza de praias e oceanos enfrentam, juntas, menos de 0,5% do volume anual de resíduo plástico marinho. Ademais, os autores Phelan *et al.* (2022) apontam que a maior parte do valor material das embalagens plásticas, que representa em torno de US\$ 100 bilhões anualmente, é perdida depois de um único uso.

A problemática também atingiu a preferências dos consumidores, de acordo com World Wide Fund for Nature (2020) o plástico na atualidade é amplamente considerado o material mais prejudicial usado em bens de consumo. 65% dos consumidores globais o associam à poluição dos oceanos, e 57% o consideram danoso ao meio ambiente. WWF, EMF e BCG (2020) ainda indicam que as embalagens plásticas estão entre as principais questões Ambientais, Sociais e de Governança (ASG) para empresas de bens de consumo rápido. Assim, nos últimos anos os principais consumidores de embalagens plásticas iniciaram uma nova jornada para repensar seus valores e evoluírem seus modelos de negócios, para atingirem vantagem competitiva alinhadas aos princípios da economia circular.

Dessa maneira, os consumidores expressam seus desejos pela mudança de comportamento ambiental e suas exigências para que fabricantes ofereçam soluções com maior responsabilidade, além dos apelos crescentes para que as empresas divulguem seus impactos (Phelan *et al.*, 2022).

Defruyt (2019) sugere que o mercado de embalagens plásticas deve ser redesenhado, com o objetivo de garantir que o plástico não se torne “lixo” e polua o meio ambiente. Para isso, serão necessárias inovações, a exploração de novos materiais e a implementação de novos modelos de negócios. O autor também apresentou um sistema de plásticos eficiente, através da descrição de uma economia circular que envolve a criação de um ciclo contínuo de uso, conforme a Figura 3 a seguir.

Figura 3 – A Nova Economia dos Plásticos



Fonte: Adaptado de Defruyt (2019).

Ao indicar o ciclo contínuo de uso (Figura 3), Defruyt (2019) reforça a importância de ter estratégias cuidadosas sobre o que é colocado em primeiro lugar no mercado. O autor exemplifica que 30% de todas as embalagens plásticas disponíveis no mercado são extremamente pequenas ou possuem multicamadas que dificultam sua reciclagem, por isso é importante avaliar seus *designs* e propor inovações. Através do sistema voltado para “Nova Economia dos Plásticos” os esforços estarão em não permitir que estes se tornem resíduos, mas que permaneçam na economia como um material de valor. Nesse contexto, Jacobsen, Pedersen e Thøgersen (2022) sugerem que para atingir uma transição para uma economia circular é fundamental, além de inovação tecnológica, regulamentação política, investimentos e mudanças comportamentais em todas as camadas da sociedade.

3.1.4 Reciclagem de Plástico

Diante do contexto socioambiental relacionado a produção e descarte de plásticos apresentado na seção 3.1.3 deste estudo, observa-se que ocorreu uma ascensão no interesse pelos modelos de economia circular; estes têm sido estudados como soluções para desafios

ambientais presentes e futuros. Nesse sentido, a reciclagem é reconhecida como um pilar que permite a recolocação de materiais nas cadeias produtivas (Soares *et al.*, 2022).

Vista como uma solução melhor do que aterro ou incineração, a reciclagem apresenta benefícios como a economia de recursos. Enquanto, a incineração está diretamente relacionada com emissões de gases de efeito estufa para atmosfera e os aterros demandam espaços. Todavia, a cadeia produtiva de reciclagem envolve ciclos que podem ser complexos, por relacionar diferentes atividades de natureza e diversos agentes, como cidadão, catadores, sucateiros, poder público e indústrias (Zanin; Mancini, 2009; Civancik-Uslu *et al.*, 2021).

A Tabela 1 a seguir apresenta uma divisão dos diferentes tipos de reciclagem, sendo elas primária, secundária, terciária e quaternária, conforme proposto pela Sociedade Americana de Ensaios de Materiais e referenciado no estudo dos autores Zanin e Mancini (2009).

Tabela 1 – Tipos de Reciclagem de plástico (Primária, Secundária, Terciária e Quaternária)

Tipo de reciclagem	Definição
Primária	Quando a matéria-prima é proveniente de resíduos plásticos confiáveis e limpos, o processo usual inclui seleção, moagem (transformando o material em flocos), lavagem, secagem e reprocessamento em extrusoras e injetoras. Para filmes plásticos, pode haver uma etapa adicional de aglutinação para aumentar a densidade dos flocos. O produto final é um material reciclado com propriedades semelhantes à resina virgem.
Secundária	Quando a matéria-prima é de resíduos sólidos urbanos, o processo envolve seleção, moagem, lavagem, secagem e reprocessamento, incluindo aglutinação para filmes plásticos. A matéria-prima da reciclagem secundária pode incluir resíduos industriais, resultando em um material reciclado com propriedades inferiores à resina virgem.
Terciária	Quando o processo de reciclagem de plástico é baseado na despolimerização, ocorre a decomposição química controlada do material, resultando em oligômeros, monômeros e substâncias de baixa massa molar, que podem ser submetidos a novos processos de polimerização, processamento, industrialização e utilização.
Quaternária	Quando o processo de reciclagem de plástico é baseado na combustão, aproveita-se o conteúdo energético do material, gerando energia e emissões gasosas, principalmente dióxido de carbono, como produtos finais da combustão completa.

Fonte: Zanin e Mancini (2009).

Os autores Zanin e Mancini (2009) ainda indicam outro tipo de classificação de reciclagem de plásticos quanto ao processo de reciclagem que o plástico sofrerá (mecânica,

química ou energética), também proposto pela Sociedade Americana de Ensaio de Materiais, que estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 – Tipos de Reciclagem de plástico (Mecânica, Química e Energética)

Tipo de reciclagem	Definição
Mecânica	Quando o plástico é submetido a seleção, moagem, lavagem, secagem, aglutinação e reprocessamento, resulta em grânulos ou peças de plástico reciclado. Pode haver aditivação do polímero para aprimorar suas propriedades. A qualidade das propriedades finais, em comparação com a resina virgem, depende de fatores como a eficiência de cada etapa do processo e a qualidade dos resíduos utilizados como matéria-prima.
Química	Quando o plástico é submetido à despolimerização, a estrutura polimérica e a cadeia principal são destruídas, resultando em produtos finais similares aos obtidos na reciclagem terciária.
Energética	Quando o plástico é submetido a combustão. Os produtos finais correspondem aos da reciclagem quaternária. Embora a despolimerização do material ocorra, o foco está na energia gerada, sem ênfase nos subprodutos químicos resultantes do processo.

Fonte: Zanin e Mancini (2009).

Diante dos tipos de reciclagem apresentadas na Tabela 2, os autores Laghezza, Fiore e Berruti (2024) apontam que a reciclagem do tipo mecânica apresenta desafios relacionados a contaminação, degradação e heterogeneidade que os plásticos podem apresentar. Além disso, a viabilidade econômica está relacionada com o valor de mercado de produtos reciclados. Todavia, informam que quando os plásticos passam por processos termoquímicos, como no caso da reciclagem energética, estes resíduos podem se tornar produtos de alto valor agregado – como combustíveis e produtos químicos.

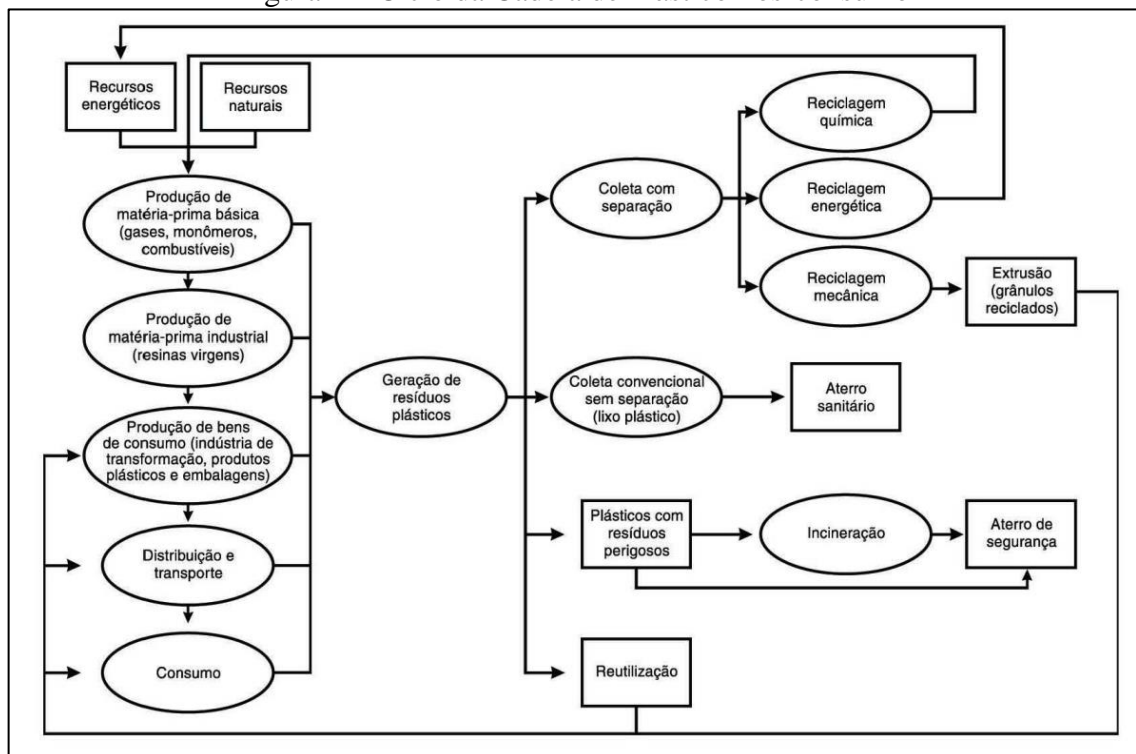
Assim, os autores Zanin e Mancini (2009) propõem uma hierarquia para realizar a reciclagem dos plásticos de maneira mais sustentável. Em primeiro lugar sugerem a reciclagem mecânica com polímero puro ou reestabilizado, ou seja, ideal para plásticos que não possuem adição de outros materiais, aditivos ou cargas para modificação. Entretanto, esta abordagem é desafiada pela contaminação e diversidade de polímeros presentes nos resíduos urbanos. Em segundo lugar, indicam a reciclagem mecânica com reprocessamento de dois polímeros em conjunto para formação de uma blenda, ideal para condições em que a separação de tipos de plásticos é difícil, por exemplo, resíduos pós-consumo que possuem dois tipos de polímeros.

Em seguida, em terceiro nível, sugerem a reciclagem mecânica com mistura ou compatibilização, nesse caso ocorre o reprocessamento de diferentes tipos de plásticos, inicialmente sem compatibilizantes, e posteriormente adiciona-se compatibilizantes para

melhorar a qualidade dos produtos reciclados. Assim, em quarto lugar, após serem esgotadas as possibilidades de reciclagem mecânica, os autores indicam a reciclagem química para recuperação de monômeros e outros subprodutos químicos. Por fim, em um quinto nível, opta-se pela queima dos resíduos plásticos para reaproveitamento energético.

A Figura 4 a seguir apresenta o processo de geração de resíduos relacionado a produção de plásticos, bem como as possíveis disposições finais após o uso, incluindo os diferentes tipos de reciclagem.

Figura 4 – Ciclo da Cadeia de Plástico Pós-consumo



Fonte: Zanin e Mancini (2009).

Observa-se, a partir da Figura 4, que a reciclagem além de promover a recuperação da matéria-prima dos resíduos, pode possibilitar também a recuperação de energia, diminuição da quantidade de resíduos enviadas para aterros, redução da exploração de recursos naturais (como água, energia e matéria-prima), proporciona a criação de oportunidades de trabalho e aquisição de renda, além de reduzir gastos com limpeza urbana e poluição ambiental. Dessa forma, os resíduos podem ser vistos como produtos que possuem valor em uma cadeia produtiva (Zanin e Mancini, 2009; Cuccato, 2014).

Apesar dos desafios relacionados ao plástico serem divulgados e discutidos na comunidade científica e em noticiários, as taxas de reciclagem estão estagnadas de acordo com os autores Novakovic *et al.* (2023). O Pacto do Plástico dos EUA relatou que seus 117 membros

produziram 37% das embalagens plásticas nos EUA (aproximadamente 5,9 milhões de toneladas). Deste total, 36% eram reutilizáveis, recicláveis ou compostáveis, mas apenas 13,3% foram efetivamente recicladas. Na China, a taxa de reciclagem caiu de 27,8% em 2017 para 17,6% em 2020. No Reino Unido, as taxas de reciclagem permaneceram praticamente inalteradas nos últimos cinco anos, com 44,9% em 2016 e 44,2% em 2021 (Novakovic *et al.*, 2023).

No entanto, Saleem *et al.* (2023) indicam que embora a reciclagem de resíduos plásticos traga benefícios ao meio ambiente, é essencial reconhecer que também pode gerar impactos ambientais considerados negativos. Dentre estes impactos existe a poluição ocasionada pelo transporte dos resíduos até as instalações de reciclagem, que pode aumentar emissões de gases do efeito estufa, especialmente em situações que são percorridas longas distâncias utilizando veículos movidos a combustíveis fósseis, por exemplo. Outro ponto crítico pode ser a utilização de produtos químicos na reciclagem, visto que se forem mal geridos, podem contaminar o solo, a água ou o ar. Além disso, a poluição pode ocorrer nas operações das próprias instalações de reciclagem, em que, em alguns casos, resíduos industriais e emissões atmosféricas não são tratados da maneira correta, tendo o potencial de ocasionar impactos negativos ao meio ambiente. Sendo assim, embora existam benefícios, há a necessidade de cuidados no processo de reciclagem de plásticos para minimizar os impactos que podem ser gerados.

Diante deste contexto, os autores Shlush e Davidovich-Pinhas (2022) ainda alertam que a reciclagem, como primeira estratégia, apresenta desvantagens visto que os produtos plásticos são frequentemente contaminados por substâncias biológicas que podem zerar as chances de reciclar estes resíduos. Ademais, o consumo de energia na reciclagem pode aumentar a pegada de carbono do produto, fazendo com que esta opção se torne menos sustentável e favorável.

De maneira geral, é importante que a solução para a reciclagem de plásticos ocorra por meio de diversas abordagens. Isso inclui a conscientização da sociedade, mercado e indústrias, implementação de um novo tipo de gerenciamento de resíduos, integração eficaz dessa gestão e o desenvolvimento de produtos inovadores com foco em “ecoefficiência” (Zanin e Mancini, 2009).

3.2 PANORAMA DO SETOR INDUSTRIAL PLÁSTICO

Esta seção apresenta o panorama geral do setor industrial plástico no Brasil e em Santa Catarina.

3.2.1 Brasil

A produção de plásticos evoluiu significativamente ao longo de quase 120 anos de história, passando de uma atividade complementar em complexos agrário-manufatureiros autossustentáveis para uma indústria moderna e sofisticada. Atualmente, a indústria de plástico produz milhares de produtos que abastecem o mercado nacional, o setor passou de uma atividade secundária e rudimentar para uma indústria de vanguarda, fundamental para a estrutura produtiva do país (Schlickmann, 2015).

De acordo com dados da ABIPLAST (2023), o ranking de setores que mais consome plástico é composto pela construção civil (25,4%), indústria alimentícia (21,9%), comércio e varejo (7,8%), automóveis e autopeças (6,2%) e bebidas (6%). Além disso, existem outros 12 segmentos nesta lista, incluindo móveis, agricultura, produtos químicos, papel e celulose, eletrônicos e descartáveis. Diante deste cenário, as resinas mais utilizadas são Polipropileno (20,3%), Polietileno de Baixa Densidade Linear (16,1%), Polietileno de Alta Densidade (13,8%), Policloreto de Vinila (12,9%), plásticos reciclados (13,2%), Polietileno de Baixa de Densidade (9,7%), Poliestireno (6,2%) e Polietileno Tereftalato (5,8%).

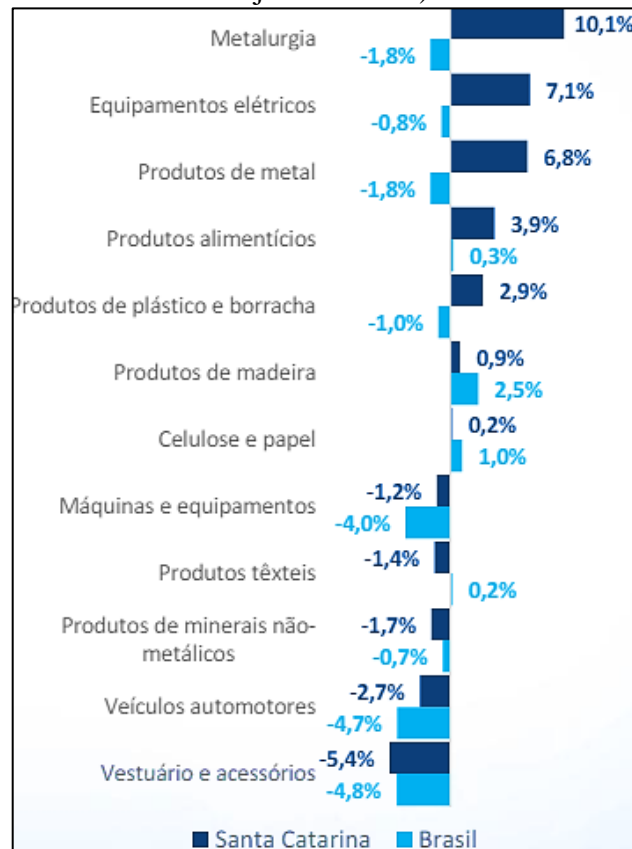
Ademais, as indústrias de transformação e reciclagem de plásticos também provocam impactos sociais, visto que empregaram quase 360 mil pessoas e contam com mais de 12 mil empresas. Este setor é o quarto maior empregador na indústria de transformação brasileira. Para cada R\$ 1 milhão investido na produção, são criados 29 empregos indiretos, resultando em um incremento de R\$ 1,3 milhão no PIB brasileiro e R\$ 3,35 milhões no valor total da produção econômica (ABIPLAST, 2023).

3.2.2 Santa Catarina

De acordo com Boletim de Produção Industrial do Observatório FIESC (2023), no terceiro trimestre do ano de 2023, o conjunto de industriais em Santa Catarina cresceu 1,8% em relação ao segundo trimestre. Nesta perspectiva, a mesma pesquisa aponta que as indústrias de

produtos plásticos no estado também obtiveram um crescimento em relação ao restante do país, sendo um fator determinante o aumento de vendas de embalagens plásticas para o setor alimentício e artefatos plásticos destinadas ao consumidor final (Figura 5).

Figura 5 – Variação trimestral da produção física por grupo de atividade industrial (série com ajuste sazonal)



Fonte: Observatório FIESC (2023).

3.3 POLIETILENO TEREFALATO (PET)

Desde a década de 1970 ocorreu uma rápida ascensão na produção de garrafas de PET. Atualmente, as garrafas PET são um dos produtos plásticos mais importantes (Shen; Worrell; Patel, 2010). De acordo com dados da Plastic Europe (2018), no continente europeu o PET constitui 7% do consumo de plástico, sendo empregado em garrafas de maneira predominante.

O PET é derivado da nafta, obtida do refino do petróleo bruto nas refinarias (ver Figura 1 no tópico 3.1.1), e utiliza os intermediários eteno e paraxileno para a síntese dos monômeros monoetilenoglicol (MEG) e ácido tereftálico purificado (PTA); estes correspondem a cerca de 70% e 30% em peso, respectivamente (Gursel *et al.*, 2021; Santos, 2022).

No contexto brasileiro, inicialmente, na década de 80, o PET foi utilizado principalmente pela indústria têxtil. Em 1993 o PET passou a ser comercializado no mercado nacional de embalagens, utilizado majoritariamente na substituição de garrafas de vidro no setor de bebidas. No Brasil, atualmente, cerca de 71% da produção de PET é destinada para a indústria de embalagens, com 32% dessa porcentagem voltada para a indústria alimentícia (Hentoux, 2018; Veneral *et al.*, 2023).

Em um panorama mundial, a produção de PET foi estimada em cerca de 87,16 milhões de toneladas métricas até 2022 (Urbanek; Kosiorowska; Mirończuk, 2021), com variação quanto a sua aplicabilidade, sendo 67% destinado para a produção de fibras têxteis, 24% para embalagens processadas por injeção-sopro, 5% para filmes biorientados e 4% para polímeros de engenharia (Veneral *et al.*, 2023).

Contudo, conforme discutido na seção 3.1.3 deste estudo, os plásticos têm enfrentado ao longo dos anos diferentes desafios socioambientais. Diante deste contexto, aumentaram os esforços para o desenvolvimento de resinas recicladas pós-consumo, sendo este movimento especialmente relevante para as embalagens PET. Assim, na próxima subseção, será explorado o uso do PET PCR (pós-consumo reciclado).

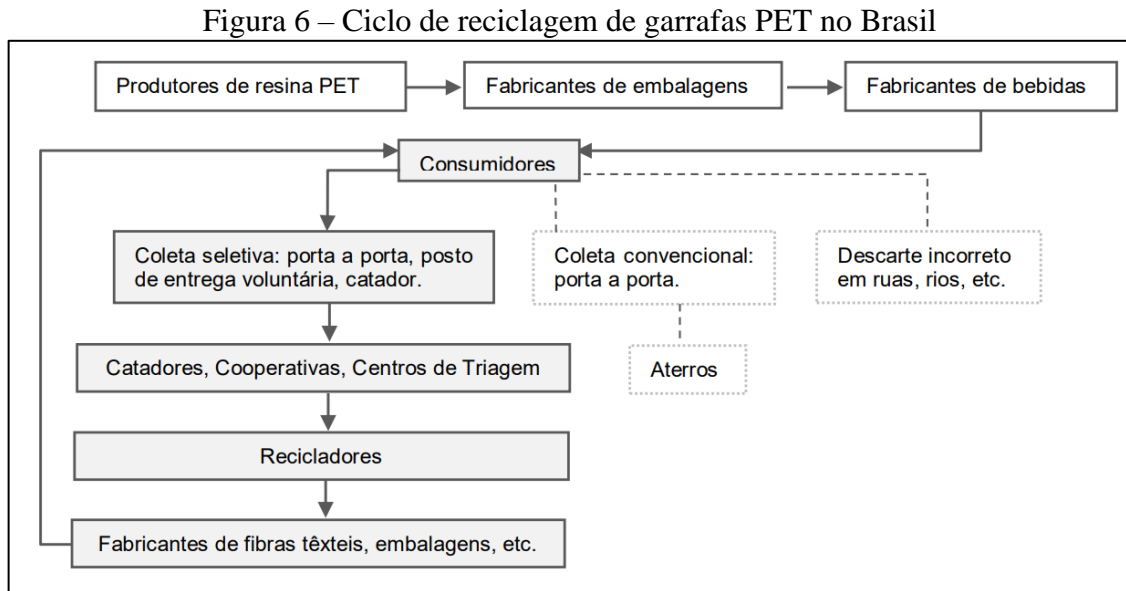
3.3.1 PET PCR

O PET PCR é “a resina PET pós-consumo reciclado, ou seja, é produzida a partir de matéria-prima reciclada” (Pereira, 2021), sendo comercializada geralmente na forma de *flakes*, que variam sua granulometria entre 3 a 9mm (Awaja; Pavel, 2005).

No mundo, as primeiras reciclagens de garrafas pós-consumo de PET ocorreram em 1977. No atual contexto brasileiro, a reciclagem mecânica (ver Tabela 2 no tópico 3.1.4) é a mais utilizada para embalagens de PET pós-consumo (Bueno, 2016), todavia a reciclagem química também pode ser uma opção de método para a obtenção do PET PCR (Le *et al.*, 2019). De maneira mais específica, existe o sistema *bottle-to-bottle*² para o processo de reciclagem de garrafas PET voltado para a produção de novas garrafas para bebidas e/ou produtos alimentícios. Neste sistema o PET é desagregado, lavado, moído e segue para a extrusão (etapa que tem como objetivo eliminar possíveis contaminantes) (Pereira, 2021).

² Traduzido como “garrafa para garrafa”, trata-se de um processo de reciclagem de garrafas PET que transforma uma garrafa pós-consumo em outra nova (Welle, 2011).

O ciclo de reciclagem de garrafas PET PCR no Brasil começa por meio do descarte de embalagens e a coleta seletiva dos resíduos urbanos. Esse processo é conduzido através de municípios com coleta seletiva, organizações e cooperativas, catadores ou por meio da entrega voluntária dos resíduos em pontos de coleta específicos (Figura 6) (Bueno, 2016).



Fonte: Bueno (2016).

De maneira geral, o PET reciclado pós-consumo pode ser utilizado para produzir diferentes tipos de produtos, como fibras, embalagens, recipientes, garrafas e cintas. Nesse contexto, o setor têxtil, voltado para aplicações de fibras cortadas, destaca-se na utilização da maior parte de flocos de PET PCR (Chairat; Gheewala, 2023). Todavia, para fins nobres o uso do PET reciclado exige que a resina possua baixo índice de degradação e elevado grau de pureza (Bueno, 2016).

3.3.2 Reciclagem do PET no Brasil

De acordo com a ABIPLAST (2022), em 2021, 23,4% dos resíduos plásticos pós-consumo no Brasil foram reciclados, com um crescimento de 14,7% na produção de plástico reciclado, totalizando mais de 1 milhão de toneladas. No setor do PET, segundo o 12º Censo da Reciclagem do PET no Brasil (ABIPET, 2022), em 2021, houve a produção de 359 quilotoneladas de PET Pós Consumo, o que representa cerca de 56% das embalagens descartadas por consumidores. A matéria-prima vem de sucateiros (69%), cooperativas (15%), coleta seletiva (4%), catadores (2%) e outros (10%). Em 2021, o índice de reciclagem de

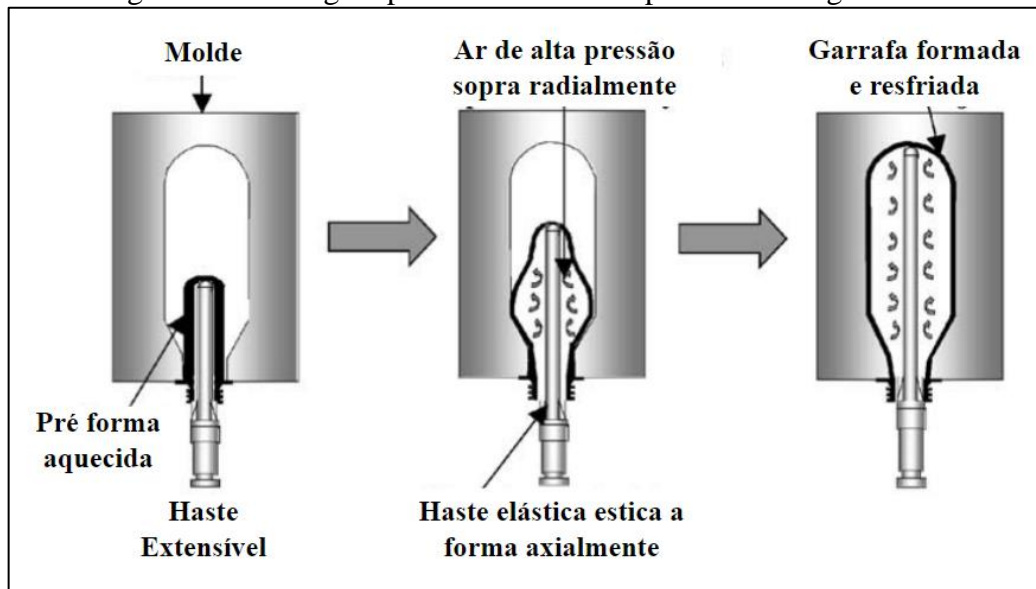
embalagens de PET no Brasil alcançou 56,4%, representando um crescimento de 15,4% em comparação ao volume registrado em 2019.

3.3.3 Moldagem por injeção e sopro (ISBM)

O processo de moldagem por injeção e sopro, também conhecido como *Injection Stretch Blow Molding* (ISBM), é o mais empregado atualmente para a fabricação de embalagens PET. O ISBM possui duas principais etapas: moldagem por injeção (*Injection Molding*) e moldagem por sopro e estiramento (*Stretch Blow Molding*) (Le *et al.*, 2022).

A primeira etapa é destinada para a produção da pré-forma (formato de tubo), em que a resina PET é injetada em um molde de tubo para ser estruturada de maneira amorfa. Na segunda etapa, a resina é aquecida em um forno infravermelho acima da temperatura de transição vítrea³, porém abaixo da sua temperatura de cristalização. Em seguida, ocorre a moldagem da pré-forma, que é esticada de forma axial por uma haste e radial por ar comprimido até adquirir o formato desejado (Yang *et al.*, 2004; Le *et al.*, 2022). O diagrama esquemático da respectiva moldagem é apresentado na Figura 7.

Figura 7 – Moldagem por estiramento e sopro de embalagens PET



Fonte: Yang *et al.* (2004).

³ É o ponto em que as propriedades físicas dos plásticos mudam para um estado vítreo ou cristalino. Acima dessa temperatura, os plásticos possuem um comportamento mais flexível, enquanto abaixo, as moléculas do material passam a ter uma mobilidade limitada (Ebnesajjad, 2016).

Assim, a qualidade do produto final, considerando aspectos como espessura, pressão de ruptura e resistência, será determinada por diversos fatores, como o movimento efetuado pela haste de estiramento, o formato inicial da pré-forma, a pressão de sopro, o perfil de temperatura da pré-forma, a temperatura da superfície do molde, o equilíbrio entre o estiramento e a taxa de sopro, e as propriedades do material. Esses elementos, em conjunto, influenciam diretamente o desempenho e a durabilidade do produto final (Yang *et al.*, 2004; Demirel, 2017).

3.4 POLIPROPILENO (PP)

O PP, identificado pela primeira vez em 1954, é um produto petroquímico, sintetizado através do propileno, um subproduto gasoso do refino de petróleo (Foturna, 2020; Alsabri; Tahir; Al-Ghamdi, 2022). Pode ser utilizado em diferentes aplicações que variam desde peças automotivas, embalagens de alimentos até máscaras descartáveis e fraldas infantis, sendo o segundo termoplástico mais produzido globalmente. Além disso, este é um plástico compatível com diferentes técnicas de processamento (Neto, 2021). De acordo com Rodrigues (2020), suas características predominantes são “cor branca e opaca, baixo custo e densidade, elevada resistência química a solventes e grande versatilidade”.

Em uma escala global, o mercado de PP é liderado por diferentes países no mundo, como os Estados Unidos, além dos países da Ásia e Oriente Médio. Esses produtores variam as tecnologias utilizadas para produção de PP, além dos diferentes graus de PP produzidos e fornecidos ao mercado (Alsabri; Tahir; Al-Ghamdi, 2022). No cenário brasileiro, de acordo com Souza (2021), até o ano de 2021 o país contava com uma única produtora de polipropileno, que atendia de maneira direta mais de mil transformadores. Fortuna (2020) alerta que por se tratar de um produto de origem fóssil, seu custo pode variar de acordo com os preços do petróleo e promover a geração de que levam cerca de 250 a 400 anos para se decompor.

Apesar de sua utilização em larga escala para diferentes aplicações, a taxa de reciclagem pós-consumo do PP no mundo é de aproximadamente 1%, o que resulta em grandes volumes de PP sendo destinados a aterros sanitários, intensificando os desafios socioambientais relacionados à poluição plástica (Gulf Petrochemicals and Chemicals Association, 2016; Alsabri; Tahir; Al-Ghamdi, 2022). Ao comparar o PP reciclado do PP virgem, os autores Li *et al.* (2018) indicam que, após a incorporação de aditivos, o PP reciclado alcança uma alta qualidade, tendo um desempenho melhor ou similar ao do PP virgem. Ademais, de acordo com

Galve *et al.* (2021), o PP reciclado pode reduzir em 42,8% a pegada de carbono, quando em comparação com o PP virgem.

De acordo com Fernandes, Pereira e Lima (2021) o PP apresenta vantagens em relação aos outros polímeros devido sua facilidade de processamento, o que o torna amplamente utilizado na indústria. No processo de moldagem por injeção, o PP apresenta destaque devido sua alta fluidez, aliada a uma baixa temperatura de processamento e ao uso de moldes de resfriamento, tais características permitem ciclos rápidos de produção e alta produtividade. Além disso, o PP também é amplamente utilizado em outros processos, como, por exemplo, moldagem por sopro, extrusão, impressão 3D e usinagem, o que demonstra sua versatilidade industrial.

A indústria parceira no presente estudo fabrica tampas de PP por meio do processo de moldagem por injeção (ver tópico 4.2.2.1). Esse é um dos processos mais versáteis e modernos encontrados para transformação e processamento de polímeros. Esse processo pode ser usado com diferentes tipos de plásticos, como PS, ABS, PE, PVC e o PP, além de ser adequado para produzir itens como recipientes industriais, materiais de isolamento térmico e acústico, móveis e materiais de construção (Gianelli, 2010).

Para esta moldagem a principal instalação é a máquina de moldagem por injeção, composta por plastificação, fixação do molde e um sistema de acionamento. A sequência do processo ocorre da seguinte forma: o polímero (plástico) e os aditivos são misturados de maneira uniforme e injetados no cilindro de alimentação, nesta etapa serão aquecidos para se tornarem líquidos (plastificação). Assim, quando o plástico derretido é injetado no molde, a pressão diminui de forma brusca, o que faz com que os gases no material formem bolhas, resultando na expansão do material. Conforme o material esfria e endurece, o produto final é obtido e retirado do molde (Liu; Chen, 2014; Sharma; Verma; Sharma; Chaudhary, 2022).

O autor Gianelli (2010) compara o processo de injeção de termoplásticos com outros processos, como a fundição de metais e a prensagem de elastômeros, indicando que a injeção de termoplásticos em moldes de boa qualidade não gera rebarbas, dessa maneira quase não há necessidade de retrabalho nas peças produzidas. Isso torna o processo mais eficiente, permitindo a fabricação de peças com geometria complexa em uma única etapa.

3.5 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)

A ACV é uma metodologia realizada por meio da compilação e avaliação das entradas e saídas de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida, sendo possível obter seus

impactos ambientais potenciais (ABNT, 2009a; ABNT, 2009b). Utiliza dados relacionados a entradas e saídas de produção e operação de um sistema para realizar tomadas de decisões alinhadas com a sustentabilidade ambiental, ou seja, é intensiva em dados, visto que exige informações detalhadas, organizadas em bancos de dados conhecidos.

O conceito de sistema de produto na Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) refere-se a um conjunto de processos elementares, incluindo fluxos elementares e de produto, que desempenham uma ou mais funções definidas e modelam o ciclo de vida completo de um produto. A subdivisão de um sistema de produto nos processos elementares que o compõem facilita a identificação das entradas e saídas do sistema de produto. Em muitos casos, algumas das entradas são utilizadas como componentes do produto de saída, enquanto outras (entradas auxiliares) são utilizadas dentro de um processo elementar, mas não são parte do produto de saída. Um processo elementar também gera outras saídas (fluxos elementares e/ou produtos) como resultado de suas atividades. Os fluxos elementares incluem o uso de recursos e as emissões para o ar, água e solo associados ao sistema (ABNT, 2009a; ABNT, 2009b).

A ACV pode ser considerada ainda como uma metodologia recente, visto que somente na década de 90 apareceu pela primeira vez em publicações científicas com estrutura definida. Além disso, no ano de 1997 foi disponibilizada a primeira versão da norma internacional reguladora da ACV, a ISO 14040 (Finnveden *et al.*, 2009; Mendes; Bueno; Ometto, 2015; Itanagy *et al.*, 2020; Mabee *et al.*, 2020; Carvalho, 2023). No Brasil a ACV segue as normas, da Associação Brasileira de Normas Técnicas, NBRs ISO 14040 (2009), que apresenta seus princípios e estruturas, e a ISO 14044 (2009) que aborda seus requisitos e orientações.

Além disso, esta metodologia não é apenas utilizada para fins acadêmicos, mas também para empresas e organizações que buscam relatar seus potenciais impactos ambientais e investir em sistemas de melhoria contínua voltados ao pilar de sustentabilidade. Além disso, esta metodologia pode ser funcional para implementação de políticas – como o Pacto Ecológico Europeu – bem como para o sucesso dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) das Nações Unidas (Nações Unidas no Brasil, 2024; Tascione *et al.*, 2024).

Por meio da metodologia ACV é possível estimar impactos potenciais de um produto, alguns dos quais sem essa avaliação poderiam ser considerados “invisíveis”. Assim, a consideração de processos e subprodutos *upstream*⁴ permite avaliar a escolha dos materiais e processos empregados de maneira a reduzir os impactos identificados. Da mesma maneira,

⁴ Processos associados a extração de matérias-primas, produção e transporte dos materiais utilizados. Ou seja, está relacionado a origem e entrega dos materiais (Mabee *et al.*, 2020).

pode-se avaliar essas perspectivas em uma etapa *downstream*⁵ do produto, ou seja, durante seu uso ou fim de sua vida útil, em que será possível avaliar impacto de sua utilização, reutilização, tratamento e disposição final (Walker; Rothman, 2020). Assim, quando as empresas realizam estudos de ACV estas podem atuar não somente no controle de impactos ambientais, mas também promover melhorias em processos produtivos (Mendes; Bueno; Ometto, 2015).

Os tipos de estudos mais comuns de serem empregados em ACV, de acordo com os autores Walker e Rothman (2020), são o *cradle-to-gate* (do berço ao portão) e o *cradle-to-grave* (do berço ao túmulo). O primeiro inclui os impactos referentes às etapas *upstream* desde a extração das matérias primas até a saída do produto da fábrica, enquanto o segundo considera os impactos potenciais até o fim da vida útil e disposição final. Em ambas as opções, a precisão do estudo irá depender em sua maior parte do nível de detalhes em que os processos são avaliados, como por exemplo, número de processos, materiais e produtos incluídos. Além disso, deve-se levar em consideração a precisão de dados, necessidade de alocação (ver definição na seção 3.5.2) e a metodologia utilizada para traduzir os dados coletados em impactos. A autora Carvalho (2023) expõe que os dados utilizados em um estudo de ACV podem ser coletados nos locais de produção (dados primários), ou obtidos e/ou calculados através de outras fontes, como bases de dados ou literatura (dados secundários).

De maneira geral, na prática, a ACV tem conquistado espaço e destaque ao tratar de um ponto de vista de desempenho ambiental de um produto ou sistema considerando as diversas etapas envolvidas na sua produção, distribuição, uso e pós-vida. Assim, se consolidou como uma metodologia abrangente para avaliar os potenciais impactos ambientais completos ao longo de todo um ciclo de vida (Srinivasan; Yadav, 2023).

Em resumo, observa-se que a ACV apresenta destaque em relação a outras metodologias de avaliação de desempenho ambiental, devido a aspectos como (Torabi; Ahmadi, 2020):

- a) Avaliação sistemática: Fornece uma análise abrangente dos impactos ambientais potenciais associados a todas as etapas do ciclo de vida de um produto ou serviço, desde a extração de matérias-primas até o descarte final ou a reinserção da matéria-prima para o mercado.
- b) Atualização contínua: É uma metodologia dinâmica, possui base de dados atualizadas e com avanços científicos, o que permite maior precisão nas análises.

⁵ Processos associados a distribuição, uso e descarte de produtos (Mabee *et al.*, 2020).

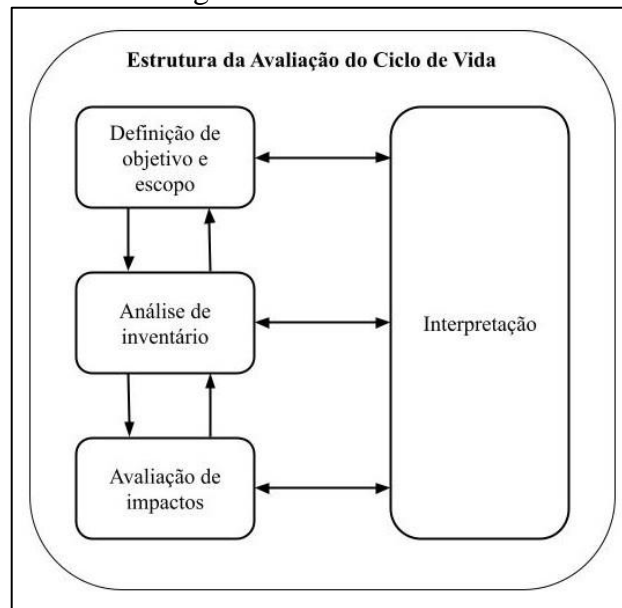
- c) **Transmissão de impactos entre ciclos:** Os dados coletados demonstram como os potenciais impactos ambientais podem ser transferidos entre diferentes fases do ciclo de vida, evitando a migração de problemas ambientais para outras etapas.
- d) **Quantificação de emissões:** Possibilita a mensuração dos impactos ambientais potenciais decorrentes de emissões para o ar, água e solo em cada estágio do ciclo de vida do produto ou serviço.
- e) **Identificação de melhorias:** Permite identificar oportunidades de aprimoramento do desempenho ambiental em diferentes etapas do ciclo, orientando estratégias de eficiência.
- f) **Apoio à tomada de decisão:** Fornece informações relevantes para gestores de indústrias, agências governamentais e organizações não governamentais, auxiliando na formulação de políticas e práticas sustentáveis.
- g) **Geração de dados de pegada:** Permite a obtenção de dados relacionados a pegadas ambientais, como a pegada de carbono e a pegada hídrica.
- h) **Comparação de alternativas:** Viabiliza a comparação entre produtos, processos ou serviços com funcionalidades semelhantes, facilitando a escolha da opção com desempenho ambiental mais favorável.

Portanto, a abordagem sistêmica da ACV permite que sejam identificadas oportunidades de melhoria, etapas em que deve ser realizada a mitigação de impactos e o apoio à tomada de decisões. Além disso, a flexibilidade da metodologia, que se adapta a novos dados e avanços científicos, torna a ACV uma metodologia dinâmica e relevante no contexto ambiental.

3.5.1 Etapas

De acordo com as normativas NBRs ISO 1040 e 14044, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2009a; 2009b), um estudo de ACV segue quatro fases, são elas: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação. Estas quatro fases podem ser executadas de forma iterativa, visto que se relacionam durante o desenvolvimento da avaliação, conforme apresentado na Figura 8 a seguir.

Figura 8 - Fases da ACV



Fonte: Adaptado de ABNT (2009a).

A primeira etapa consiste na definição de objetivo e escopo, em que o escopo de uma dependerá do objeto e de qual será a finalidade do estudo, sendo que a profundidade e abrangência dependerão de seu objetivo. Nesse sentido, o objetivo consiste na definição das aplicações do estudo, bem como as motivações e o público alvo ao qual será destinado. Enquanto, a definição do escopo trata-se da determinação do sistema de produto, sua definição e fronteiras, além da unidade funcional, categorias de impacto, método de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) a ser utilizado e, se houver, outros pressupostos como alocação. Ou seja, determina o nível de detalhamento pretendido e a estrutura do estudo (ABNT, 2009a; ABNT, 2009b).

A segunda etapa é a análise do Inventário do Ciclo De Vida (ICV), em que serão coletados os dados de entrada e saída de massa, energia, insumos, resíduos e emissões relevantes do sistema em análise, além de alocações de fluxos quando necessário (ABNT, 2009a; ABNT, 2009b).

Em seguida, a terceira fase da ACV é a Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV). Conforme descrito na ABNT (2009a), esta fase tem como principal objetivo analisar a relevância dos impactos ambientais potenciais relacionados ao ICV. Essa avaliação busca associar os dados de inventário a categorias específicas de impacto ambiental. Para cada categoria, são definidos indicadores de impacto, que ajudam a quantificar e interpretar os potenciais danos ambientais relacionados ao ciclo de vida do produto.

De maneira geral, a AICV ocorre por meio de três etapas obrigatórias, são elas (ABNT, 2009a; Appel, 2019):

- a) **Seleção:** Consiste em definir as categorias de impacto, os indicadores de categoria e os modelos de caracterização. As categorias de impacto representam os impactos ambientais potenciais que podem ser causados ou intensificados pelo sistema em análise. Nesse caso, a escolha dos indicadores e dos modelos de caracterização é orientada pelo método de avaliação de impacto selecionado.
- b) **Classificação:** Etapa em que os resultados do ICV são associados às categorias de impacto previamente definidas.
- c) **Caracterização:** Os resultados dos indicadores de categoria são calculados multiplicando-se os elementos que contribuem para uma categoria de impacto (entradas e saídas do ICV) por fatores de caracterização, que expressam a relevância relativa de cada elemento em relação aos impactos ambientais.

Por fim, a última fase da ACV corresponde à interpretação do ciclo de vida, em que os resultados do ICV e/ou de uma AICV são sumarizados e discutidos para promover conclusões, recomendações e base para tomadas de decisões. Dessa maneira, é possível identificar os principais desafios, questões significativas e estabelecer recomendações (ABNT, 2009a; ABNT, 2009b).

3.5.2 Alocação

A ABNT (2009a) define a alocação como a “repartição dos fluxos de entrada ou saída de um processo ou sistema de produto entre o sistema de produto em estudo e outro(s) sistema(s) de produto”. Desse modo, de acordo com Souza Junior (2015), a alocação é a “divisão dos encargos ambientais de processos multifuncionais”, justificando que essa etapa é realizada em situações em que não é possível definir os impactos que são gerados pela função do sistema de produto com outras funções simultaneamente fornecidas.

Ainda segundo Souza Junior (2015), o procedimento de alocação ocorre de maneira direta nas fases de definição e análise de inventário. Em que, na fase de definição deve ocorrer a seleção do método a ser utilizado e durante o inventário este método deve ser aplicado para alocação dos fluxos.

Um estudo de ACV deve contar com alocação diante destes três casos (Azapagic e Clift, 1999; Baumann e Tillman, 2004; Gaudreault, 2012 apud Souza Junior, 2015):

1. Processos que geram multi-produtos (multi-saídas);
2. Processos de tratamento de resíduos que envolvem a entrada de diferentes produtos (multi-entradas);
3. Processos de reciclagem em ciclo aberto (quando um produto é reciclado para formar outro diferente).

A reciclagem é um exemplo de processo multifuncional, pois promove o tratamento de resíduos de um sistema de produto localizado a montante, além de fornecer matéria-prima para outro sistema de produto a jusante, ou seja, compartilha dois sistemas de produto, um que atua na reciclagem do produto e outro que irá utilizar este material reciclado. Nesse sentido, seus impactos são distribuídos em dois sistemas de produtos. Todavia, quando um produto é reciclado em outro igual (reciclagem em ciclo fechado) não há necessidade de alocação, pois o ciclo pertence ao mesmo produto (Souza Junior, 2015; Pereira; Gomes; Pacheco, 2023).

Dessa forma, para aplicação em procedimentos de alocação, a *Circular Footprint Formula* (CFF) pode ser utilizada como uma metodologia específica, desenvolvida no contexto da Pegada Ambiental de Produtos, para modelar e alocar os fluxos de resíduos e materiais reciclados ou recicláveis em uma ACV. A CFF aborda desde a fabricação até o fim de vida dos produtos, assegurando uma avaliação precisa dos impactos ambientais associados (EU4Environment, 2023). Mais detalhes sobre sua aplicação e metodologia de alocação podem ser encontrados na seção 4.2.2.2.

3.5.3 Categorias de impacto e indicadores de impacto ambiental (ReCiPe)

O ReCiPe é um dos métodos de AICV existentes e consiste em uma continuação dos métodos Eco-indicador 99 e CML 2000. Ele unifica diferentes abordagens de avaliação de impacto potencial a nível *midpoint* e *endpoint* em uma estrutura comum e coerente (Mendes; Bueno; Ometto, 2015). Assim, os indicadores *midpoint* e *endpoint*, chamados pela norma de categorias de impacto, são indicadores de impacto ambiental potencial em um estudo de ACV.

As categorias de impacto *midpoint* representam os impactos ambientais potenciais em um ponto intermediário da cadeia de causa e efeito, representando problemas ambientais únicos, como, por exemplo, as mudanças climáticas. As categorias *endpoint*, por sua vez, representam a avaliação de impactos relacionados a uma área mais ampla de proteção, podendo estar

relacionado à saúde humana, qualidade dos ecossistemas ou disponibilidade de recursos naturais (Mendes; Bueno; Ometto, 2015; Sabate; Kendall, 2024; Schwarz *et al.*, 2024).

O ReCiPe 2016 inclui 18 categorias de impacto *midpoint* (ver descrição no Apêndice C), sendo elas (Mendes; Bueno; Ometto, 2015):

- I. Mudanças climáticas;
- II. Depleção de ozônio;
- III. Acidificação terrestre;
- IV. Eutrofização aquática - Água doce;
- V. Eutrofização marinha;
- VI. Toxicidade humana carcinogênica;
- VII. Toxicidade humana não-carcinogênica;
- VIII. Formação de ozônio fotoquímico – Saúde humana;
- IX. Formação de ozônio fotoquímico – Qualidade dos ecossistemas;
- X. Formação de material particulado;
- XI. Ecotoxicidade terrestre;
- XII. Ecotoxicidade aquática - Água doce;
- XIII. Ecotoxicidade marinha;
- XIV. Radiação ionizante;
- XV. Uso e transformação do solo;
- XVI. Esgotamento de recursos fósseis;
- XVII. Esgotamento de recursos minerais;
- XVIII. Depleção hídrica.

Além disso, apresenta 3 categorias *endpoint*, também chamadas de “áreas de proteção” (Mendes; Bueno; Ometto, 2015):

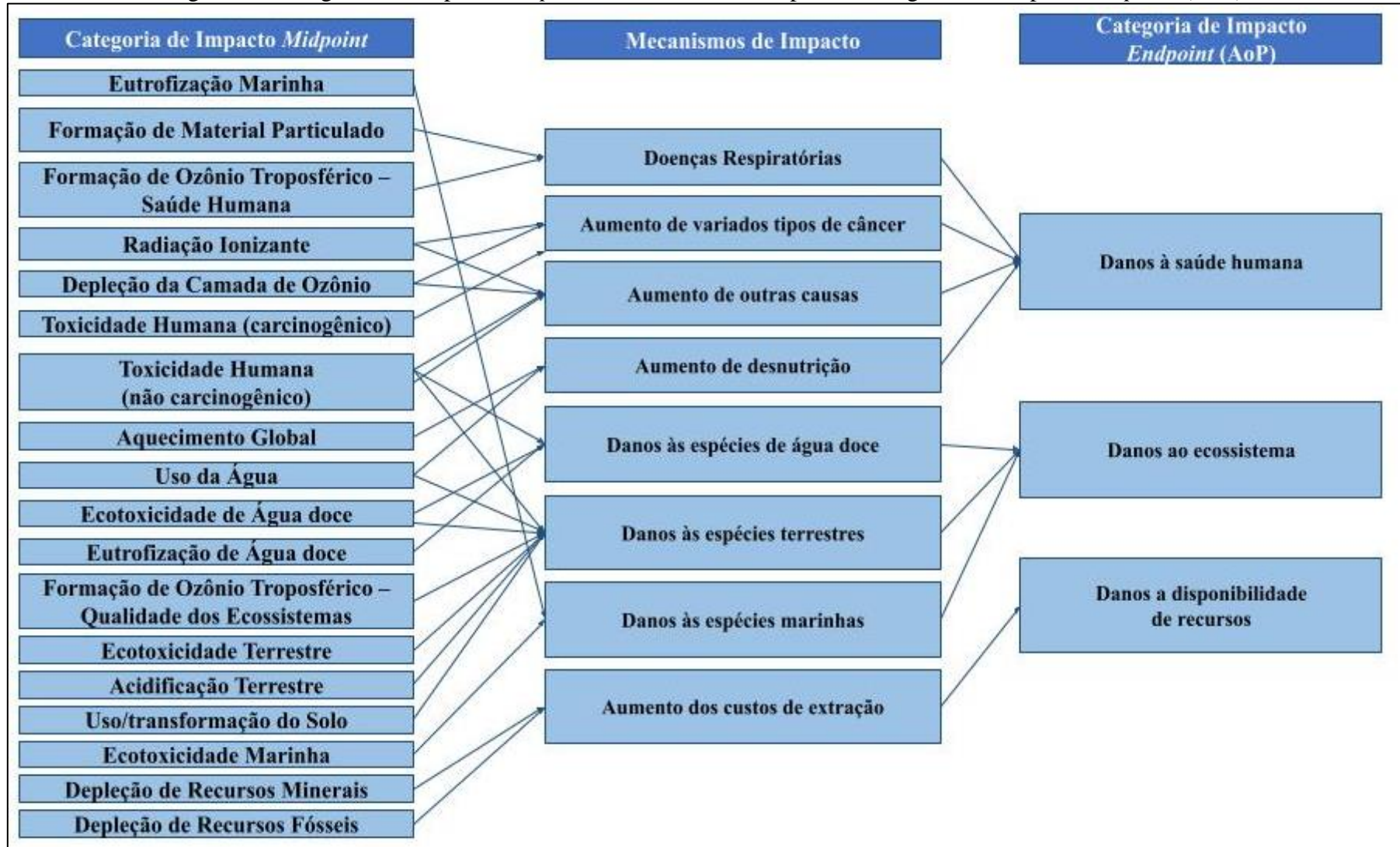
- I. Danos à saúde humana;
- II. Danos à qualidade dos ecossistemas;
- III. Danos à disponibilidade de recursos.

Além das categorias de impacto, também existem os mecanismos ambientais. A ABNT (2009b) descreve o mecanismo ambiental como o conjunto de processos naturais (físicos, químicos e biológicos) relacionados a uma categoria de impacto específica. Esse mecanismo serve para conectar os dados do inventário do ciclo de vida (como emissões ou consumo de recursos) com os indicadores intermediários e pontos finais dessa categoria de

impacto. Dessa maneira, ele relaciona como as entradas e saídas do sistema analisado se transformam em impactos ambientais potenciais que podem ser mensurados ao longo do ciclo de vida do sistema de produto analisado.

A Figura 9 apresenta como as categorias de impacto, mecanismos ambientais e área de proteção se relacionam. Dessa maneira, a ACV contempla diferentes categorias de impacto e permite que o estudo forneça informações quanto ao desempenho ambiental de um determinado produto ou serviço. Assim, os sistemas de produtos podem ser avaliados e, em seguida, propostas melhorias associadas aos pontos críticos ambientais ao longo de sua cadeia de valor (Bishop; Styles; Lens, 2021).

Figura 9 – Categorias de impacto *midpoint*, mecanismos de impacto e categorias de impacto *endpoint* (AoP)



Fonte: Adaptado de Huijbregts *et al.* (2017).

3.5.4 ACV de Embalagens Plásticas

Com o intuito de verificar os potenciais impactos ambientais causados por produtos plásticos, a indústria do setor de embalagens plásticas vem investindo em estudos de ACV (Sasaki; Gonçalves; Moraes; Lima, 2018).

Os autores Pellengahr, Ghannadzadeh e Meer (2023) abordam a importância de considerar todo o ciclo de vida de um produto, especialmente embalagens plásticas, ao avaliar o desempenho ambiental e a viabilidade de uma economia circular. Embora a fase de fim de vida, em que as embalagens são encaminhadas para reciclagem, seja crucial, as decisões tomadas durante a fase de concepção do produto também desempenham um papel fundamental, uma vez que tais decisões irão influenciar na reciclabilidade das embalagens e no tratamento dos resíduos, dependendo das condições geográficas e regulatórias. Diante deste cenário, os autores mencionam que a ACV é uma metodologia importante para quantificar os impactos ambientais potenciais ao longo de todo o ciclo de vida, permitindo identificar *trade-offs*⁶ entre diferentes categorias de impacto e evitar a transferência de problemas ambientais para outras partes do processo ou para outros produtos.

Além disso, Soares (2017) destaca que, a respeito da evolução dos estudos de ACV de embalagens plásticas, muitos estudos focaram em apoiar a tomada de decisões apenas a respeito do gerenciamento de resíduos, comparando opções como reciclagem e aterro sanitário. A autora ainda aponta a complexidade de validar dados locais em estudos de ACV, devido à variação nos bancos de dados e nos processos produtivos que podem não refletir com precisão as condições locais. Isso sugere que há desafios significativos na obtenção de resultados precisos e aplicáveis a contextos específicos, o que pode limitar a eficácia das decisões baseadas nesses estudos.

Os autores Go *et al.* (2024) reuniram, por meio de revisão sistemática, 14 estudos de ACV voltadas para garrafas PET entre os anos de 2011 até o ano de 2022 (Tabela 3).

⁶ Os *trade-offs* são as escolhas compensatórias em que uma melhoria em uma categoria implica em um impacto maior em outra (Amaral; Guerreiro, 2014).

Tabela 3 – Revisão de Literatura de estudos de ACV de garrafas PET

Referência	Ano	Limite Geográfico	Limites do Sistema	Unidade Funcional (UF)	Peso da Garrafa PET (g)
Kuczenski e Geyer	2013	Califórnia	Do berço ao portão	Bebidas de 1L em garrafas PET de uso único consumidas pelos californianos durante os anos de 2007-2009	40,8
Papong <i>et al.</i>	2014	Tailândia	Do berço ao portão	1000 unidades de garrafas de água potável de 250mL	N/D*
Gileno e Turci	2021	Brasil	Do berço ao portão	1t de resina PET reciclada pós consumo ou 1t de fibra de poliéster	N/D*
Gironi e Piemonte	2011	Itália	Do berço ao túmulo	1000 unidades de garrafas PET de 500mL para serem utilizadas para água potável	12,2
Benavides <i>et al.</i>	2018	EUA	Do berço ao túmulo	Uma garrafa PET de 26g e 500mL	26
Baitaneh	2020	Jordânia	Do berço ao túmulo	1t de flocos de PET	N/D*
Kouloumpis <i>et al.</i>	2020	Jordânia	Do berço ao túmulo	2468t de garrafas PET	N/D*
Lonca <i>et al.</i>	2020	EUA	Do berço ao túmulo	2,78t de garrafas PET (em um ano nos EUA)	N/D*
Tamburini <i>et al.</i>	2021	Itália	Do berço ao túmulo	1 ano de uso: 1095 garrafas PET	19,1
Olatayo <i>et al.</i>	2021	África do Sul	Do berço ao túmulo	10 garrafas PET 0,5L de uso único	20,3
Gursel <i>et al.</i>	2021	Europa	Do berço ao túmulo	Embalagem de água em 10 garrafas de 0,5L	10
Martin <i>et al.</i>	2021	Brasil	Do berço ao túmulo	1t de resíduos de PET	N/D*
Grisales <i>et al.</i>	2022	Itália	Do berço ao túmulo	Distribuição de 100L de água mineral	15,22
Kim <i>et al.</i>	2022	Coreia	Do berço ao túmulo	1 garrafa de água pet de 500mL	17

Fonte: Go *et al.* (2024). *N/D: Não determinado.

Por meio da Tabela 3, observa-se que a maior parte dos estudos identificados (79%) possuem uma abordagem “do berço ao túmulo”. Além disso, as unidades funcionais utilizadas,

baseadas principalmente em métricas de peso e volume, variam consideravelmente entre os estudos, o que dificulta a comparação direta entre os mesmos, visto que utilizaram métricas diferentes para a avaliação de potencial impacto ambiental das garrafas PET. Adicionalmente, o estudo de Gileno e Turci (2021) focou em materiais reciclados, o que destaca a relevância do PET pós-consumo em um contexto de análise de desempenho ambiental.

Em relação a linha do tempo apresentada na Tabela 3, a maior parte dos estudos concentraram-se a partir de 2018, o que indica um crescimento na temática nos últimos anos. Quanto a distribuição geográfica, esta mostrou-se ampla, com países europeus e EUA como locais predominantes com produções acadêmicas voltadas à temática.

Já em relação a um contexto exclusivamente brasileiro, o estudo de Gileno (2020) buscou trabalhos relacionados à ACV do PET e de outros tipos de plásticos que foram desenvolvidos no Brasil, no banco de teses e dissertações do Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT). Como resultado, o autor obteve 7 estudos, sendo 4 relacionados à ACV do PET. Estes números demonstram a pertinência da oportunidade de contribuições com estudos voltados para a temática no país. Ademais, Mesquita *et al.* (2014) comentam da limitação associada aos estudos de ACV no Brasil que envolvem a cadeia produtiva do PET-PCR, devido a carência de bancos de dados nacionais que representem inventários de acordo com as condições brasileiras.

Assim, é evidente que, apesar das limitações e desafios, com a falta de bancos de dados nacionais robustos, existe uma carência crescente de ampliar e aprofundar os estudos de ACV no Brasil, especialmente no contexto do PET. Sendo necessário, então, investir em pesquisas que considerem as especificidades locais e que contribuam para um entendimento mais completo dos impactos ambientais potenciais e promovam indústrias de plásticos com melhor desempenho ambiental no cenário brasileiro.

4 METODOLOGIA

Esta seção apresenta a metodologia aplicada no presente estudo, contemplando os métodos de revisão bibliográfica e a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

4.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica foi realizada através de três diferentes portais de periódicos: *ScienceDirect*, *Scielo* e *Web of Science* (WoS). Além disso, também foram utilizados Catálogo de Teses e Dissertações da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), para pesquisa de dissertações e teses elaboradas no Brasil e o Google Acadêmico para acrescentar considerações de outros estudos.

Para encontrar os estudos, utilizou-se diferentes palavras-chave e operadores booleanos (“AND” e “OR”), conforme apresentado na Tabela 4. Como estratégia de aprimoramento de buscas, nos portais *ScienceDirect*, *Scielo* e *Web of Science* utilizou-se as palavras-chave no idioma inglês, enquanto no portal da CAPES foram utilizadas palavras-chave em português e no Google Acadêmico em ambos os idiomas.

Tabela 4 – Combinações de palavras-chave utilizadas em diferentes idiomas

(continua)

Idioma	Combinações de palavras-chave
Português	Plástico E ("Avaliação do Ciclo de Vida" OU "Análise do Ciclo de Vida" OU " ACV")
	“Embalagens Plásticas” E ("Avaliação do Ciclo de Vida" OU "Análise do Ciclo de Vida" OU "ACV")
	“Plástico” E “Embalagens” E ("Avaliação do Ciclo de Vida" OU "Análise do Ciclo de Vida" OU " ACV ")
	"Embalagens Plásticas" E ("Avaliação do Ciclo de Vida" OU "Análise do Ciclo de Vida" OU " ACV ") E "impacto ambiental"
	"Plástico" E ("Avaliação do Ciclo de Vida" OU "Análise do Ciclo de Vida" OU "ACV ") E "impacto ambiental"
	"Embalagens Plásticas" E "impacto socioambiental"
	"Embalagens Plásticas" E "histórico de produção" E “Brasil”
	"Embalagens Plásticas" E "etapas de produção"
	"Demanda" E "embalagens plásticas"
	"produção" E ("PET" OU "tereftalato de polietileno")
	"injeção e sopro” E ("PET" OU "polietileno tereftalato")
	"Injeção" E ("PP" OU "polipropileno")
Inglês	<i>Plastic AND ("Life Cycle Assessment" OR "Life Cycle Analysis" OR "LCA")</i>
	<i>“Plastic Packages” AND ("Life Cycle Assessment" OR "Life Cycle Analysis" OR "LCA")</i>

(conclusão)

Idioma	Combinações de palavras-chave
Inglês	<i>"Plastic" AND "Packages" AND ("Life Cycle Assessment" OR "Life Cycle Analysis" OR "LCA")</i>
	<i>"Plastic Packages" AND ("Life Cycle Assessment" OR "Life Cycle Analysis" OR "LCA") AND "environmental impact"</i>
	<i>"Plastic Packages" AND "environmental impact"</i>
	<i>"Plastic Packages" AND "production history"</i>
	<i>"Plastic Packages" AND "production steps"</i>
	<i>"Demand" AND "plastic packaging"</i>
	<i>"Plastic" AND ("Life Cycle Assessment" OR "Life Cycle Analysis" OR "LCA") AND "environmental impact"</i>
	<i>"production" AND ("PET" OR "Polyethylene terephthalate")</i>
	<i>("Injection Stretch Blow Molding" OR "ISBM") AND ("PET" OR "polyethylene terephthalate")</i>
	<i>"Injection" AND ("PP" OR "polypropylene")</i>

Fonte: Autora (2024).

Além disso, para refinar a quantidade de estudos especificou-se que as palavras-chave deveriam aparecer no título e no resumo. Por fim, os artigos foram avaliados através de análises de conteúdo e, posteriormente, compuseram a seção de revisão bibliográfica deste estudo. Alguns dos estudos identificados também foram utilizados na seção de resultados e discussão, de maneira a comparar e complementar os resultados da ACV em relação ao estado da arte.

4.2 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)

A Avaliação do Ciclo de Vida nesse estudo foi realizada de acordo com as orientações das normas NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e 14044 (ABNT, 2009b).

4.2.1 Definição do objetivo

O objetivo principal deste estudo de ACV foi mapear os impactos ambientais potenciais associados ao ciclo de vida das embalagens plásticas do tipo PET 100% virgem e PET PCR 100% reciclado, e compará-los.

Entre os fatores que motivaram o estudo estão os impactos ambientais potenciais associados ao seu ciclo de vida curto e baixa degradabilidade de embalagens PET 100% virgem – o que contribui com a geração de resíduos e que culminou no aumento do interesse pela reciclagem desse tipo de embalagem incorretamente (Uchida, 2022; Uehara, 2013). No entanto (conforme mencionado na seção 3.5.4), apesar das limitações, como a falta de bancos de dados nacionais robustos, há uma crescente necessidade de aprofundar os estudos de ACV no Brasil,

especialmente em relação ao PET. Investir em pesquisas que considerem as especificidades locais é essencial para compreender melhor os impactos ambientais e promover uma indústria de plásticos com melhores desempenhos ambientais no país. Ademais, por meio desta ACV, é possível comparar o desempenho ambiental do ciclo de vida das duas embalagens, identificar possíveis oportunidades de melhoria e disponibilizar análises com qualidade ao panorama brasileiro.

Dessa forma, este estudo é direcionado principalmente à comunidade científica, empresas do setor industrial de plástico e demais analistas de ACV. A intenção de desenvolvimento desse estudo é exclusivamente acadêmica. Os dados gerados não serão utilizados para divulgações públicas de caráter comercial.

4.2.2 Definição de escopo

Segundo a norma NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) o escopo de uma ACV abrange, entre outros, o sistema de produto a ser estudado, funções do sistema, unidade funcional, fronteira do sistema, procedimentos de alocação, categorias de impacto selecionadas e metodologia de avaliação e interpretação a ser utilizada, requisitos de dados, pressupostos, limitações, análise crítica (quando aplicável) e, por fim, tipo e formato do relatório requerido para o estudo.

4.2.2.1 Sistema de Produto e Fronteiras do Sistema

Os sistemas de produtos consistem nos processos relacionados à produção de frascos plásticos⁷ do tipo PET 100% virgem e PET PCR 100% reciclado, bem como as tampas produzidas para esses frascos, feitas de polipropileno (PP). Além disso, a abrangência deste estudo é do tipo *cradle-to-gate* (berço ao portão), sendo consideradas, portanto, as etapas desde a extração da matéria prima (berço) até a saída do produto final da indústria parceira (portão).

Os produtos oriundos dos sistemas (Figuras 10 e 11) incluem frascos de PET e/ou PET PCR, bem como tampas fabricadas em PP. Inicialmente foram consideradas as etapas de produção das resinas PET, PET PCR e PP, além das distâncias dos fornecedores das resinas até a indústria para análise de potencial impacto ambiental relacionado ao transporte.

⁷ Optou-se pelo emprego do termo “frascos plásticos” em substituição a “embalagens plásticas”, de modo a evitar possíveis ambiguidades em relação à etapa de embalagem secundária desses frascos para expedição final.

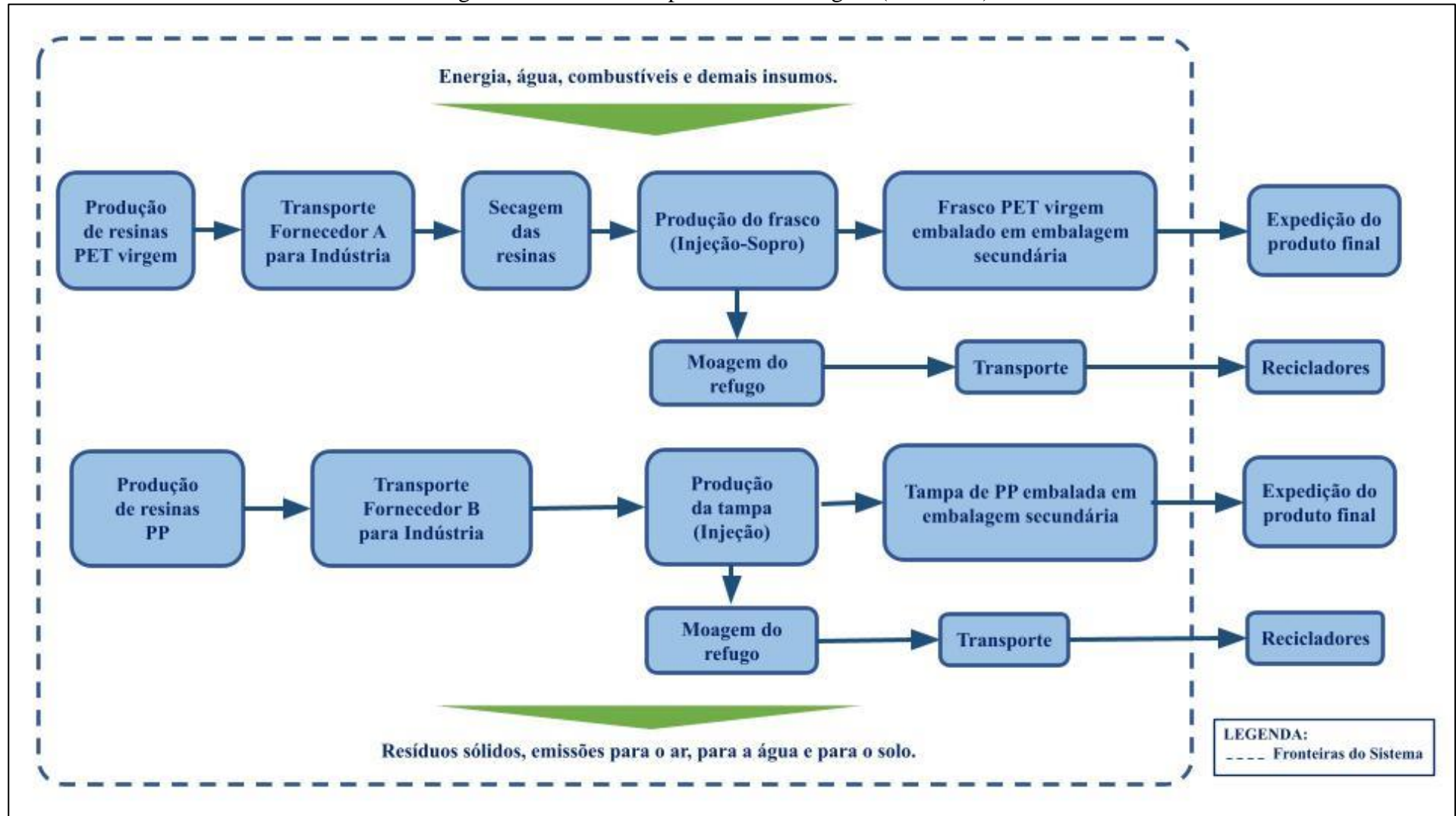
Os frascos de PET são obtidos por meio de um processo de moldagem por injeção e sopro, enquanto as tampas de PP são produzidas via moldagem por injeção. Na etapa de produção, são considerados fatores os consumos de eletricidade para a secagem das resinas PET e PET PCR, quantidade de óleo lubrificante, eletricidade e outros insumos utilizados nos maquinários, além dos processos de moagem relacionados à preparação dos resíduos gerados nas etapas de injeção e injeção-sopro para reciclagem e o transporte (logística) até os recicladores, conforme mostrado nos sistemas das Figuras 10 e 11. Durante a produção, aproximadamente 2,5% do total de frascos e/ou tampas produzidas tornam-se refugo (dado fornecido pela indústria parceira), devido a questões como contaminação, sujeira solta, manchas pretas, má dispersão, discos amassados e manchas de óleo. Esses materiais passam por um processo de moagem e são destinados a recicladores externos à indústria.

Após a produção, os fracos são acondicionados em sacos plásticos e, em seguida, organizados em caixas de papelão, que atuam como embalagens para expedição. Por fim, as caixas são dispostas em *paletts* de madeira para serem expedidas. As tampas e os frascos são embalados e expedidos separadamente.

Observa-se que, para a produção da embalagem do tipo PET PCR, o fornecimento da resina pelo fornecedor encontra-se parcialmente na fronteira do sistema de produto (Figura 11), pois a reciclagem dessa resina viabiliza o tratamento de resíduos de um sistema de produto a montante, além de fornecer matéria-prima para outro sistema de produto a jusante.

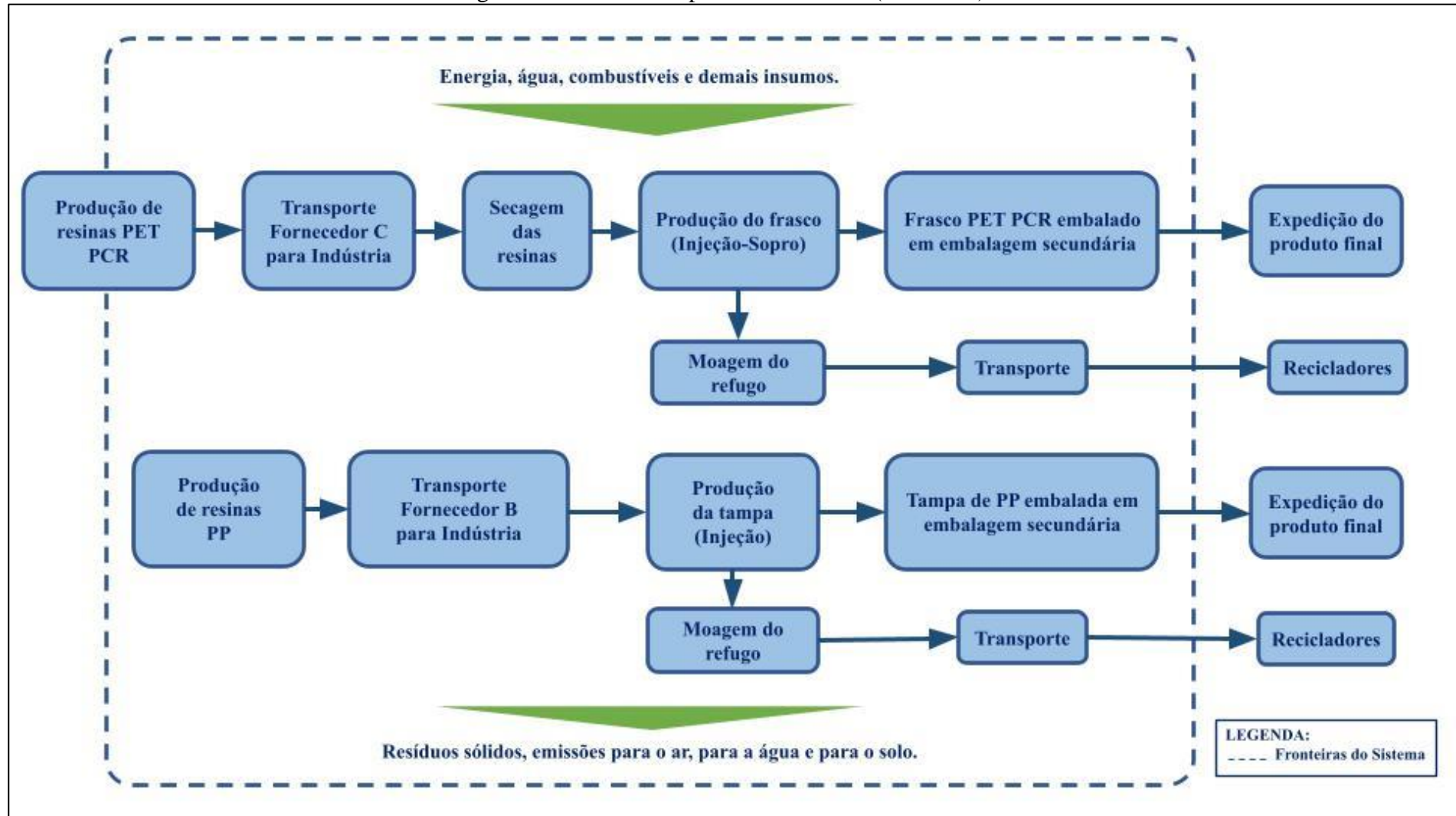
Por fim, vale ressaltar que o desenho do sistema de produto foi traçado juntamente com a indústria parceira por meio de reuniões, coleta de dados e visita técnica presencial para a aquisição de conhecimentos práticos e teóricos.

Figura 10 – Sistema de produto PET Virgem (Cenário 1)



Fonte: Autora (2024).

Figura 11 – Sistema de produto PET PCR (Cenário 2)



Fonte: Autora (2024).

4.2.2.2 Definição de função, unidade funcional e fluxo de referência

A função dos sistemas de produto a serem comparados é embalar produtos cosméticos com segurança, garantindo a integridade do conteúdo cosmético a ser armazenado. A unidade funcional deste estudo trata-se de embalar um volume de produto cosmético de 200mL.

Os fluxos de referência dos sistemas a serem comparados são definidos como:

- Uma unidade de frasco de PET Virgem com capacidade de armazenamento de 200 mL e peso total de 27g, sendo 22g de PET virgem para o corpo do frasco e 5g de PP para a tampa;
- Uma unidade de frasco de PET PCR, com capacidade de armazenamento de 200 mL e peso total de 27g, sendo 22g de PET PCR para o corpo do frasco e 5g de PP para a tampa.

4.2.2.3 Procedimentos de Alocação

A Comissão Europeia criou, em 2013, a Pegada Ambiental de Produtos (em inglês, *Product Environmental Footprint – PEF*), um método padronizado para avaliar os impactos ambientais de produtos e serviços na Europa. Diante deste contexto, foi desenvolvida uma fórmula específica chamada *Circular Footprint Formula (CFF)*, que faz parte do método PEF e pode ser aplicada em procedimentos de alocação (EU4Environment, 2023) (Ver detalhes sobre procedimento de alocação na seção 3.5.2.).

A aplicação da fórmula CFF nesse estudo abrangeu os materiais reciclados que entram no sistema, ou seja, a resina reciclada utilizada durante a fabricação dos frascos de PET PCR (EU4Environment, 2023).

A fórmula CFF considera os fluxos de material, energia e resíduos. A parte de materiais da CFF é aplicada em todas as etapas em que materiais reciclados substituem matérias-primas, alocando créditos ou encargos ambientais conforme a oferta e demanda de materiais recicláveis. A parte energética da fórmula calcula os créditos relacionados à recuperação de energia no fim da vida útil do produto. Por fim, a fórmula de descarte (resíduos) estimara as emissões e o uso de recursos para materiais que não são reciclados ou utilizados para recuperação energética. Assim, a soma dos resultados de cada componente fornece o valor total das emissões e dos recursos alocados ao inventário do sistema, considerando os processos

de reciclagem, descarte e recuperação de energia. As equações 1, 2 e 3 a seguir descrevem os três fluxos de acordo com a CFF (Zampori e Pant, 2019; EU4Environment, 2023).

$$\mathbf{Material} \rightarrow (1 - R_1)E_V + R_1 \times \left(AE_{\text{recycled}} + (1 - A)E_V \times \frac{Q_p}{Q_{\text{sin}}} \right) + (1 - A)R_2 \times \left(E_{\text{recyclingEoL}} - EV \times \frac{Q_p}{Q_{\text{sout}}} \right) \quad (1)$$

$$\mathbf{Energy} \rightarrow (1 - B)R_3 \times (E_{ER} - LHV \times X_{ER,heat} \times E_{SE,heat} - LHV \times X_{ER,elec} \times X_{se,elec}) \quad (2)$$

$$\mathbf{Disposal} \rightarrow (1 - R_2 - R_3) \times E_D \quad (3)$$

Em que:

- A: fator de alocação de encargos e créditos entre o fornecedor e o usuário de materiais reciclados.
- B: fator de alocação dos processos de recuperação de energia. Aplica-se tanto a encargos quanto a créditos.
- Q_{sin} : qualidade do material secundário que entra no sistema, ou seja, a qualidade do material reciclado no ponto de substituição.
- Q_{sout} : qualidade do material secundário que sai do sistema, ou seja, a qualidade do material reciclável no ponto de substituição.
- Q_p : qualidade do material primário, ou seja, a qualidade do material virgem.
- R_1 : proporção do material que entra na produção e foi reciclado de um sistema anterior.
- R_2 : proporção do material no produto que será reciclado (ou reutilizado) em um sistema subsequente. O R_2 deve levar em consideração as ineficiências nos processos de coleta e reciclagem (ou reutilização). O R_2 deve ser medido na saída da planta de reciclagem.
- R_3 : proporção do material no produto que é utilizada para recuperação de energia no fim da vida útil (EoL).
- E_{recycled} (E_{rec}): emissões específicas e recursos consumidos (por unidade funcional) decorrentes do processo de reciclagem do material reciclado (ou reutilizado), incluindo coleta, triagem e transporte.
- $E_{\text{recyclingEoL}}$ (E_{recEoL}): emissões específicas e recursos consumidos (por unidade funcional) decorrentes do processo de reciclagem no fim da vida útil (EoL), incluindo coleta, triagem e transporte.
- E_v : emissões específicas e recursos consumidos (por unidade funcional) decorrentes da aquisição e pré-processamento de material virgem.

- E_v^* : emissões específicas e recursos consumidos (por unidade funcional) decorrentes da aquisição e pré-processamento de material virgem que se presume ser substituído por materiais recicláveis.
- E_{ER} : emissões específicas e recursos consumidos (por unidade funcional) decorrentes do processo de recuperação de energia (por exemplo, incineração com recuperação de energia, aterro com recuperação de energia, etc.).
- $E_{SE,heat}$ e $E_{SE,elec}$: emissões específicas e recursos consumidos (por unidade funcional) que teriam ocorrido das fontes de energia substituídas, respectivamente para calor e eletricidade.
- E_D : emissões específicas e recursos consumidos (por unidade funcional) decorrentes do descarte de material residual no fim da vida útil do produto analisado, sem recuperação de energia.
- $X_{ER,heat}$ e $X_{ER,elec}$: eficiência do processo de recuperação de energia, tanto para calor quanto para eletricidade.
- L_{HV} : valor calorífico inferior do material no produto que é utilizado para recuperação de energia.

Valores padrão para alguns parâmetros (como A , R_1 , R_2 , R_3 e Q_s/Q_p para embalagens plásticas) podem variar de acordo com o material e estão disponíveis nos anexos da referência Zampori e Pant (2019).

Todavia, os autores Rickert e Ciroth (2020) indicam que para estudos de ACV do berço ao portão, como é o caso deste, os parâmetros R_2 , R_3 e E_D são definidos como zero. Assim, a CFF assume a seguinte forma (Equação 4):

$$CFF = (1 - R_1)E_v + R_1 \times (AE_{recycled} + (1 - A)E_v \times \frac{Q_{sin}}{Q_p}) \quad (4)$$

Os parâmetros da equação 4 são descritos da mesma maneira como os das Equações 1, 2 e 3. É importante salientar que o Q_{sin}/Q_p representa a relação de qualidade do material (perda da qualidade do material secundário que entra no sistema em relação ao material primário). Ademais, os parâmetros E_v e $E_{recycled}$ representam as emissões e os recursos consumidos. O parâmetro E_v se trata de um vetor e refere-se às emissões e recursos associados à aquisição e processamento de materiais virgens (nesse caso, a produção da resina PET virgem), como atividades de extração da matéria prima, transporte, produção, resíduos e emissões geradas. Já o parâmetro $E_{recycled}$, também um vetor, diz respeito às emissões e recursos consumidos durante o processo de reciclagem de materiais (nesse caso, reciclagem de plástico),

incluindo etapas como coleta, triagem e transporte, a própria reciclagem em si, saídas de resíduos e emissões, resultando na resina PET PCR (Rickert; Ciroth, 2020).

Para aplicar a alocação nos *datasets* da base de dados ecoinvent® v. 3.10, primeiramente foram selecionados os *datasets* referentes à produção de resina PET virgem e de resina PET PCR (ver Apêndices A e B), sendo a produção dessa última a partir da reciclagem. Após essa seleção, o *dataset* da resina reciclada foi designado como o vetor E_{recycled} na equação 4, enquanto o *dataset* da resina virgem tornou-se o vetor E_v da mesma equação. Os valores atribuídos para A e Q_{sin}/Q_p foram 0.5 e 0.9, respectivamente, conforme indicado por Zampori e Pant (2019), para resinas plásticas. Além disso, considerando que a embalagem de PET PCR utiliza resinas 100% recicladas, logo, o valor de R_1 foi ajustado para 1 na equação 4.

Dessa forma, foi possível gerar um novo vetor, que resultou da aplicação da equação 4 e passou a ser o *dataset* alocado utilizado como o *dataset* de produção da resina PET PCR na ACV.

4.2.2.4 Categorias de impacto

O método de Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida (AICV) selecionado foi o ReCiPe 2016 (H), em que são considerados os potenciais impactos intermediários na cadeia de causa e efeito (categorias *midpoint*) e os danos finais às áreas de proteção (AoP) (categorias *endpoint*). Optou-se por este método visto que é relativamente atualizado e comumente utilizado na comunidade científica (Huijbregts *et al.*, 2016). As categorias de impacto escolhidas para o presente estudo foram as 18 categorias de impacto *midpoint* do ReCiPe 2016 (H), assim como as 3 categorias *endpoint* relacionadas às áreas de proteção, que se relacionam conforme Figura 9 da seção 3.5.3.

As categorias analisadas de forma mais detalhadas foram aquelas que apresentaram maior diferença entre os cenários (Depleção de Ozônio, Esgotamento de Recursos Fósseis e Eutrofização Marinha), com a exceção da categoria de Mudanças Climáticas que fora detalhada devido ao enfoque que recebe nas estratégias de melhoria de desempenho ambiental de diferentes organizações (ver seção 5.2.1.1).

4.2.2.5 Requisito de dados

Foram utilizados dados primários e secundários, com os dados primários sendo obtidos diretamente da indústria parceira responsável pela produção dos frascos analisados. Nessa coleta, foram avaliadas as etapas de secagem das resinas, a produção dos frascos de PET 100% virgem, PET PCR 100% reciclado e tampas de PP, a moagem dos refugos para possível reciclagem externa, além dos processos de embalagem final para expedição dos frascos e das tampas. Esses dados correspondem ao período de produção de 01/01/2023 a 31/12/2023. Quando necessário, foram realizados cálculos de conversão de dados, assim como balanços de massa e energia, para ajustar os fluxos de entrada e saída à unidade funcional definida nesse estudo.

Os dados secundários foram oriundos de revisão de literatura e banco de dados ecoinvent® v. 3.10. A unidade funcional definida foi respeitada para todos os dados coletados.

4.3 ANÁLISE DE INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA (ICV)

Segundo a NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a), o ICV se concentra na quantificação das entradas e saídas de um sistema de produto. O processo de análise de inventário é de natureza iterativa, ou seja, conforme os dados são coletados e a compreensão sobre o sistema se torna mais profunda, pode-se haver a necessidade de ajustes na metodologia de coleta e tratamento de dados. Visto que podem surgir novos desafios ou limitações à medida que o estudo avança, demandando adaptações para que os objetivos traçados inicialmente possam ser alcançados. Para este estudo de caso, foram empregados tanto dados primários quanto secundários, oriundos da base de dados ecoinvent® v. 3.10 e literatura.

Para os dados primários, estes foram coletados diretamente com a indústria parceira abrangendo toda a planta industrial. Esses dados foram então proporcionalizados para a unidade funcional com base na produção total de frascos PET, PET PCR e tampas de PP. Para estimar as distâncias percorridas pelos transportes das resinas e componentes das embalagens secundárias, identificou-se os fornecedores em colaboração com a indústria parceira e utilizou-se o *Google Maps* para calcular as distâncias entre eles. Por fim, os valores obtidos da literatura foram adaptados, ajustando-os à unidade funcional do presente estudo a partir da unidade funcional das referências originais.

Para consultar os resultados do ICV, ver seção 5.1 e para consultar os *datasets* utilizados ver Apêndice A (Cenário 1) e B (Cenário 2).

4.4 AVALIAÇÃO DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA (AICV)

Na AICV, os resultados obtidos no ICV são utilizados para realizar a avaliação dos potenciais impactos ambientais identificados ao longo do ciclo de vida dos sistemas de produto avaliados. Por meio dessa etapa, há a conexão dos dados do inventário às categorias de impacto selecionadas e seus respectivos indicadores (ABNT, 2009a; ABNT, 2009b).

Neste estudo de caso, utilizou-se o *software* SimaPro 9.6.0.1 e o banco de dados ecoinvent® v. 3.10 para modelar o sistema de produto e criar e editar processos, integrando-os ao sistema analisado. Essa funcionalidade possibilita uma análise detalhada de cada fluxo de matéria e energia, além de identificar com precisão a origem dos impactos ambientais (Appel, 2019). Para realizar a análise das contribuições por substâncias foi utilizado um *cut-off* de 0,5%. O método de AICV utilizado e suas respectivas categorias de impacto estão descritos no tópico 3.5.3.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Esta seção apresenta os resultados obtidos através da análise de ICV e da AICV.

5.1 INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA (ICV)

Os dados do inventário do ciclo de vida foram organizados pelas etapas inclusas na fronteira do sistema e proporcionalizados para a unidade funcional, abrangendo os processos de produção das resinas até a embalagem do produto final (frasco e tampa) para expedição, conforme descrito na seção 4.2.2.1 (Tabela 5).

Tabela 5 – Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

Fonte	Processo	Descrição	Quantidade	Unidade	Tipo de dado	Fonte
Produção de resina	Produção de PET Virgem	Materiais, energia, água e outros recursos para produção da resina, assim como resíduos e emissões associadas	22,55 ^a	g	Secundário	ecoinvent® v. 3.10
	Produção de PET-PCR (reciclagem)	Materiais, energia, água e outros recursos para produção da resina, assim como resíduos e emissões associadas	22,55 ^a	g	Secundário	ecoinvent® v. 3.10
	Produção de PP	Materiais, energia, água e outros recursos para produção da resina, assim como resíduos e emissões associadas	5,12 ^b	g	Secundário	ecoinvent® v. 3.10
Transporte de resinas	Transporte resina PET Virgem do fornecedor até a indústria	Distância fornecedor-indústria e massa transportada	22,60	kg.km	Primário	Indústria parceira
	Transporte resina PET-PCR do fornecedor até a indústria	Distância fornecedor-indústria e massa de resina transportada	19,00	kg.km	Primário	Indústria parceira
	Transporte resina PP do fornecedor até a indústria	Distância fornecedor-indústria e massa de resina transportada	12,70	kg.km	Primário	Indústria parceira
Secagem	Consumo de eletricidade e energia térmica para secagem da resina PET Virgem/PET PCR	Eletricidade	0,0054	kWh	Secundário	Marina <i>et al.</i> (2021)
		Energia Térmica	0,0522	kWh	Secundário	Marina <i>et al.</i> (2021)

Etapa	Processo	Descrição	Quantidade	Unidade	Tipo de dado	Fonte
Injeção	Injeção da resina PP para produção da tampa	Água	0,000016	m ³	Primário	Indústria parceira
		Eletricidade	0,000016	kWh	Primário	Indústria parceira
		Gás Natural	0,000014	m ³	Primário	Indústria parceira
Injeção-sopro	Injeção-sopro da resina PET Virgem/PET PCR para produção do frasco	Água	0,00007	m ³	Primário	Indústria parceira
		Eletricidade	0,07	kWh	Primário	Indústria parceira
		Gás Natural	0,00006	m ³	Primário	Indústria parceira
		Óleo Lubrificante	0,0000031	kg	Primário	Indústria parceira
		Ar Comprimido	0,005275	Nm ³	Primário	Indústria parceira
Moagem	Consumo de eletricidade para moagem dos refugos de PET Virgem/PCR	Eletricidade	3,25	kWh	Primário	Indústria parceira
	Consumo de eletricidade para moagem dos refugos de PP	Eletricidade	0,73	kWh	Primário	Indústria parceira
Moagem	Transporte da resina PET Virgem/PET PCR moída da indústria até a recicladora	Distância indústria-recicladora e massa transportada	49,90	kg.km	Primário	Indústria parceira

Etapa	Processo	Descrição	Quantidade	Unidade	Tipo de dado	Fonte
Moagem	Transporte da resina PP moída da indústria até a recicladora	Distância indústria-recicladora e massa transportada	11,34	kg.km	Primário	Indústria parceira
Embalagem Final	Transporte de caixa de papelão do fornecedor até a indústria	Distância fornecedor-indústria e massa transportada	3,40	kg.km	Primário	Indústria parceira
	Transporte de saco plástico do fornecedor até a indústria	Distância fornecedor-indústria e massa transportada	0,0254	kg.km	Primário	Indústria parceira
	Transporte de pallet do fornecedor até a indústria	Distância fornecedor-indústria e massa transportada	0,347	kg.km	Primário	Indústria parceira
	Saco plástico para embalar as tampas de PP	Saco Plástico	0,0000323	kg.km	Primário	Indústria parceira
	Saco plástico para embalar o frasco PET Virgem/PET PCR	Saco Plástico	0,000142	kg	Secundário	Krajnc, Pintarič e Kravanja (2020)
	Embalagem Final	Caixa de Papelão como embalagem secundária final contendo as tampas de PP	Caixa de Papelão	0,00618	kg	Primário

Etapa	Processo	Descrição	Quantidade	Unidade	Tipo de dado	Fonte
Embalagem Final	Caixa de Papelão como embalagem secundária final contendo os frascos de PET Virgem/PET PCR	Caixa de Papelão	0,00585	kg	Primário	Indústria parceira
Embalagem Final	Pallet de madeira contendo a embalagem final com os frascos de PET Virgem ou PCR/tampas de PP	Pallet de Madeira	0,01939	kg	Secundário	Krajnc, Pintarič e Kravanja (2020)

Fonte: Autora (2024). a – Considerando 2,5% de refugo de PET Virgem/PCR destinado a moagem. b – Considerando 2,5% de refugo de PP destinado a moagem.

5.2 AVALIAÇÃO DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA (AICV)

Esta seção apresenta os resultados obtidos através da análise dos perfis ambientais globais (comparação direta entre os impactos potenciais totais dos dois tipos de cenários para cada categoria de impacto), além do perfil ambiental por cenário.

5.2.1 Perfil ambiental global

Os cenários globais englobam o Cenário 1 (Sistema Frasco de PET virgem com tampa de PP) e o Cenário 2 (Sistema Frasco de PET PCR com tampa de PP). As seções a seguir expõem o perfil ambiental global das categorias *midpoint* e *endpoint* analisadas⁸.

5.2.1.1 Categorias Midpoint

A Tabela 6 apresenta os resultados obtidos para as categorias *midpoint* dos cenários 1 e 2. A partir destes resultados foi possível obter a Figura 12, que compara o desempenho ambiental entre os dois cenários nas 18 categorias *midpoint* analisadas. Nesse contexto, foi aplicada uma normalização interna para comparação, em que foi atribuído o valor de 100% para o cenário com o pior desempenho ambiental entre ambos, enquanto os resultados para o cenário de desempenho ambiental superior foram relativizados ao primeiro, para cada categoria de impacto avaliada.

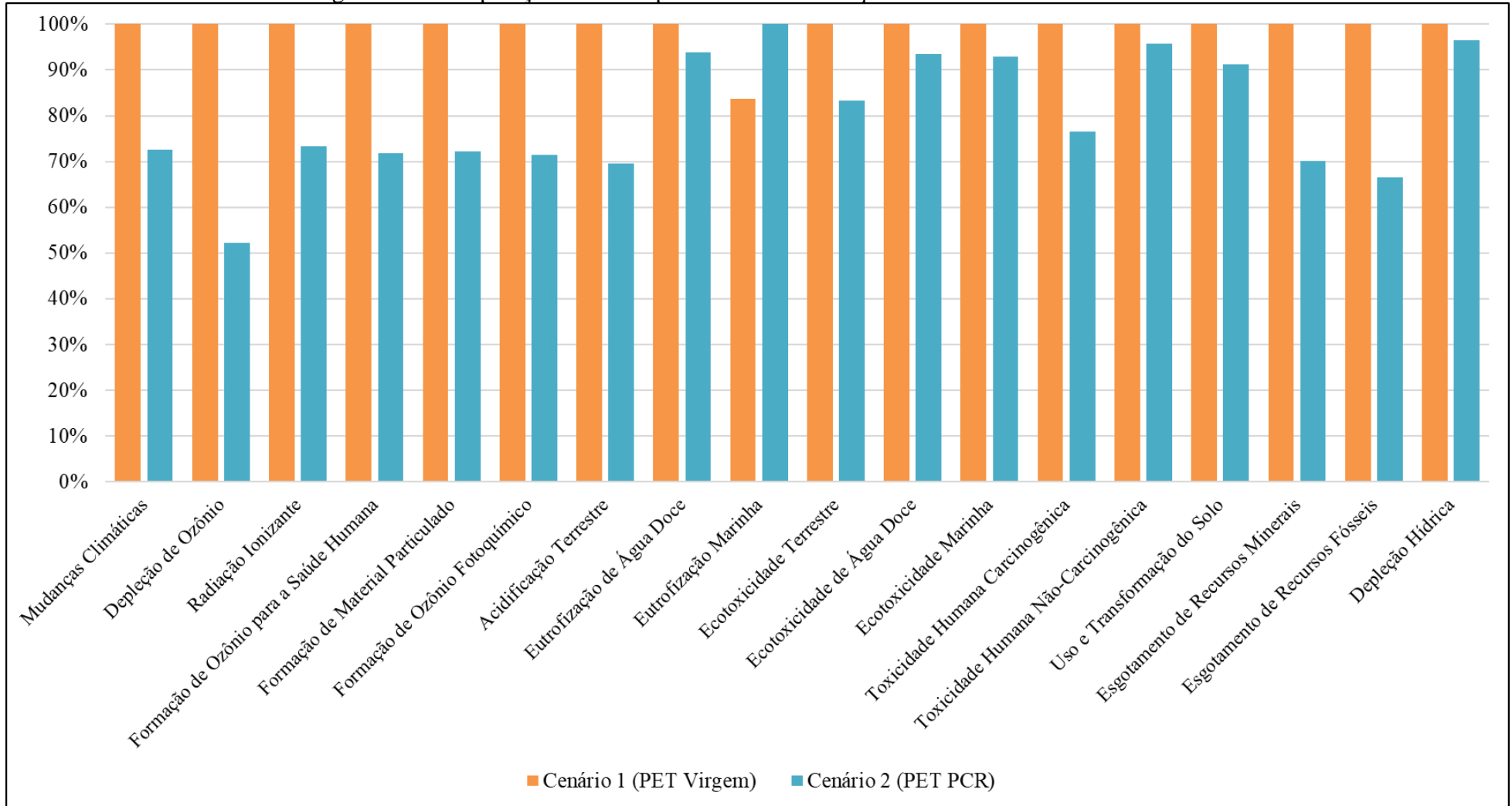
⁸ Os conceitos relacionados as categorias estão expostos na seção 3.5.3. deste estudo.

Tabela 6 – Resultados dos cenários para as categorias *midpoint*

Categorias <i>Midpoint</i>	Cenário 1	Cenário 2
Mudanças Climáticas (kg CO_{2eq})	0,136852	0,099425
Depleção de Ozônio (kg CFC-11)	5,1E-07	2,66E-07
Radiação Ionizante (kBq Co-60)	0,005115	0,003749
Formação de Ozônio para a Saúde Humana (kg NO_xeq)	0,000283	0,000204
Formação de Material Particulado (kg PM 2.5)	0,000173	0,000125
Formação de Ozônio Fotoquímico (kg NO_xeq)	0,000312	0,000223
Acidificação Terrestre (kg SO₂)	0,000393	0,000273
Eutrofização de Água Doce (kg P)	3,77E-05	3,53E-05
Eutrofização Marinha (kg N)	5,55E-06	6,62E-06
Ecotoxicidade Terrestre (kg 1,4-diclorobenzeno)	1,234892	1,028289
Ecotoxicidade de Água Doce (kg 1,4-diclorobenzeno)	0,005671	0,005296
Ecotoxicidade Marinha (kg 1,4-diclorobenzeno)	0,008287	0,007692
Toxicidade Humana Carcinogênica (kg 1,4-diclorobenzeno)	0,023189	0,017743
Toxicidade Humana Não-Carcinogênica (kg 1,4-diclorobenzeno)	0,117352	0,11234
Uso e Transformação do Solo (m².ano de áreas cultiváveis equivalentes)	0,006527	0,005954
Esgotamento de Recursos Minerais (¹<i>Surplus Ore Potential</i> (SOP))	0,000532	0,000373
Esgotamento de Recursos Fósseis (kg óleo-eq/unidade de recurso fóssil)	0,058408	0,038813
Depleção Hídrica (m³)	0,002402	0,002318

Fonte: Autora (2024).

Figura 12 – Comparação de desempenho ambiental *midpoint* entre as os cenários.



Fonte: Autora (2024).

Ao analisar a Figura 12, observa-se que o cenário do PET virgem apresenta um impacto ambiental potencial significativamente maior nas 17 das 18 categorias analisadas. Na categoria de Mudanças Climáticas, o Cenário de PET Virgem é cerca de 27% mais impactante que o cenário de PET PCR. Em Acidificação Terrestre, essa diferença aumenta para cerca de 30%. Em Radiação Ionizante e Formação de Ozônio Fotoquímico, o impacto do cenário de PET Virgem é aproximadamente 30% superior. Finalmente, na categoria de Depleção de Ozônio e Esgotamento de Recursos Fósseis, o cenário de PET Virgem se destaca novamente como o mais impactante, com cerca de 48% e 34% a mais de impactos potenciais em comparação ao cenário de PET PCR, respectivamente.

Por outro lado, em algumas categorias, o desempenho ambiental entre os dois cenários foi muito próximo. Em Eutrofização de Água Doce e Ecotoxicidade de Água Doce, as barras indicam uma diferença mínima entre o PET Virgem e o PET PCR, com diferenças de 6 e 7%, respectivamente. Além disso, em termos de Consumo de Água, os desempenhos também são quase idênticos, mostrando pouca variação entre os dois cenários. A única categoria em que o cenário de PET PCR apresentou um desempenho ambiental inferior foi na Eutrofização Marinha, em que apresentou impacto potencial cerca de 16% maior em comparação ao cenário de PET Virgem.

Os autores Ingraio e Wojnarowska (2023) realizaram uma avaliação simplificada do ciclo de vida de garrafas PET para aplicações em embalagens de bebidas e identificaram um benefício ambiental através da reciclagem de garrafas pós-uso de cerca de 31%, evidenciando a importância de um ciclo de vida baseado na circularidade de produtos. Ademais, os autores indicam que a reciclagem do PET fornece matérias primas secundárias, como a resina de PET PCR, que possuem qualidade altamente comparável com a matéria prima virgem. Dessa forma, a substituição total ou parcial do PET virgem não diminui significativamente a qualidade das embalagens, fazendo com que o PET PCR, por exemplo, seja competitivo em relação ao PET virgem convencional. Além disso, os autores Gomes *et al.* (2019) apontam que a reciclagem de embalagens PET proporciona significativa melhoria nas categorias de impacto, evidenciando que a destinação para a reciclagem é o melhor cenário, quando comparada às alternativas de aterro e incineração.

Assim, através deste estudo de ACV, o uso do PET PCR mostra-se uma alternativa ambientalmente mais favorável na maioria das categorias, com reduções no potencial de impacto ambiental em comparação ao PET Virgem, exceto pela categoria de Eutrofização Marinha. As seções a seguir abordam com maiores detalhes as diferenças encontradas para as

categorias de Depleção de Ozônio, Esgotamento de Recursos Fósseis, Eutrofização Marinha e Mudanças Climáticas. Os critérios utilizados para a escolha destas categorias foram expostos na seção 4.2.2.4.

5.2.1.1.1 Depleção de Ozônio

A Tabela 7 reúne as principais substâncias responsáveis pela categoria de Depleção de Ozônio para os dois cenários analisados.

Tabela 7 – Principais substâncias que contribuem para a Depleção de Ozônio

Substância (fluxo elementar)	Compartimento (emitido para)	Subcompartimento (emitido para)	Cenário 1	Cenário 2
Brometo de Metila	Ar	Baixa população	85,55%	73,74%
Monóxido de Dinitrogênio	Ar	Não especificado	8,40%	16,30%
Substâncias restantes	-	-	6,05%	9,96%

Fonte: Autora (2024).

Observa-se que para os dois cenários o brometo de metila é responsável pela maior parte dos impactos potenciais da categoria, enquanto o monóxido de nitrogênio vem em seguida em segundo lugar.

Nesse sentido, para a Depleção de Ozônio, categoria em que o sistema do PET Virgem demonstrou pior desempenho ambiental quando comparado com o PET PCR, observou-se que a maior parte dessa contribuição é resultante da emissão do brometo de metila (85,5% dos impactos) para o ar no processo de produção das resinas PET virgem. O brometo de metila é uma substância que contribui para a destruição da camada de ozônio, visto que a fotólise desse composto na estratosfera libera átomos de bromo altamente reativos, que destroem o ozônio e reduzem a capacidade da camada de ozônio de absorver a radiação UV (Australian Industrial Chemicals Introduction Scheme, 2020). Em comparação com o PET PCR, os impactos da emissão do brometo de metila no processo de produção das resinas são em torno de 55% menores do que a contribuição para o frasco feito de resina PET Virgem.

Os autores Martin *et al.* (2021) explicam que a depleção da camada de ozônio é causada pela liberação de hidrocarbonetos halogenados. Todavia, a reciclagem de embalagens PET fornece uma compensação significativa ao evitar a produção de PET à base de fósseis,

processo que libera compostos de Clorofluorcarbonetos (CFCs)⁹ durante o processo de refino do petróleo. Além disso, segundo os autores Chen, Venables e Sigrist (2021) o Monóxido de Nitrogênio, também chamado de Óxido Nitroso (N₂O), tem como suas principais fontes naturais os fluxos biogênicos de florestas tropicais e ecossistemas marinhos. Já as emissões antropogênicas provêm principalmente de processos agrícolas (como o uso de fertilizantes nitrogenados), da produção industrial e das emissões associadas à pecuária. Na avaliação do ciclo de vida, para o Cenário 1 e 2 essa substância foi emitida para o ar por duas principais etapas do ciclo de vida, são elas: produção das resinas e processo de injeção-sopro.

5.2.1.1.2 Esgotamento de Recursos Fósseis

Os recursos fósseis, formados a partir de biomassa que sofreu transformações ao longo de milhões de anos, incluem exemplos como carvão, petróleo, gás natural e misturas de diferentes proporções desses materiais. Ao longo do último século, eles foram fundamentais para o desenvolvimento da indústria e a geração de energia, impulsionando o crescimento econômico. Um exemplo do uso de derivados de petróleo é o PET, produzido pela polimerização dos monômeros Ácido Tereftálico e Etilenoglicol, com catalisadores à base de antimônio, titânio ou germânio (Bentsen; Ferreira; Mousavi, 2018; Dai, 2021). Assim, a Tabela 8 a seguir reúne as principais substâncias responsáveis pelos impactos na categoria de Esgotamento de Recursos Fósseis para os dois cenários analisados.

Tabela 8 – Principais substâncias que contribuem para o Esgotamento de Recursos Fósseis

Substância (fluxo elementar)	Compartimento (extraído de)	Subcompartimento (extraído de)	Cenário 1	Cenário 2
Óleo Bruto	Recursos Naturais	Solo	53,16%	49,94%
Gás Natural	Recursos Naturais	Solo	30,62%	33,48%
Carvão	Recursos Naturais	Solo	14,72%	15,22%
Substâncias restantes	-	-	1,50%	1,36%

Fonte: Autora (2024).

Observa-se que, de acordo com a Figura 12 (ver na seção 5.2.1.1), o esgotamento de recursos fósseis representou uma significativa diferença do menor desempenho ambiental do

⁹ São compostos não tóxicos, não inflamáveis e de longa duração, que contêm carbono, cloro e flúor, sendo conhecidos por contribuírem com a depleção da camada de ozônio (Mishra *et al.*, 2022).

PET virgem comparado ao PET PCR. Isso deve-se principalmente a utilização da matéria-prima de petróleo bruto e gás natural para a produção das resinas PET virgem, que somadas representam mais de 80% entre as substâncias responsáveis pelo menor desempenho ambiental nesta categoria. Quando comparado com o PET virgem, a produção da resina PET PCR contou com 38% a menos de petróleo bruto, enquanto essa porcentagem ficou em 27% para o gás natural. De maneira geral, os frascos de PCR revelam sua importância por representarem um menor consumo de recursos fósseis ao longo de seu ciclo de vida. Nesse contexto, conforme apontado por Dai (2021), com o aumento da demanda por energia e a redução das reservas de combustíveis fósseis, a busca por fontes alternativas e ambientalmente corretas torna-se cada vez mais necessária.

5.2.1.1.3 Eutrofização Marinha

A eutrofização trata-se de um processo em que corpos d'água acumulam altos níveis de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, o que leva a florações excessivas de algas e degrada a qualidade da água. A eutrofização pode ser causada tanto por processos naturais quanto por atividades humanas (antropogênicas). Quando ocorre naturalmente, é um fenômeno lento que acontece ao longo de milhões de anos, mas devido às atividades humanas, como o uso de fertilizantes, esse processo pode ser acelerado. Sendo assim, esse processo é caracterizado pelo crescimento descontrolado de plantas e algas, que se dá pela maior disponibilidade de fatores essenciais à fotossíntese, como luz solar e nutrientes (Akinnowo, 2023).

A Eutrofização Marinha foi a única categoria em que o cenário de PET PCR demonstrou desempenho ambiental inferior em relação ao cenário de PET virgem. De acordo com os autores Payen e Legdard (2017) o método ReCiPe 2008 (Struijs *et al.*, 2009) calcula os impactos de eutrofização, diferenciando entre eutrofização marinha e eutrofização de água doce, utilizando dois indicadores de impacto distintos. O método é recomendado pela Comissão Europeia porque leva em consideração a sensibilidade específica do corpo hídrico afetado. A água marinha é limitada em nitrogênio, ou seja, é o nutriente principal que controla o crescimento da biomassa marinha. Por outro lado, a água doce é limitada em fósforo, o que significa que este é o nutriente principal que regula o crescimento da biomassa em ambientes de água doce. Portanto, o método avalia o impacto de eutrofização com base na disponibilidade desses nutrientes limitantes em cada tipo de corpo hídrico.

A Tabela 9 a seguir reúne as principais substâncias responsáveis pela categoria de Eutrofização Marinha para os dois cenários analisados.

Tabela 9 – Principais substâncias que contribuem para a Eutrofização Marinha

Substância (fluxo elementar)	Compartimento (emitido para)	Subcompartimento (emitido para)	Cenário 1	Cenário 2
Nitrato	Água	Água Subterrânea	27,88%	26,31%
Nitrogênio Orgânico	Água	Água Subterrânea	0,51%	19,76%
Nitrogênio Atmosférico	Água	Rio	29,17%	17,35%
Substâncias restantes	-	-	42,44%	36,58%

Fonte: Autora (2024).

A Tabela 8 destaca as variações na composição das substâncias responsáveis pelos impactos em cada cenário, sem que se interprete uma tendência de crescimento ou diminuição direta, mas sim como um reflexo das condições específicas de cada cenário. Assim, através da análise de contribuição, observou-se que o elevado impacto na categoria de Eutrofização Marinha para a embalagem PET PCR está associado à fase de produção da resina PET reciclada pós-consumo, durante a qual o Nitrato se destaca como o principal contaminante liberado em águas subterrâneas (que chegam até os oceanos) durante o processo de tratamento dos resíduos gerados durante a produção da resina, resultando na contribuição significativa para a eutrofização.

Nesse contexto, os autores Liu *et al.* (2022) abordam que a crescente poluição das águas subterrâneas por nitrogênio, especialmente pelo nitrato (NO_3^- -N), é um problema ambiental que vem se agravando nas últimas décadas devido ao uso inadequado de fertilizantes. Esse excesso de nitrogênio aplicado ao solo pode migrar para camadas mais profundas e, eventualmente, infiltrar-se nas águas subterrâneas através da zona não saturada. Os autores também mencionam que, até recentemente, o nitrogênio orgânico dissolvido (DON) era uma forma de perda de nitrogênio para o subsolo que não recebia muita atenção. Pesquisas mais recentes, como as de Lusk *et al.* (2018) e Wang *et al.* (2021), indicam que o DON também pode se deslocar para o solo profundo junto com o movimento da água, contribuindo para a contaminação das águas subterrâneas. Em resumo, o estudo aponta que tanto o nitrato quanto o DON representam riscos à qualidade das águas subterrâneas. Além disso, o nitrogênio orgânico dissolvido presente nas águas subterrâneas pode se transformar em subprodutos tóxicos durante o processo de desinfecção na produção de água potável. Esses subprodutos de desinfecção

nitrogenada têm sido associados a um aumento no risco de câncer, o que torna o DON uma preocupação para a saúde pública. No entanto, apesar de sua presença significativa nas águas subterrâneas, o DON ainda não é comumente monitorado ou controlado nos planos de gestão da qualidade dessas águas, o que pode representar uma lacuna nos esforços de proteção da saúde humana e ambiental (Lusk *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2021). Todavia, quando comparado com o Cenário 1, o Cenário 2 destaca-se devido a presença do Nitrogênio Orgânico que está associado a impactos potenciais em águas subterrâneas. Em termos de porcentagens, esta substância contribuiu com 98% a mais para os impactos no cenário do PET PCR em relação ao de PET.

Ao analisar separadamente a contribuição de cada substância por cenário, observa-se por meio da Tabela 9 que nitrogênio orgânico, emitido para a água subterrânea, apresenta uma contribuição de 0,51% no Cenário 1 e de 19,76% no Cenário 2, sugerindo diferenças no papel dessa substância entre os cenários. Ao analisar o ciclo de vida do Cenário 2, encontra-se que o Nitrogênio Orgânico está predominantemente associado (aproximadamente 98%) à etapa de produção da resina reciclada, especificamente ao tratamento dos resíduos gerados nessa fase do ciclo de vida.

Todavia, para o Cenário 1, esta substância está associada de forma predominante não somente ao tratamento dos resíduos gerados na produção da resina virgem, mas também no tratamento dos resíduos gerados através do processo de injeção-sopro. Essas diferenças entre os cenários indicam que a fonte de nitrogênio orgânico varia conforme o tipo de resina utilizada e o processo de fabricação empregado, o que evidencia a necessidade de estratégias de gestão específicas para minimizar a liberação dessa substância em cada etapa do ciclo de vida dos materiais.

Por fim, o nitrogênio atmosférico, apesar de apresentar maior contribuição para o Cenário 1 do que para o Cenário 2, tem sua emissão associada, principalmente, ao processo de produção das resinas para ambos os cenários.

5.2.1.1.4 Mudanças Climáticas

Uma análise da categoria de mudanças climáticas mais detalhada torna-se fundamental, uma vez que essa temática tem ganhado destaque nas estratégias de desempenho ambiental de diversas organizações. Através da Figura 12 (ver na seção 5.2.1.1) observa-se que o desempenho ambiental, do cenário de PET Virgem para a categoria, foi inferior ao do PET PCR. De acordo com a análise de contribuição, isso ocorre devido à substância de Dióxido de

Carbono (CO₂) de origem fóssil liberado para o ar, principalmente no processo de produção da resina virgem.

A Tabela 10 a seguir reúne as principais substâncias responsáveis pelos impactos na categoria de Mudanças Climáticas para os dois cenários analisados.

Tabela 10 – Principais substâncias que contribuem para a categoria de Mudanças Climáticas

Substância (fluxo elementar)	Compartimento (extraído de)	Subcompartimento (emitido para)	Cenário 1	Cenário 2
Dióxido de Carbono (fóssil)	Ar	Não especificado	22,93%	22,21%
		Baixa população	32,76%	33,13%
		Alta população	23,08%	19,07%
Metano (fóssil)		Baixa população	15,52%	14,26%
Substâncias restantes	-	-	5,71%	11,33%

Fonte: Autora (2024).

Em ambos os cenários, o dióxido de carbono de origem fóssil é o principal contribuinte, com destaque para as emissões em áreas de baixa população, onde a contribuição é relativamente alta e consistente entre os cenários. As emissões de CO₂ em áreas de alta população e aquelas sem especificação de subcompartimento também são significativas, embora mostrem uma ligeira redução no Cenário 2.

A emissão do CO₂ para atmosfera tem principal motivo a cadeia de valor das substâncias de Etileno Glicol e Ácido Tereftálico Purificado na produção da resina – principais monômeros utilizados na produção do PET (Silva, 2012). De maneira geral, ao observar a Figura 12 (ver na seção 5.2.1.1), a produção da resina reciclada quando comparada com a da resina virgem apresentou uma redução de 46% nas emissões de CO₂ de origem fóssil.

Nessa perspectiva, Brandão, Lima e Alexandre (2024) descrevem que a produção de PET virgem é intensiva em energia, além disso conta com diferentes etapas que envolvem altas temperaturas e pressões, desde a extração do petróleo até a polimerização do tereftalato de etileno. Já a produção de PET PCR, baseada na reciclagem de garrafas PET pós-consumo, envolve etapas como coleta, triagem, limpeza e fusão, mas com um consumo de energia significativamente menor, principalmente porque requer temperaturas mais baixas para derreter o plástico que será reciclado. Nesse sentido, os autores enfatizam que o menor consumo de energia na produção do PET PCR resulta em uma menor pegada de carbono e, consequentemente, menos emissões de gases do efeito estufa, sendo também uma maneira de contribuir com a mitigação das mudanças climáticas.

Ainda de acordo com a Tabela 10, observa-se que o Metano (CH_4), emitido em áreas de baixa população, representa uma contribuição moderada nos dois cenários, mantendo-se relativamente estável. A análise do ciclo de vida apontou que o metano está associado principalmente a etapa de produção das resinas para ambos os cenários, associado a cadeia de valor das substâncias de Etileno Glicol e Ácido Tereftálico Purificado, assim como descrito anteriormente para o dióxido de carbono.

O metano fóssil é uma importante substância a ser analisada, visto que, de acordo com Mar *et al.* (2022), é um potente gás de efeito estufa, considerado o segundo mais importante depois do dióxido de carbono. Desde 1750, ele é responsável por cerca de 20% do forçamento radiativo direto, que é a capacidade de um gás de aquecer a atmosfera. Embora o CH_4 tenha um impacto de aquecimento cerca de 80 vezes maior do que o CO_2 nas primeiras duas décadas após sua liberação, ele é removido da atmosfera em aproximadamente uma década, enquanto o CO_2 pode permanecer por séculos. Além disso, os autores também destacam que o metano contribui para a formação de ozônio troposférico (O_3), um poluente que afeta a qualidade do ar globalmente. Com o aumento contínuo das emissões e concentrações de CH_4 na atmosfera, a necessidade de ações para reduzir suas emissões se torna urgente. A redução precoce das emissões de metano seria essencial para aumentar as chances de limitar o aquecimento global a 1,5 °C ou 2 °C, conforme sugerido por relatórios como o do IPCC. De acordo com a análise do ciclo de vida, o Cenário 2 apresentou uma redução de cerca de 33% de metano fóssil.

Por fim, através da Tabela 9 observa-se que as "substâncias restantes" aumentam sua participação no Cenário 2, indicando uma diversidade maior de compostos contribuindo para os impactos em mudanças climáticas nesse cenário. De forma geral, a Tabela 9 mostra uma predominância do dióxido de carbono fóssil, enquanto o metano e as outras substâncias têm participações menores, mas que variam de acordo com as especificidades de cada cenário.

5.2.1.2 *Categorias Endpoint*

A Tabela 11 apresenta os resultados obtidos para as categorias *endpoint* dos cenários 1 e 2. A partir destes resultados, obteve-se a Figura 13, que compara o desempenho ambiental entre os dois cenários nas 3 categorias *endpoint* analisadas. Para obtenção desta figura foi aplicada uma normalização interna para comparação, conforme explicado anteriormente na seção 5.2.1.1. Os gráficos apresentados fornecem uma visualização clara das diferenças no

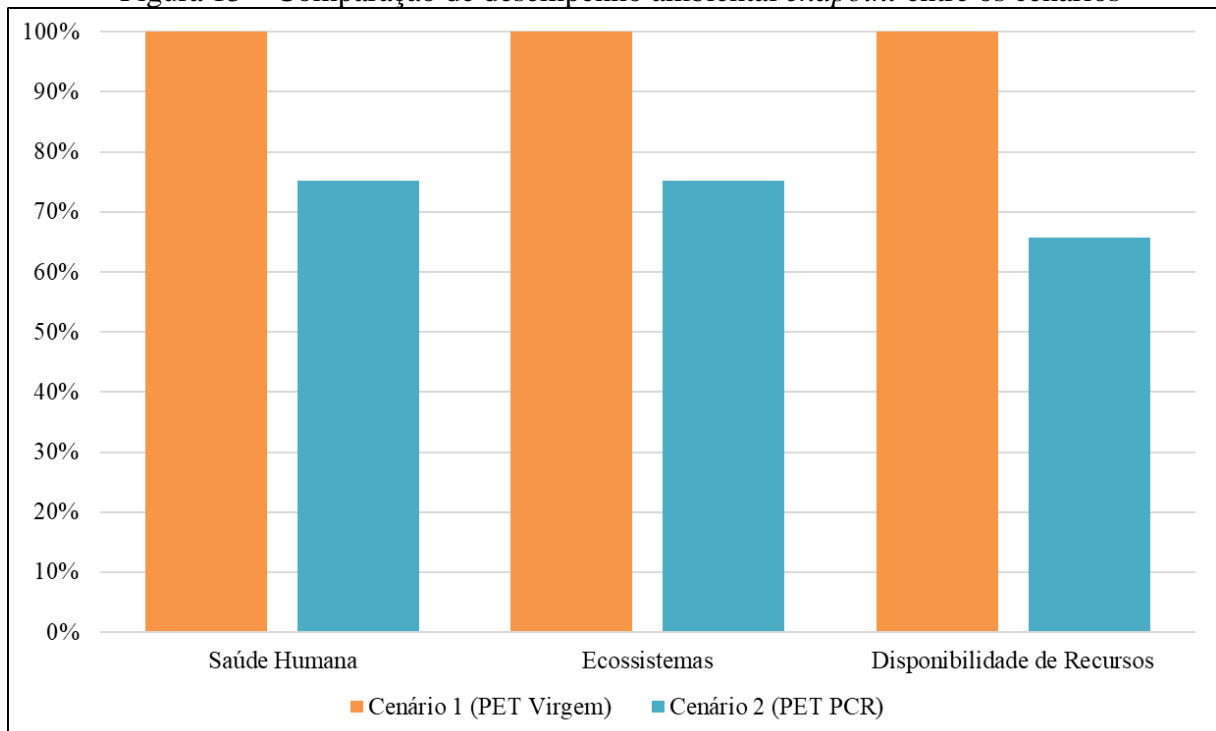
potencial de impacto ambiental entre o Cenário 1 e o Cenário 2, com o foco em três categorias: Saúde Humana, Ecossistemas e Disponibilidade de Recursos.

Tabela 11 – Resultados dos cenários para as categorias *endpoint*

Categorias <i>Endpoint</i>	Cenário 1	Cenário 2
Saúde Humana (<i>disability-adjusted loss of life years</i>)	3,41E-07	2,56E-07
Ecossistemas (<i>time-integrated species loss</i>)	6,18E-10	4,65E-10
Disponibilidade de Recursos (<i>surplus cost</i>)	2,15E-02	1,41E-02

Fonte: Autora (2024).

Figura 13 – Comparação de desempenho ambiental *endpoint* entre os cenários



Fonte: Autora (2024).

Pode-se observar, a partir da

Figura 13, que o Cenário 2 (PET PCR) apresenta um desempenho ambiental melhor em todas as categorias analisadas. Nesse sentido, a ACV aponta que a maior parte dos potenciais impactos das 3 categorias *endpoint* associadas aos dois cenários estão no processo de produção da resina PET Virgem ou PET PCR para os frascos, seguido da produção da resina de PP para as tampas.

Quanto aos potenciais impactos ambientais associados a cada categoria, a redução mais significativa pode ser observada na Disponibilidade de Recursos, em que a reutilização de materiais reciclados no PET PCR reduz o potencial de impacto ambiental em aproximadamente 34%. Essa diferença considerável reflete a menor demanda por recursos naturais e matérias-

primas que a reciclagem proporciona. De maneira geral, a ACV indica que as principais substâncias associadas ao processo de produção da resina que contribuem para o potencial impacto são o Petróleo Bruto, Gás Natural e Carvão. Nesse sentido, os autores Almeida *et al.* (2017) apontam que a embalagem PET virgem, por ser derivada do petróleo, representa um uso intensivo de recursos naturais não renováveis, o que contribui diretamente para a menor disponibilidade de recursos quando comparado a alternativas como o PET PCR. Além disso, o petróleo possui extração e processamento que exigem grande quantidade de energia e provocam impactos ambientais significativos. Esse consumo excessivo de recursos finitos, como o petróleo, contribui não apenas para o esgotamento de reservas naturais, mas também para o aumento da produção de resíduos e emissões de poluentes. Assim, ao optar pelo PET virgem, o ciclo produtivo depende diretamente da contínua extração de petróleo, exacerbando o problema do esgotamento de recursos naturais e agravando as consequências para as gerações futuras.

A categoria de Saúde Humana também apresenta uma diferença notável, com o PET PCR reduzindo o potencial de impacto em cerca de 25%. Johnston, Lim e Roh (2019) destacam que os campos de petróleo em operação têm o potencial de afetar a saúde e o meio ambiente de mais de 600 milhões de pessoas em todo o mundo. Em uma análise sistemática, os autores identificam a degradação do ar, da água e do solo causada pelas atividades de perfuração de petróleo. A contaminação da água também se mostrou um fator relevante para o surgimento de problemas de saúde. Em regiões de extração de petróleo, como no Equador e no Peru, pessoas que utilizam água de superfície para atividades domésticas, assim como aquelas que realizam limpeza de derramamentos de óleo exibiram os níveis mais elevados de mercúrio urinário. Embora a maioria desses níveis fosse compatível com padrões globais, uma parte da população excedeu os limites recomendados por autoridades de saúde.

Tal realidade apresenta um vínculo com os impactos potenciais da produção de resinas PET, uma vez que a exploração de petróleo é essencial para a fabricação de plásticos à base de materiais fósseis. Assim como as operações de extração de petróleo resultam em poluição do ar, da água e do solo, o processo de produção de resinas PET a partir de matérias-primas virgens também gera consideráveis impactos ambientais potenciais e riscos à saúde humana. Visto que as emissões e a contaminação associadas à cadeia produtiva do petróleo são amplificadas ao longo do ciclo de vida das resinas plásticas, desde a extração até a fabricação.

Por fim, na categoria Ecossistemas, a diferença é de cerca de 25%, com as etapas de produção de resinas PET Virgem e PET PCR para os frascos e de PP para as tampas como as

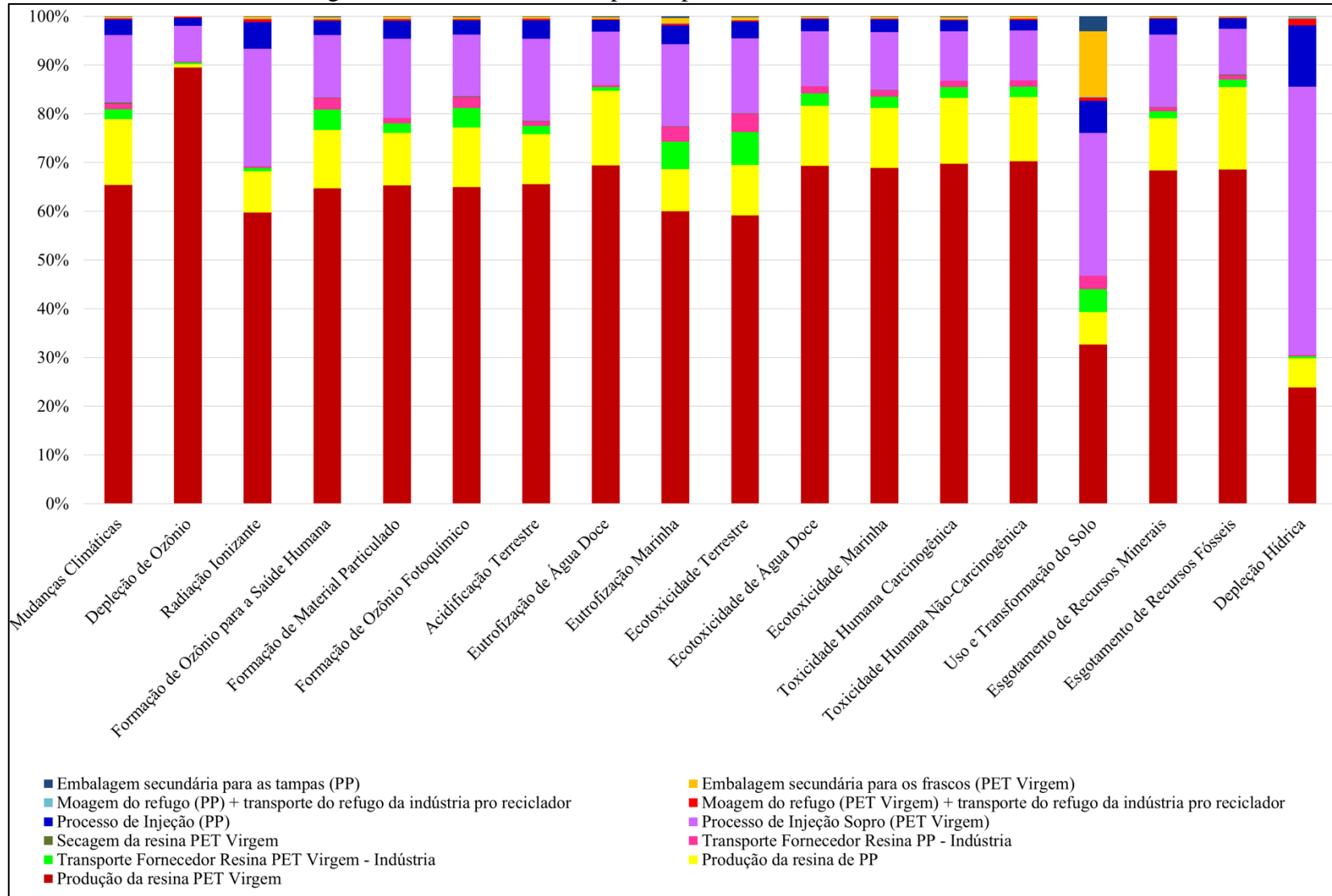
principais etapas que contribuem para a categoria em ambos os cenários, esta categoria está relacionada em sua maior parte as categorias *midpoint* de aquecimento global (ecossistemas terrestres), formação de ozônio (ecossistemas terrestres) e acidificação terrestre. Portanto, os gráficos, ilustram como o uso de PET PCR oferece benefícios ambientais significativos em comparação com o uso de PET virgem, reforçando a importância de estratégias de reciclagem para mitigar o potencial impacto ambiental.

5.2.2 Perfil ambiental por etapa de ciclo de vida dos cenários

A seção a seguir apresenta o perfil ambiental por cenário, destacando as principais etapas do ciclo de vida que contribuem para o potencial de impacto ambiental relacionado a cada uma das categorias *midpoint* analisadas.

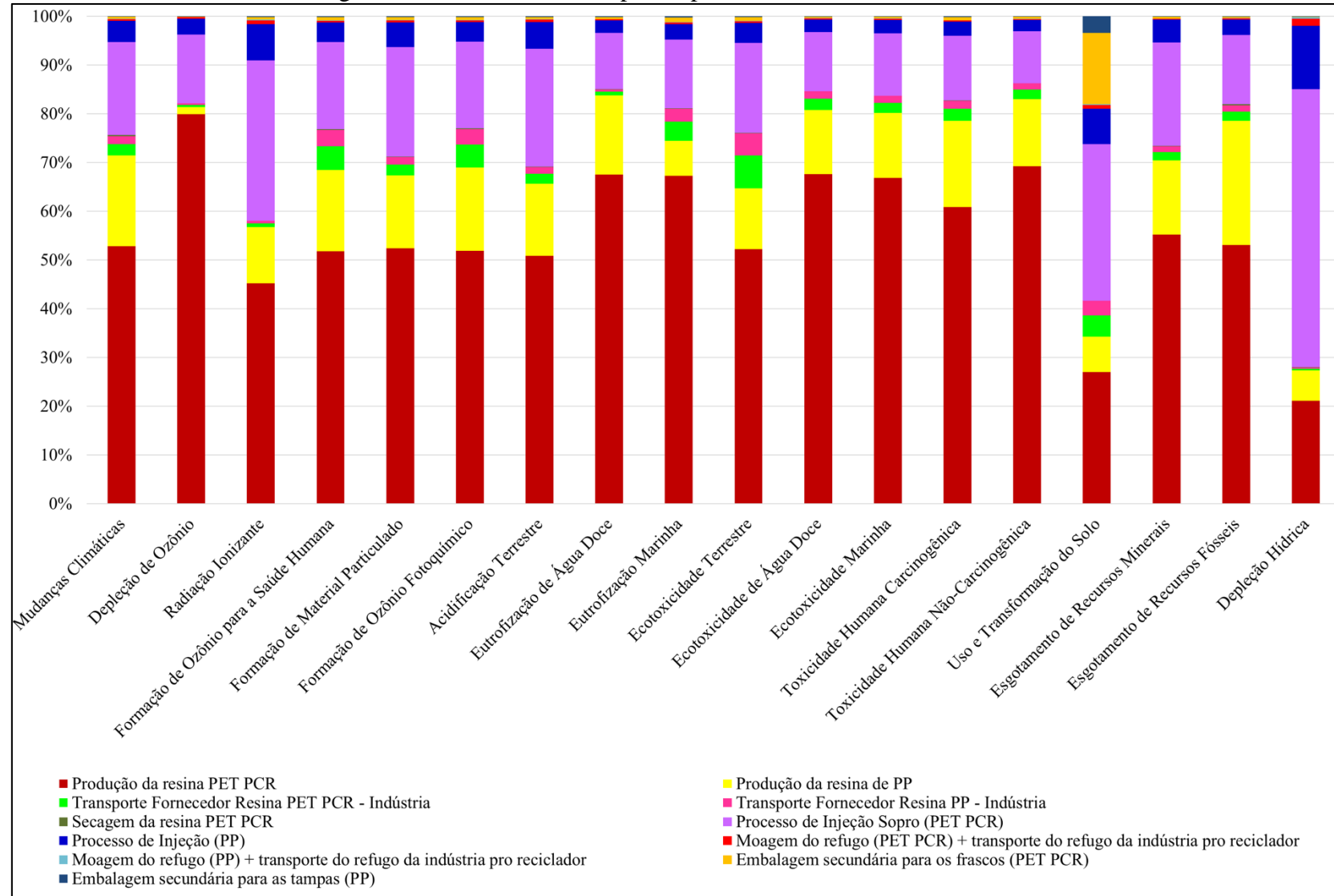
As Figuras 14 e 15 representam o perfil ambiental do Cenário 1 e Cenário 2, respectivamente.

Figura 14 – Perfil Ambiental por etapa do Ciclo de Vida do Cenário 1



Fonte: Autora (2024).

Figura 15 – Perfil Ambiental por etapa do Ciclo de Vida do Cenário 2



Fonte: Autora (2024).

A Figura 14 mostra que, na maioria das categorias *midpoint*, a produção de resina PET virgem é o processo com maior contribuição, apresentando um potencial de impacto ambiental significativo em várias frentes.

Nota-se que, para o Cenário 1, apenas nas categorias de Radiação Ionizante, Eutrofização Marinha, Ecotoxicidade Terrestre, Uso e Transformação do Solo e Depleção Hídrica o impacto ambiental do processo de produção de resina PET virgem não superou 60%. Em contraste, esse processo apresentou um impacto elevado, próximo a 90%, na categoria de Depleção de Ozônio, devido a emissão do Brometo de Metila para o ar no processo de produção das resinas PET virgem (maiores explicações na seção 5.2.1.1.1 deste estudo).

Enquanto, a Figura 15 aponta que, para o cenário 2, na maior parte das categorias *midpoint* a produção de resina PET PCR é o processo com maior contribuição no potencial impacto ambiental do cenário. Entretanto, o número de categorias com potencial de impacto ambiental superior a 60% foi menor do que no Cenário 1, para a produção de resinas PET Virgem. Na ACV dos frascos de PET PCR, a produção das resinas recicladas apresentou porcentagem acima de 60% em 7 das 18 categorias enquadradas nessa situação, representando aproximadamente 39% das categorias analisadas. Em contrapartida, para o Cenário 1 essa porcentagem ficou em 78%.

Em ambos os cenários a produção de Embalagem Secundária para os frascos mostrou contribuição significativa na categoria de Uso e Transformação do Solo, devido ao processo de Transformação de Floresta Intensiva associado à extração de madeira para produção dos *pallets* usados na expedição das embalagens secundárias contendo os frascos. Nesse contexto, os autores Khan *et al.* (2021) argumentam que a produção de *pallets* de aumenta, o que leva a uma maior ocupação de terras para essa finalidade. Os autores ainda indicam que as florestas atuam como grandes reservatórios de carbono, com suas árvores e solos armazenando grandes quantidades de CO₂ – o solo, em particular, retém o dobro do carbono que as árvores sequestram. No entanto, quando as árvores são cortadas, o solo fica exposto, o que provoca a liberação de mais CO₂ para a atmosfera. Ainda que as florestas sustentáveis realizem replantio, essas novas árvores possuem uma capacidade menor de armazenamento de CO₂ em comparação com as florestas naturais. Por isso, recomendam que o impacto da mudança indireta de uso da terra seja analisado nos casos em que há transformação de áreas florestais devido ao uso de produtos de madeira.

Da mesma maneira, para os Cenários 1 e 2, ao analisar as etapas do ciclo de vida que ocorrem internamente na indústria, o processo de Injeção Sopro para a produção de frascos apresenta destaque e contribui significativamente na categoria de Depleção Hídrica. De acordo

com a ACV, isso se deve ao alto consumo de água necessário para gerar a energia que alimenta o processo. Segundo dados da Agência Nacional de Energia Elétrica do Brasil (2024), atualmente, as três maiores fontes renováveis da matriz elétrica brasileira são hídrica (55%), eólica (14,8%) e biomassa (8,4%), enquanto as principais fontes não renováveis são gás natural (9%), petróleo (4%) e carvão mineral (1,75%).

Nessa perspectiva, os autores Jin *et al.* (2019) destacam que compreender o uso da água na produção de energia é essencial para promover uma transição energética sustentável e implementar melhores práticas de conservação de água. Eles apontam que diferentes fontes de energia têm impactos variados no consumo de água. Energias renováveis como a fotovoltaica (solar), eólica e hidrelétrica de fio d'água consomem menos água, quando comparado com fontes como a hidrelétrica de reservatório e biomassa (lenhosa e herbácea), que podem ter uma pegada hídrica significativamente maior.

Além disso, os autores ressaltam que o consumo de água na produção de energia varia amplamente entre os países devido a condições geográficas e climáticas distintas, o que pode influenciar na disponibilidade de água e na escolha das fontes energéticas mais adequadas para cada região. Nesse contexto, investir em equipamentos energeticamente mais eficientes pode reduzir o consumo de energia, o que, por sua vez, resultará em um menor consumo de água em fontes como hidrelétricas, contribuindo para mitigar os impactos nessa categoria.

Para a categoria de Radiação Ionizante, observa-se que o Processo de Injeção Sopro para a produção dos frascos PET PCR (Cenário 2) foi em torno de 9% mais impactante do que para a produção de frascos PET Virgem (Cenário 1). De acordo com o Huijbregts *et al.* (2017), essa categoria é representada especialmente pelos radionuclídeos, estes são liberados na atmosfera ao longo do ciclo de vida da energia nuclear (mineração, processamento, uso e tratamento do combustível nuclear) e de outras atividades – como a queima de combustíveis convencionais. Esses radionuclídeos, especialmente os de meia-vida longa, podem contaminar corpos hídricos e alimentos. Ao decaírem, liberam radiação ionizante, o que representa riscos à saúde humana. A exposição a essa radiação pode causar alterações no DNA, levando a diferentes tipos de câncer e malformações congênitas.

Por fim, vale ressaltar que embora outras etapas do ciclo de vida, como transporte de resinas para a indústria, secagem e moagem do refugo, tenham impactos ambientais potenciais menos expressivos, a análise reforça a relevância de uma abordagem integrada ao desempenho ambiental. Ou seja, a indústria deve considerar tanto a redução de impactos nos processos principais da produção dos frascos quanto a mitigação dos efeitos dos processos auxiliares,

buscando um equilíbrio entre produção eficiente e responsabilidade ambiental na escolha de fornecedores de resinas e gestão de processos.

6 CONCLUSÃO

Este estudo utilizou a metodologia de ACV para analisar os impactos ambientais potenciais do ciclo de vida da produção de frascos de PET Virgem e PET PCR. Afim de proporcionar uma visão abrangente do sistema de produção de frascos plásticos, foram utilizados dados primários fornecidos pela indústria parceira, complementados por dados secundários oriundos de trabalhos acadêmicos eecoinvent® v. 3.10 para compor o inventário do ciclo de vida.

A análise apontou que o PET PCR é uma alternativa ambientalmente mais favorável em 17 das 18 categorias. Destacam-se as categorias de Depleção de Ozônio e Esgotamento de Recursos Fósseis, nas quais o cenário de PET Virgem apresentou seu pior desempenho ambiental, sendo 48% e 34% inferior ao do PET PCR, respectivamente. A categoria de Eutrofização Marinha foi a única em que o cenário do PET PCR apresentou um desempenho ambiental inferior ao PET Virgem, com uma diferença de 16%. Ao avaliar o ciclo de vida por etapa de produção das embalagens, observou-se que a maior parte dos impactos associados aos cenários concentra-se na produção da resina de PET Virgem ou PET PCR para frascos, seguida pela produção de resina de PP para tampas.

Os resultados apresentados ressaltam a importância de substituir o PET Virgem pelo PET PCR para reduzir os impactos ambientais potenciais. Referências bibliográficas também apontam que a resina de PET PCR possui qualidade competitiva, permitindo uma substituição parcial ou total sem comprometer significativamente as características do produto final.

Além disso, em ambos os cenários, o processo de Injeção Sopro para a produção de frascos destacou-se como um dos principais contribuintes para a categoria de Depleção Hídrica, devido ao elevado consumo de água necessário para a geração da energia que alimenta esse processo. Esses resultados reforçam o papel estratégico da indústria em adotar soluções tecnológicas mais eficientes, como o investimento em equipamentos energeticamente otimizados. Essa abordagem não apenas reduz o consumo de energia, mas também minimiza a demanda por água em fontes como hidrelétricas, promovendo uma redução significativa dos impactos ambientais associados à categoria de impacto de Depleção Hídrica. Recomenda-se ainda adotar uma abordagem integrada de desempenho ambiental, abrangendo tanto as etapas principais relacionadas a produção quanto os processos auxiliares. A escolha de fornecedores e a gestão de processos devem priorizar a eficiência e o desempenho ambiental, minimizando os impactos potenciais ao longo de todo o ciclo de vida dos produtos.

De maneira geral, além das limitações e desafios associados aos estudos de ACV de embalagens plásticas, como a falta de bancos de dados nacionais sólidos, evidencia-se a necessidade de expandir e aprofundar os estudos de ACV no Brasil, especialmente no contexto do PET. Assim, torna-se fundamental investir em pesquisas que considerem as particularidades locais, contribuindo para uma compreensão mais completa dos impactos ambientais potenciais, com o objetivo de oferecer informações técnico e cientificamente fundamentadas aos tomadores de decisão do setor industrial de plásticos.

REFERÊNCIAS

- ABIPLAST. **PRODUÇÃO DE PLÁSTICOS RECICLADOS PÓS-CONSUMO CRESCE 14,3% NO BRASIL**. 2022. Disponível em: <https://www.abiplast.org.br/noticias/producao-de-plasticos-recicladosp-consumo-cresce-143-no-brasil/>. Acesso em: 10 nov. 2024.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14040: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura**. Rio de Janeiro: 2009a.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14044: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: requisitos e orientações**. Rio de Janeiro: 2009b.
- Agência Nacional de Energia Elétrica do Brasil. **Matriz elétrica brasileira alcança 200 GW**. 2024. Disponível em: [https://www.gov.br/aneel/pt-br/assuntos/noticias/2024/matriz-eletrica-brasileira-alcanca-200-gw#:~:text=Atualmente%20as%20tr%C3%AAAs%20maiores%20fontes,Mineral%20\(1%2C75%25\)](https://www.gov.br/aneel/pt-br/assuntos/noticias/2024/matriz-eletrica-brasileira-alcanca-200-gw#:~:text=Atualmente%20as%20tr%C3%AAAs%20maiores%20fontes,Mineral%20(1%2C75%25).). Acesso em: 10 nov. 2024.
- AHMAD, A. F.; RAZALI, A. R.; RAZELAN, I. S. M. Utilization of polyethylene terephthalate (PET) in asphalt pavement: a review. **Iop Conference Series: Materials Science and Engineering**, [S.L.], v. 203, p. 012004, maio 2017. IOP Publishing. <http://dx.doi.org/10.1088/1757-899x/203/1/012004>.
- AKINNAWO, Solomon Oluwaseun. Eutrophication: causes, consequences, physical, chemical and biological techniques for mitigation strategies. **Environmental Challenges**, [S.L.], v. 12, p. 100733, ago. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envc.2023.100733>.
- ALENCAR, Melanie Vianna; GIMENEZ, Bianca Gabani; SASAHARA, Camila; ELLIFF, Carla Isobel; VELIS, Costas A.; RODRIGUES, Letícia Stevanato; CONTI, Luis Americo; GONÇALVES-DIAS, Sylmara Lopes Francelino; CETRULO, Tiago Balieiro; SCRICH, Vitória Milanez. Advancing plastic pollution hotspotting at the subnational level: brazil as a case study in the global south. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 194, p. 115382, set. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115382>.
- ALMEIDA, C.M.V.B.; RODRIGUES, A.J.M.; AGOSTINHO, F.; GIANNETTI, B.F. Material selection for environmental responsibility: the case of soft drinks packaging in brazil. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 142, p. 173-179, jan. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.130>.
- ALSABRI, Amzan; TAHIR, Furqan; AL-GHAMDI, Sami G. Environmental impacts of polypropylene (PP) production and prospects of its recycling in the GCC region. **Materials Today: Proceedings**, [S.L.], v. 56, p. 2245-2251, 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.matpr.2021.11.574>.
- AMARAL, Juliana Ventura; GUERREIRO, Reinaldo. Conhecimento e Avaliação dos Trade-offs de Custos Logísticos: um estudo com profissionais brasileiros. **Revista Contabilidade & Finanças**, [S.L.], v. 25, n. 65, p. 111-123, ago. 2014. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1519-70772014000200003>.

APPEL, Marthina. **Avaliação do Ciclo de Vida da Produção de uma Malha Têxtil de Algodão**. 2019. 77 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/202767>. Acesso em: 24 maio 2024.

ARPIA, Arjay A.; CHEN, Wei-Hsin; UBANDO, Aristotle T.; NAQVI, Salman Raza; CULABA, Alvin B. Microplastic degradation as a sustainable concurrent approach for producing biofuel and obliterating hazardous environmental effects: a state-of-the-art review. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 418, p. 126381, set. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126381>.

Associação Brasileira da Indústria do Plástico (ABIPLAST). **PERFIL 2022 DA ABIPLAST APRESENTA DADOS ATUALIZADOS SOBRE A INDÚSTRIA DO PLÁSTICO NO BRASIL. 2023**. Disponível em: <https://www.abiplast.org.br/noticias/perfil-2022-da-abiplast-apresenta-dados-atualizados-sobre-a-industria-do-plastico-no-brasil/#:~:text=Entre%20as%20resinas%20mais%20consumidas,PS%2C%206%2C%25..> Acesso em: 19 maio 2024.

Australian Industrial Chemicals Introduction Scheme. **Methane, bromo-: Environment tier II assessment**. 2020. Disponível em: <https://www.industrialchemicals.gov.au/sites/default/files/Methane%2C%20bromo-%20Environment%20tier%20II%20assessment.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2024.

AWAJA, Firas; PAVEL, Dumitru. Recycling of PET. **European Polymer Journal**, [S.L.], v. 41, n. 7, p. 1453-1477, jul. 2005. Elsevier BV.

BACKES, Jana Gerta; TRAVERSO, Marzia. Life cycle sustainability assessment as a metrics towards SDGs agenda 2030. **Current Opinion In Green And Sustainable Chemistry**, [S.L.], v. 38, p. 100683, dez. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cogsc.2022.100683>.

BENTSEN, Niclas Scott. Carbon debt and payback time – Lost in the forest? **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 73, p. 1211-1217, jun. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.02.004>.

BISHOP, George; STYLES, David; LENS, Piet N.L. Environmental performance comparison of bioplastics and petrochemical plastics: a review of life cycle assessment (lca) methodological decisions. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.L.], v. 168, p. 105451, maio 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105451>.

BRANDÃO, Raul de Souza; LIMA, José Augusto Pedro; ALEXANDRE, Jonas. Importância Ambiental do uso de PET-PCR em Materiais de Construção. **Periódico Técnico e Científico Cidades Verdes**, [S.L.], v. 12, n. 35, p. 00-00, 20 jul. 2024. ANAP - Associação Amigos de Natureza de Alta Paulista. <http://dx.doi.org/10.17271/23178604123520245107>.

BRIZGA, Janis; HUBACEK, Klaus; FENG, Kuishuang. The Unintended Side Effects of Bioplastics: carbon, land, and water footprints. **One Earth**, [S.L.], v. 3, n. 1, p. 45-53, jul. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.oneear.2020.06.016>.

BUENO, Elisângela Pires. **Avaliação do uso de aditivos no PET reciclado grau alimentício**. 2016. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/184469>. Acesso em: 10 nov. 2024.

CAELLI, Chiara; ARFELLI, Francesco; CARACENI, Francesco; CESPI, Daniele; CALLISTER, W. D.; RETHWISCH, D. G. **Materials science nad engineering: An introduction. Machining Science and Technology**. 2009. Disponível em: [https://ftp.idu.ac.id/wp-content/uploads/ebook/tdg/TEKNOLOGI%20REKAYASA%20MATERIAL%20PERTAHANAN/Materials%20Science%20and%20Engineering%20An%20Introduction%20by%20William%20D.%20Callister,%20Jr.,%20David%20G.%20Rethwish%20\(z-lib.org\).pdf](https://ftp.idu.ac.id/wp-content/uploads/ebook/tdg/TEKNOLOGI%20REKAYASA%20MATERIAL%20PERTAHANAN/Materials%20Science%20and%20Engineering%20An%20Introduction%20by%20William%20D.%20Callister,%20Jr.,%20David%20G.%20Rethwish%20(z-lib.org).pdf). Acesso em: 28 set. 2024.

CARVALHO, Bruna Cerati. **Avaliação de modelos de caracterização de AICV para a categoria de impacto de ecotoxicidade marinha no contexto do setor petrolífero**. 2023. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/251581>. Acesso em: 10 nov. 2024.

CASAGRANDE, Naiara Machado. **INCLUSÃO DOS IMPACTOS DOS RESÍDUOS PLÁSTICOS NO AMBIENTE MARINHO EM AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA**. 2018. 113 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/193766/PGEA0605-D.pdf?sequence=-1&isAllowed=y>. Acesso em: 10 nov. 2024.

CHAIRAT, Sumonrat; GHEEWALA, Shabbir H. Life cycle assessment and circularity of polyethylene terephthalate bottles via closed and open loop recycling. **Environmental Research**, [S.L.], v. 236, p. 116788, nov. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2023.116788>.

CHEN, Weidong; VENABLES, Dean S.; SIGRIST, Markus W. Advances in Spectroscopic Monitoring of the Atmosphere. **[S.I.]**, [S.L.], 2021. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/c2017-0-02805-7>.

CIVANCIK-USLU, Didem; NHU, T.T.; VAN GORP, Bart; KRESOVIC, Uros; LARRAIN, Macarena; BILLEN, Pieter; RAGAERT, Kim; MEESTER, Steven de; DEWULF, Jo; HUYSVELD, Sophie. Moving from linear to circular household plastic packaging in Belgium: prospective life cycle assessment of mechanical and thermochemical recycling. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.L.], v. 171, p. 105633, ago. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105633>.

COCHRAN, J. Kirk; BOKUNIEWICZ, Henry J.; YAGER, Patrícia L. **Enciclopédia de Ciências Oceânicas**. 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/referencework/9780128130827/encyclopedia-of-ocean-sciences>. Acesso em: 07 nov. 2024.

CORDARA, Matteo; BRONDI, Carlo; BALLARINO, Andrea. Implementation of LCA in the Circular Economy context: methodological issues for application in pet packaging. **Procedia Cirp**, [S.L.], v. 122, p. 719-724, 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.procir.2024.01.100>.

CUCCATO, Guaciara Regina Soares Pinho. **A importância da reciclagem dos plásticos e a conscientização dos alunos do ensino médio.** 2014. 29 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2014.

CUPERTINO, Gabriela Fontes Mayrinck; SILVA, Álisson Moreira da; PEREIRA, Allana Katiussya Silva; DELATORRE, Fabíola Martins; UCELLA-FILHO, João Gilberto Meza; SOUZA, Elias Costa de; PROFETI, Demetrius; PROFETI, Luciene Paula Roberto; OLIVEIRA, Michel Picanço; SALONI, Daniel. Co-pyrolysis of biomass and polyethylene terephthalate (PET) as an alternative for energy production from waste valorization. **Fuel**, [S.L.], v. 362, p. 130761, abr. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2023.130761>.

DAI, Jinhang. Synthesis of 2,5-diformylfuran from renewable carbohydrates and its applications: a review. **Green Energy & Environment**, [S.L.], v. 6, n. 1, p. 22-32, fev. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gee.2020.06.013>.

DEFRUYT, Sander. **Towards a New Plastics Economy.** 2019. Disponível em: <https://journals.openedition.org/factsreports/5369#tocfrom1n1>. Acesso em: 10 nov. 2024.

DEMIREL, Bilal. Optimisation of mould surface temperature and bottle residence time in mould for the carbonated soft drink PET containers. **Polymer Testing**, [S.L.], v. 60, p. 220-228, jul. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.polymertesting.2017.03.030>.

EBNESAJJAD, Sina. Introduction to Plastics. **Chemical Resistance Of Engineering Thermoplastics**, [S.L.], p. 13-25, 2016. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-323-47357-6.00021-0>.

EKVALL, Tomas; TILLMAN, Anne-Marie. Open-loop recycling: criteria for allocation procedures. **The International Journal Of Life Cycle Assessment**, [S.L.], v. 2, n. 3, set. 1997. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/bf02978810>.

EU4ENVIRONMENT. **The Circular Footprint Formula as a means to encourage recycling.** 2023. Disponível em: <https://www.eu4environment.org/az/news/circular-footprint-formula-or-how-to-calculate-the-emissions-associated-with-the-recycled-content/>. Acesso em: 28 set. 2024.

FABRI, Andrea Rodrigues; ENSINAS, Adriano Viana; MACHADO, Iraci Pereira; BIZZO, Waldir Antonio. USO DA AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA (ACV) EM EMBALAGENS DE PLÁSTICO E DE VIDRO NA INDÚSTRIA DE BEBIDAS NO BRASIL. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Rbciamb)**, São Paulo, v. 01, n. 01, p. 47-54, jan. 2005. Disponível em: https://www.rbciamb.com.br/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/496. Acesso em: 04 jun. 2024.

FERRARA, Carmen; FEO, Giovanni de. Comparative Life Cycle Assessment of Two Different Packaging Systems for Extra-Virgin Olive Oil: glass bottle vs. 100% recycled polyethylene terephthalate (pet) bottle. **Sustainability**, [S.L.], v. 15, n. 4, p. 3665, 16 fev. 2023. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/su15043665>.

FERREIRA, Mónica Sofia Ventura; MOUSAVI, Seyed Hadi. Nanofiber technology in the ex vivo expansion of cord blood-derived hematopoietic stem cells. **Nanomedicine: Nanotechnology, Biology and Medicine**, [S.L.], v. 14, n. 5, p. 1707-1718, jul. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.nano.2018.04.017>.

FINNVEDEN, G.; HAUSCHILD, M.Z.; EKVALL, T.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; HELLWEG, S. et al. Recent developments in life cycle assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n.1, p. 121, out. 2009.

FORTUNA, Ana Luísa Lobo. **Impactos ambientais dos plásticos: biopolímeros como alternativa para a redução do acúmulo de embalagens flexíveis de Polipropileno no meio ambiente**. Disponível em: <https://pantheon.ufrj.br/bitstream/11422/12581/1/ALLFortuna.pdf>. Acesso em: 23 nov. 2024.

FOOLMAUN, Rajendra Kumar; RAMJEEAWON, Toolseeram. Comparative life cycle assessment and life cycle costing of four disposal scenarios for used polyethylene terephthalate bottles in Mauritius. **Environmental Technology**, [S.L.], v. 33, n. 17, p. 2007-2018, set. 2012. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2012.655321>.

FUNDAÇÃO CECIERJ. **Química - Fascículo 8 Unidade 20 - Polímeros**. 2016. Disponível em: <https://canal.cecierj.edu.br/recurso/15907>. Acesso em: 16 jun. 2024.

GALVE, José Eduardo; ELDUQUE, Daniel; PINA, Carmelo; JAVIERRE, Carlos. Life Cycle Assessment of a Plastic Part Injected with Recycled Polypropylene: a comparison with alternative virgin materials. **International Journal Of Precision Engineering And Manufacturing-Green Technology**, [S.L.], v. 9, n. 3, p. 919-932, 31 maio 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s40684-021-00363-2>.

GEYER, Roland; JAMBECK, Jenna R.; LAW, Kara Lavender. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, [S.L.], v. 3, n. 7, 7 jul. 2017. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.

GIANELLI, Élvia Cristina. **UTILIZAÇÃO DE POLIPROPILENO RECICLADO NA FABRICAÇÃO DE ENVOLTÓRIO DE RODAS PARA INDÚSTRIA AUTOMOTIVA**. 2010. Disponível em: http://repositorio.unitau.br/jspui/bitstream/20.500.11874/725/1/Elvia%20Cristina%20Gianelli_parte%201.pdf. Acesso em: 23 nov. 2024.

GILENO, Luciano Antonio. **AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA RECICLAGEM DE GARRAFAS PET EM CONTEXTO BRASILEIRO: ROTAS B2B (BOTTLE-TO-BOTTLE) E B2F (BOTTLE-TO-FIBER)**. 2020. 147 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência e Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, 2020.

GO, Yoo-Jin; KANG, Dong-Ho; PARK, Hyun-Jin; LEE, Jun-Hyuk; SHIM, Jin-Kie. Meta-Analysis of Life Cycle Assessment Studies for Polyethylene Terephthalate Water Bottle System. **Sustainability**, [S.L.], v. 16, n. 2, p. 535, 8 jan. 2024. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/su16020535>.

GOMES, T.S.; VISCONTE, L.L.Y.; PACHECO, E.B.A.V. Life Cycle Assessment of Polyethylene Terephthalate packaging: an overview. **Journal of Polymers and the Environment**, v. 27, p. 533-548. 2019. <https://doi.org/10.1007/s10924-019-01375-5>

GRAVINA, Rebecca J.; XIE, Tianyu; BENNETT, Bree; VISINTIN, Phillip. HDPE and PET as Aggregate Replacement in Concrete: life-cycle assessment, material development and a case study. **Journal Of Building Engineering**, [S.L.], v. 44, p. 103329, dez. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jobbe.2021.103329>.

GÜNDOĞDU, Sedat; BOUR, Agathe; KÖŞKER, Ali Rıza; WALTHER, Bruno Andreas; NAPIERSKA, Dorota; MIHAI, Florin-Constantin; SYBERG, Kristian; HANSEN, Steffen Foss; WALKER, Tony R. Review of microplastics and chemical risk posed by plastic packaging on the marine environment to inform the Global Plastics Treaty. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 946, p. 174000, out. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174000>.

GURSEL, Iris Vural; MORETTI, Christian; HAMELIN, Lorie; JAKOBSEN, Line Geest; STEINGRIMSDOTTIR, Maria Magnea; JUNGINGER, Martin; HØIBYE, Linda; SHEN, Li. Comparative cradle-to-grave life cycle assessment of bio-based and petrochemical PET bottles. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 793, p. 148642, nov. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148642>.

GULF PETROCHEMICALS AND CHEMICALS ASSOCIATION. **THE GCC PETROCHEMICAL AND CHEMICAL INDUSTRY Facts and Figures 2016**. 2016. Disponível em: <https://gpca.org.ae/wp-content/uploads/2018/03/The-GCC-petrochemical-and-chemical-industry-facts-and-figures-2016.pdf>. Acesso em: 23 nov. 2024.

HATAYAMA, Hiroki. The metals industry and the Sustainable Development Goals: the relationship explored based on sdg reporting. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.L.], v. 178, p. 106081, mar. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.106081>.

HENTOUX, Miguel Ângelo. **Análise da cadeia de valor da reciclagem de PET com ênfase no PET-PCR grau alimentício**. 2018. 39 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/182333/001074566.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 04 jun. 2024.

HUIJBREGTS, Mark A. J.; STEINMANN, Zoran J. N.; ELSHOUT, Pieter M. F.; STAM, Gea; VERONES, Francesca; VIEIRA, Marisa; ZIIP, Michiel; HOLLANDER, Anne; VAN ZELM, Rosalie. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. **The International Journal Of Life Cycle Assessment**, [S.L.], v. 22, n. 2, p. 138-147, 12 dez. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>.

INGRAO, Carlo; WOJNAROWSKA, Magdalena. Findings from a streamlined life cycle assessment of PET-bottles for beverage-packaging applications, in the context of circular economy. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 892, p. 164805, set. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164805>.

ITA-NAGY, Diana; VÁZQUEZ-ROWE, Ian; KAHHAT, Ramzy; CHINGA-CARRASCO, Gary; QUISPE, Isabel. Reviewing environmental life cycle impacts of biobased polymers: current trends and methodological challenges. *The International Journal Of Life Cycle Assessment*, [S.L.], v. 25, n. 11, p. 2169-2189, 15 out. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-020-01829-2>.

JACOBSEN, Lina Fogt; PEDERSEN, Susanne; THØGERSEN, John. Drivers of and barriers to consumers' plastic packaging waste avoidance and recycling – A systematic literature review. *Waste Management*, [S.L.], v. 141, p. 63-78, mar. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2022.01.021>.

JIN, Yi; BEHRENS, Paul; TUKKER, Arnold; SCHERER, Laura. Water use of electricity technologies: a global meta-analysis. *Renewable And Sustainable Energy Reviews*, [S.L.], v. 115, p. 109391, nov. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2019.109391>.

JOHNSTON, Jill E.; LIM, Esther; ROH, Hannah. Impact of upstream oil extraction and environmental public health: a review of the evidence. *Science Of The Total Environment*, [S.L.], v. 657, p. 187-199, mar. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.483>.

KAKADELLIS, Sarah; HARRIS, Zoe M. 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*, [S.L.], v. 274, p. 122831, nov. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122831>.

KAZEMI, Mohammadjavad; KABIR, Sk Faisal; FINI, Elham H. State of the art in recycling waste thermoplastics and thermosets and their applications in construction. *Resources, Conservation And Recycling*, [S.L.], v. 174, p. 105776, nov. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105776>.

KHAN, Md. Musharof Hussain; DEVIATKIN, Ivan; HAVUKAINEN, Jouni; HORTTANAINEN, Mika. Environmental impacts of wooden, plastic, and wood-polymer composite pallet: a life cycle assessment approach. *The International Journal Of Life Cycle Assessment*, [S.L.], v. 26, n. 8, p. 1607-1622, 13 jul. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-021-01953-7>.

KRAJNC, Damjan; PINTARIČ, Zorka Novak; KRAVANJA, Zdravko. Comparative Life Cycle Assessment of Alternative Packaging Materials for Beverages. *2Nd International Conference On: Technologies & Business Models for Circular Economy*, [S.L.], p. 257-272, 21 maio 2020. University of Maribor, University Press. <http://dx.doi.org/10.18690/978-961-286-353-1.21>.

LAGHEZZA, Maddalena; FIORE, Silvia; BERRUTI, Franco. A review on the pyrolytic conversion of plastic waste into fuels and chemicals. *Journal Of Analytical And Applied Pyrolysis*, [S.L.], v. 179, p. 106479, maio 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2024.106479>.

LE, Anh-Duc; GILBLAS, Rémi; LUCIN, Vincent; MAOULT, Yannick Le; SCHMIDT, Fabrice. Infrared heating modeling of recycled PET preforms in injection stretch blow

molding process. *International Journal Of Thermal Sciences*, [S.L.], v. 181, p. 107762, nov. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijthermalsci.2022.107762>.

LE, Duyen Khac; LEUNG, Ryan I.H.; ER, Alan S.R.; ZHANG, Xiwen; TAY, Xiang J.; THAI, Quoc Ba; PHAN-THIEN, Nhan; DUONG, Hai M. Applications of functionalized polyethylene terephthalate aerogels from plastic bottle waste. *Waste Management*, [S.L.], v. 100, p. 296-305, dez. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2019.09.031>.

LI, Lianzhen; LUO, Yongming; LI, Ruijie; ZHOU, Qian; PEIJNENBURG, Willie J. G. M.; YIN, Na; YANG, Jie; TU, Chen; ZHANG, Yunchao. Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants via a crack-entry mode. *Nature Sustainability*, [S.L.], v. 3, n. 11, p. 929-937, 13 jul. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41893-020-0567-9>.

LI, Yingchun; JIA, Shuai; DU, Shuanli; WANG, Yafei; LV, Lida; ZHANG, Jianbin. Improved properties of recycled polypropylene by introducing the long chain branched structure through reactive extrusion. *Waste Management*, [S.L.], v. 76, p. 172-179, jun. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.040>.

LICCIARDELLO, Fabio. Unexpected possible consequences of plastic packaging reuse. *Current Opinion In Food Science*, [S.L.], v. 56, p. 101131, abr. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cofs.2024.101131>.

LIU, P.s.; CHEN, G.F. Producing Polymer Foams. *Porous Materials*, [S.L.], p. 345-382, 2014. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-407788-1.00007-1>.

LIU, Yang; XIN, Jia; WANG, Yuan; YANG, Zhixiang; LIU, Shixuan; ZHENG, Xilai. Dual roles of dissolved organic nitrogen in groundwater nitrogen cycling: nitrate precursor and denitrification promoter. *Science Of The Total Environment*, [S.L.], v. 811, p. 151375, mar. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151375>.

MABEE, Warren E.; BLAIR, M. Jean; CARLSON, Jordan T.; DELOYDE, Carolyn N.M. Sustainability. *International Encyclopedia Of Human Geography*, [S.L.], p. 157-163, 2020. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-08-102295-5.10014-9>.

MAR, Kathleen A.; UNGER, Charlotte; WALDERDORFF, Ludmila; BUTLER, Tim. Beyond CO2 equivalence: the impacts of methane on climate, ecosystems, and health. *Environmental Science & Policy*, [S.L.], v. 134, p. 127-136, ago. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2022.03.027>.

MARINA, Stramarkou; CHRISTOS, Boukouvalas; PANAGIOTA, Eleni; DIMITRIOS, Karalekas; MAGDALINI, Krokida. Comparative Life Cycle Assessment of Polyethylene Terephthalate (pet) and Multilayer Tetra Pak Juice Packaging Systems. *Chemical Engineering Transactions*, [S.L.], v. 87, p. 103-108, jul. 2021. AIDIC: Italian Association of Chemical Engineering. <http://dx.doi.org/10.3303/CET2187018>.

MARTIN, Eduardo J.P.; OLIVEIRA, Deborah S.B.L.; OLIVEIRA, Luiza S.B.L.; BEZERRA, Barbara S.. Life cycle comparative assessment of pet bottle waste management options: a case study for the city of bauru, brazil. *Waste Management*, [S.L.], v. 119, p. 226-234, jan. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2020.08.041>.

MENDES, Natalia Crespo; BUENO, Cristiane; OMETTO, Aldo Roberto. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. **Production**, [S.L.], v. 26, n. 1, p. 160-175, 24 nov. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/0103-6513.153213>.

MESQUITA, L. *et al.* **Inventário do ciclo de vida do pellet PET-PCR (pós-consumo reciclado) segundo as condições brasileiras**. 2014. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/279177463_IV_CONGRESSO_BRASILEIRO_SO_BRE_GESTAO_PELLO_CICLO_DE_VIDA_INVENTARIO_DO_CICLO_DE_VIDA_DO_PELLET_PET-PCR_POS-CONSUMO_RECICLADO_SEGUNDO_AS_CONDICOES_BRASILEIRAS. Acesso em: 23 nov. 2024.

MEYS, Raoul; FRICK, Felicitas; WESTHUES, Stefan; STERNBERG, André; KLANKERMAYER, Jürgen; BARDOW, André. Towards a circular economy for plastic packaging wastes – the environmental potential of chemical recycling. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.L.], v. 162, p. 105010, nov. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105010>.

MISHRA, Arti; VISHWAKARMA, Kanchan; MALAVIYA, Piyush; KUMAR, Nitin; PAVÓN, Lorena Ruiz; SHANDILYA, Chitrakshi; SHARMA, Rozi; BISHT, Archana; TAKKAR, Simran. Influence of greenhouse gases on plant epigenomes for food security. **Biomass, Biofuels, Biochemicals**, [S.L.], p. 421-450, 2022. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-823500-3.00003-0>.

NAÇÕES UNIDAS NO BRASIL. **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável**. 2024. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>. Acesso em: 10 nov. 2024.

NAVARRÉ, N.; MOGOLLÓN, J.M.; TUKKER, A.; BARBAROSSA, V. Recycled plastic packaging from the Dutch food sector pollutes Asian oceans. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.L.], v. 185, p. 106508, out. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106508>.

NETO, João Cesar Fonseca. **Análise e Perspectivas do Mercado de Polipropileno**. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/235691/001135324.pdf?sequence=1>. Acesso em: 23 nov. 2024.

NOVAKOVIC, Katarina; THUMBARATHY, Deepashree; PEETERS, Marloes; GEOGHEGAN, Mark; JEFFERIES, Josephine Go; HICKS, Chris; MANIKA, Danae; DAI, Sheng. Zero-waste circular economy of plastic packaging: the bottlenecks and a way forward. **Sustainable Materials And Technologies**, [S.L.], v. 38, p. 735, dez. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.susmat.2023.e00735>.

OBSERVATÓRIO FIESC (Santa Catarina). **BOLETIM PRODUÇÃO INDUSTRIAL**. 2023. Disponível em: <https://observatorio.fiesc.com.br/sites/default/files/2023-11/%5BBOLETINS%5D%20Produ%C3%A7%C3%A3o%20Industrial%20-%20set.%202023.pdf>. Acesso em: 19 maio 2024.

OLIVEIRA, M.; ALMEIDA, M. The why and how of micro(nano)plastic research. **Trac Trends In Analytical Chemistry**, [S.L.], v. 114, p. 196-201, maio 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.trac.2019.02.023>.

PARVEEN, Naseeba; NAIK, S.V. Chinna Swami; VANAPALLI, Kumar Raja; SHARMA, Hari Bhakta. Bioplastic packaging in circular economy: a systems-based policy approach for multi-sectoral challenges. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 945, p. 173893, out. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173893>.

PAYEN, Sandra; LEDGARD, Stewart F. Aquatic eutrophication indicators in LCA: methodological challenges illustrated using a case study in new zealand. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 168, p. 1463-1472, dez. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.064>.

PEREIRA, Bianca Galdino. **Logística reversa: estudo de caso em relação a garrafas PET pós-consumo reciclado (PET-PCR) de água mineral**. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2021.

PEREIRA, Lyne Sussuarana; GOMES, Thiago Santiago; PACHECO, Elen Beatriz Acordi Vasques. Métodos de alocação de impactos ambientais para avaliação do ciclo de vida na reciclagem de resíduos plásticos. **Peer Review**, [S.L.], v. 5, n. 19, p. 303-324, 23 ago. 2023. Uniao Atlantica de Pesquisadores. <http://dx.doi.org/10.53660/909.prw2527>.

PHELAN, Anna (Any); MEISSNER, Katie; HUMPHREY, Jacquelyn; ROSS, Helen. Plastic pollution and packaging: corporate commitments and actions from the food and beverage sector. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 331, p. 129827, jan. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129827>.

Plano de Incentivo à Cadeia do Plástico (PICPlast). **MONITORAMENTO DOS ÍNDICES DE RECICLAGEM MECÂNICA DE PLÁSTICOS PÓS-CONSUMO NO BRASIL**. 2023. Disponível em: https://www.abiplast.org.br/wp-content/uploads/2023/11/Indices-Reciclagem-2022_PICPlast_Webinar_20out23_Revisado_2.pdf. Acesso em: 19 maio 2024.

PLASTICS EUROPE. **Plastics – the Facts 2018**. 2018. Disponível em: <https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/10/2018-Plastics-the-facts.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2024.

PREVITALE, Mariana Ferraro. **ANÁLISE DO PROCESSO DE PÓS CONDENSAÇÃO DA RESINA DE PET PÓS CONSUMO RECICLADA**. 2022. 67 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Química, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2022.

RHEIN, Sebastian; SCHMID, Marc. Consumers' awareness of plastic packaging: More than just environmental concerns. **Resources, Conservation And Recycling**, [s. l], v. 162, p. 105063, nov. 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344920303803>. Acesso em: 16 maio 2024.

RICKERT, J.; CIROTH, A. **Application of the Circular Footprint Formula in Product Environmental Footprint (PEF)**. 2020. Disponível em: <https://www.greendelta.com/wp-content/uploads/2020/10/2020-10-PEF-application-of-CFF.pdf>. Acesso em: 28 set. 2024.

RODRIGUES, Taynara Tatiane. **Polímeros nas indústrias de embalagens**. 2018. 59 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2018.

ROMÃO, Wanderson; SPINACÉ, Márcia A. S.; PAOLI, Marco-A. de. Poli(Tereftalato de Etileno), PET: Uma Revisão Sobre os Processos de Síntese, Mecanismos de Degradação e sua Reciclagem. **Polímeros: Ciência e Tecnologia**, São Carlos, v. 19, n. 2, p. 121-132, 2009.

SABATE, Kealohi; KENDALL, Alissa. A review evaluating the gaps in plastic impacts in life cycle assessment. **Cleaner Environmental Systems**, [S.L.], v. 14, p. 100205, set. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cesys.2024.100205>.

SALEEM, Junaid; TAHIR, Furqan; BAIG, Moghal Zubair Khalid; AL-ANSARI, Tareq; MCKAY, Gordon. Assessing the environmental footprint of recycled plastic pellets: a life-cycle assessment perspective. **Environmental Technology & Innovation**, [S.L.], v. 32, p. 103289, nov. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2023.103289>.

SANTOS, Camila Lopes dos. **Avaliação da produção de garrafas PET de refrigerante e seu gerenciamento pós-consumo a partir do ciclo de vida no contexto do Distrito Federal**. 2022. 150 f., il. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) — Universidade de Brasília, Brasília, 2022.

SASAKI, Larissa; GONÇALVES, Andriani Tavares Tenório; MORAES, Flávia Tuane Ferreira; LIMA, Renato da Silva. **ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DAS EMBALAGENS PLÁSTICAS PET**. 2018. Disponível em: https://www.abepro.org.br/biblioteca/TN_STP_266_527_36270.pdf. Acesso em: 30 ago. 2024.

SCHLICKMANN, Paulo Henrique. **A PRODUÇÃO DE PRODUTOS PLÁSTICOS NO BRASIL: UMA PERSPECTIVA HISTÓRICA E GEOECONÔMICA**. 2016. Disponível em: <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/estgeo/article/view/11073>. Acesso em: 10 nov. 2024.

SCHWARZ, A.e.; HERLAAR, S.; COHEN, Q.M.; QUIK, J.T.K.; GOLKARAM, M.; URBANUS, J.H.; VAN EMMERIK, T.H.M.; HUIJBREGTS, M.A.J. Microplastic aquatic impacts included in Life Cycle Assessment. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.L.], v. 209, p. 107787, out. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107787>.

SHARMA, Mohit; VERMA, Deepak; SHARMA, Himani; CHAUDHARY, Arun Kumar. **Roadmap for materials selection, processing, and utilization of biocompatible composites in biomedical sectors**. Sustainable Biopolymer Composites, [S.L.], p. 129-152, 2022. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-822291-1.00006-3>.

SHEN, Li; WORRELL, Ernst; PATEL, Martin K. Open-loop recycling: a lca case study of pet bottle-to-fibre recycling. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.L.], v. 55, n. 1, p. 34-52, nov. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.06.014>.

SHLUSH, Eden; DAVIDOVICH-PINHAS, Maya. Bioplastics for food packaging. **Trends In Food Science & Technology**, [S.L.], v. 125, p. 66-80, jul. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tifs.2022.04.026>.

SILVA, C. T. **Avaliação de metodologia de obtenção do ácido tereftálico via reciclagem química do pet**. 2012. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Programa de Pós Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos.

SOARES, Camila Távora de Mello. **Avaliação do desempenho ambiental da reciclagem de PET grau garrafa**. 2017. 73 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Ufrj, Rio de Janeiro, 2017. Disponível em: <https://pantheon.ufrj.br/bitstream/11422/15896/1/monopoli10023825.pdf>. Acesso em: 30 ago. 2024.

SOARES, Camila Távora de Mello; EK, Monica; ÖSTMARK, Emma; GÄLLSTEDT, Mikael; KARLSSON, Sigbritt. Recycling of multi-material multilayer plastic packaging: current trends and future scenarios. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.L.], v. 176, p. 105905, jan. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105905>.

SOLIS, Martyna; SILVEIRA, Semida. Technologies for chemical recycling of household plastics – A technical review and TRL assessment. **Waste Management**, [S.L.], v. 105, p. 128-138, mar. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2020.01.038>.

SOUZA, Yuri Gomes de. **Obtenção e caracterização de compósitos de polipropileno reforçados com bagaço de cana-de-açúcar**. 2021. Disponível em: <https://pantheon.ufrj.br/bitstream/11422/16174/1/YGSouza.pdf>. Acesso em: 23 nov. 2024.

SOUZA JUNIOR, Henrique Rogerio Antunes de. **Definição de métodos de alocação para reciclagem em ciclo aberto**. 2015. 119 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2015. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/159432/337516.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 07 ago. 2024.

SRINIVASAN, Kumar; YADAV, Vineet Kumar. An integrated literature review on Urban and peri-urban farming: exploring research themes and future directions. **Sustainable Cities And Society**, [S.L.], v. 99, p. 104878, dez. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scs.2023.104878>.

TASCIONE, Valentino; SIMBOLI, Alberto; TADDEO, Raffella; GROSSO, Michele del; RAGGI, Andrea. A comparative analysis of recent life cycle assessment guidelines and frameworks: methodological evidence from the packaging industry. **Environmental Impact Assessment Review**, [S.L.], v. 108, p. 107590, set. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2024.107590>

TOLCHA, Dame Ayane; WOLDEMICHAEL, Dereje Engida. Development and characterization of short glass fiber reinforced-waste plastic composite filaments for 3D printing applications. **Heliyon**, [S.L.], v. 9, n. 11, nov. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e22333>.

TORABI, Farschad; AHMADI, Pouria. Battery technologies. Simulation Of Battery Systems, [S.L.], p. 1-54, 2020. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-816212-5.00005-2>.
UCHIDA, Cintia Narumi. **OS DESAFIOS DO USO DA RESINA DE PET RECICLADO NA INDÚSTRIA DE ALIMENTO E BEBIDAS**. 2022. 60 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia de Materiais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2022.

UEHARA, Gabriel Abreu. **ESTUDO DE BLENDAS POLIMÉRICAS PET/PE APLICADO NA RECICLAGEM DE APARAS DE FILMES MULTICAMADAS**. 2013. 179 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Curso de Ciência e Engenharia de Materiais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2013. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/bitstream/handle/ufscar/917/5709.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 05 jun. 2024.

United Nations Climate Change. **What is the Kyoto Protocol?** Disponível em: https://unfccc.int/kyoto_protocol. Acesso em: 10 nov. 2024.

URBANEK, Aneta K.; KOSIOROWSKA, Katarzyna E.; MIROŃCZUK, Aleksandra M. Current Knowledge on Polyethylene Terephthalate Degradation by Genetically Modified Microorganisms. **Frontiers In Bioengineering And Biotechnology**, [S.L.], v. 9, p. 0-0, 30 nov. 2021. Frontiers Media SA. <http://dx.doi.org/10.3389/fbioe.2021.771133>.

URBANEK, Aneta K.; KOSIOROWSKA, Katarzyna E.; MIROŃCZUK, Aleksandra M. Current Knowledge on Polyethylene Terephthalate Degradation by Genetically Modified Microorganisms. **Frontiers In Bioengineering And Biotechnology**, [S.L.], nov. 2021. Frontiers Media SA. <http://dx.doi.org/10.3389/fbioe.2021.771133>.

VALT, Renata Bachmann Guimarães. **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**. 2004. 209 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Processos Térmicos e Químicos, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/xmlui/bitstream/handle/1884/1593/R%20-%20D%20-%20RENATA%20BACHMANN%20GUIMARAES%20VALT.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 04 jun. 2024.

VENERAL, Charline; CAMARGO, Aline Frumi; KLEIN, Gabriel Henrique; VENERAL, Josamaique; TREICHEL, Helen. From macro to micro: plastic as an environmental problem. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, [S.L.], v. 20, p. 100906, dez. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enmm.2023.100906>.

WALKER, S.; ROTHMAN, R. Life cycle assessment of bio-based and fossil-based plastic: a review. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 261, p. 121158, jul. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121158>.

WANG, Haixia; WANG, Lijuan. Developing a bio-based packaging film from soya by-products incorporated with valonea tannin. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 143, p. 624-633, fev. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.064>.

WELLE, Frank. Twenty years of PET bottle to bottle recycling—An overview. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.L.], v. 55, n. 11, p. 865-875, set. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.04.009>.

WIEFEK, Jasmin; STEINHORST, Julia; BEYERL, Katharina. Personal and structural factors that influence individual plastic packaging consumption—Results from focus group discussions with German consumers. **Cleaner And Responsible Consumption**, [S.L.], v. 3, p. 100022, dez. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.clrc.2021.100022>.

World Wide Fund for Nature. **THE BUSINESS CASE FOR A UN TREATY ON PLASTIC POLLUTION**. 2020. Disponível em: https://f.hubspotusercontent20.net/hubfs/4783129/Plastics/UN%20treaty%20plastic%20poll%20report%20a4_single_pages_v15-web-prerelease-3mb.pdf. Acesso em: 10 nov. 2024.

YANG, Z.J.; HARKIN-JONES, E.; MENARY, G.H.; ARMSTRONG, C.G. Coupled temperature–displacement modelling of injection stretch-blow moulding of PET bottles using Buckley model. **Journal Of Materials Processing Technology**, [S.L.], v. 153-154, p. 20-27, nov. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jmatprotec.2004.04.203>.

YASIN, Najwa Mat; AKKERMANS, Simen; VAN IMPE, Jan F.M. Enhancing the biodegradation of (bio)plastic through pretreatments: a critical review. **Waste Management**, [S.L.], v. 150, p. 1-12, ago. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2022.06.004>.

Zampori, L.; Pant, R., Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF) method, EUR 29682 EN, **Publications Office of the European Union**, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-76- 00654-1, doi:10.2760/424613, JRC115959.

ZANIN, Maria; MANCINI, Sandro Donnini. A Reciclagem de Plásticos. **Resíduos Plásticos e Reciclagem**: aspectos gerais e tecnologia, [S.L.], p. 84-136, 2009. EdUFSCar. <http://dx.doi.org/10.7476/9788576003601.0004>.

ZHOU, Keren; LIU, Qin; FENG, Juan; CHANG, Tao; LIU, Jianguo. Comprehensive environmental performance of bottle-to-bottle recycling of PET bottles based on deposit-refund system in China. **Waste Management**, [S.L.], v. 172, p. 90-100, dez. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2023.10.018>.

APÊNDICE A – DATASETS UTILIZADOS NO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA PARA O CENÁRIO 1

Processo	Descrição	Dataset
Produção de resina	Produção de PET	Polyethylene terephthalate, granulate, amorphous {RoW} polyethylene terephthalate production, granulate, amorphous Cut-off, U (adaptado)
	Produção de PP	Polypropylene, granulate {RoW} polyethylene production, granulate Cut-off, U (adaptado)
Transporte de resinas	Transporte resina PET do fornecedor até a fábrica	Transport, freight, lorry, unspecified {BR} market for transport, freight, lorry, unspecified Cut-off, U
	Transporte resina PP do fornecedor até a fábrica	Transport, freight, lorry, unspecified {BR} market for transport, freight, lorry, unspecified Cut-off, U
Secagem de resinas	Consumo de eletricidade e energia térmica para secagem da resina PET	Electricity, medium voltage {BR} market group for electricity, medium voltage Cut-off, U
		Heat, district or industrial, natural gas {RoW} market for heat, district or industrial, natural gas Cut-off, U
Injeção	Injeção da resina PP para produção da tampa	Injection moulding {RoW} injection moulding Cut-off, U (adaptado)
Injeção-sopro	Injeção-sopro da resina PET para produção do frasco	Injection moulding {RoW} injection moulding Cut-off, U (adaptado)
Moagem*	Consumo de eletricidade para moagem dos refugos de PET e PP e transporte da resina moída até as recicladoras	Electricity, medium voltage {BR} market group for electricity, medium voltage Cut-off, U
		Transport, freight, lorry, unspecified {BR} market for transport, freight, lorry, unspecified Cut-off, U
Embalagem final	Transporte de papelão, saco plástico e pallet do fornecedor até a indústria e impactos associados a produção dos mesmos	EUR-flat pallet {RoW} EUR-flat pallet production Cut-off, U
		Corrugated board box {US} corrugated board box production Cut-off, U
		Packaging film, low density polyethylene {RoW} packaging film production, low density polyethylene Cut-off, U
		Transport, freight, lorry, unspecified {BR} market for transport, freight, lorry, unspecified Cut-off, U

Fonte: Autora (2024). *Considerando 2,5% de refugo de PET Virgem e PP destinado a moagem.

APÊNDICE B – DATASETS UTILIZADOS NO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA PARA O CENÁRIO 2

Processo	Descrição	Dataset
Produção de resina	Produção de PET-PCR (reciclagem)	Polyethylene terephthalate, granulate, amorphous, recycled {RoW} polyethylene terephthalate production, granulate, amorphous, recycled Cut-off, U (adaptado, alocado)
	Produção de PP	Polypropylene, granulate {RoW} polyethylene production, granulate Cut-off, U (adaptado)
Transporte de resinas	Transporte resina PET-PCR do fornecedor até a fábrica	Transport, freight, lorry, unspecified {BR} market for transport, freight, lorry, unspecified Cut-off, U
	Transporte resina PP do fornecedor até a fábrica	Transport, freight, lorry, unspecified {BR} market for transport, freight, lorry, unspecified Cut-off, U
Secagem de resinas	Consumo de eletricidade e energia térmica para secagem da resina PET-PCR	Electricity, medium voltage {BR} market group for electricity, medium voltage Cut-off, U
		Heat, district or industrial, natural gas {RoW} market for heat, district or industrial, natural gas Cut-off, U
Injeção	Injeção da resina PP para produção da tampa	Injection moulding {RoW} injection moulding Cut-off, U (adaptado)
Injeção-sopro	Injeção-sopro da resina PET-PCR para produção do frasco	Injection moulding {RoW} injection moulding Cut-off, U (adaptado)
Moagem*	Consumo de eletricidade para moagem dos refugos de PET-PCR e PP, e transporte da resina moída até as recicladoras	Electricity, medium voltage {BR} market group for electricity, medium voltage Cut-off, U
		Transport, freight, lorry, unspecified {BR} market for transport, freight, lorry, unspecified Cut-off, U
Embalagem final	Transporte de papelão, saco plástico e pallet do fornecedor até a indústria, e impactos associados a produção dos mesmos	EUR-flat pallet {RoW} EUR-flat pallet production Cut-off, U
		Corrugated board box {US} corrugated board box production Cut-off, U
		Packaging film, low density polyethylene {RoW} packaging film production, low density polyethylene Cut-off, U
		Transport, freight, lorry, unspecified {BR} market for transport, freight, lorry, unspecified Cut-off, U

Fonte: Autora (2024). *Considerando 2.5% de refugo de PET PCR e PP destinado a moagem.

APÊNDICE C – CATEGORIAS DE IMPACTO INCLUSAS NO RECIPE (H) 2016

(continua)

Categoria de Impacto	Descrição
Mudanças Climáticas	Está associada a emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) para o ar. Elevadas concentrações de GEE aumenta a capacidade de retenção de energia solar pela atmosfera, elevando a temperatura global e impactando negativamente a saúde humana e a qualidade dos ecossistemas terrestres e aquáticos.
Depleção de Ozônio	Está associada a emissão de substâncias depletoras de ozônio para o ar. A emissão de substâncias destruidoras de ozônio aumenta sua concentração na atmosfera, reduzindo o ozônio estratosférico. Isso intensifica a radiação UV-B na superfície, elevando riscos à saúde humana, como eritemas e câncer de pele.
Radiação Ionizante	Está associada a emissão de radionuclídeos para a água doce, águas marinhas e ar. A radiação ionizante começa com a emissão de radionuclídeos, seguida por sua dispersão e cálculo da exposição humana. Essa exposição é avaliada em termos de dose-resposta, determinando o aumento na incidência de cânceres e doenças hereditárias.
Formação de Ozônio (qualidade dos ecossistemas e saúde humana)	Está associada a emissões de óxidos de nitrogênio (NO _x) e Compostos Orgânicos Voláteis (VOCs) para a atmosfera, com exceção do metano. A formação de ozônio começa com a emissão de NO _x e VOCs (exceto metano), que se transformam em ozônio na atmosfera. Esse ozônio pode causar problemas respiratórios em humanos, aumentando a mortalidade, e afetar plantas, levando à perda de biodiversidade.
Formação de Material Particulado	Está associada a emissão de PM 2.5 e dos precursores dióxido de enxofre (SO ₂), óxidos de nitrogênio (NO _x) e amônia (NH ₃). A formação de materiais particulados começa com a emissão de NO _x , SO ₂ , NH ₃ ou PM2.5 primário, que são transportados e transformados em aerossóis secundários. A inalação de PM2.5 pela população pode aumentar os casos de mortalidade.
Acidificação Terrestre	Está associada a emissões de óxidos de nitrogênio (NO _x), amônia (NH ₃) e dióxido de enxofre (SO ₂) para o ar. A acidificação terrestre ocorre com o transporte atmosférico de NO _x , NH ₃ e SO ₂ , seguido por sua deposição no solo, que altera o pH e afeta o equilíbrio ambiental.

(conclusão)

Categoria de Impacto	Descrição
Eutrofização Marinha	Está associada a emissões diretas de nitrogênio para rios e águas costeiras, bem como emissões para o solo. Os impactos de eutrofização nas águas marinhas são avaliados com base no transporte e destino do Nitrogênio Orgânico Dissolvido (NOD) emitido no solo, corpos de água doce ou diretamente no mar, no tempo de residência nos ecossistemas marinhos, na depleção de oxigênio dissolvido e na perda potencial de espécies. Considera-se também a remoção de nitrogênio por advecção e desnitrificação no ambiente marinho.
Ecotoxicidades (aquática, terrestre e marinha)	Está associada a Emissões para o ar (urbano e rural), solo (agrícola e industrial), água doce e águas marinhas. As categorias de impacto de ecotoxicidade quantificam os efeitos dos compostos químicos nos ecossistemas, considerando a distribuição, degradação, toxicidade e a perda de biodiversidade.
Toxicidades humanas (carcinogênicas e não carcinogênicas)	Está associada a emissões para o ar (rural e urbano), solo (agrícola e industrial), água doce e águas marinhas, além da exposição humana por inalação, ingestão de alimentos e água. As categorias de impacto relacionadas à toxicidade humana avaliam os efeitos tóxicos à saúde humana devido à exposição a substâncias químicas.
Uso e Transformação do Solo	Está associada a ocupação de terra e transformação de terra ao longo do tempo. A cadeia de causa e efeito dos impactos de uso de terra considera a ocupação e transformação do solo. Mudanças na cobertura do solo afetam os habitats naturais e a biodiversidade, desqualificando a terra como habitat para várias espécies. O impacto inclui a alteração direta e local das espécies terrestres devido a práticas agrícolas e urbanas.
Esgotamento de Recursos Minerais	Está associada a extração de recursos minerais não renováveis. A escassez de recursos minerais começa com a extração do minério, o que reduz seu grau de pureza. Isso aumenta a quantidade de minério necessário para obter a mesma quantidade do recurso mineral desejado. A projeção da extração futura é modelada, considerando o aumento da quantidade de minério por quilograma de mineral extraído ao longo do tempo.
Esgotamento de Recursos Fósseis	Está associada a extração de recursos fósseis (óleo cru, gás natural, hulha, lignito e turfa). A escassez de recursos fósseis começa com a extração dos recursos de menor custo, como os mais facilmente acessíveis ou extraídos por métodos mais baratos. À medida que esses recursos são esgotados, a extração passa a ser mais cara, aumentando o custo do processo.
Depleção Hídrica	Está associada ao consumo de água. O mecanismo ambiental que relaciona a depleção de recursos hídricos à saúde humana considera a escassez de água para a produção agrícola de alimentos, resultando em possíveis casos de desnutrição. De forma semelhante, a modelagem dos impactos do consumo de água sobre os ecossistemas, no nível midpoint, utiliza uma abordagem equivalente à aplicada para os efeitos na saúde humana.

Fonte: Adaptado de Huijbregts *et al.* (2017).