

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE DE TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE GARRAFAS PET DE
REFRIGERANTE E SEU GERENCIAMENTO PÓS-CONSUMO A
PARTIR DO CICLO DE VIDA NO CONTEXTO DO DISTRITO
FEDERAL**

CAMILA LOPES DOS SANTOS

ORIENTADOR: FRANCISCO JAVIER CONTRERAS PINEDA

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E
RECURSOS HÍDRICOS**

BRASÍLIA/DF: SETEMBRO/2022

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE GARRAFAS PET DE
REFRIGERANTE E SEU GERENCIAMENTO PÓS-CONSUMO A
PARTIR DO CICLO DE VIDA NO CONTEXTO DO DISTRITO
FEDERAL**

CAMILA LOPES DOS SANTOS

**DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE
TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE
DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU
DE MESTRE EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS
HÍDRICOS.**

APROVADA POR:

Prof. Francisco Javier Contreras Pineda, PhD (ENC/UnB)
(Orientador)

Prof. Dra. Ariuska Karla Barbosa Amorim (ENC/UnB)
(Examinador Interno)

Prof. Dr. Sandro Donnimi Mancini (ICT/Unesp)
(Examinador Externo)

BRASÍLIA/DF, 29 DE SETEMBRO DE 2022

FICHA CATALOGRÁFICA

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 [Distrito Federal] 2022.

xviii, 150p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2022).

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Avaliação do Ciclo de Vida

2. Garrafa retornável

3. Bottle-to-bottle

4. Garrafa PET

I. ENC/FT/UnB

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

SANTOS., C. L. (2022). Avaliação da produção de garrafas PET de refrigerante e seu gerenciamento pós-consumo a partir do ciclo de vida no contexto do Distrito Federal. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação MTARH.DM, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 150p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTORA: Camila Lopes dos Santos

TÍTULO: Avaliação da produção de garrafas PET de refrigerante e seu gerenciamento pós-consumo a partir do ciclo de vida no contexto do Distrito Federal

GRAU: Mestre

ANO: 2022

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Camila Lopes dos Santos

QI 31 Lote 10 Bloco A apartamento 504 – Edifício Uruguaiana
71.065-909 Brasília - DF – Brasil.

DEDICATÓRIA

*Ao meu avô Josué,
queria que estivesse aqui.
Te amo!*

AGRADECIMENTOS

À Deus e à Nossa Senhora por todas as oportunidades, por toda a força e por toda coragem para continuar e concluir o mestrado.

À minha mãe, por ser a pessoa mais doce e a mais linda flor do jardim, obrigada por ser você e me acalmar.

Às minhas avós por entenderem minha ausência e por confiarem em mim.

À minha família, mesmo que não tenham entendido minha ausência, agradeço o suporte que me deram, sem isso não seria possível.

Ao meu namorado Gabriel pela compreensão, por aturar minha angústia e ansiedade. Agradeço pelo carinho e amor.

Ao meu orientador e amigo Francisco Pineda pela paciência e confiança em meu trabalho, obrigada por não desistir de mim.

Ao meu amigo Douglas e minha amiga Ana Carolina por me salvarem em momentos de prazos curtos e imediatos.

À minha amiga Flora que deu um super apoio nessa reta final e foi um grande ombro amigo.

Ao Universo, obrigada, pensei que isso não seria possível.

EPÍGRAFE

“A vida é pra quem sabe viver
Procure aprender a arte
Pra quando apanhar não se abater
Ganhar e perder faz parte
Levante a cabeça amigo a vida não é tão ruim
Um dia a gente perde, mas nem sempre o jogo é assim
Pra tudo tem um jeito, e se não teve jeito
Ainda não chegou ao fim
Mantenha a fé na crença se a ciência não curar
Pois se não tem remédio então remediado está
Já é um vencedor quem sabe a dor de uma derrota
Enfrentar
E a quem Deus prometeu nunca faltou
Na hora certa o bom Deus dará
Deus é maior, maior é Deus
E quem 'tá com Ele nunca está só
O que seria do mundo sem Ele” -
Clareou, Diogo Nogueira

RESUMO

AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE GARRAFAS PET DE REFRIGERANTE E SEU GERENCIAMENTO PÓS-CONSUMO A PARTIR DO CICLO DE VIDA NO CONTEXTO DO DISTRITO FEDERAL

Os plásticos são materiais presentes em várias atividades na vida cotidiana. Os resíduos plásticos por sua vez vêm sendo encontrado em diversas ações de limpeza pelas cidades. As garrafas PET são um dos itens mais encontrados nesse tipo de atividade. Propor novas alternativas para a gestão do resíduo PET é urgente, sejam pelos impactos de poluição, seja pelos impactos climáticos e de extração de recursos para sua fabricação e gerenciamento. No Distrito Federal, são produzidas 19.000 toneladas de resíduos PET por ano com taxa de aproveitamento de 13%. O material recuperado é encaminhado para reciclagem do tipo *bottle-to-fibre* (B2F), garrafa para fibra para ser incorporada majoritariamente na indústria têxtil. Por meio da aplicação de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) foram avaliados os impactos de depleção de recursos abióticos e mudanças climáticas relacionados a produção e destinação final, fim de vida, da garrafa PET de refrigerante do DF. Os resultados indicaram que o modelo de produção e gerenciamento de garrafas PET de refrigerante atuais geram 175,84 gramas de CO₂eq e 3,10 gramas de Sbeq para a fabricação de uma única garrafa de 2 litros de refrigerante, dos quais 60% é referente a produção da resina PET virgem, 39% da coleta pós-consumo e apenas 1% corresponde aos demais processos. Verificou-se que independente das medidas de produção e/ou gerenciamento adotadas nos cenários alternativos, quando se normaliza a taxa de adesão à coleta para 50%, os impactos aumentam significativamente e os maiores impactos estão associados ao transporte para a coleta dos resíduos. Considerando o consumo anual de refrigerantes no DF, podem ser evitadas em torno de 11.000 toneladas de CO₂eq e 33.600 quilogramas de Sbeq por ano ao se adotar um sistema de garrafas retornáveis. Tal medida reduz 75% dos impactos de depleção de recursos e 80% de mudanças climáticas. Recomenda-se que estudos futuros avaliem outras tecnologias de tratamento do resíduo PET, como a reciclagem química, comparem diferentes formas de transporte para a coleta, como uso de biodiesel ou caminhões elétricos. Sugere-se também a análise distintas embalagens de refrigerante, como latas de alumínio, garrafas de vidro em comparação com a garrafa PET.

Palavras-chave: garrafa PET retornável, avaliação do ciclo de vida, emissão de gases do efeito estufa, extração de recursos, *bottle-to-bottle*, *close-loop*.

ABSTRACT

LIFE CYCLE ASSESSMENT OF THE PRODUCTION OF SOFT DRINK PET BOTTLES AND THEIR POST-CONSUMPTION MANAGEMENT IN THE CONTEXT OF THE FEDERAL DISTRICT

Plastics are materials that are present in many activities in everyday life. Plastic waste has been found in several cleaning actions around cities. PET bottles are one of the most found items in this activity. Proposing new alternatives for the management of PET waste is urgent, not only because of the pollution impacts but also because of the climate impacts and the extraction of resources for its manufacture and management. In the Federal District, 19,000 tons of PET waste are produced annually, with a recycling rate of 13%. The recovered material is sent for bottle-to-fiber (B2F) recycling to be incorporated mainly in the textile industry. Through the Life Cycle Assessment, this research evaluates the impacts of abiotic resource depletion and climate change related to the production and final destination, end-of-life, of the DF soft drink PET bottle. The results indicated that the current production and management model of soft drink PET bottles generates 175.84 grams of CO₂eq and 3.10 grams of Sbeq for the manufacture of a single 2-liter bottle of soft drink. 60% refers to the production of virgin PET resin, 39% to the post-consumer collection, and only 1% corresponds to the other processes. It was found that regardless of the production and management measures adopted in the alternative scenarios, when the collection rate is normalized to 50%, the impacts increase significantly, and the most significant effects are associated with transportation for waste collection. Considering the annual consumption of soft drinks in DF, around 11,000 tons of CO₂eq and 33,600 kilograms of Sbeq can be avoided annually by adopting a returnable bottle system. Such a measure reduces 75% of the resource depletion and 80% of the climate change impacts. It is recommended that future studies evaluate other PET waste treatment technologies, such as chemical recycling, in conjunction with different modes of transportation for collection, such as the use of biodiesel or electric trucks. It is also suggested to analyze another soft drink packaging, such as aluminum cans and glass bottles, compared to the PET bottle.

Keywords: returnable PET bottle, life cycle assessment, greenhouse gas emissions, resource extraction, bottle-to-bottle, close-loop.

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO	19
2 - OBJETIVO	23
2.1 - OBJETIVO GERAL	23
2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS	23
3 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	24
3.1 - GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	24
3.1.1 - Ordem de prioridade: a hierarquia na gestão de resíduos.....	25
3.1.2 - Conceitos-chave na GRS.....	27
3.1.3 - Economia circular	29
3.2 - O PLÁSTICO	32
3.2.1 - O gerenciamento dos resíduos sólidos plásticos	33
3.2.2 - A produção do polietileno de tereftalato (PET)	37
3.3 - A AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	39
3.3.1 - Definição do escopo e objetivo	41
3.3.2 - Função, unidade funcional e fluxos de referência	42
3.3.3 - Fronteira do Sistema.....	43
3.3.4 - Requisitos de Qualidade dos Dados.....	47
3.3.5 - Inventário do Ciclo de Vida	48
3.3.6 - Análise do Impacto do Ciclo de Vida	49
3.3.7 - Interpretação dos Dados.....	51

3.4 - LEVANTAMENTO DE ESTUDOS NO TEMA DE GARRAFAS PET E ACV	53
3.5 - APLICAÇÕES DE ACV NO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E NA PRODUÇÃO DA GARRAFA PET	62
4 - METODOLOGIA	73
4.1 - ETAPA 1: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	73
4.2 - ETAPA 2: LEVANTAMENTO DE DADOS	74
4.3 - ETAPA 3: ESTUDO DE CASO	74
4.4 - ETAPA 4: APLICAÇÃO ACV	75
4.4.1 - Unidade funcional (UF) e Inventário do ciclo de vida (ICV)	75
4.4.2 - Formulação de cenários e definição da fronteira do estudo	78
4.4.3 - Modelagem ACV no software OpenLCA	83
4.5 - ETAPA 5: ANÁLISE DOS RESULTADOS	85
5 - ESTUDO DE CASO: RESÍDUOS PLÁSTICOS NO DF	86
5.1 - LEVANTAMENTO DE DADOS DF	86
5.2 - INSTALAÇÕES DE RECUPERAÇÃO DE RESÍDUOS (IRR)	88
5.3 - SISTEMATIZAÇÃO DE DADOS	93
6 - RESULTADOS	96
6.1 - CARACTERIZAÇÃO DO CENÁRIO ATUAL	96
6.1.1 - Coleta convencional	96
6.1.2 - Coleta Seletiva	99
6.2 - AVALIAÇÃO DOS CENÁRIOS	102

6.1 - MUDANÇAS CLIMÁTICAS.....	104
6.2 - DEPLEÇÃO DE RECURSOS	105
6.3 - DISCUSSÃO DOS RESULTADOS OBTIDOS	105
6.4 - ANÁLISE DE SENSIBILIDADE	110
7 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	117
REFERÊNCIA BIBLOGRÁFICA	121
A - APÊNDICE - DISTÂNCIA PERCORRIDA NA COLETA	133
B - APÊNDICE - DADOS DE TRIAGEM POR UNIDADES OPERACIONAL E COOPERATIVA	140
C - APÊNDICE – FLUXO COLETA SELETIVA E CONVENCIONAL.....	146

LISTA DE TABELA

Tabela 3.1 - Descrição de bancos de dados para ACV.....	47
Tabela 3.2 - Etapas de configuração do SciMAT, descrição e dados utilizados.....	54
Tabela 3.3: Levantamentos pesquisas ACV com garrafas retornáveis, unidades funcionais usadas e escopo geográfico.....	68
Tabela 3.4 - Resumo das aplicações de ACV revisadas.....	69
Tabela 4.1 - Dados e parâmetros utilizados na modelagem dos sistemas.....	77
Tabela 4.2 - Descrição do cenário atual (1 ou base) e cenários alternativos.....	83
Tabela 6.1 - Dados e resultados dos cálculos do fluxo de PET na coleta seletiva.	101
Tabela 6.2 - Resultado dos impactos ambientais para cada cenário (valores totais).....	103
Tabela 6.3 - Diferença entre os impactos de mudanças climáticas cenário base e os cenários propostos.	104
Tabela 6.4 - Diferença entre os impactos depleção de recursos cenário base e os cenários propostos.....	105
Tabela 6.5 - Normalização do cenário de aterramento.....	108
Tabela A.1: Distância percorrida por mês para coleta seletiva por cooperativas e associações.....	134
Tabela A.2: Distância percorrida na coleta seletiva por empresa.....	137
Tabela A.3: Distância percorrida coleta convencional.....	138
Tabela B.1: Dados de plásticos triados e vendidos pelas cooperativas/associações em peso (kg).	140
Tabela B.2: Quantidade de plástico vendido pelas cooperativas/associações – valores por receita R\$.	141
Tabela B.3: Categorias de PET utilizadas pelas cooperativas nas IRRs e a quantidade recuperada no ano de 2020.	145
Tabela C.1: Dados de coleta seletiva, convencional e transporte rejeito das IRR sistematizados.....	146
Tabela C.2: Dados gravimetria PDGIRS.....	148
Tabela C.3: Percentual de plástico na coleta seletiva de cada RA.	149

LISTA FIGURAS

Figura 3.1 - Diferenças ilustrativas da economia linear, da reciclagem e circular.....	31
Figura 3.2 - Classificação dos plásticos conforme ABNT 13230:2008 - Embalagens e acondicionamentos plásticos recicláveis - Identificação e simbologia.	33
Figura 3.3: Fluxo representando os tipos de reciclagem do plástico e sua reinserção no ciclo produtivo.....	36
Figura 3.4 - O fluxo da produção da garrafa PET desde as refinarias até as indústrias de 3ª geração (transformadores).	37
Figura 3.5 - Resina PET.	38
Figura 3.6 - Preforma PET.	38
Figura 3.7 - Esquema simplificado do ciclo de vida dos produtos.....	40
Figura 3.8 - Fases da ACV e suas relações e conexões.....	41
Figura 3.9 - Diagrama genérico da delimitação do limite do sistema, com as entradas e saídas de processos.	46
Figura 3.10 - Sistema subdivido em <i>foreground</i> e <i>background</i> aplicado para uma ACV de opções de tratamento de resíduos de embalagens	46
Figura 3.11 - Relação entre as intervenções ambientais e as categorias impactos geradas - <i>midpoint</i> ou <i>endpoint</i>	50
Figura 3.12 - A iteração na ACV – modelo esquemático.....	52
Figura 3.13 - Levantamento de documentos por período/intervalo de tempo.....	53
Figura 3.14 - Análise das palavras-chaves por período de tempo.	56
Figura 3.15 - Mapa de evolução das palavras-chaves.	58
Figura 3.16 - Diagrama de <i>cluster</i> (agrupamento).	60
Figura 3.17 - Rede de agrupamento life cycle assessment (network cluster) período de 2021-2022.....	62
Figura 3.18 - Rede de agrupamento recycling (network cluster) período de 2017-2018....	62
Figura 4.1 - Fluxograma da metodologia adotada.	73
Figura 4.2 - Sistema e fronteira do cenário 1.	79
Figura 4.3 - Sistema e fronteira do cenário 2.	79
Figura 4.4 - Sistema e fronteira do cenário 3.	80
Figura 4.5 - Sistema e fronteira do cenário 4.	81
Figura 4.6 - Sistema e fronteira do cenário 5.	82
Figura 4.7 - Sistema e fronteira do cenário 6.	82
Figura 5.1 - Percentual de receita por tipo de material considerando a venda dos materiais.	87
Figura 5.2 - Percentual de receita por tipo de material considerando o pagamento do SLU-DF.	88
Figura 5.3 - Esquema de funcionamento de um centro de triagem.	89
Figura 5.4 - Localização de Associações/cooperativas, IRRs e CTR	90
Figura 5.5 - Vista de perfil de uma IRR (centro de triagem).....	91
Figura 5.6 - IRR - área de descarga das coletas.....	91
Figura 5.7 - IRR - área de descarga e armazenamento das coletas para triagem.	91
Figura 5.8 - IRR - esteira de triagem.	91
Figura 5.9 - IRR - Bags para estocagem do material triado.	91
Figura 5.10 - Bag de “PET água”.	92
Figura 5.11 - Bag de “PET verde”.....	92
Figura 5.12 - “PET incolor” enfardado.	92
Figura 5.13 - Bag de “PET óleo”.....	92

Figura 5.14 - Percentual de cada categoria de plástico triado por peso, considerando os resíduos recuperados nas IRRs e nas UTMBs.....	94
Figura 5.15 - Percentual de cada categoria de plástico triado por venda, considerando os resíduos recuperados nas IRRs e nas UTMBs.....	94
Figura 5.16 – Diferentes categorias de PET triado nas IRRs e UTMBs.	95
Figura 6.1: Fluxo da Coleta Convencional.....	96
Figura 6.2: Balanço anual de massa de PET na coleta convencional.....	99
Figura 6.3 - Balanço de massa de entrada e saída de PET nas IRR.	102
Figura 6.4 - Distribuição dos impactos de mudanças climáticas por processo para cada cenário.	106
Figura 6.5 - Distribuição dos impactos de depleção de recursos por processo para cada cenário.	107
Figura 6.6 - Distribuição dos impactos de mudanças climáticas por processo para cenários 1 a 6, normalizados e com variações.	112
Figura 6.7 - Distribuição dos impactos de depleção de recursos por processo para cenários 1 a 6, normalizados e com variações.	113
Figura A.1: Fluxo de coleta seletiva por cooperativas.	133
Figura A.2: Exemplo de circuito de coleta demonstrando a área da coleta, trajeto percorrido, ponto de início e fim	134
Figura A.3: Fluxo geral da coleta seletiva por empresa	136
Figura A.4: Representação de um circuito de coleta.	136
Figura A.5: Representação caminho coleta convencional.....	138
Figura B.1: Triagem de plástico percentual por peso IRR.	143
Figura B.2: Triagem plástico percentual por receita IRR.....	143
Figura B.3: Triagem de plástico percentual por peso UTMB.	144
Figura B.4: Triagem de plástico por receita UTMB.....	144

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABS	Acrilonitrila Butadieno Estireno
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AFM	Análise do Fluxo do Material
AICV	Análise do Impacto do Ciclo De Vida
Al	Alumínio
AS	Acordo Setorial
ASB	Aterro Sanitário de Brasília
CC	Central de Comercialização
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CIR	Centro Integrado de Reciclagem
CO _{2eq}	Dióxido de carbono equivalente
CTR	Centrais de Triagem e Reciclagem
CVP	Ciclo de Vida do Produto
DF	Distrito Federal
DMT	Dimetil-Tereftalato
DOE	Potencial de Depleção de Ozônio Estratosférico

EVA	Etileno Vinil Acetato
GEE	Gases do Efeito Estufa
GRSU	Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
IRR	Instalação de Recuperação de Resíduos
LR	Logística Reversa
MDR	Ministério de Desenvolvimento Regional
MEG	Monoetilenoglicol
MMA	Ministério do Meio Ambiente
OEDC	<i>Organisation for Economic Co-operation and Development</i>
PAG	Potencial de Aquecimento Global
PAT	Potencial de Acidificação Terrestre
PC	Polycarbonato
PDA	Potencial de Depleção da Água
PDF	Esgotamento/Depleção dos Recursos Fósseis
PDGIRS	Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos
PE	Polietileno
PEAD	Polietileno de Alta Densidade

PEADO	Potencial de Ecotoxicidade de Água Doce
PEBD	Poliétileno de Baixa Densidade
PEcT	Potencial de Ecotoxicidade Terrestre
PEF	<i>Product Environmental Footprints</i>
PEM	Potencial de Ecotoxicidade Marinha
PET	Poliétileno Tereftalato
PEUADO	Potencial de Eutrofização de Água Doce
PEV	Pontos de Entrega Voluntária
PFOF	Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos
PFP	Potencial de Formação de Partículas
PLA	Ácido Láctico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PP	Polipropileno
PS	Poli(Estireno)
PTA	Ácido Tereftálico Purificado
PTH	Potencial de Toxicidade Humana
PU	Poliuretano
PVC	Policloreto de Vinila

PX	Paraxileno
RA	Região Administrativa
RC	Responsabilidade Compartilhada
REP	Responsabilidade Estendida dos Produtos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
Sb eq	Antimônio equivalente
SLU-DF	Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
UF	Unidade Funcional
UTMB	Usinas de Tratamento Mecânico-Biológico
WtE	<i>Waste To Energy</i>

1 - INTRODUÇÃO

A produção de plástico tem crescido fortemente nas últimas décadas. Em 1950 eram produzidos 1,3 milhões toneladas plásticas, hoje, são cerca de 370 milhões de plásticos fabricados anualmente. Isso representa um aumento de 350% em relação as estimativas de produção no século XX (Plastics Europe, 2021).

Este aumento de produção de plásticos se deve em grande parte pelas suas propriedades, as quais são importantes para a indústria, como, durabilidade, resistência, fácil modelagem, baixo peso e, principalmente, baixo custo. Progressivamente, o plástico foi se tornando essencial em diversos setores - construção civil, alimentos, bebidas, agricultura, têxteis e vestuários, eletrônicos, perfumaria (Fundação Heinrich Böhl, 2020).

A capacidade dos plásticos de serem moldados pela aplicação de calor e pressão, combinada com outras propriedades especiais, como baixa densidade, baixa condutividade elétrica, transparência e tenacidade, permite que os plásticos sejam transformados em uma grande variedade de produtos. Isso inclui garrafas de bebidas resistentes e leves feitas de polietileno tereftalato (PET), mangueiras de jardim flexíveis feitas de policloreto de vinila (PVC), recipientes de alimentos isolantes feitos de espuma de poliestireno (isopor) e janelas à prova de estilhaços de polimetilmetacrilato (WB e UNDESA, 2017).

Desafortunadamente, as taxas de aumento na geração de plástico não acompanham as taxas de reciclagem ou a destinação ambientalmente adequada do resíduo plástico, aquele gerado após o uso do material. Estima-se que sejam reciclados apenas 9% de toda a produção mundial, os demais resíduos plásticos são incinerados (12%), e a fração restante (79%) é descartada sem um novo uso, podendo ser encaminhada para aterros sanitários e lixões a céu aberto ou despejada no próprio meio ambiente (UNEP, 2018).

Corriqueiramente esses resíduos mal geridos se acumulam em rios, mares e oceanos. O plástico se fragmenta e originam microplásticos, os quais são ingeridos por animais que os confundem com comida (BRASIL, 2019). A presença de microplásticos no ambiente recebeu muita atenção nos últimos anos, pois esses fragmentos plásticos estão sendo encontrados em diferentes ecossistemas associados a oceanos, lagos, mares, rios, áreas costeiras e até mesmo a regiões polares (Auta, Emenike e Fauziah, 2017).

Com esse cenário há uma proeminente ameaça a vida marinha e a própria saúde humana. Cerca de 90% do lixo que flutua nos mares são materiais plásticos, sendo que 62% são embalagens de alimentos e/ou bebidas. Acredita-se que esses detritos provêm de fontes terrestres, como lixões e aterros sanitários mal geridos, tempestades, esgoto, instalações industriais e turismo costeiro. Se nada for mudado em relação ao tratamento e destinação dos resíduos plásticos, e o consumo deste produto continuar crescendo, como se espera, em 2050, serão 12 bilhões de toneladas de plásticos em aterros sanitários ou disperso no meio ambiente (Kaza *et al.*, 2018; UNEP, 2018).

É válido pontuar que a gestão dos resíduos plásticos passou por percalços nos últimos anos com o surgimento da pandemia de COVID-19. Diversos plásticos de uso-único foram inseridos no dia-a-dia da sociedade, embalagens para entrega de alimentos e produtos e equipamentos de proteção individual numa escala não antes vista. Os reais impactos associados a esse inesperado aumento no uso de plásticos ainda não foram contabilizados, mas estudos indicam o crescimento da poluição de plásticos no meio ambiente (Benson, Bassey e Palanisami, 2021; Leal Filho *et al.*, 2021).

Além da grande relação com a poluição marinha, a gestão de resíduos sólidos impacta as emissões dos gases do efeito estufa (GEE), contribuindo com 5% das emissões globais. Estima-se que tenham sido emitidas 1,6 bilhões de toneladas de CO₂ equivalente (CO_{2eq}) pela gestão de resíduos sólidos urbanos (GRSU) no ano de 2016 (Kaza *et al.*, 2018). Estudos indicam que a implementação de medidas sustentáveis na GRSU com a mitigação de emissões na prevenção (não geração), reutilização, reaproveitamento e reciclagem de resíduos, visando evitar emissões em outros setores, como na exploração de matéria-prima virgem, no transporte e em processos industriais, poderia contribuir entre 15% e 20% para redução das emissões (UNEP, 2015).

Cidades estão crescendo rapidamente sem sistemas adequados implantados para gerenciar os resíduos e ainda há pouca consciência sobre o uso dos plásticos (Kaza *et al.*, 2018). Por isso, pensar na GRSU adequada e nos modelos de produção é uma questão emergente, são fatores críticos para o desenvolvimento e planejamento de cidades saudáveis e inclusivas. Deve-se refletir desde a extração dos recursos para fabricação de produtos e seu fim de vida (Gonçalves-Dias, Ghani e Cipriano, 2015).

Considerando apenas o ano de 2016 a produção mundial de garrafas PET foi de 400 bilhões com uma projeção de crescimento de 3% ao ano. As garrafas são flutuantes, um dos itens mais encontrados em ações de limpeza pelas cidades. Avaliar soluções para sua destinação pós-uso é importante no contexto do combate à poluição (UNEP, 2019).

A produção de garrafas retornáveis, implementação de sistemas de coleta eficiente e a adoção de sistemas *close-loop* com altas taxas de reciclagem fornecem contribuições relevantes para a economia circular e redução de impactos ambientais. Aumentar as taxas de reciclagem das garrafas PET de 24% para 60% pode reduzir o impacto ambiental climático em cerca de 50% (UNEP, 2021).

A maioria das pesquisas no setor foca ou na produção, ou na destinação da garrafa PET (Björklund e Finnveden, 2005; Yi, Kurisu e Hanaki, 2014). Há uma carência de estudos que avaliem o ciclo completo, incluindo o próprio transporte para a coleta dos resíduos gerados.

No Distrito Federal, estima-se que sejam geradas cerca de 19 mil toneladas de resíduos PET por ano e a alternativa para a gestão deste resíduo atualmente é a reciclagem. Contudo, a taxa de reciclagem é baixa, cerca de 13% fazendo com que grande parte do PET ainda seja destinado ao aterro sanitário (SLU-DF, 2020).

Tendo em vista a problemática global dos resíduos plásticos, é preciso pensar em soluções integradas que contribuam para a melhor destinação do resíduo plástico após seu uso que, se possível, minimizem as emissões de GEE, poupem a extração de recursos e diminuam os impactos ambientais relacionados a produção e destinação.

O ciclo de vida de um produto, definido como a série de etapas que envolvem o desenvolvimento do produto, a obtenção de matérias-primas e insumos, o processo produtivo, o consumo e a disposição final, é uma ferramenta capaz avaliar diferentes cenários e auxiliar na tomada de decisão afim de se alcançar melhorias e ações frente a LR (BRASIL, 2010).

Nesse contexto, insere-se a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), usualmente descrita como uma análise do *berço ao túmulo* dos produtos, a qual busca análise e quantificação de impactos. Para uma ACV podem ser utilizados critérios qualitativos, como a reciclagem, reparabilidade, tipos de recursos utilizados e tipos de substâncias emitidas (UNEP, 2007).

Desse modo, considerando a produção e descarte da garrafa PET de refrigerante, este estudo pretende dimensionar a contribuição das emissões de gases do efeito estufa e dos impactos relativos à extração de recursos na fabricação e no atual do fim de vida da garrafa PET de refrigerantes no contexto do Distrito Federal (DF).

Para atingir o objetivo proposto, foi aplicada a metodologia ACV com a proposição de cenários alternativos para gestão do resíduo PET, considerando a produção de uma garrafa de 2 litros de refrigerante. Espera-se obter uma melhor solução que a prática atual, que minimize os impactos ambientais relacionados a sua produção e destinação.

2 - OBJETIVO

2.1 - OBJETIVO GERAL

O objetivo geral do presente trabalho é avaliar a produção de garrafas PET de refrigerante e seu gerenciamento pós-consumo por meio da análise do ciclo de vida com enfoque nas emissões de gases do efeito estufa e depleção de recursos no contexto do Distrito Federal.

2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar os cenários atual de produção e gerenciamento da garrafa PET de refrigerante no Distrito Federal;
- Analisar a contribuição da produção e do transporte no inventário do ciclo de vida com ênfase nas categorias de impacto avaliadas;
- Formular e caracterizar cenários alternativos focados na produção e/ou gerenciamento da garrafa PET de refrigerante;
- Aplicar o método CML 2001 na agregação e ponderação do inventário do ciclo de vida nas categorias de impacto avaliadas;
- Avaliar a influência do aumento da taxa de adesão à coleta seletiva e a fabricação de da garrafa PET retornável nas emissões de gases do efeito estufa e na depleção de recursos.

3 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 - GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Os resíduos sólidos são definidos como um material descartado por meio de alguma atividade humana por ser considerado inútil e/ou indesejado (Tchobanoglous e Kreith, 2002). Os resíduos sólidos são aqueles encontrados nos estados sólido ou semissólido e que são decorrentes de atividades de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição (ABNT, 2004).

Conforme definido na Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305/2010, os resíduos sólidos urbanos (RSU) englobam os resíduos originários de atividades domésticas em moradias e os decorrentes dos serviços de limpeza urbana, como, varrição, limpeza de logradouros e vias públicas (BRASIL, 2010).

Os resíduos sólidos municipais incluem os resíduos gerados por residências, comércios, escritórios, instituições (escolas, governos, entre outros), resíduos volumosos (sofás, móveis velhos), de serviços municipais, como, varrição, resíduos de manutenção de parques e jardim e limpezas de vias (UN Habitat, 2021).

Nesse sentido, a gestão de resíduos sólidos urbanos (GRSU) consiste no conjunto de ações empreendidas visando a realização da limpeza, coleta, tratamento e disposição final dos RSU. Ela inclui atividades desde a geração até a disposição final, envolvendo uma cadeia de processos em cada etapa (Bartholomeu e Caixeta-filho, 2011). Esta se tornou municipal um desafio global em razão dos recursos limitados, de uma população em crescimento exponencial e da rápida urbanização e industrialização.

A nível municipal o aumento na geração de resíduos; os custos elevados associados à sua gestão; à falta de compreensão sobre uma diversidade de fatores que afetam as diferentes etapas da gestão dos resíduos; à falta de articulação entre as partes envolvidas para permitir o funcionamento de todo o sistema é um gargalo para a gestão municipal (Guerrero, Maas e Hogland, 2013).

A PNRS (Brasil, 2020) traz a seguinte definição de gestão integrada de resíduos sólidos urbanos em seu art. 3º, XI: “conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável”. Determina a inclusão social e a emancipação econômica dos catadores de materiais recicláveis, além de incentivar a participação social no planejamento público, a logística reversa e a responsabilidade compartilhada pela sua gestão. Ela defende a prevenção (não geração) e a redução de resíduos, prioriza a valorização e o reaproveitamento dos materiais por meio da reciclagem, compostagem, biodigestão e determina que os rejeitos devem ser destinados para aterros sanitários somente como última alternativa (BRASIL, 2010).

No Distrito Federal, a Lei Distrital n.º 5.418/2014 instituiu a Política Distrital de Resíduos Sólidos e previu a elaboração do Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PDGIRS). Este plano, aprovado pelo Decreto n.º 38.903/2018 do DF, busca garantir a universalização do acesso aos serviços de limpeza urbana e manejo dos resíduos e proporcionar a sua gestão integrada no DF a partir de diretrizes de manejo de resíduos sólidos que busquem priorizar a não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final (ADASA, 2017).

A gestão de resíduos é multidimensional e envolve diversas partes interessadas de diferentes áreas de interesse. Todos eles apresentam um papel fundamental na formação do sistema de gestão de resíduos, sendo importante que os cidadãos sejam considerados corresponsáveis por ele juntamente com a municipalidade (Contreras *et al.*, 2008). Para se ter um sistema eficiente e eficaz, é relevante o entendimento sobre quem são as partes interessadas e as responsabilidades que têm na estrutura. Um sistema eficaz não se baseia apenas em soluções tecnológicas, mas também em vínculos ambientais, socioculturais, jurídicos, institucionais e econômicos que devem estar presentes para permitir o seu funcionamento (Guerrero, Maas e Hogland, 2013).

3.1.1 - Ordem de prioridade: a hierarquia na gestão de resíduos

De acordo com a PNRS (2010), deve-se seguir uma ordem de prioridade na definição de estratégias e ações para a gestão e o gerenciamento de resíduos sólidos: não geração,

redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

Com isso, a prioridade é a não geração do resíduo. Quando não for possível evitar a geração, buscar a reutilização, entendendo-se como reuso, a reutilização do material sem modificação nas propriedades no resíduo. Em terceiro lugar, não sendo possível o reuso, reciclar. No caso de não ser viável a reciclagem, buscar a destinação adequada e sua disposição final. Para que a hierarquia seja de fato estabelecida, é fundamental a formulação de políticas por meio do poder público (Tchobanoglous e Kreith, 2002).

A prevenção compreende a adoção de medidas antes de uma substância, material ou produto tornar-se resíduo. Estas ações e medidas incluem: a redução dos resíduos gerados em quantidade e/ou volume, geralmente por meio da reutilização de produtos ou do prolongamento do tempo de vida dos produtos, a redução dos impactos negativos dos resíduos no ambiente e na saúde humana e a redução do teor de substâncias nocivas presentes nos materiais e produtos. Em linhas gerais, a prevenção pode apresentar duas abordagens a prevenção quantitativa e prevenção de danos (Gonçalves Dias e Bortoleto, 2014).

A prevenção mostra-se ainda mais relevante no contexto atual, no qual entramos em contato com materiais tóxicos, nesse sentido, o resíduo plástico merece atenção devido ao seu potencial de contaminação se não for destinado adequadamente. Este material é um bem durável, leva centenas de anos para se decompor e ainda pode sofrer processos de fragmentação, tornando-se microplástico, nanoplástico, oligômero e fragmentos químicos. Diversos são os fatores que influenciam essa desagregação dos plásticos, podendo ser a fotodegradação (radiação ultravioleta), o estresse físico, a salinidade, as altas temperaturas, a ação de ondas, dentre outros (European Commission, 2019; Iwanicki, 2020).

Microplásticos e nanoplásticos já são apontados como substâncias tóxicas em pesquisas. Os nanoplásticos reagem com outros diversos compostos tóxicos que são absorvidos por organismos aquáticos que criam intoxicações agudas. Xu et al. (2019), em seu estudo sobre a compreensão do efeito do poliestireno nanopartículas em pulmões humanos, descobriu que os nanoplásticos aerotransportados são capazes de causar danos e perturbação funcional do sistema respiratório humano sintomas, desordens endócrinas e toxicidade reprodutiva (Bhagat, Nishimura e Shimada, 2021; Campanale *et al.*, 2020). A falta de uma GRSU adequada pode culminar na contaminação de corpos hídricos por plástico.

Na perspectiva de produtos e resíduos plásticos, a prevenção ou não geração pode ser tão simples quanto mudar de plásticos descartáveis ou uso único para produtos reutilizáveis e retornáveis, ou mais complexa como o redesenho de um produto para utilizar menos matéria-prima ou durar mais. A melhor maneira de ter um efetivo tratamento e uma destinação adequada para os resíduos, é trabalhando com a prevenção dos mesmos. É necessário e importante a adoção de medidas anteriormente a geração de resíduos (prevenção). A indústria deve trabalhar para minimizar a geração destes resíduos, usando menos matérias-primas (Coggins, 2001; EPA, 2020; Gonçalves-Dias, Ghani e Cipriano, 2015).

É preciso que o consumidor tenha um comportamento mais responsável ao adquirir produtos e busque descartá-los adequadamente. Além disso, é imprescindível que se promovam políticas integradas sobre produtos com uma visão holística da relação entre produtos e sua carga sobre o meio ambiente ao longo do ciclo de vida (OECD, 2008).

Desse modo, ao considerar um sistema produtivo desde a extração até o destino final do produto (quando ele se torna um resíduo), deve-se buscar estratégias de não-geração desde a extração ao manufaturamento e, quando o produto se tornar um resíduo, deve-se atuar para uma gestão adequada.

3.1.2 - Conceitos-chave na GRS

Para discutir a gestão de resíduos sólidos ambientalmente adequada, é necessário abordar alguns conceitos-chaves mencionados na PNRS e que são de grande valia para este estudo.

Primeiramente, será discorrido a logística reversa (LR). Esta é definida como um instrumento legal de desenvolvimento econômico e social, qualificada por procedimentos, ações e meios destinados a promover a coleta e o retorno dos resíduos sólidos ao setor empresarial a fim de propiciar o reaproveitamento em seu próprio ciclo produtivo ou em outro, ou outra destinação ambientalmente adequada (BRASIL, 2010). Cabe ressaltar que somente a partir da PNRS, o Brasil obteve o primeiro instrumento legal que disciplina e rege as obrigações acerca das embalagens, servindo de marco histórico para o regulamento da LR (Couto e Lange, 2017).

A regulamentação da LR é importante também por promover de maneira indireta o retorno de produtos ao ciclo produtivo, sendo que esta é uma questão globalmente discutida em função do uso crescente de recursos que podem vir a escassez, trazendo uma preocupação em relação aos próximos anos devido a esgotamentos dos recursos (Rood e Kishna, 2019).

A fim de assegurar a efetividade da logística reversa outros termos foram definidos na PNRS, sendo eles: acordo setorial, responsabilidade compartilhada e ciclo de vida dos produtos. Define-se como ciclo de vida do produto (CVP) o conjunto de etapas que constituem o desenvolvimento dos produtos, desde a obtenção de matérias-primas a disposição final do mesmo. O acordo setorial (AC) se apresenta como um instrumento para promover a implantação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos por meio de contratos firmados ente o poder público, fabricantes, importadores, distribuidores ou comerciantes. A responsabilidade compartilhada (RC) atribuí aos fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes e responsáveis pelo serviço de manejo de resíduos possuem a obrigação de coletar e destinar os resíduos de forma ambientalmente correta (BRASIL, 2010; Jardim, Yoshida e Machado Filho, 2012).

O conceito de RC baseia-se na definição de Responsabilidade Estendida dos Produtos (REP), utilizada em outros países e da mesma forma traz a responsabilidade pela gestão dos resíduos pós-consumo. Basicamente, a REP é uma responsabilidade ambiental atribuída aos produtores responsabilizando-os cobrir todo o ciclo de vida de seus produtos, incluindo a devolução. Usualmente, tais obrigações estão na incumbência de municípios e dos governos locais, portanto a regulamentação da REP (Park, Díaz-posada e Mejía-dugand, 2018).

Como premissa básica, a REP assume que qualquer comerciante que disponibilize embalagens para o mercado passa a ser responsável pelo gerenciamento e recuperação das mesmas após o consumo (Demajorovic e Massote, 2017).

É válido ressaltar que a REP define claramente, pelo próprio nome, que a responsabilidade de retorno dos produtos ao ciclo produtivo é de quem o produz, embora seja preciso o apoio de distribuidores e consumidores para o retorno. Essa é uma diferença crucial entre os conceitos de RC e REP, e talvez, por isso, haja tanta dificuldade na implantação de uma LR efetiva no Brasil.

Para funcionamento e aplicabilidade seja da REP ou RC, como conceitos semelhantes, fazem-se necessárias metas individualizadas e definidas aliadas a taxas proporcionais à reciclabilidade do material, pois somente assim haverá efeitos significativos nos índices de reciclagem dos produtos (Demajorovic e Massote, 2017).

Estas são medidas para enfrentar o problema da gestão preventiva e reparatória dos resíduos pós-consumo, agregando a responsabilidade ambiental. Isto é, baseando-se no princípio do poluidor pagador, a responsabilidade ambiental pós-consumo impõe ao fabricante ou importador de produtos a obrigação de adotar medidas destinadas à prevenção de danos ambientais decorrentes do seu descarte – garantindo seu recolhimento, armazenamento e destinação final adequada, via reutilização, reciclagem ou mesmo disposição final –, bem como a reparação de eventuais danos ambientais (Moreira *et al.*, 2016).

A responsabilidade estendida do produtor é uma estratégia de proteção ambiental para atingir um objetivo ambiental de diminuição do impacto ambiental total de um produto responsabilizando o fabricante do produto pelo ciclo de vida completo do produto, desde sua geração até sua disposição, prezando-se especialmente, para devolução, reciclagem e descarte final do produto. Para que a REP seja efetivamente implementada são necessários instrumentos administrativos, econômicos e informativos (Kojima, Yoshida e Sasaki, 2009).

3.1.3 - Economia circular

O modelo econômico linear baseado na extração, fabricação e descarte requer grandes quantidades de materiais e energia, os quais nem sempre são acessíveis e estão se tornando cada vez mais escassos. Ao remeter-nos à escassez de recursos e a, conseqüente, escassez da oferta, deparamo-nos com a volatilidade dos preços, o que pode trazer grandes impactos econômicos para empresas e, conseqüentemente, para consumidores (European Commission, 2019).

Em uma abordagem linear clássica, as matérias-primas são extraídas e transformadas em produtos. Uma vez que o produto é vendido, os produtos diminuem seu valor até chegarem ao ponto de se tornarem resíduo. Aguardar o esgotamento dos recursos não parece ser a alternativa mais adequada, não somente por questões financeiras, mas também por questões

de sustentabilidade. Repensar a atual linearidade do sistema de produção é urgente e preciso, uma vez que esse modelo de produção tem sido uma das causas crescentes da escassez e da elevação dos preços de matérias-primas e recursos minerais, contribuindo efetivamente para a degradação do meio ambiente. Nesse sentido, uma transição para um modelo econômico mais circular ganha mais incentivo e pode começar a ser visto como necessário (Ellen MacArthur Foundation, 2015a).

A economia circular tem como finalidade assegurar os produtos, componentes e materiais em seu mais alto nível de utilidade e valor tendo como princípio uma economia restaurativa e regenerativa. Por isso, é de extrema importância a gestão de dois componentes: os recursos renováveis e os estoques. Busca-se restaurar materiais finitos garantindo uma boa gestão de estoque. Em paralelo, estuda-se a regeneração de modo a garantir a continuidade de ciclo biológicos (Ellen MacArthur Foundation, 2015b).

O princípio central é reter produtos, componentes e materiais na economia, através de vários loops de preservação de valor, tais como reparo, reutilização, remanufatura e reciclagem. Não se pode confundir, uma economia circular com uma “economia de reciclagem”, na qual são feitos esforços para fazer algo valioso com os resíduos produzidos em atividades econômicas convencionais. Entretanto, não aborda as questões sistêmicas da economia linear, tal como a criação de resíduos em primeiro lugar e o desperdício de matéria-prima (European Commission, 2019; Rood e Kishna, 2019).

A Figura 3.1 faz uma alusão a esses três modelos de economia, mostrando qual a ideologia de cada uma. O modelo circular é de difícil alcance, sendo o meio termo entre a economia de reciclagem e a economia circular o mais corriqueiro, considerando que há uma fração de resíduo a ser descartada, passiva de tratamento.

A fim de alcançar uma economia circular de larga escala a Fundação Ellen MacArthur sugere cinco objetivos complementares para políticas: 1. estimular o design de modo a eliminar o desperdício e a poluição, 2. Gerenciar Recursos para preservar valor, ou seja, promover sistemas de gerenciamento de recursos que mantenha os produtos em seu maior valor possível, evitando aterramento desnecessários. 3. Criar condições econômicas para a transição, ou seja, incentivos econômicos e regulações que apoiem e tornem a economia circular algo comum, que não seja exceção. 4. investir em inovação, infraestrutura e

competências, 5. Promover uma colaboração público-privada ágil em todas as cadeias de valor para remover barreiras (Ellen MacArthur Foundation, 2021).

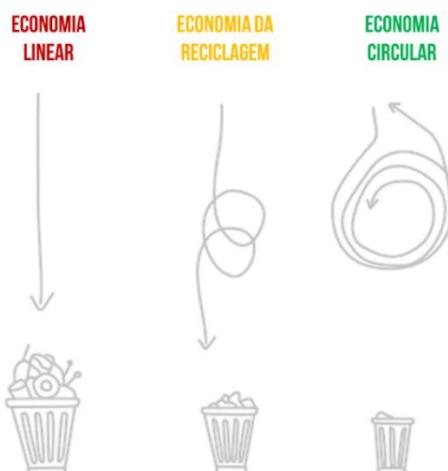


Figura 3.1 - Diferenças ilustrativas da economia linear, da reciclagem e circular.

Fonte: (European Commission, 2019).

A economia circular abre novas oportunidades para uma mudança transformacional em na produção e nos padrões de consumo - uma condição prévia por mudanças persistentes também em gases de efeito estufa perfil de emissão. Os produtos precisam se tornar mais eficientes e mais próximos de alcançar a neutralidade de emissões (GIZ, 2021).

Nesse viés, a produção de plásticos em grande escala requer uma localização geográfica cuidadosa e com planejamento a longo prazo em relação à matéria-prima, acessibilidade ao mercado, regulamentação e legislação. Até mesmo a criação de plantas-piloto para capacidade de produção precisa ser bem avaliada para estabelecer conjunta responsabilidade na cadeia de valor. Levando em conta um sistema responsabilidade compartilhada e logística reversa que funcione bem para direcionar o design do produto para a reutilização, coleta econômica, classificação e reciclagem na área onde o item é colocado no mercado.

Tal estrutura também pode garantir responsabilidade entre todos os atores participantes envolvidos na cadeia do produto. No caso de uma garrafa PET de refrigerante pensar nos consumidores, local para extração da matéria-prima, envasamento e demais fatores é essencial para que os conceitos de LR e RC sejam efetivamente implementados.

3.2 - O PLÁSTICO

No Brasil, estima-se que os resíduos plásticos correspondam a uma parcela de 16,8% da composição gravimétrica do RSU. Considerando apenas o ano de 2020, foram geradas 13,35 milhões de toneladas de resíduos plásticos (ABRELPE, 2020). Segundo dados do Ministério de Desenvolvimento Regional (MDR) (2020) por meio do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) apenas 24,3% dos resíduos plásticos foram recuperados, sendo que a taxa de reciclagem do PET chega a 44% conforme Anexo Acordo Setorial para Implantação do Sistema de Logística Reversa de Embalagens (Brasil, 2015) e no ano de 2020 (pandemia) alcançou 34% conforme ABIPLAST (2021).

Os plásticos são formados por meio de reações químicas de polimerização, isto é, adição/união de monômeros, formando vários “meros”, os chamados, polímeros (Teixeira, Cirino e Lino, 2017). Podem ser formados por meio da repetição de unidades química menores, nesse caso, são chamados de homopolímeros (ABIPLAST, 2018).

De acordo com a capacidade de fusibilidade, os plásticos podem ser categorizados em dois grupos: termoplásticos ou termorrígidos. Estes últimos são polímeros que quando aquecidos, mudam sua estrutura química e não podem ser fundidos novamente, assim, não podem ser reciclados mecanicamente, mas podem passar por processos de recuperação energética. Os termoplásticos são aqueles que sob calor não alteram sua estrutura química, portanto, podem ser fundidos novamente após o resfriamento, portanto, podem passar por reciclagem mecânica (ABIPLAST, 2018; Piatti e Rodrigues, 2005).

A principais matéria-prima para a produção de plástico é o petróleo. Este passa por refinarias e petroquímicas para se transformar em um produto. As petroquímicas são classificadas de acordo com o produto que é obtido pelos processos que ali ocorrem, podem ser de primeira, segunda ou terceira geração (Empresa de Pesquisa Energética, 2019; Teixeira, Cirino e Lino, 2017).

As petroquímicas de primeira geração transformam matérias-primas (nafta, propano, butano) em produtos petroquímicos básicos considerados coprodutos, como, os aromáticos (benzeno, tolueno e xilenos) e as olefinas (eteno, propeno e butadieno) aromáticos. Na segunda geração são formados intermediários, como, resinas e fibras. Por fim, a terceira geração, também conhecida como transformadores, se encarrega de transformar os

intermediários em produtos finais, como as embalagens PET, garrafas, potes, dentre outros usos (Empresa de Pesquisa Energética, 2018).

Para facilitar a identificação dos plásticos e auxiliar na separação e posterior reciclagem dos materiais de acordo com a sua composição, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), baseando-se em critérios internacionais, normatizou os principais plásticos por meio de símbolo, sendo eles: polipropileno (PP), o policloreto de vinila (PVC), o polietileno (PE), o polietileno de alta densidade (PEAD), o polietileno de baixa densidade (PEBD) e outros (ABNT, 2008). Os símbolos para identificação dos tipos de plásticos podem ser visualizados na Figura 3.2



Fonte: Adaptada de (Mais Polímeros, 2022).

Dentre os tipos de plástico mencionados na Figura 3.2 , o PET, PEBD, PP e o PEAD foram os materiais com maior índice de reciclagem no ano de 2020, juntos representaram 90% dos materiais reciclado (ABIPLAST, 2021).

3.2.1 - O gerenciamento dos resíduos sólidos plásticos

Considerando-se uma escala global, apenas 14% dos resíduos de embalagens plásticas são reciclados, sendo que 40% são destinados a aterros, 14% são encaminhados para incineradores e 32% não encontram um meio de destinação adequado e devem estar presentes em lixões, rios e mares (European Commission, 2019).

Diante dos problemas que são ocasionados pelo descarte inadequado do plástico, alguns países mais desenvolvidos na gestão de resíduos apresentam mecanismos formais que

impõem a redução de parte do impacto ambiental causado pelos plásticos garantindo o retorno do material para o ciclo produtivo (UNEP, 2021).

No Brasil, segundo o Anuário da Reciclagem, em 2020, o plástico representou 22% das quantidades de materiais comercializados pelas cooperativas, ficando atrás apenas do papel. É válido ressaltar que a reciclagem a que se refere o Anuário da Reciclagem é a reciclagem mecânica, no entanto, existem outros tipos de reciclagem, como, a química e a energética (ANCAT e PRAGMA, 2019). Cada uma dessas reciclagem serão explicadas e diferenciadas a seguir.

A reciclagem mecânica consiste nas seguintes etapas básicas: fragmentação, separação, lavagem e extrusão. A primeira etapa envolve a diminuição do tamanho do plástico, transformando-o em fragmentos menores, normalmente, pelo processo de moagem ou trituração. É a reciclagem mais difundida no Brasil, embora tenha alguns desafios logísticos, como, a necessidade de triagem prévia, com a separação dos tipos de resíduos plásticos e de remoção de possíveis contaminantes. A exemplo a resina PET que se misturada ou contaminada com PVC, podem se degradados pelo ácido clorídrico, afetando a qualidade do floco PET (Pinto, 2012). Em se tratando de embalagens voltadas a alimentos, as quais além de poderem ter seu sabor modificado com a presença de contaminantes, a preocupação e controle de qualidade é mais rigorosa considerando os riscos associados à contaminação de substâncias prejudiciais à saúde (ANVISA, 2016).

Sabe-se que as principais causas da presença de contaminantes em embalagens PET se dá devido ao pós-uso inadequado do consumidor, quem as vezes utiliza o recipiente para colocar um outro produto. Por exemplo, utilizar a garrafa PET de refrigerante para armazenar um produto de limpeza. Dependendo da substância inserida, pode-se prejudicar ou até inviabilizar a reciclagem do material (Lemos Junior *et al.*, 2019).

Processos de reciclagem que buscam retornar o produto para a sua cadeia original, com a mesma aplicação inicial, são denominados *close-loop* (ciclo fechado). É o caso da reciclagem mecânica do PET para produção de novas garrafas. Já os processos em que a reciclagem produz materiais que são inseridos em outra cadeia são chamados de *open-loop* (ciclo aberto). Por exemplo, se a reciclagem mecânica da garrafa PET produz a resina para fabricação de camisetas, trata-se um processo *open-loop*.

A reciclagem química do plástico transforma os resíduos plásticos em matérias-primas, ou produtos químicos por intermédio de processos termoquímicos, ou de transformação química ou biológica. Conforme o tipo de plástico a ser reciclado, a massa molar e a composição dos produtos desejados um dos diferentes métodos de reciclagem química pode ser implantado. Os processos de reciclagem química incluem: pirólise, gaseificação, hidrocrackeamento, despolimerização, dentre outros. A pirólise é a mais estudada das quatro técnicas de reciclagem química, com o maior número de pesquisas (Davidson, Furlong e McManus, 2021).

O processo de pirólise (termoquímico) ocorre por meio da reação de decomposição que acontece pela ação de altas temperaturas, fazendo com que se rompa a estrutura molecular, sendo convertidas em moléculas mais curtas e menos complexas. O método requer altas temperaturas por um breve período sem oxigênio (Jahirul *et al.*, 2022). Esse é um processo indicado para misturas plásticas, no entanto, assim como na reciclagem mecânica, esse processo pode exigir um tratamento prévio a reciclagem se os materiais não estiverem limpos e puros (Pinto, 2012).

Muitos países buscam metas ambiciosas para a reciclagem do resíduo plástico, o que se mostra um grande desafio. A União Europeia pretende alcançar uma taxa de reciclagem de embalagens de plástico de 55%, contudo, a reciclagem de plásticos gera produtos com qualidade inferior, a chamada *downcycling*, como a reciclagem do PET para produção de sacolas plásticas. Nesse viés, questionando o ideal de reciclagem "infinita", tecnologias de reciclagem química, tais como pirolise e hidrólise estão se desenvolvendo com a perspectiva de superar as deficiências de deterioração e presença de impurezas que afetam o resíduo plástico misto, entretanto ainda há muitos desafios para implementação desta tecnologia em alguns países seja pelo consumo de energia, seja pelo custo associado a implantação da tecnologia (Faraca e Astrup, 2019).

Embora a pirólise tenha atingido uma maturidade comercial nos últimos anos, as instalações comerciais ainda são pontuais e a tecnologia ainda está em desenvolvimento (Jeswani *et al.*, 2021).

Por outro lado, a reciclagem energética é mais abrangente, muitos países já trabalham com essas tecnologias. A reciclagem energética consiste em transformar o resíduo em energia

térmica e elétrica por meio da queima, aproveitando, o poder calorífico armazenado nesses materiais como combustível (Braskem, 2012).

Há avanço no tratamento dos gases que são liberados durante essa reciclagem por meio do uso filtros que atuam no processo de um sistema de combustão, resultando em taxas mais altas de recuperação de energia, uma redução adicional em e uma melhoria na qualidade dos níveis de emissões residuais (Martin, Koralewska e Wohlleben, 2015) . No entanto, faz-se necessário considerar o gerenciamento do resíduo sólido perigoso proveniente dos sistemas de remoção de poluentes.

Um grande diferencial da reciclagem energética para a mecânica e a química, é que essa pode funcionar adequadamente mesmo com o material plástico contaminado ou deteriorado. Por esse fator, a reciclagem energética pode ser uma alternativa interessante para o tratamento dos resíduos plásticos (Pinto, 2012).

O esquema da Figura 3.1 Figura 3.3 mostra os tipos de reciclagem de plásticos mencionados acima e suas possibilidades/etapas de reinserção no ciclo produtivo.

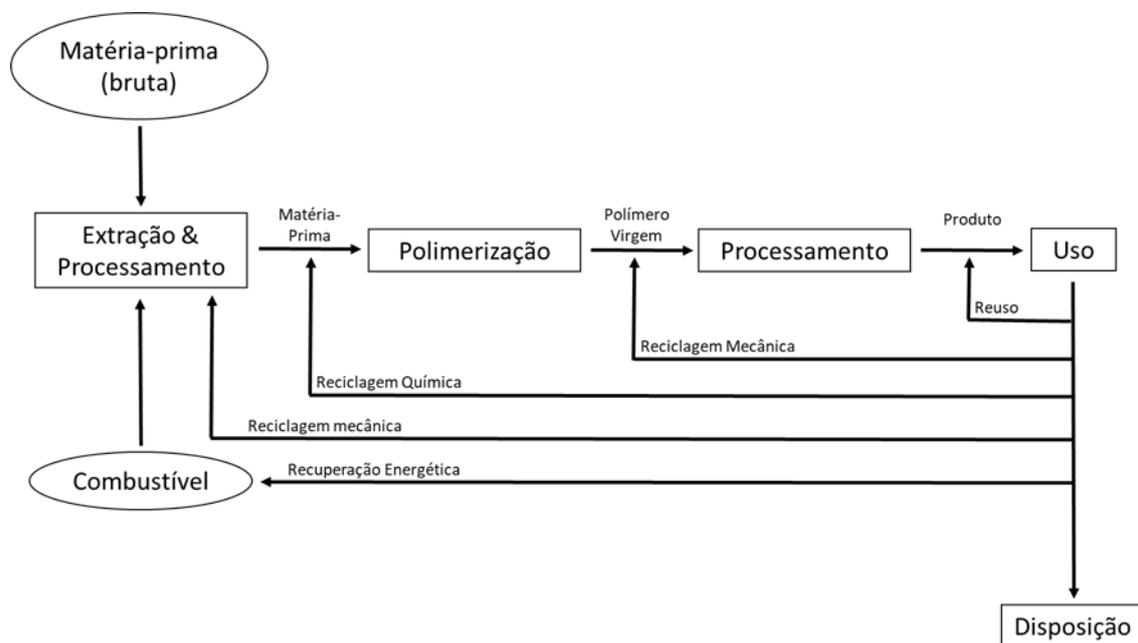


Figura 3.3: Fluxo representando os tipos de reciclagem do plástico e sua reinserção no ciclo produtivo.

Fonte: Adaptado de (Perugini *et al.* 2005).

3.2.2 - A produção do polietileno de tereftalato (PET)

O PET é derivado da nafta, obtida a partir do refino do óleo cru nas refinarias. O que interessa para a fabricação do PET são os intermediários etileno e paraxileno, que servem para formação dos monômeros, o ácido tereftálico purificado (PTA) e monoetilenoglicol (MEG) (Banco Nacional de Desenvolvimento, 2005; Valt, 2004).

O MEG e o PTA reagem por meio de uma esterificação direta, passando por cristalização, formando a resina PET, a qual apresenta aspecto de grãos brancos e opacos. Há outra rota para obtenção da resina PET, utilizando o dimetil-tereftalato (DMT) como intermediário, no lugar do PTA (representado de forma tracejada na Figura 3.4, abaixo) por meio de uma transesterificação na qual o DMT reage com o MEG, no entanto, essa rota está em desuso por ser menos eficiente e considerada uma tecnologia obsoleta (Empresa de Pesquisa Energética, 2018, 2019).

O fluxo de produção do PET descrito acima é apresentado de maneira resumida na Figura 3.4.

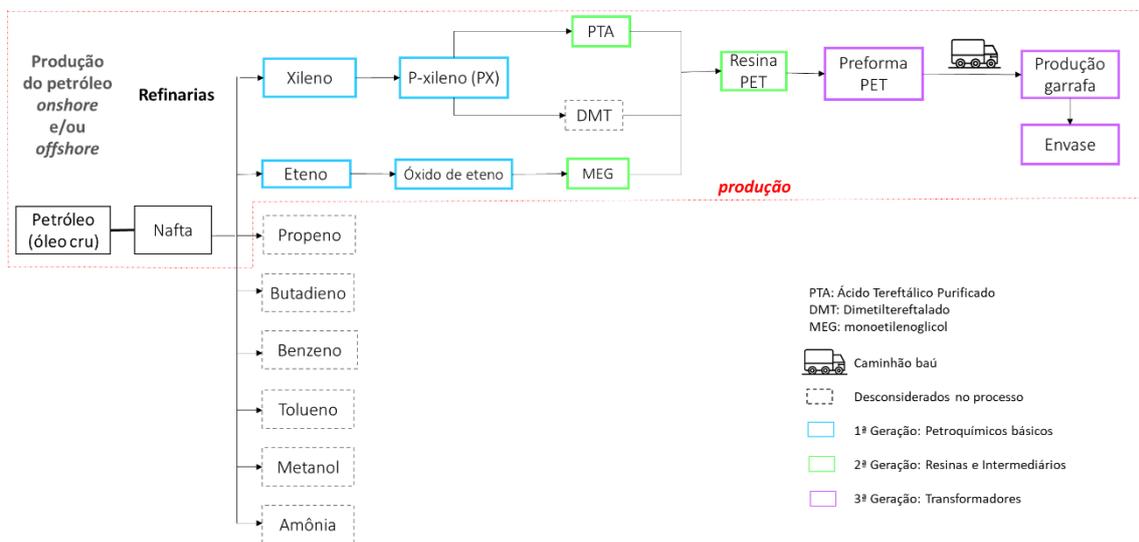


Figura 3.4 - O fluxo da produção da garrafa PET desde as refinarias até as indústrias de 3ª geração (transformadores).

Fonte: Adaptado (Empresa de Pesquisa Energética, 2018; Valt, 2004).

Para maior clareza do que é a resina PET e a preforma da garrafa são apresentadas imagens de cada uma nas Figura 3.5 e Figura 3.6.



Figura 3.5 - Resina PET.

Fonte:(Made-in-China, 2022).



Figura 3.6 - Preforma PET.

Fonte: (GlobalPack, 2022).

O Brasil conta com 17 refinarias, sendo que a região Sudeste é a que apresenta maior capacidade de refino. Embora tenham 17 unidades, nenhuma delas está localizada no Centro-Oeste. A produção da nafta é insuficiente para atender a demanda brasileira e, por isso, produz-se e se importa nafta para atender principalmente a demanda de produção de resinas plásticas (Empresa de Pesquisa Energética, 2019).

A indústria petroquímica de primeira geração do país é composta por quatro centrais localizadas em: Camaçari/BA, Triunfo/RS, Mauá/SP e Duque de Caxias/RJ, sendo que o paraxileno (PX) é produzido somente em Camaçari por uma multinacional e em quantidade abaixo do volume demandado. A produção da resina PET (segunda geração), concentra-se em Pernambuco por duas multinacionais em Suape. Como mencionado, a produção de PX no Brasil é insuficiente e o material é importado para suprir a produção PTA e, conseqüentemente, resina PET (Empresa de Pesquisa Energética, 2019).

Salienta-se que a resina PET destina-se não somente para a fabricação de embalagens (74%), mas também para produção de fibras sintéticas (26%) atendendo a uma demanda da indústria têxtil (Banco Nacional de Desenvolvimento, 2005). Portanto, para fabricação de resina PET, a petroquímica Suape importa o PX necessário para a produção do PTA.

3.3 - A AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

Diferentemente de outras técnicas e ferramentas, a ACV pode ser utilizada para avaliar um produto em si, ou a função pela qual um produto foi desenvolvido. O diferencial em relação a outras ferramentas se dá pela objetividade, sendo independente de qualquer ideologia. Isso torna a ACV uma ferramenta ambiental mais complexa que as demais (McDougall *et al.*, 2001).

Esta metodologia estimula a compreender, sistematizar e considerar as questões ambientais associadas à cadeia produtiva de um processo. Diferindo-se de outras ferramentas por realizar uma análise em que os impactos se agregam ao longo do tempo, ou seja, todas as entradas e emissões ao longo de todo o ciclo de vida, são incluídas independentemente de quando elas ocorrem (McDougall *et al.*, 2001).

A análise tradicional dos impactos de produto costuma se limitar a produção local e ao processo de manufatura, no entanto, é importante entender todo o ciclo de vida do produto para mensurar os reais impactos de um produto. O ciclo de vida pode ser dividido em cinco etapas: i) extração de materiais, ii) produção e design, iii) embalagem e distribuição, iv) uso manutenção e v) disposição final, conforme apresentado na Figura 3.7 abaixo (UNEP, 2007).

De acordo com a Figura 3.7, é possível perceber que entre as etapas iv) uso e manutenção e v) disposição final, pode haver etapas de reinserção do produto dentro da cadeia produtiva, por meio do reuso, recuperação e reciclagem de materiais e componentes. Por conseguinte, a ACV se propõe a analisar os impactos decorrentes de cada etapa do ciclo de vida, as quais serão explicadas abaixo.

A metodologia de ACV identifica e quantifica insumos usados (energia e materiais) e resíduos que são liberados para o meio ambiente e avalia o impacto dessas entradas e saídas. ACV considera todo o ciclo de vida do produto: extração e processamento de matérias-primas; fabricação, transporte e distribuição; usar, reutilizar, manutenção; reciclagem e disposição final fornece informações sobre as condições ambientais do produto.



Figura 3.7 - Esquema simplificado do ciclo de vida dos produtos.

Fonte: (UNEP, 2007)

A ACV nada mais é que uma metodologia de avaliação de potenciais impactos ambientais, os quais são gerados por processos, atividades ou produtos durante seu ciclo de vida completo, quantificando fluxos de materiais e energia. Por conseguinte, a ACV proporciona uma visão global de certo sistema e serve como ferramenta de suporte a tomada de decisões referente a qualidade ambiental de sistemas (Ramirez, 2009).

A ACV pode auxiliar tomadores de decisão em organizações, nível governamental e não governamental, para planejamento estratégico, prioridades e redesenho de produtos. Além de identificar oportunidade de melhorar a performance ambiental de um produto de vários pontos de vista do ciclo de vida. O processo da ACV aborda os aspectos ambientais e os possíveis impactos ao longo do ciclo de vida de um produto, desde a aquisição de matéria-prima através da produção, uso até o tratamento no final da vida útil, reciclagem e descarte final (ABNT, 2014).

As etapas de uma ACV podem ser pautadas em: (i) definição de metas e escopo, (ii) análise do inventário, (iii) avaliação do impacto ambiental e (iv) avaliação de melhorias e possibilidades de redução de impactos ambientais (Miettinen e Hamalainen, 1997). Tais fases da ACV são apresentadas na Figura 3.8.

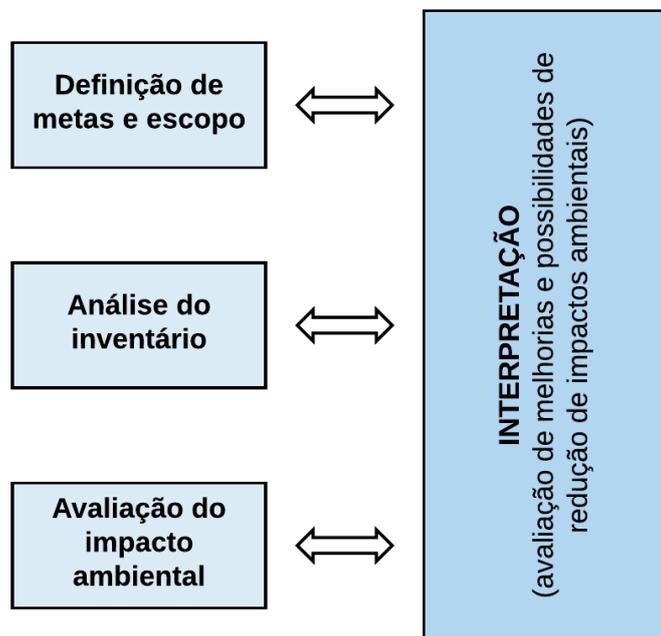


Figura 3.8 - Fases da ACV e suas relações e conexões.

Fonte: (ISO, 2006).

A seguir serão detalhadas cada uma das etapas da ACV e serão apresentadas algumas aplicações de estudos de maneira ilustrar melhor como se utiliza esta metodologia. Os exemplos serão relacionados ou com a produção da garrafa PET e/ou tecnologias de tratamento/disposição de resíduos sólidos.

3.3.1 - Definição do escopo e objetivo

Conforme a ABNT (2014) os objetivos e escopo do estudo devem ser claramente definidos, sem gerar ambiguidade.

A primeira etapa busca entender por que o estudo está sendo realizado, quais são as questões que se pretende responder, para quem servirá tais respostas e o que se quer avaliar e estudar. É imprescindível que o objetivo seja claramente especificado, pois as próximas fases decorrem a partir dos objetivos definidos (UNEP, 2011).

Bueno (2014) propõe uma metodologia com passos a serem seguidos na definição dos objetivos afim de auxiliar a definição do escopo, pois, a partir da definição do objetivo, o escopo é detalhado e ele que orienta a estrutura para os trabalhos da ACV e Inventário do Ciclo de Vida (ICV). Nessa proposta são apresentadas as aplicações pretendidas, limitações do método, suposições e impactos, motivos para a realização do estudo, contexto de decisão e público-alvo, comparações destinadas a serem divulgadas ao público, encargos do estudo e outros atores influentes.

Outra proposta para formular o problema a ser estudado e os objetivos é descrito por Baumann e Tillman (2004) buscando responder as seguintes perguntas: “Há possibilidades de melhora no ciclo de vida do produto? Onde?”, “Qual etapa do ciclo de vida apresenta maior impacto?”, “Quais são as consequências de mudar certo processo do ciclo de vida, por exemplo, utilizar matéria reciclável ao invés de extrair matéria prima?” ou “Qual produto é ambientalmente preferível?”.

Segundo a NBR ISO:14.040, ao determinar o escopo do estudo, devem ser considerados os seguintes pontos de i a xi: i) as funções do sistema de produto ou, no caso de estudos comparativos dos sistemas; ii) a unidade funcional; o sistema de produto a ser estudado; iii) as fronteiras do sistema de produto; iv) procedimentos de alocação; v) tipos de impacto e metodologia de avaliação de impacto e interpretação subsequente a ser usada; vi) requisitos dos dados; vii) suposições; viii) limitações; ix) requisitos da qualidade dos dados iniciais; x) tipo de análise crítica, se aplicável; e xi) tipo e formato do relatório requerido para o estudo.

3.3.2 - Função, unidade funcional e fluxos de referência

O escopo deve deixar claro e especificar quais são as funções do sistema, qual sua unidade funcional e fluxo de referência.

A unidade mede o desempenho das entradas e saídas funcionais, necessita ser quantitativa. É a unidade funcional que permite que os cenários sejam comparáveis, por isso, é importante que obedeçam a uma base comum (ISO, 2006).

Foolmaun e Ramjeeawon (2012) realizam uma ACV em *Mauritius*, uma ilha no oceano indico, com o objetivo de avaliar a opção de gerenciamento de resíduos PET com o menor

impacto ambiental; comunicar os resultados às empresas de engarrafamento; e ajudar o Governo de Maurício na formulação de decisões políticas apropriadas em relação ao gerenciamento de garrafas PET usadas. Para comparar os diferentes cenários de tratamento da PET usada, a unidade funcional foi definida como a disposição de uma tonelada de resíduo PET. Assim, para os diferentes cenários que foram considerados, como, aterramento, incineração, reciclagem e recuperação energética, calcularam-se os impactos associados considerando o tratamento de 1 tonelada de PET.

Na Palestina, foi conduzido um estudo de ACV com a finalidade de avaliar e comparar os impactos ambientais potenciais do vidro, alumínio (Al) e materiais de embalagem de polietileno tereftalato (PET). Para tanto, a unidade funcional utilizada foi 1000 litros de embalagens para refrigerantes e fluxo de referência foi a massa de necessária para fabricação de cada tipo de embalagem (Saleh, 2016).

No Japão, uma avaliação do ciclo de vida (ACV) foi aplicada para comparar cenários de reciclagem domésticas e transfronteiriças (a que acontece na China) do resíduo PET e cenários de disposição final do ponto de vista de emissão de gases com efeito de estufa (GEE) e do consumo de recursos fósseis. Nesse caso, a unidade funcional foi definida como a reciclagem ou a disposição de 1 kg de resíduos de garrafa PET (Nakatani *et al.*, 2010).

Khoo (2019) estudou os impactos ambientais de 8 cenários de destinação dos resíduos plásticos em Cingapura. Para cada caso, foram variadas as frações de resíduos encaminhadas para cada tipo de tratamento, incluindo, reciclagem mecânica, plantas de pirólise ou gaseificação, sendo que sempre tinha uma fração remanescente que era encaminhada para uma tecnologia “*waste to energy*” (WtE), que levava as cinzas geradas para um aterro sanitário. A unidade funcional que permitiu a comparação dos cenários foi o tratamento de resíduos de 822.200 toneladas de resíduos plásticos.

3.3.3 - Fronteira do Sistema

A fronteira do estudo varia de acordo com a finalidade de aplicação do estudo, as restrições de informações e dados, critérios de corte, entre outras variáveis. Os critérios adotados no estabelecimento das fronteiras devem ser caracterizados e justificados.

No caso de Cingapura, abordado acima, o escopo levou em conta o limite geográfico que cobre o país inteiro, como um sistema completo, a partir da geração anual de resíduos e da coleta central, antes de proceder à distribuição de resíduos plásticos para várias opções de tratamento. Da WtE os resíduos sólidos constituídos por cinzas volantes e cinzas de fundo são enviados por barcaça para o aterro sanitário de Semakau. Essa foi a fronteira delimitada que considera do descarte do resíduo plástico até a disposição final das cinzas de seus tratamentos (Khoo, 2019).

Para o estudo realizado no Japão Nakati *et. al* (2010) considerou que os limites do sistema variam desde a coleta de resíduos e pré-tratamento pelos municípios, transporte, incluindo exportação para a China, até o tratamento de resíduos ou a fabricação de produtos reciclados que podem ser considerados substitutos para produtos virgens, e um crédito para a produção evitada de produtos equivalentes de poliéster virgem/PET ou eletricidade pública no mesmo país que os processos de reciclagem acontecem. os limites do sistema para ACV de tratamentos fim de vida.

Chen *et. al* (2019) aplicaram uma ACV com o propósito de comparar as contribuições ambientais da reciclagem mecânica, incineração e aterro para resíduos plásticos na China, identificar os principais processos para melhoria, reduzindo os impactos do “fim de vida” dos resíduos plásticos. As fronteiras do sistema foram a partir da coletados dos resíduos plásticos com "carga ambiental zero" até aqueles materiais que deixaram as fábricas de reciclagem sob a forma de materiais secundários e energia ou foi para aterros sanitários.

Foi aplicada uma ACV na Espanha com a finalidade de avaliar diferentes alternativas de recuperação dos resíduos plásticos, a partir da análise do fluxo do material (AFM), sob a perspectiva de diminuir os GEE. Os limites temporais e espaciais do AFM foram definidos como anos de 1999-2011 e Espanha, respectivamente. As fronteiras englobam as etapas de coleta e triagem, reciclagem, incineração com recuperação de energia, produção de plástico virgem, fabricação de madeira plástica, extração de matéria-prima, madeira e produção de eletricidade e calor (Sevigné-Itoiz *et al.*, 2015).

A fronteira do estudo precisa ser clara para que a interpretação do resultado seja coerente e possa ser mais crítica. Quando algumas etapas ou um sistema de um produto dentro de sistema maior se replica nos diferentes cenários sem uma proposta de modificação, é possível, desconsiderar esse sistema para facilitar a análise e otimiza tempo no momento do

levantamento dos dados para inventário. Por exemplo, considerando o descarte do resíduo PET, pode-se avaliar diferentes cenários de gestão do PET, sem abordar o transporte do usuário para a compra, considerando que independente do cenário, será o mesmo processo para o transporte e compra. Da mesma forma, pode-se desconsiderar a coleta do resíduo PET, se a ideia de coleta desses resíduos for a mesma para ambos os cenários. Isso foi o que Martins (2019) adotou em seu estudo de ACV da garrafa PET para o município de São Paulo.

Por outro lado, é possível estudar diferentes tipos de gerenciamento de RSU, como, aterramento, incineração, compostagem e ainda incluir os impactos do transporte dos resíduos sólidos dentro da fronteira do estudo, mesmo que não se espere uma mudança nesta etapa do processo para cada cenário. Tal perspectiva de análise também é interessante porque pode servir de validação de qual parte do processo apresenta maior impacto ambiental. Como no estudo de caso realizado em Brasília-DF, no qual, verificou-se que para viabilizar uma redução mais significativa nos impactos ambientais decorrentes do gerenciamento de RSU, era preciso realizar estudos para otimização do transporte dos RSU coletados (Silva, 2018).

Portanto, o inventário pode ser iniciado após o delineamento do objetivo e definição das fronteiras do sistema. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, *Environmental Agency Protection – USA*) recomenda o desenho de um diagrama para clarear qual será o sistema a ser estudado e quais são suas fronteiras, conforme apresentado na Figura 3.9 (EPA, 1993).



Figura 3.9 - Diagrama genérico da delimitação do limite do sistema, com as entradas e saídas de processos.

Fonte: Adaptado de EPA (1993).

Com o objetivo de facilitar o desenvolvimento da ACV, o sistema pode ser subdividido em: *foreground* (primeiro plano) e *background* (segundo plano). O sistema *foreground* consiste nos processos que estão sob controle do tomador de decisão e são afetados diretamente pelas medidas tomadas. Já o sistema *background* engloba processos sobre os quais nenhuma influência ou, apenas indireta, pode ser exercida pelo tomador de decisão para os quais uma ACV é realizada. É válido enfatizar que ambos os sistemas são avaliados e mensurados da mesma forma, apenas diferindo se o sistema é afetado diretamente ou não de acordo com as medidas aplicadas pelo tomador de decisões (Baumann e Tillman, 2004).

A seguir apresenta-se o sistema e as subdivisões de um estudo sobre resíduos de embalagens e diferentes opções de gerenciamento do resíduo (Figura 3.10).

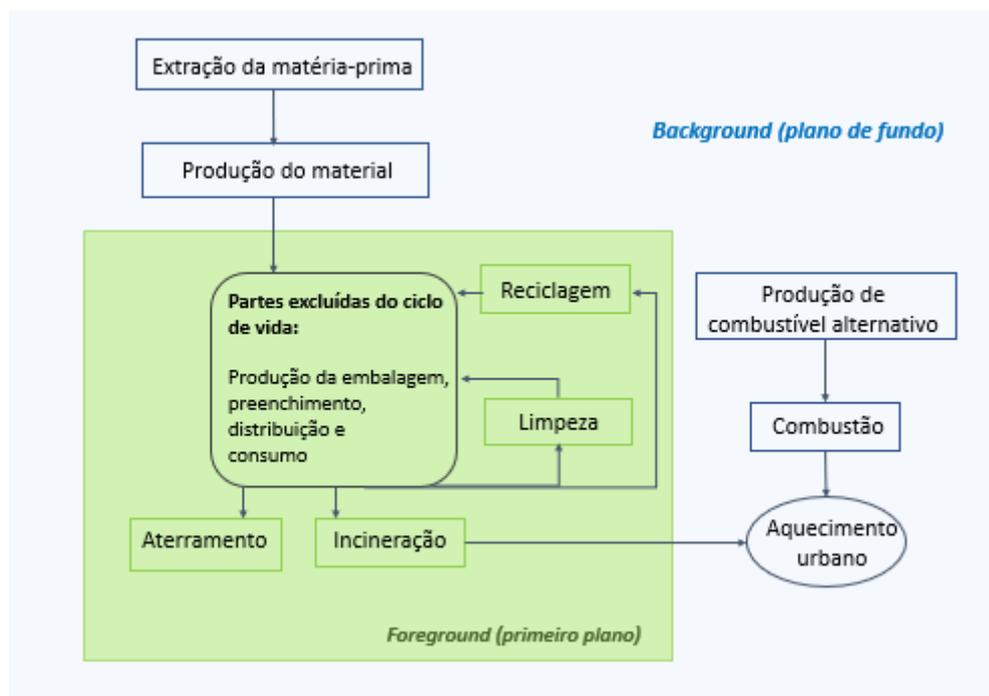


Figura 3.10 - Sistema subdividido em *foreground* e *background* aplicado para uma ACV de opções de tratamento de resíduos de embalagens

Observa-se que as opções de gerenciamento da embalagem estão no sistema *foreground*, pois, essas serão afetadas diretamente pelas medidas aplicadas pelo tomador de decisão, já que o objetivo do estudo é avaliar diferentes opções de gerenciamento da embalagem. Esses

são os processos que o público-alvo do estudo queria influenciar usando a ACV como suporte (Baumann e Tillman, 2004).

Os impactos ambientais podem ser maiores tanto no *foreground*, quanto no *background*. No exemplo mencionado acima poder-se-ia ter maior impacto na produção do material, hipoteticamente, porque o material é produzido em outro país. Esse resultado pode servir como alerta para autoridades fomentarem não somente uma melhor gestão para os resíduos de embalagens, mas também a produção local e, possivelmente, diminuir impactos.

3.3.4 - Requisitos de Qualidade dos Dados

Dependendo dos dados utilizados e do modelo a ser construído, poderão ser gerados diferentes pontos de vista. Os requisitos para garantir a qualidade dos dados precisam abordar: escala temporal, isto é, período de tempo coberto, área geográfica, tecnologias cobertas, precisão, completeza e representatividade dos dados, consistência e reprodutibilidade dos métodos usados ao longo das ACV, fonte dos dados e sua representatividade e expressar claramente a incerteza da informação (ABNT, 2014).

Existem diversas bases de dados disponíveis, sendo algumas delas: *Agri-footprint*, *IMPACT World+*, *Product Environmental Footprints (PEF)* e *Ecoinvent*, essas são descritas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Descrição de bancos de dados para ACV.

Base de dados	Descrição
Agri-footprint	Voltada ao setor agrícola e alimentício. São disponibilizados dados sobre produtos agrícolas: rações, alimentos e biomassa. Sua proposta é facilitar a transparência e uma transformação mais rápida para cadeias de fornecimento de alimentos sustentáveis.
Product Environmental Footprints (PEF)	Tem origem na iniciativa Mercado Único para Produtos Verdes da Comissão Europeia. O objetivo do PEF era desenvolver uma metodologia comum na avaliação quantitativa dos impactos ambientais dos produtos, a fim de apoiar sua avaliação e rotulagem. Foi projetado para apoiar o uso das regras da categoria PEF e as regras do setor de pegada ambiental da organização.

IMPACT World+	É um método regionalizado globalmente para AICV com o objetivo de abordar a incerteza do impacto relacionado à variabilidade espacial. A maioria das categorias de impacto foi resolvida espacialmente e todas as categorias de impacto de longo prazo foram subdivididas entre danos de curto prazo (mais de 100 anos após a emissão) e danos de longo prazo.
Ecoinvent	É o banco de dados mais famoso da ACV no mundo inteiro, utilizado por cerca de 4.500 usuários em mais de 40 países. Contém dados de ICV industrial internacional sobre fornecimento de energia, extração de recursos, fornecimento de materiais, produtos químicos, metais, agricultura, serviços de gerenciamento de resíduos e serviços de transporte. É muito transparente e consistente. Cada conjunto de dados é fornecido como processo unitário e processo de sistema agregado.

Fonte: Adaptado de (openLCA Nexus, 2022).

3.3.5 - Inventário do Ciclo de Vida

Esta etapa envolve a compilação de entradas e saídas de um produto por meio do seu ciclo de vida, as entradas podem englobar energia, água, matéria-prima, entre outros e as saídas podem ser emissões atmosféricas, resíduos sólidos, etc. Aqui, busca-se calcular um balanço de material e energia envolvida no processo (McDougall *et al.*, 2001).

Durante essa etapa é necessário considerar duas abordagens distintas: a ACV atribucional e a consequential. A primeira tem como objetivo atribuir os impactos ambientais dentro de um ciclo de vida do produto, sem levar em conta os efeitos indiretos que são gerados a partir de alguma alteração na saída do produto. Já consequential, considera as consequências de uma decisão, levando em conta mudanças em emissões que são causadas, indireta ou diretamente, por alguma mudança a nível de produção (Brander *et al.*, 2008; Ekwall e Weidema, 2004).

Segundo Curran, Mann e Norris (2005), para melhor entendimento entre as duas abordagens, pode-se realizar as seguintes perguntas:

Atribucional - *“Como os fluxos de poluentes, recursos e as trocas entre processos fluem dentro de uma janela temporal?”*

Consequencial – “*Como os fluxos de poluentes, recursos e as trocas entre processos mudam em resposta as decisões?*”

Um exemplo de ACV utilizando a abordagem consequencial é o estudo conduzido na Sakarya na Turquia por Erses Yay (2015). O objetivo era comparar diferentes alternativas de gerenciamento de RSU do ponto de vista do ciclo de vida. A unidade funcional do estudo foi 1 tonelada de RSU gerado. A abordagem consequencial foi utilizada para definição dos limites do sistema porque esta abordagem descreve como os fluxos ambientais relevantes mudarão em resposta a possíveis decisões, isto é, concentra-se nas consequências de longo prazo das decisões tomadas, incluindo mudanças de capacidade de produção. Assim os cenários foram avaliados pensando em como os fluxos reagem a mudança de decisão, isso pode ser, mudança na destinação do resíduo, por exemplo.

Ao avaliar o desempenho ambiental de cenários de abordagem do PET desde a prevenção até a gestão do resíduo Martins (2019) utilizou a abordagem atribucional, uma vez que previa um cenário de prevenção do resíduo PET a partir da produção da garrafa de vidro retornável.

Cleary (2010) traz a interpretação de que cenários de prevenção podem ser avaliados por meio da abordagem atribucional, uma vez que a prevenção é uma forma de gerenciamento dos resíduos, tal como, aterramento, incineração e reciclagem.

Definido o tipo de abordagem que será utilizada, os dados de emissões do fluxo de sistema são obtidos e aplicados no sistema. A partir disso, os dados são convertidos em impactos ambientais pelos cálculos realizados na próxima etapa.

3.3.6 - Análise do Impacto do Ciclo de Vida

Nesta fase existem duas abordagens: a *midpoint* e a *endpoint*. A *midpoint* se limita a modelagem qualitativa antes do fim do percurso do impacto, apresentando um elo de ligação na cadeia de causa e efeito no contexto ambiental, tendo como exemplos: mudanças climáticas, acidificação, aquecimento global, diminuição da camada de ozônio, entre outros. Enquanto isso, a abordagem *endpoint*, considera todo o percurso do impacto, ou seja, consiste na elaboração de uma modelagem considerando o dano a ser causado, podendo ser, danos à saúde humana, ameaça a extinção de espécies, a qualidade do ecossistema, entre outros. Na Figura 3.11 são apresentadas algumas categorias de impacto conforme suas

classificações entre *midpoint* e *endpoint*, além de demonstrar os vínculos entre as intervenções ambientais, sob a forma de consumo de recursos e emissões contabilizadas no ICV (UNEP, 2015).

Pode-se dizer que a categoria *midpoint* apresenta os impactos potenciais, já a *endpoint* representa as consequências finais do impacto. Isso é claro de se observar quando tomamos como base o *midpoint* aquecimento global e o *endpoint* mudança climática (Cavalett *et al.*, 2013).

Embora a abordagem *endpoint* transmita mais fácil entendimento aos tomadores de decisão, ela apresenta alta taxa de incerteza se comparada a *midpoint* (Magalhães, 2018; Silva, 2012).

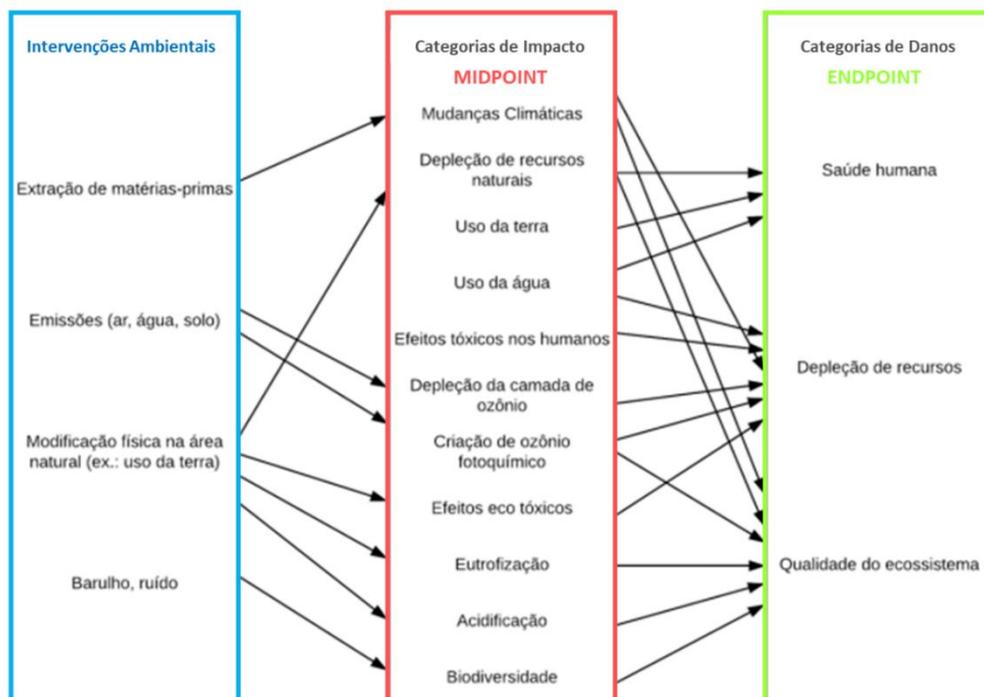


Figura 3.11 - Relação entre as intervenções ambientais e as categorias impactos geradas - *midpoint* ou *endpoint*.

Fonte: Adaptado de UNEP (2011).

Após a seleção das categorias de impacto, ocorre a caracterização, agregação, normalização e ponderação. A caracterização reúne cargas ambientais em uma categoria de impacto e sua

conversão para unidades comuns, resultando em uma unidade de equivalência, como, a categoria mudanças climáticas que tem como fator de caracterização o CO_{2eq} . A agregação, opcional, consiste na junção dos resultados em um grupo/conjunto. Na normalização, a qual é opcional, os resultados dos indicadores de cada categoria são comparados a uma situação de referência. A ponderação é o procedimento de atribuir peso aos resultados e impactos. É subjetivo, pode ser estruturado com base na experiência e preferências de quem dirige o estudo (Saade, Silva e Gomes, 2014; Sousa, 2008).

3.3.7 - Interpretação dos Dados

A última fase da ACV é a interpretação dos dados, considerando os resultados obtidos e conclusões que podem ser feitas. Como a ACV é um método iterativo, ISO: 14.040 coloca a etapa de interpretação não somente no fim, mas também ao longo de todo o processo de modelagem da ACV (ISO, 2006).

Como se dispõe de mais informações na fase do ICV e na avaliação de impactos e interpretação, é possível e usual que as definições do escopo preliminar precisam ser refinadas. Desta forma, os dados coletados e resultados obtidos podem ser revisados e ajustados de acordo com o objetivo estabelecido (IBICT, 2014).

Esse processo de interação permite que os dados sejam mais extados e que os resultados sejam precisos e com integridade. A Figura 3.12 representa como funciona essa iteração dentro da ACV.

Em seguida a modelagem inicial de triagem do ICV, a completude, exatidão e precisão obtida para os dados de processos, parâmetros e fluxos elementares considerados fundamentais podem ser insuficientes para satisfazer os imposições e premissas gerais do estudo de ICV/ACV, conforme objetivo delineado e aplicação esperada. Esses processos-chave, parâmetros e fluxos elementares tornam-se o foco da próxima iteração: o inventário é aperfeiçoado por meio da coleta adicional de dados de primeiro plano ou do uso de dados genéricos e médios melhorados, tendo como objetivo a alcançar a completude, exatidão e precisão necessárias para os dados e resultados gerais. Após isso, o inventário passa por uma nova avaliação de impacto, uma análise de sensibilidade, até alcançar a exatidão.

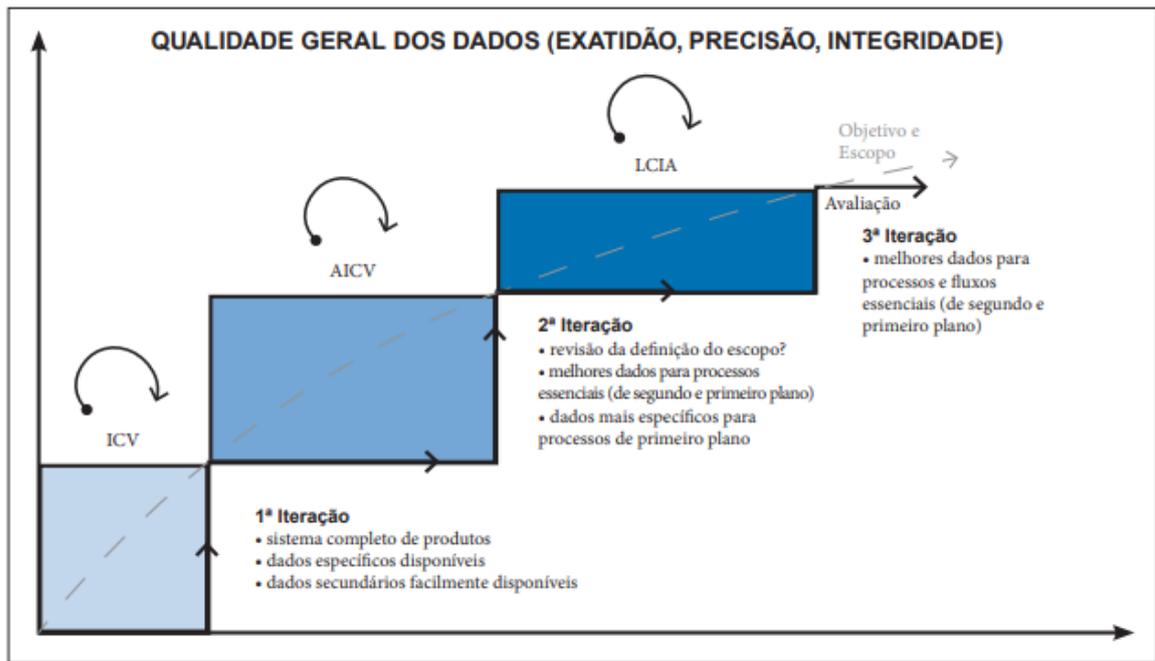


Figura 3.12 - A iteração na ACV – modelo esquemático.

Fonte: IBICT (2014).

No contexto de resíduos sólidos, há uma preocupação em relação ao gerenciamento e manejo dos mesmos, podendo ser divididos em duas grandes áreas: conservação dos recursos naturais e poluição do meio ambiente. O primeiro se deve ao fato de a poluição e a geração de resíduos poderem atingir grandes proporções superando a capacidade de recuperação do meio ambiente. O segundo pelo aumento da deterioração dos recursos naturais, como, água, solo, florestas entre outros. Por isso, avaliar uma medida de gestão de resíduos sólidos através de estudos ambientais deve levar em conta alguns fatores: diminuição da geração de resíduos, realizar o manejo buscando uma maneira sustentável, isto é, minimizando os encargos ambientais globais minimizando os encargos ambientais globais associados ao sistema de gerenciamento de resíduos. Como a avaliação do ciclo de vida (ACV) permite prever carga ambiental geral de um produto, serviço ou função, ela pode ser aplicada a sistemas de gestão de resíduos com finalidade de verificar os impactos ambientais de diferentes sistemas (McDougall *et al.*, 2001)

3.4 - LEVANTAMENTO DE ESTUDOS NO TEMA DE GARRAFAS PET E ACV

A fim de compreender o mapeamento do conhecimento científico, isto é, a evolução da empregabilidade e estudo dos termos relevantes ao estudo aqui realizado, foi utilizado o Scimat. Este é um software que permite o processamento e a investigação de uma base de dados previamente baixada e inserida no programa. Para o desenvolvimento desta pesquisa, foi feito o download da base de dados Scopus com as seguintes palavras-chaves: “*Life cycle assessment*” AND “*waste*” AND “*PET bottle*”.

Ao subir a base de dados no programa, foram realizados alguns procedimentos, os quais são divididos em duas etapas: gerenciamento dos dados e análise do mapeamento. A descrição de cada etapa, bem como os parâmetros adotados são apresentados na Tabela 3.2 a seguir.

Foram avaliados cerca de 600 artigos científicos durante o período de 2013 a 2022, a quantidade de artigos por período pode ser visualizada na Figura 3.13 abaixo.

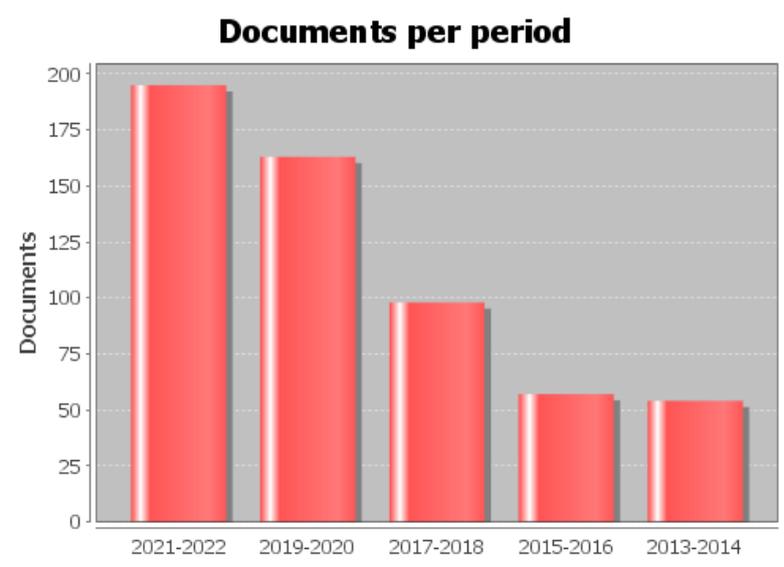


Figura 3.13 - Levantamento de documentos por período/intervalo de tempo.

Observa-se que nos últimos anos o número de artigos com essa temática cresceu, entre 2015-2016 eram em torno de 57 pesquisa na área, enquanto no período de 2021 e 2022 já alcançou a quantidade de 195 estudos, sendo que a base de dados utilizado compilou os dados até março de 2022. Com isso, é possível identificar a relevância da temática e quão atual o tema é.

Tabela 3.2 - Etapas de configuração do SciMAT, descrição e dados utilizados

	Etapa	Descrição
Gerenciamento de dados	Agrupamentos de palavras similares	Palavras com mesmo significado foram agrupadas, exemplo: polyethylene tereftalato e PET. Palavras que não tinham relação com o estudo e que tinham poucas citações foram descartadas. Todas as palavras foram agrupadas conforme a similaridade e relação. Por exemplo, as palavras Eletrical-method, electricity-generation e eletric-discharges que estão agrupadas em um mesmo Grupo, Electricity.
	Existência de documentos duplicados	Caso seja encontrado algum documento duplicado, um dos arquivos é excluído.
	Divisão em subperíodos	Agrupamento dos documentos com base nos períodos de publicação. Cada subGrupo possui o intervalo de tempo de dois anos de publicação.
Análise do mapeamento	Seleção de períodos	Seleção dos períodos (subgrupos criados nas etapas finais do pré-processamento). A análise utilizando esses agrupamentos permite que possamos ter uma visualização da evolução dos estudos na área desejada. (Cobo <i>et al.</i> ,2012).
	Seleção da unidade de análise	Escolhe-se a unidade de análise, isto é, os parâmetros pelos quais podemos traçar uma relação entre os dados contidos na base de dados.

Redução de dados	Ocorre levando em conta a frequência em que os elementos aparecem em um determinado limite de tempo. Dessa forma, os dados são selecionados de acordo com uma frequência mínima, um limite a ser definido por cada faixa de tempo (Cobo <i>et al.</i> , 2012). Foi utilizado o limite mínimo 2 na configuração da análise.
Seleção do tipo de matriz	Para este estudo foi interessante usar o parâmetro da co-ocorrência.
Redução de rede	Criação de um filtro com base no grau de relação entre dois nós (unidades de análise). Limite mínimo selecionado: 4.
Normalização	Escolha da medida de similaridade para o processo de normalização (Cobo <i>et al.</i> , 2012). Medida selecionada: Equivalence index.
Algoritmo de agrupamento de dados	Algoritmo de agrupamento usado para construir o mapa deve ser selecionado (Cobo <i>et al.</i> , 2012). Algoritmo selecionado: simple centers algorithm. Maximum network size: 20. Minimum network size: 3.
Mapa do documento	Etapa responsável por agregar documentos em cada cluster e mensurar a quantidade e qualidade das medidas baseadas em citações, número de documentos, entre outros elementos (Cobo <i>et al.</i> , 2012). Os parâmetros selecionados nessas etapas foram: Core mapper e Secondary mapper.
Medição de qualidade	Escolheu-se as unidades usadas para avaliar a qualidade e o impacto dos clusters (Cobo <i>et al.</i> , 2012). Unidades utilizadas foram: H-index e Sum citations.

Longitudinal

Foram selecionadas as medidas para a construção do mapa de evolução (Cobo *et al.*, 2011a) e o gráfico de itens sobrepostos (Price & Gürsey, 1975; Small, 1977). Evolution map: Jaccard's index. e Overlapping map: Inclusion index.

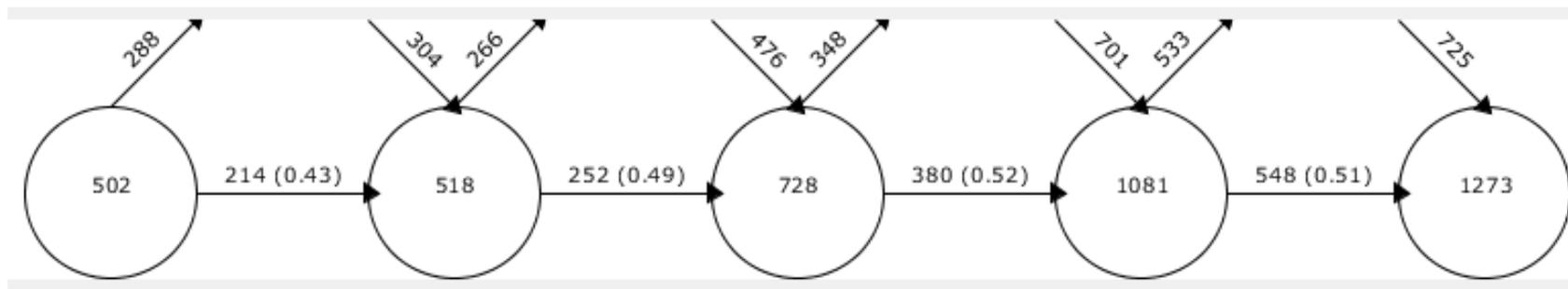


Figura 3.14 - Análise das palavras-chaves por período de tempo.

Os resultados da modelagem e aplicação do SciMat são apresentados na Figura 3.14. O gráfico exibido compara as unidades de análise, assim, nos fornece as divergências e as semelhanças ao longo dos períodos do emprego das informações estudadas. Os círculos representam os períodos (subgrupos). Verifica-se que a análise se dá pela comparação de dados entre 5 períodos. O número contido dentro dos círculos números de itens associados ao período. Ao visualizar esses dados, torna-se possível inferir que ocorreu uma intensificação nas áreas aqui enfocadas (relacionadas as palavras chaves “*Life cycle assessment*” AND “*waste*” AND “*PET bottle*”).

A seta na horizontal fornece a quantidade de itens compartilhados por ambos os períodos, ou seja, do período 1 para o período 2 (primeiro e segundo círculos) houve o compartilhamento de 214 itens, e assim por diante. O número entre parêntesis é o índice de estabilidade (Cobo *et al.*, 2012), é a porcentagem do quanto os períodos têm em comum.

A seta de saída representa os itens presentes em um período, mas que não estão presentes no outro. Por exemplo, no período 1 temos 288 itens que não estão presentes no período 2. A seta superior de entrada indica o número de novos itens que apareceram em cada período, ou seja, no segundo período 304 itens foram incorporados ao estudo. A soma dos números da seta de entrada e a seta horizontal resultam no número de itens associados (dentro dos círculos).

Verifica-se que ao longo dos anos são cerca de metade das palavras em comum, sendo que no primeiro intervalo o percentual de palavras mantidas era 43% e no período mais recente foram 51%. Esse aumento pode indicar uma maior consolidação do estudo científico na área, uma que vez que houve também um aumento de publicações e questões relacionadas às áreas.

Pode-se interpretar que, atualmente, enxerga-se a temática dos resíduos de garrafa PET e da ACV num contexto mais amplo, já que mais palavras são associadas ao tema no contexto hodierno.

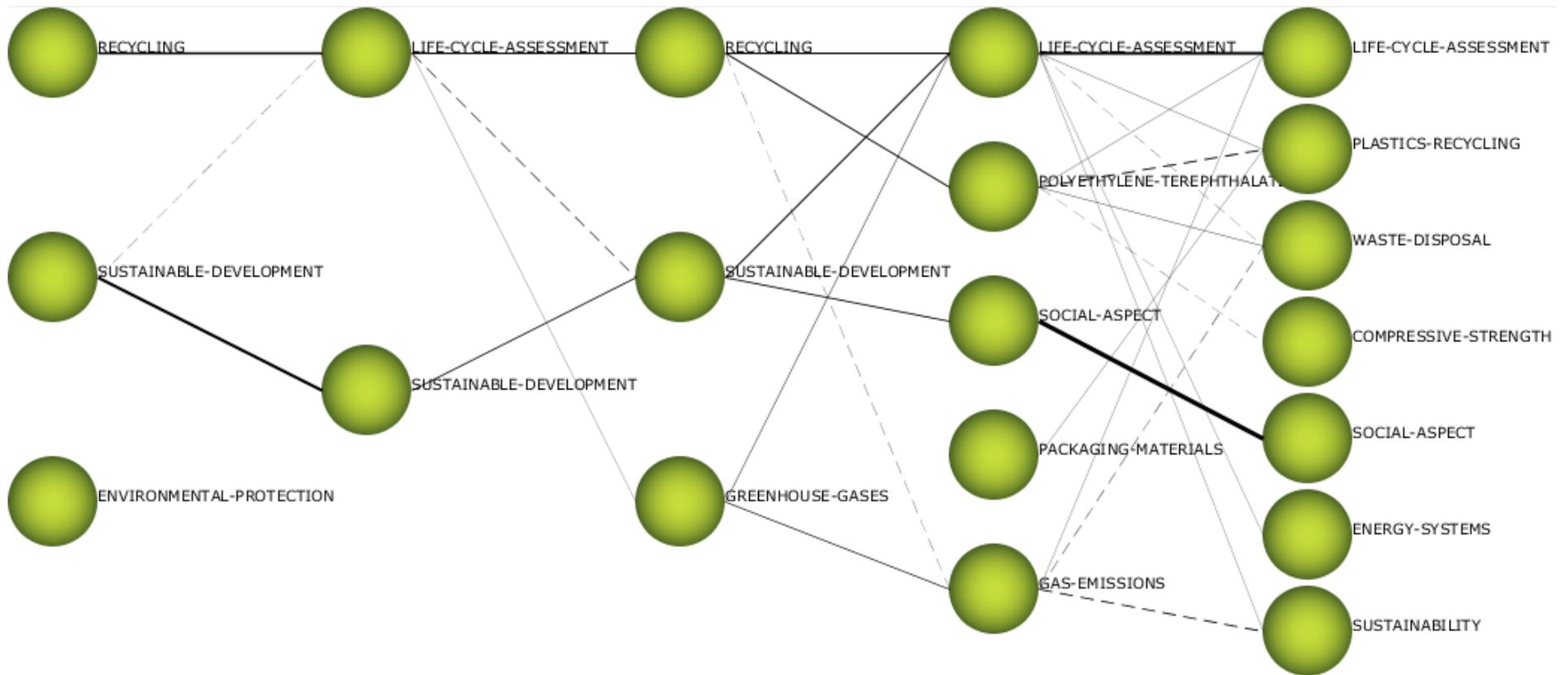


Figura 3.15 - Mapa de evolução das palavras-chaves.

No mapa de evolução (Figura 3.15), pode-se visualizar como se deu o progresso na área de interesse. As colunas representam a porção de tempo (subgrupos). Os clusters localizados na mesma coluna significam os itens principais que foram mais recorrentes dentro de um mesmo período.

As linhas dos gráficos apresentam as relações entre os clusters. As linhas maciças indicam que há uma relação entre os itens principais (palavra associada) de cada cluster. Quanto mais espessa a linha, maior a relação entre os itens principais. As linhas pontilhadas apontam que dois clusters têm algo em comum, porém essa relação está no compartilhamento de itens que não são o item principal. Os clusters que não apresentam linhas ligando a outros são considerados descontinuados, ou seja, não apresentaram dados com enfoque em seu item principal (Cobo *et al.*,2012).

Com o gráfico de evolução podemos identificar uma evolução nos termos *recycling*, *sustainable-development*, *environmental-protection* para um subgrupo temporal que herdou dados com o enfoque na palavra *sustainable-development*, e implementou o *cluster life-cycle-assessment*, que possui uma relação considerável com o primeiro cluster (*recycling*). Também é possível ver a descontinuação do cluster *environmental-protection*.

Observa-se que novas palavras foram surgindo ao longo do tempo, evidenciando outras preocupações, que antes não foram apontadas, como o aspecto social relacionado ao desenvolvimento sustentável (*social-aspect*), trazendo à tona tanto o fator ambiental quanto social. Nota-se também como a emissão de gases do efeito estufa (*greenhouse-gases*), migrou para uma preocupação de poluição e emissões de uma maneira global.

Constata-se como a preocupação com o meio ambiente é ainda mais evidente no período mais recente, que registra o destaque das palavras *sustainability*, *energy-systems*, *compressive-strength*, *plastics-recycling*, *waste-disposal*.

Tais palavras, remetem a uma otimização de recursos, necessária no contexto atual caracterizado pela escassez de recursos e o colapso ambiental. O que justifica a relação e envolvimento de pesquisas de sistemas de energia interligados a estudos sustentabilidade, afinal a busca por um melhor sistema pode resultar em uma otimização dos recursos energéticos disponíveis, visando diminuir o impacto ambiental causado pelas fontes mais poluentes, como a de combustível fóssil.

A disposição de resíduos relacionado com a reciclagem do plástico e o processo de *compressive-strength* se dá pelas tecnologias de uso do PET como agregado no concreto, sendo a *compressive-strength* uma forma de medir a resistência a compressão do material, procedimento importante ao se incorporar resíduos plásticos no concreto. Isso demonstra como as pesquisas atuais buscam avaliar as melhores formas de se aproveitar os resíduos e diminuir seus impactos.

Além da avaliação do mapa de evolução, é possível avaliar um diagrama estratégico e a rede de agrupamento por períodos. Nesse tipo de visualização a interpretação foi baseada na análise de período mais recente (2021-2022), no qual ocorre uma maior gama de assuntos abordados, dando destaque ao item de ACV, uma vez que este tópico possui o maior número de citações e maior centralidade.

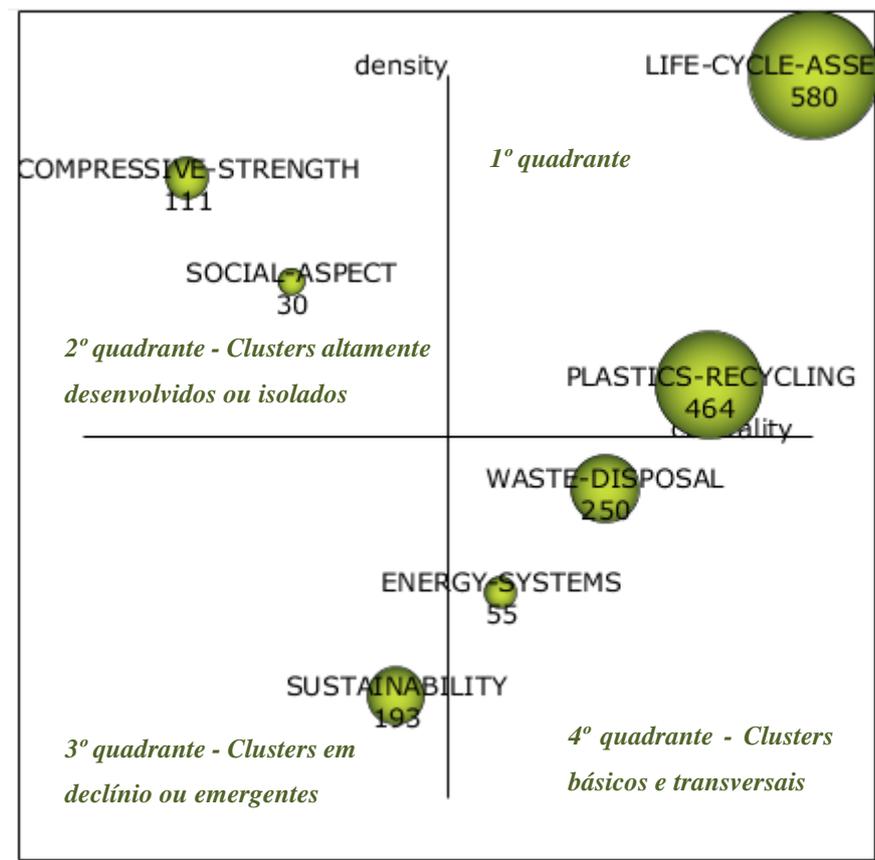


Figura 3.16 - Diagrama de *cluster* (agrupamento).

O gráfico apresentado na Figura 3.16 utiliza-se de um plano cartesiano para contabilizar medidas como densidade (representado pelo eixo das coordenadas) e centralidade (eixo das abscissas). O último representa o grau de conexão externa, ou seja, a relação com itens que estão fora da rede gerada. O primeiro representa o grau de conectividade interna, ou seja, a relação com os itens que estão dentro da rede (Cobo *et al.*, 2012).

No primeiro quadrante, encontram-se os clusters que possuem um grau de coesão interna e externa altas, apresentando, uma grande gama de temas relacionados ou temas que foram desencadeados por conta do Grupo motor em questão. Temos dois Grupos motores: *life-cycle-assessment* e *plastics-recycling*, porém o primeiro Grupo apresenta graus de centralidade e densidade maiores do que o segundo, evidenciando seu impacto mais expressivo.

O segundo quadrante representa tópicos que possuíram grande desenvolvimento dentro do mesmo período de tempo, todavia esse desenvolvimento não está vinculado com os temas motores, são eles *compressive-strength* e *social-aspect*. O terceiro quadrante, chamado de clusters emergentes ou clusters em declínio, refere-se a palavras que caíram em desuso ou que começaram a ser aplicadas dentro dos estudos. Nesse caso, a palavra *sustainability* apareceu, caracterizando-se como um cluster emergente. No quarto quadrante, *energy-systems* e *waste-disposal* apresentando-se como temas transversais.

Foram avaliadas duas redes de agrupamento de diferentes períodos, as quais são apresentadas nas Figura 3.17 e Figura 3.18.

Na Figura 3.17 interpreta-se que a análise do ciclo de vida (*life-cycle-assessment*) apresenta uma relação direta com 20 agrupamentos, entre eles *environmental-impact*, *plastic*, *recycling*, *carbono-footprint*, *sustainable-development*, *circular economy*, *economics*, *greenhouse-effect*, *climate-change*, entre outros.

Ao analisarmos a Figura 3.18, a rede de cluster *recycling*, percebemos a presença do nó *environmental-impact*, ponto em comum com a rede cluster (*life-cycle-assessment*). Isso indica uma relação latente e constante da reciclagem com os estudos envolvendo o impacto ambiental e o ciclo de vida, conexão que traz até mesmo um questionamento acerca da viabilidade e eficácia e viabilidade da reciclagem. Outras palavras com ênfase foram *life-cycle-assessment*, *carbon-footprint*, *waste-management*, *plastic-bottles*, *plastics-recycling*.

teve menor impacto ambiental foi o cenário 2 destinar para a incineração com recuperação energética.

É importante lembrar que a melhor opção de gerenciamento dos resíduos varia de acordo com as especificações do local de aplicação, isto é, dependendo de onde está sendo realizado o estudo, pode-se ter maior ou menor impacto.

Um estudo de ACV na Palestina comparou os impactos ambientais associados a embalagens de bebida de vidro, alumínio e PET. O resultado mostrou que as garrafas PET apresentavam menor impacto ambiental, depois as latas de alumínio e por último as de vidro. Os impactos de toxicidade humana e efeitos respiratórios foram os que tiveram menor diferença de impactos entre os três tipos de embalagens. Além disso, foram realizadas análises de sensibilidade dos três sistemas de embalagem revelando que à medida que a taxa de reciclagem do material de embalagem aumenta, o impacto ambiental diminui (Saleh, 2016).

Nakatani (2010) aplicou a ACV para avaliar alguns cenários de destinação do PET no Japão, considerando alguns cenários transfronteiriços, uma vez que a China importava parte dos resíduos PET produzidos no país. Os cenários analisados variam entre reciclagem mecânica e química, incineração e aterramento, além da exportação do resíduo para destinação na China, conforme apresentado na Tabela 3.4. Observa-se que os cenários (i), (ii), (iii), (v) e (vi), (vii) e (viii) são baseados no conceito *open-loop*, explicado anteriormente, ou seja, são reciclados visando a inserção do produto em uma outra cadeia. Apenas o cenário (iv) é *close-loop*, considerando a reciclagem química para produção de uma nova garrafa.

O resultado da ACV apontou que os cenários de reciclagem apresentam menores emissões de GEEs e menor consumo de combustíveis fósseis que o cenário de incineração. A reciclagem química apresenta maiores impactos que a reciclagem mecânica. Enquanto o aterramento se mostrou como a pior solução. Curiosamente, a reciclagem mecânica transfronteiriça teve menor impacto que a reciclagem local (Japão), isso se deve ao fato da diferença de matriz energética entre Japão (petróleo bruto) e China (carvão), evitando os encargos associados a produção de matéria-prima virgem na China (Nakatani *et al.*, 2010). Contudo, não ficou muito claro como foi considerada a exportação/transporte do resíduo para a reciclagem em outro país.

Chen *et al.* (2019) analisou os impactos ambientais dos tratamentos do fim de vida de resíduos plásticos na China. Foi analisado o sistema de gerenciamento de plásticos PP, PE, PVC, ABS, PS e PET. As categorias de impacto analisadas foram separadas em três indicadores principais: recursos e consumo energético, indicadores de efeito tóxico e danos ambientais. Assim os impactos avaliados foram: o potencial de esgotamento/depleção dos recursos fósseis (PDF), o potencial de depleção da água (PDA), o potencial de ecotoxicidade marinha (PEM), potencial de ecotoxicidade de água doce (PEADO), potencial de ecotoxicidade terrestre (PEcT), potencial de toxicidade humana (PTH), potencial de eutrofização de água doce (PEUADO), potencial de formação de partículas (PFP), potencial de acidificação terrestre (PAT), potencial de formação de oxidantes fotoquímicos (PFOF), potencial de aquecimento global (PAG) e potencial de depleção de ozônio estratosférico (DOE).

A metodologia proposta consistiu na ACV para cada tratamento no cenário atual e uma análise de sensibilidade dos diferentes tratamentos e da reciclagem mecânica para identificar quais substâncias e/ou processos apresentam efeitos substanciais na ACV. Para a reciclagem mecânica para os diversos tipos de plástico estudados o transporte teve grande contribuição nas emissões, isso se deve à importação de resíduos plásticos. Verificou-se que quase todas as categorias de impacto tiveram maior influência do transporte, com exceção das seguintes: PDF, PDA, PTH e PAG, as quais tiveram maior influência o processo de extrusão (Chen *et al.*, 2019).

Diante da análise de sensibilidade, foram propostos cenários de melhoria para analisar a potencial redução dos impactos ambientais através da conservação de energia, redução das emissões e proibição da importação de resíduos plásticos na reciclagem mecânica os cenários criados para cada contexto são apresentados na Tabela 3.4. Concluiu-se que a reciclagem mecânica tem vantagens em todas as categorias de impacto para os cenários propostos devido aos benefícios ambientais da substituição da matéria-prima virgem. A incineração teve vantagens em 8 (oito) dos 12 (doze) impactos, enquanto o aterramento teve uma contribuição negativa em todas as categorias de impacto. É válido mencionar que o estudo considerou que a massa de material reciclado substituiria a mesma massa de plásticos virgens, o que maximiza o aproveitamento do material e pode ter influenciado o resultado.

Cong *et al.* (2017) avaliam por meio da ACV, as cargas ambientais relacionadas ao sistema de coleta e destinação dos resíduos plásticos em Tianjin na China e propõe melhorias no sistema de reciclagem. Eles utilizaram a tecnologia Sistema de Informações Geográfica (SIG) para simular o processo envolvido no transporte dos resíduos plásticos desde a coleta até a comercialização diante do cenário de diferentes destinações na cidade, incineração, aterramento e reciclagem. O resultado foi a redução de 75,5% nas emissões de GEEs ao considerar as melhorias de sistema de coleta, como: otimizar as rotas e frequências de coleta, melhor espaçar as instalações de triagem, considerar o transporte do plástico triado enfardado para as instalações de comercialização.

Zhang *et al.* (2020) realizou um estudo, na China, com o objetivo de quantificar os impactos ambientais e econômicos da produção de mantas a partir do resíduo de garrafas PET, além de verificar as variações em termos de impacto ambiental ao considerar a substituição do uso de carvão para gás natural ou energia solar. Na Tabela 3.4 são apresentados os cenários e a unidade funcional utilizada para a realização da ACV. Os resultados apontaram que as categorias de impacto aquecimento global e esgotamento fóssil apresentam maior impacto ambiental devido ao lançamento de dióxido de carbono, água, ferro, carvão e cromo (VI) para a água são os principais contribuintes para a carga ambiental. Além disso, as substituições de energia proveniente do carvão para gás natural ou energia solar fotovoltaica na produção de vapor e geração de eletricidade mostraram-se como medidas eficazes para diminuir a poluição ambiental.

Nessi *et al.* (2012) aplicou ACV para avaliar os impactos ambientais relacionados a garrafas de plástico na Itália. O estudo considerou cenários de reciclagem da garrafa PET, uso de garrafas de ácido láctico (PLA), o reuso de garrafas plásticas e o emprego de garrafas de plástico e de vidro retornáveis para atender ao consumo de água da população da Itália, introduzindo o conceito de prevenção. O estudo revelou que o consumo de água da rede pública por meio de torneira doméstica é preferível ao consumo de água engarrafada (cenário base) no que diz respeito à geração de resíduos. Em relação à água engarrafada em PET retornável, esta é preferível que as garrafas de uso-único ou retornáveis de vidro. Além disso, o estudo explica que os impactos das garrafas “recarregáveis” utilizando rede pública de abastecimento varia muito se a da fonte distância for aumentada.

Outra aplicação de ACV voltada a resíduos plástico foi mm Cingapura, onde são geradas 822.200 toneladas de resíduos plásticos, sendo apenas 7% reciclados segundo dados de 2016. Devido à natureza complexa das misturas de resíduos plásticos, a reciclagem mecânica é frequentemente ineficiente, levando à incineração da maioria dos resíduos. Neste artigo, são introduzidas soluções alternativas para resolver o problema dos resíduos, tais como a recuperação de combustíveis valiosos a partir de plásticos através de métodos termoquímicos. A avaliação do ciclo de vida (ACV) foi adotada para investigar 8 cenários de opções de gerenciamento de resíduos plásticos. Em uma nação com escassez de terra, as escalas e tamanhos de cada método de reciclagem/recuperação de resíduos plásticos também são levadas em consideração. Os resultados demonstraram como as diferentes combinações de quatro tecnologias de valorização de plásticos, e as capacidades associadas, afetaram os potenciais benefícios ambientais e os inconvenientes dos sistemas de tratamento de resíduos plásticos (Khoo, 2019).

Papong *et al.* (2014) avaliou o desempenho ambiental das garrafas PLA e PET para água potável com base em uma perspectiva de análise de ciclo de vida considerando diferentes cenários de destinação da garrafa de PLA. Os detalhes dos cenários e as categorias de impacto estudadas são apresentados na Tabela 3.4. Verificou-se que as garrafas PET contribuíram com valores mais altos em quase todas as categorias de impacto, exceto para eutrofização e potencial de acidificação. É mostrado que as garrafas PLA podem reduzir as emissões de CO₂eq, a toxicidade humana e a demanda de energia fóssil. Por outro lado, o PLA causa alto impacto em termos de eutrofização devido à alta demanda química de oxigênio nas águas residuais de amido de mandioca geradas para o cenário-base. No entanto, é importante ressaltar que não foram estudados diferentes tipos de destinação da garrafa PET, o que poderia trazer um impacto mais positivo para o PET.

Jeswani *et al.* (2021) analisa diferentes cenários de tratamento dos resíduos plásticos mistos via pirólises, considerando diferentes abordagens: perspectiva resíduos, perspectiva dos produtos e uma combinação das duas perspectivas. Na primeira, a pirólise é vista como uma forma de tratamento que resulta na nafta. Na segunda a pirólise é entendida como uma possibilidade de produzir pellet plástico virgem. A última aborda as duas propostas analisando a produção do material plástico virgem e do fim de vida do plástico. Os cenários de comparação são apresentados na Tabela 3.4.

Os resultados sob a perspectiva dos resíduos mostram que a reciclagem química de resíduos plásticos mistos, diferentes tipos de plásticos misturados, via pirólise tem cerca de 50% menos impacto na mudança climática e no uso de energia do ciclo de vida do que a recuperação de energia dos resíduos plásticos. Os resultados sob a perspectiva de resíduos mostram que a reciclagem química dos resíduos plásticos via pirólise tem cerca de 50% menos impacto e uso de energia no ciclo de vida do que a recuperação de energia a partir dos resíduos plásticos. O plástico reciclado também tem um menor uso de energia no ciclo de vida, impacto na saúde humana e ecotoxicidade da água doce, mas significativamente maior do que o material virgem. Para as perspectivas combinadas de produtos e resíduos, os resultados sugerem que a reciclagem química tem um impacto ligeiramente maior na mudança climática (7%) do que a reciclagem mecânica, mas 42% menor do que a opção de recuperação de energia (Jeswani *et al.*, 2021).

Yay (2015) realizou uma ACV com o objetivo de encontrar um sistema de gestão de resíduos sólidos menos impactante na cidade de Saraya na Turquia. Foram cinco cenários avaliados considerando a composição gravimétrica da cidade, a qual tem 42% de resíduos orgânicos em sua composição conforme Tabela 3.3. Os resultados mostraram que os maiores impactos ambientais surgem do aterro sanitário sem recuperação de energia (alternativa 1) e da incineração mista de resíduos com recuperação de energia (alternativa 4), e a opção de gerenciamento de resíduos mais amigável ao meio ambiente é a alternativa 5, que inclui instalação de recuperação de resíduos, compostagem e incineração.

Olatayo, Mativenga e Marnewick (2021) avaliaram o impacto do ciclo de vida das garrafas plásticas PET de uso único, considerando garrafas retornáveis e garrafas recarregáveis, como “squeezes” em Joanesburgo. A garrafa PET teve menor impacto do que a garrafa de uso único em todas as categorias de impacto examinadas.

Como apresentado nos exemplos de aplicações mencionados acima, de acordo com o objetivo do estudo, define-se sua unidade funcional de modo a permitir a comparação de diferentes situações (cenários).

Nota-se que a ACV vem sendo adotada como suporte a decisões para a gestão de resíduos (tratamento e gerenciamento) e também avaliação da produção de produtos (fabricação de garrafas). Verifica-se que algumas pesquisas já trazem a abordagem de garrafas retornáveis no contexto da prevenção dos resíduos e na aplicação de estratégias para a economia circular.

Por fim, para validar a seleção da metodologia ACV, foram sistematizados os resultados de alguns estudos de ACV de PET em diferentes locais, como apresentado na Tabela 3.3. Observa-se que para diferentes escopos geográficos, há diferentes unidades funcionais e distintos resultados. Isso reforça que a ACV deve ser aplicada em um contexto específico e delimitado, extrapolar os resultados obtidos em determinado estudo não é recomendável.

Tabela 3.3: Levantamentos pesquisas ACV com garrafas retornáveis, unidades funcionais usadas e escopo geográfico.

Pesquisas	g CO₂ eq	UF adotada	Escopo geográfico
(Nessi, Rigamonti e Grosso, 2012)	18900	152,1 litros de água	Itália
(Ferrara e Feo, 2021)	191,9	1 litro de água mineral ou gaseificada	Itália
(Chen, Pelton e Smith, 2016)	5000	100 garrafas de 0,5 l	Estados Unidos
(Vural <i>et al.</i>, 2021)*	9,22E+06	100 garrafas de 0,5 l	Europa
(Kang, Auras e Singh, 2017)	141000	1000 litros de bebida	Califórnia
(Ben e Rita, 2016)	134000	1000 litros de bebida	Município Húngaro
(Martin <i>et al.</i>, 2021)	0,2	1 tonelada de resíduo PET	Bauru, Brasil
(Olatayo, Mativenga e Marnewick, 2021)	512,8	10 garrafas de 0,5 L de uso único	Joanesburgo

Tabela 3.4 - Resumo das aplicações de ACV revisadas.

Autor	Ano	Objetivo	Unidade Funcional	Região	Impactos ambientais	Mét.
Rajendra Kumar Foolmaun & Toolseeram Ramjeeawon (2012)	2012	1. Determinar a opção de gerenciamento de resíduo com menor impacto ambiental; 2. Comunicar o resultado a empresas engarrafadoras. 3. Dar suporte ao governo em relação a políticas de pós-uso do PET	Disposição de uma tonelada de PET usado	Ilha de Mauritius	carcinogênicos; orgânicos-respiratórios; inorgânicos-respiratórios; mudanças climáticas; ecotoxicidade; camada de ozônio; acidificação/eutrofização; combustíveis minerais e fósseis.	Sima Pro - Eco-indicator method 99
Yahya Saleh (2016)	2016	Avaliar e comparar o potencial de impacto ambiental de embalagens de bebida de vidro, alumínio e PET usando ACV	1000 L de bebidas que pode ser transportado por garrafas de vidro, independentemente do seu sabor	Palestina	consumo de água, energia não renovável, resíduos sólidos, toxicidade humana, acidificação terrestre, potencial de aquecimento global e efeitos respiratórios.	Excel - Impact 2002+
Nakatani et al. (2010)	2010	Comparar cenários de reciclagem domésticos e transfronteiriços entre o Japão e a China e cenários de disposição do ponto de vista da emissão de gases com efeito de estufa (GEE) e do consumo de recursos fósseis	Reciclagem ou disposição de 1 kg de garrafa PET pós-consumo no Japão	Japão	emissão de gases do efeito de estufa (GEE) e consumo de recursos fósseis	-

Chen et al. (2019)	2019	Comparar as contribuições ambientais da reciclagem mecânica, da incineração e do aterro para resíduos plásticos do ponto de vista chinês; Identificar processos e substâncias-chave que afetam os impactos ambientais e determinar o foco de melhoria do processo de reciclagem mecânica; e estabelecer cenários de otimização para avaliar o potencial de redução dos impactos ambientais dos tratamentos de fim de vida de resíduos plásticos.	1 tonelada de resíduos plásticos com componente real na China	China	Potencial de esgotamento de recursos fósseis, potencial de esgotamento de água, potencial de ecotoxicidade marinha, potencial de ecotoxicidade de água doce, potencial de ecotoxicidade terrestre, potencial de toxicidade humana, potencial de eutrofização da água doce, potencial de formação de partículas, potencial de acidificação terrestre, potencial de formação de oxidantes fotoquímicos, potencial de aquecimento global e potencial de destruição da camada de ozônio	eBalance software - Chinese reference lifecycle database (CLCD) e Ecoinvent V3.1
Cong et al. (2017)	2017	Identificar melhorias para o sistema de reciclagem através de simulação espacial e esclarecer as cargas ambientais de GEE associadas por meio de uma ACV	35.760 t de resíduo plástico domiciliar	Tianjin, China	emissão de gases do efeito de estufa (GEE)	Manual, dados de inventário do Instituto de Gerenciamento de Resíduos Plásticos do Japão
Zhang et al., (2020)	2020	Quantificar os impactos ambientais e econômicos da produção de cobertores a partir de garrafas plásticas de resíduos 100% reciclados com o método custo do ciclo de vida (CCV) acoplado ACV. Além disso, são avaliadas comparações dos impactos ambientais e dos custos externos da substituição de energia	Uma métrica tonelada de cobertores feitos de garrafas PET recicladas	China	Esgotamento de metais e esgotamento fóssil, aquecimento global, carcinógenos, não carcinógenos, ecotoxicidade de água doce, ocupação do solo, acidificação terrestre, eutrofização aquática, inorgânicos respiratórios, orgânicos respiratórios, radiação ionizante, empobrecimento da camada de ozônio, esgotamento da água, esgotamento de metais, esgotamento fóssil, e eutrofização marinha	ReCipe, IPCC, USEbox e IMPACTWorld

Nessi <i>et al.</i> (2012)	2012	Avaliar o desempenho energético e ambiental de duas atividades de prevenção que poderiam ser realizadas para reduzir a quantidade de resíduos gerados por cidadãos italianos durante o consumo de água potável: a utilização da rede pública água e de água engarrafada recarregável como alternativa à água de uso único água engarrafada.	o consumo de 152,1 litros de água potável por um cidadão italiano, incluindo a administração do pós-consumo desperdício	Itália	Esgotamento dos recursos abióticos, potencial de aquecimento global e eutrofização	SimaPro, CML 2001
Khoo (2019)	2019	Fornecer uma nova perspectiva sobre a ACV de tratamento de resíduos plásticos, incluindo a instalação/plantas e suas capacidades para comparação do sistema ACV, avaliando os impactos ambientais de 8 cenários de resíduos plásticos tendo como base Cingapura como um sistema	tratamento de resíduos de 822.200 toneladas de resíduos plásticos	Cingapura	mudanças climáticas, acidificação terrestre e formação de matéria particulada	ReCipe, software GaBi
Papong <i>et al.</i> (2014)	2014	Avaliar por meio de uma ACV o desempenho de garrafas de água potável feitas de ácido polilático produzido a partir de mandioca em comparação com garrafas PET similares produzidas na Tailândia	1000 unidades de garrafas de água potável de 250 ml	Tailândia	Aquecimento global, acidificação, eutrofização e potencial de toxicidade humana. Além disso, o método de demanda de energia acumulada foi selecionado para avaliar a categoria de demanda de energia fóssil.	CML 2 baseline 2000, SiMa Pro

Jeswani (2021)	2021	Quantificar os potenciais impactos ambientais da reciclagem química de resíduo plástico via pirólise e compará-la com a reciclagem mecânica e a recuperação de energia	Perspectiva do resíduo: tratamento de 1 t de RPM. Perspectiva do produto: produção de 1 t de granulado plástico de qualidade virgem. Combinando as duas perspectivas: a produção de 1 t de plásticos virgens mistos e seu tratamento de fim de vida útil.	Alemanha	mudança climática, uso de recursos, transportadores de energia (aqui chamado de "uso de energia para brevidade"), acidificação, eutrofização de água doce, eutrofização marinha, formação de ozônio fotoquímico e toxicidade humana.	Gabi V9, Environmental Footprint(EF) 2.0 (EC, 2018a) and ReCiPe 2016 V1.1
Yay (2015)	2015	Identificar um sistema de gestão de resíduos menos impactante para os países em desenvolvimento, por exemplo, a Turquia, através da caracterização da composição dos resíduos sólidos urbanos no campo	1 tonelada de RSU gerado em Sakarya	Sakarya, Turquia	depleção abiótica, esgotamento abiótico (combustíveis fósseis), acidificação, eutrofização, aquecimento global, empobrecimento da camada de ozônio, toxicidade humana, ecotoxicidade aquática de água doce, ecotoxicidade aquática marinha, ecotoxicidade terrestre e oxidação fotoquímica.	SimaPro 8.0.2, CML-IA method
Olatayo, Mativenga e Marnewick (2021)	2021	O objetivo do estudo foi analisar e quantificar comparativamente o consumo de recursos e os impactos ambientais associados ao uso de garrafas PET de uso único e uma provável alternativa de garrafas plásticas PET reutilizáveis.	a entrega de água engarrafada a uma pessoa em Joanesburgo pelo período de um ano	Joanesburgo, África do Sul	Carcinógenos, não carcinogênicos, inorgânicos respiratórios, esgotamento da camada de ozônio, órgãos respiratórios, ecotoxicidade aquática e terrestre, acidificação terrestre, ocupação do terreno, acidificação aquática eutrofização aquática, aquecimento global, energia não-renovável (primária)	IMPACT 2002+

4 - METODOLOGIA

Este capítulo apresenta a metodologia de pesquisa utilizada para o desenvolvimento do presente trabalho. A Figura 4.1 contém um fluxograma ilustrando as fases e os subprocessos que as compõem. Como apresentado, as etapas 1, 2, 3 e 4 são desenvolvidas paralelamente e de forma iterativa, diante dessas etapas concluídas, foi realizada a etapa 5.

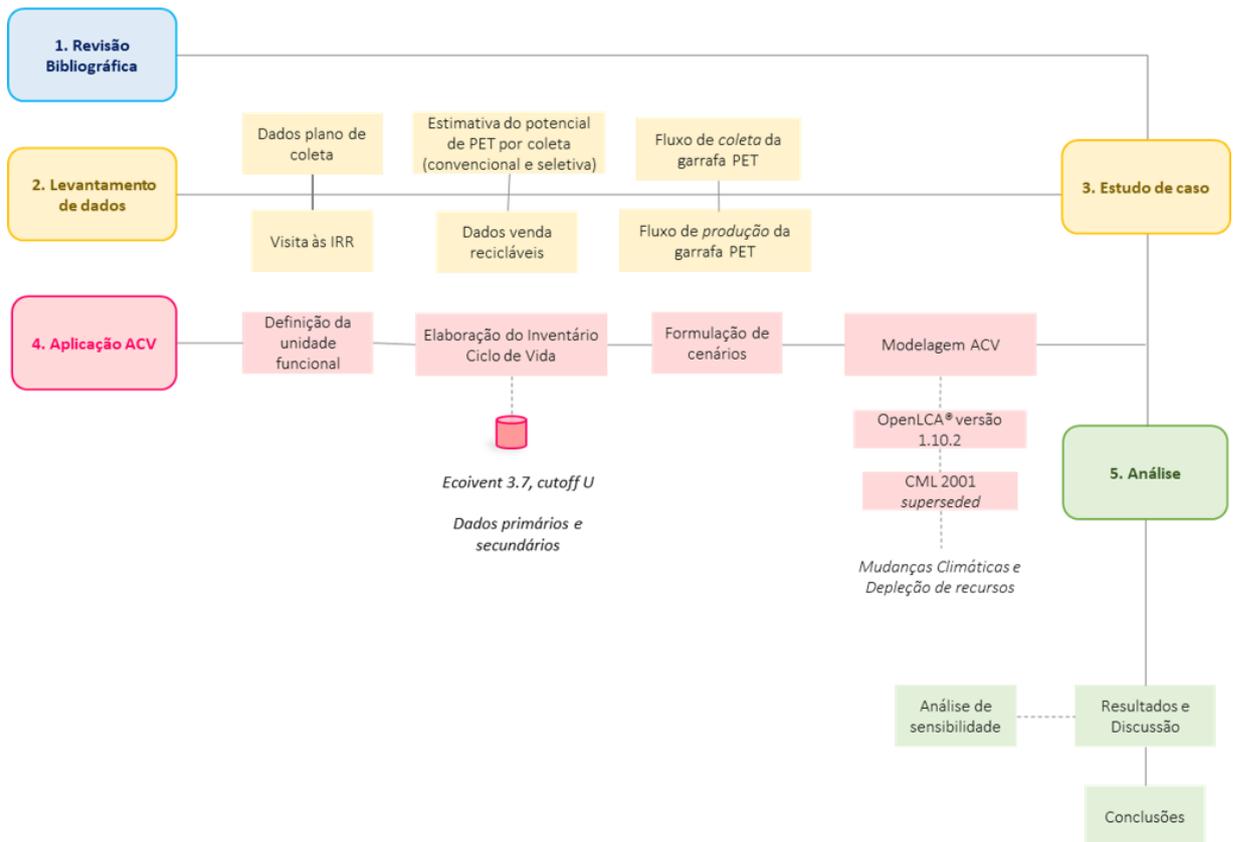


Figura 4.1 - Fluxograma da metodologia adotada.

4.1 - Etapa 1: Revisão bibliográfica

Nesta primeira etapa propõe-se uma questão problematizadora que guia o desenvolvimento da pesquisa. Foi por meio deste questionamento inicial que se formulou uma hipótese para o estudo e foram definidos os objetivos da pesquisa. É necessário compreender o problema a ser estudado, sendo esta fase crucial para que a avaliação corresponda a realidade.

Por isso, é importante conhecer o contexto no qual o problema está inserido, nessa pesquisa, buscou-se compreender o contexto tanto a produção, como o gerenciamento da garrafa PET.

Considerando o tema de pesquisa, foram levantados dados em relação à problemática do plástico no contexto global, explicando qual a motivação por de trás do estudo de se optar por avaliar a garrafa PET desde a produção até o seu gerenciamento pós-consumo.

Foi utilizado o software SciMat a fim de se obter o estado da arte da temática de análise do ciclo de vida e garrafas PET. Realizou-se uma pesquisa na literatura, nas legislações, nos relatórios técnicos e contratos de prestação de serviços para realizar a caracterização do fluxo de produção do plástico e investigar tecnologias de tratamento dos resíduos plásticos.

4.2 - Etapa 2: Levantamento de dados

Nesta etapa foram levantados os dados sobre os resíduos plásticos no Distrito Federal, detalhando as unidades operacionais que o material pode passar até sua venda ou destino final, circuitos de coleta, estimativa de quantidade de material vendido e material encaminhado para o aterro sanitário. Para tanto, foram consultados dados do Relatório de Atividades do SLU, Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PDGIRS), relatórios gravimétricos e dados georreferenciados fornecidos (planos de coleta) pelo SLU-DF. Foram realizadas visitas à algumas IRRs para entender o processo de funcionamento das mesmas e à fábrica de refrigerantes.

4.3 - Etapa 3: Estudo de caso

A partir dos dados levantados, foi realizado o estudo de caso do Distrito Federal. Estimativa da quantidade de resíduo plástico é gerado, valor vendido, quantidade encaminhada para o aterro sanitário, quantidade triada. Nesta etapa foi definido o fluxo da garrafa PET no DF para a coleta seletiva e para a coleta convencional.

Para tanto, foram calculadas as quantidades de plástico e PET presentes em cada coleta conforme dados da gravimetria. Com base nisso, foi aplicada a equação abaixo (genérica, varia de acordo com o tipo de coleta):

$$Q_{pet} = Q_{coleta\ n} * P_{plástico\ n} * P_{pet\ unidade} \quad \text{Eq. 4.1}$$

n: região administrativa de 1 a 33.

Q convencional: quantidade de resíduo coletado na coleta (convencional ou seletiva) referente a RA n.

P plástico: percentual de plástico encontrado na coleta (convencional ou seletiva) de cada RA n conforme dados do PDGIRS.

P PET_{unidade}: percentual de PET triado sob o total de plásticos triados na unidade, IRR (se seletiva) e UTMB (se convencional).

4.4 - Etapa 4: Aplicação ACV

4.4.1 - Unidade funcional (UF) e Inventário do ciclo de vida (ICV)

Esta etapa é de extrema importância para conduzir bem a ACV, pois, é por meio da unidade funcional que se comparam os cenários. É preciso que essa unidade seja quantitativa e permita medir o desempenho das entradas e saídas funcionais. A unidade funcional desta ACV foi definida como a “produção de 2 litros de refrigerante” e o fluxo de referência “produção de uma garrafa de 2 litros de refrigerante”.

O ICV foi construído por meio de dados primários, dados da literatura e dados da base *Ecoinvent 3.7, cut-off unit*.

Os dados primários foram os dados de consumo de energia por Instalações de Recuperação de Resíduos (IRRs), rendimento dos caminhões (km/litro) foi fornecido pelo SLU-DF. Os dados de quilômetros rodados para coleta e para destinação em unidades operacionais foram gerados a partir dos planos de coleta, conforme explicado no Apêndice A -.

Para o cálculo de emissão de GEE a partir dos veículos de coleta (caminhões compactadores e carretas) foi utilizado o dado primário de rendimento e a planilha de cálculo de emissões fornecida pela CETESB.

Dados da literatura foram utilizados para quantificar as emissões de gases de equipamentos presentes em unidades operacionais, como, IRR, aterro sanitário e UTMB. Os dados são apresentados na Tabela 4.1.

Os demais dados para concluir o ICV foram extraídos da base *Ecoinvent 3.7, cut-off unit*. A abordagem *cut-off* significa que o sistema é “cortado”, quando um resíduo é tratado e se torna entrada em outro processo, não é dado benefício processo originário, tampouco malefício para o novo processo de entrada. Em outras palavras, os resíduos gerados nos processos e os encargos são atribuídos a atividade originária/de produção.

O termo *unit* é referente a pequenos processos unitários, suas menores unidades, as quais juntas podem se tornar um processo maior. Por exemplo, o processo de produção de garrafa PET pode ser encarado como um sistema que engloba diferentes processo unitários (*unit*) que seriam: o processo de extração do petróleo, transporte a refinaria, refino, transformação química, entre outros.

Ainda em relação à base de dados da *Ecoinvent*, esta foi adequada à realidade brasileira. A seguir será apresentado um exemplo de como a adaptação foi feita para o caso da matriz energética. O processo de formação da preforma de PET “*injection moulding | injection moulding | Cutoff, U*” global apresenta processos de “*electricity, medium voltage*” de vários países como fornecedores, por isso é chamado de global. Para adaptá-lo a realidade brasileira, foram alterados todos os processos de “*electricity, medium voltage*” para que todos tenham como fornecedor a matriz brasileira, a qual é existente na base *Ecoinvent*. Isso foi realizado para todos os processos que se tinham dados brasileiros disponíveis.

Tabela 4.1 - Dados e parâmetros utilizados na modelagem dos sistemas

	Unidade	Valor	Fonte
Transporte			
Seletiva: Emissão de CO*	g/km	0,111	CETESB (2020)
Seletiva: Emissão de CH ₄ *	g/km	0,06	CETESB (2020)
Seletiva: Emissão de N ₂ O*	g/km	0,03	CETESB (2020)
Convencional: Emissão de CO**	g/km	0,275	CETESB (2020)
Convencional: Emissão de CH ₄ **	g/km	0,06	CETESB (2020)
Convencional: Emissão de N ₂ O**	g/km	0,03	CETESB (2020)
Combustão diesel fonte estacionária			
Emissão de CO ₂	KgCO ₂ /L	2,632	CETESB (2021)
Emissão de CH ₄	Kg CH ₄ /L	0,000107	CETESB (2021)
Emissão de N ₂ O	Kg N ₂ O /L	0,0000213	CETESB (2021)
Transbordo			
Consumo de eletricidade	kWh	25	Merrild <i>et al.</i> (2012)
Consumo de diesel	L/t	3,4	Merrild <i>et al.</i> (2012)
UMTB			
Consumo de eletricidade	kWh/mês	Asa Sul: 3185,28 P Sul: 2*10 ⁶	Dados primários fornecidos pelo SLU
Consumo de diesel	L/t	2,5	Cipan <i>et al.</i> (2018)
Aterro sanitário			
Consumo de eletricidade	kWh/t	0,618	Leme (2010)
Consumo de diesel	L/t	0,293	Leme (2010)
Instalação de Recuperação de Resíduos			
Consumo de eletricidade	kWh/mês	15017	Dado primário fornecido pelo SLU
Consumo de GLP	kg/mês	120	Dado primário fornecido por uma cooperativa
Emissão estacionária GLP	tCO ₂ /t	2,91997	CETESB (2020)
Incineração			
PCI PET	kcal/kg	8.193	(Tchobanoglous, Theisen e Vigil, 1993)
Percentual por peso de carbono no resíduo PET	%	85,2	Tchobanoglous, Theisen e Vigil, 1993)
Taxa de aproveitamento energético	%	15	Tchobanoglous, Theisen e Vigil, 1993)
PCI coque petróleo	kcal/kg	6.800	(Prado, 2021)
Proporção coque petróleo e PET	%	70% coque 30% PET	(Prado, 2021)
Emissão CO ₂ eq coque petróleo	Kg CO ₂ eq/GJ	92,8	(CSI, 2011)

*Foram considerados as emissões de caminhões do ano de 2015 e os semipesados.

**Foram considerados as emissões de caminhões do ano de 2015 e os pesados.

***Ainda foi aplicado o percentual de PET sob o consumo de energia por mês.

4.4.2 - Formulação de cenários e definição da fronteira do estudo

Diante da caracterização do cenário atual, definiu-se o limite do estudo deste cenário e, a partir disso, baseando-se nas opções tecnológicas para o tratamento do resíduo PET e considerando aspectos da gestão dos resíduos, como, logística reversa, economia circular e responsabilidade compartilhada, foram formulados cenários alternativos para o gerenciamento da garrafa PET e para sua produção.

Quanto ao gerenciamento do resíduo PET, foram propostos cenários que variam da reciclagem energética ao aterramento.

Civancik-uslu *et al.* (2019), Gomes, Visconte e Pacheco (2019) e Olatayo, Mativenga e Marnewick (2021) indicaram em seus estudos de ACV que é preciso implantar abordagens *close-loop* para garantir a sustentabilidade do PET, assim sendo, foi elaborado um cenário com proposta de reciclagem *bottle-to-bottle*.

Considerando a abordagem de economia circular e a logística reversa realizada no Capítulo 3, foram elaborados cenários que trabalhem com a prevenção dos resíduos, os cenários de garrafas retornáveis.

Tendo em vista a meta de recuperação dos resíduos de embalagens para o ano de 2050 segundo Plano Nacional de Resíduos Sólidos (2022), foram formulados cenários consideram a meta de 50%.

Os cenários avaliados são apresentados abaixo:

- **Cenário 1 (atual): garrafa PET produzida e após descarte encaminhada para reciclagem mecânica**

A garrafa é produzida e comercializada, após o uso, consumidor descarta para o serviço de coleta conforme detalhado acima. Ressalta-se que a garrafa PET é destinada em proporções diferentes para a coleta seletiva e convencional. O fluxo e o limite do sistema são apresentados na Figura 4.2 abaixo.

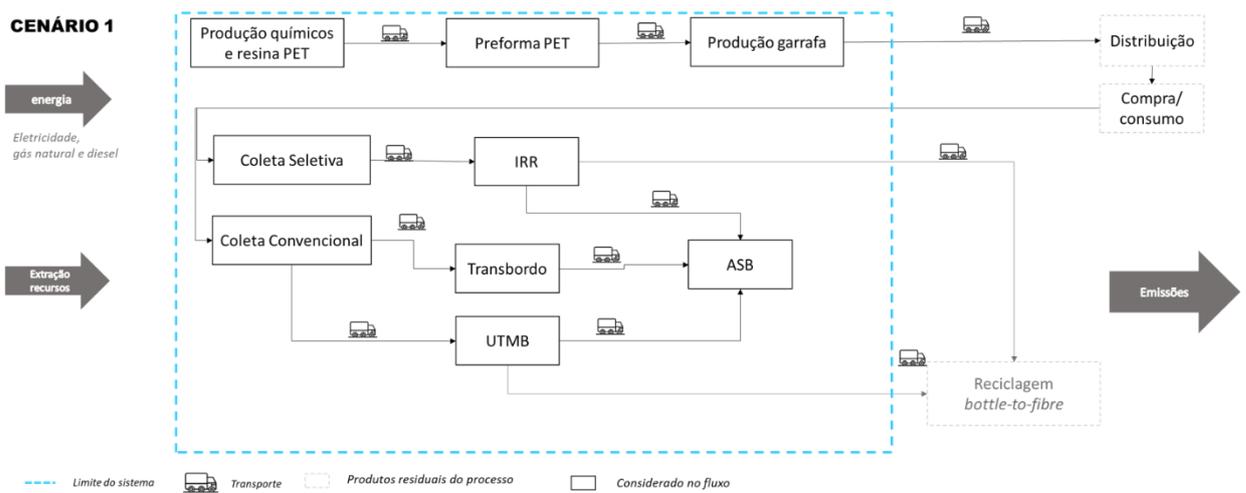


Figura 4.2 - Sistema e fronteira do cenário 1.

- **Cenário 2: garrafa PET produzida e após descarte encaminhada para incineração com recuperação energética**

Similar ao que ocorre hoje, mas com uma taxa de adesão à coleta seletiva maior (igual a 50%). Os resíduos recuperados nas IRRs e UTMBs são encaminhados para incineração com aproveitamento energético. O fluxo e o limite do sistema são apresentados na Figura 4.3 abaixo.

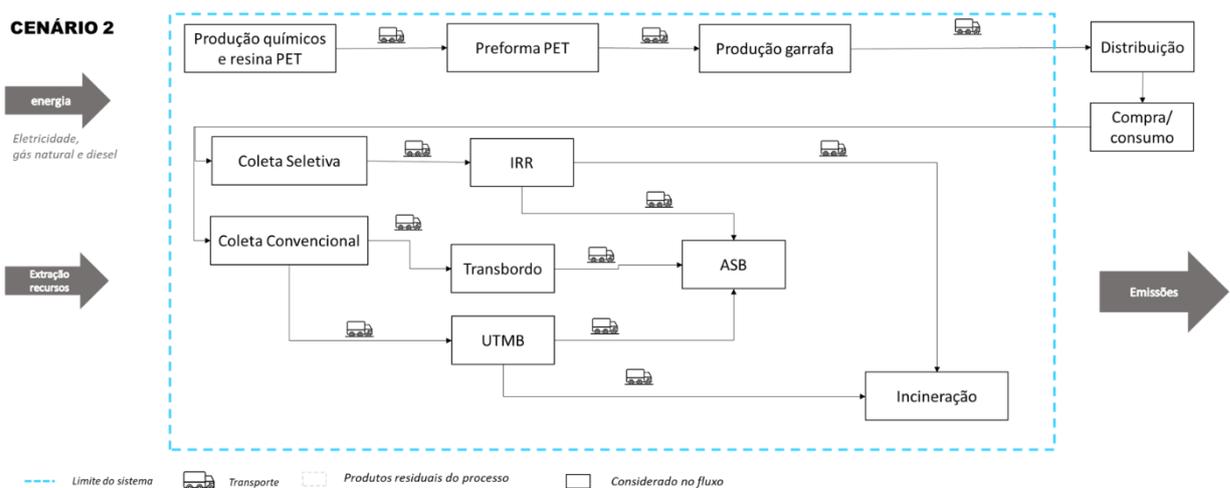


Figura 4.3 - Sistema e fronteira do cenário 2.

- **Cenário 3: garrafa PET produzida e após descarte encaminhada para aterramento direto no ASB**

Situação hipotética considerando que não há viabilidade de reciclar a garrafa PET e todas as garrafas são encaminhadas para o ASB. Nesse sentido, não haveria coleta seletiva, apenas convencional. O fluxo e o limite do sistema são apresentados na Figura 4.4.

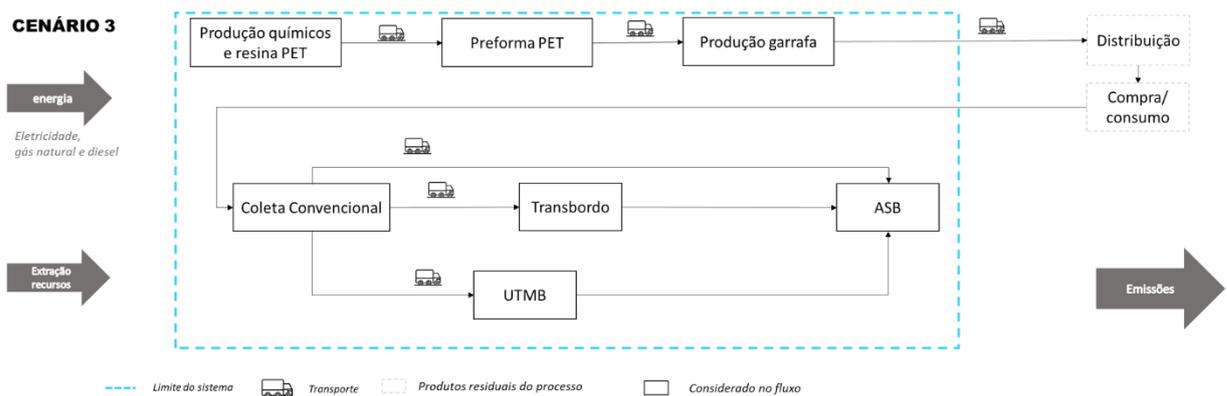


Figura 4.4 - Sistema e fronteira do cenário 3.

- **Cenário 4: garrafa PET produzida, após descarte encaminhada para coleta seletiva e reciclagem mecânica**

Similar ao que ocorre hoje, mas taxa de adesão da população à coleta seletiva de 50%. Além disso, a destinação final será reciclagem mecânica no modelo *bottle-to-bottle*. O primeiro ciclo a garrafa é PET virgem, a partir do 2º ciclo será PET virgem + PET reciclada. O fluxo e o limite do sistema são apresentados na Figura 4.5.

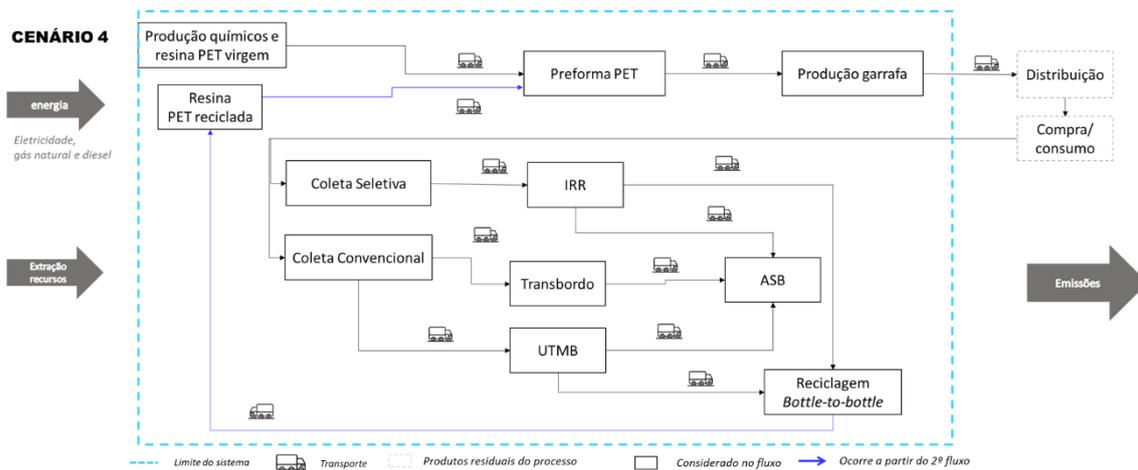


Figura 4.5 - Sistema e fronteira do cenário 4.

- **Cenário 5: garrafa PET produzida como retornável e encaminhada para reciclagem mecânica**

A garrafa PET será produzida com o objetivo de ser retornável e após seu ciclo de reutilização - 25 usos (Coca-Cola Brasil, 2017) -, ela é reciclada. Considerou-se que 50% dos consumidores retornariam suas garrafas, as demais seriam descartadas na coleta seletiva e convencional, considerando uma taxa de adesão à coleta seletiva de 50%. Ou seja, essas 50% que serão descartadas irão metade encaminhada para seletiva (25%) e a outra metade para convencional (25%). As garrafas recuperadas serão encaminhadas para reciclagem mecânica. O fluxo e o limite do sistema são apresentados na Figura 4.6.

- **Cenário 6: garrafa PET produzida como retornável e encaminhada para incineração com recuperação energética**

A garrafa PET será produzida com o objetivo de ser retornável e após seu ciclo de reutilização (25 usos), ela é incinerada. Considerou-se que 50% dos consumidores retornariam suas garrafas, as demais garrafas seriam descartadas na coleta seletiva e convencional, considerando uma taxa de adesão à coleta seletiva de 50%. Ou seja, essas 50% que serão descartadas irão metade encaminhada para seletiva (25%) e a outra metade para convencional (25%). As garrafas recuperadas serão encaminhadas para incineração. O fluxo e o limite do sistema são apresentados na Figura 4.6.

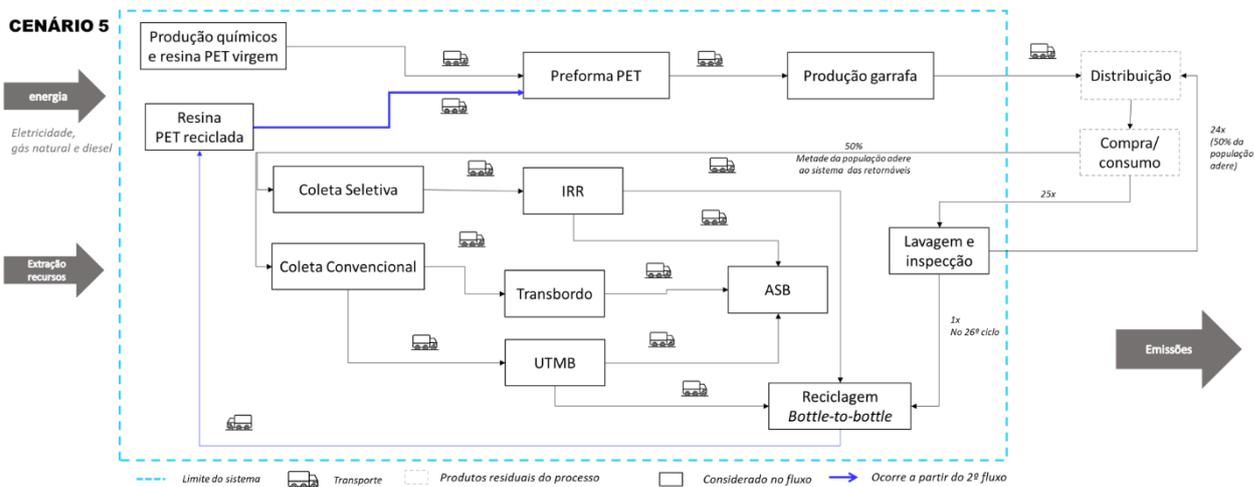


Figura 4.6 - Sistema e fronteira do cenário 5.

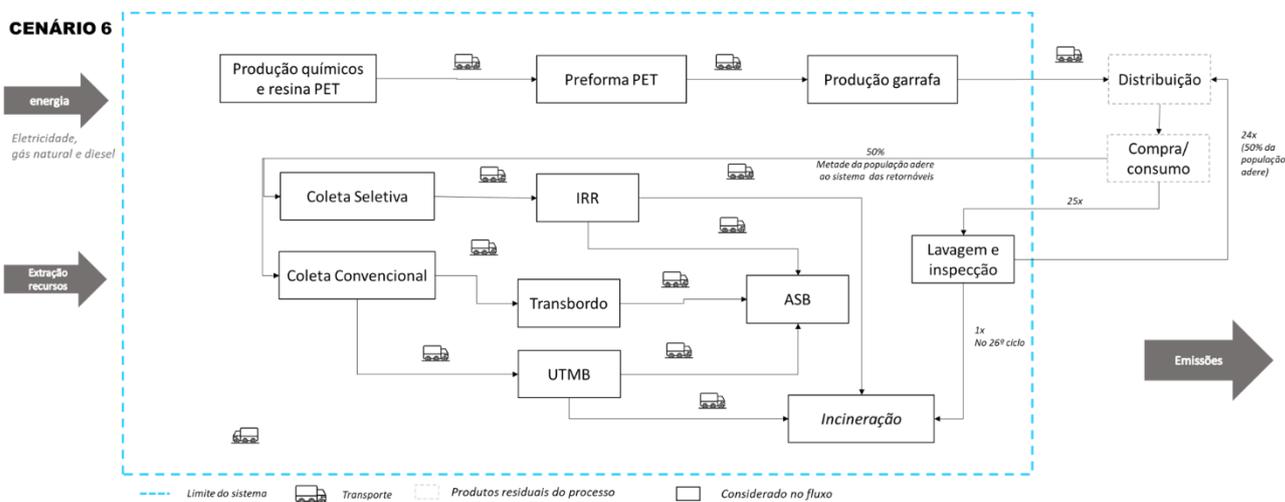


Figura 4.7 - Sistema e fronteira do cenário 6.

Na Tabela 4.2 pode-se visualizar de maneira resumida o cenário atual e os cenários alternativos que serão avaliados no estudo.

Tabela 4.2 - Descrição do cenário atual (1 ou base) e cenários alternativos.

Grupos	Cenário	Descrição	Adesão à coleta	Tipo de PET utilizada na produção da garrafa
Destinação	1	Situação atual	13%	Virgem
	2	Garrafa PET encaminhada para incineração	13%	Virgem
	3	Garrafa PET encaminhada para aterro sanitário	100%	Virgem
Produção + destinação	4	Garrafa PET encaminhada para reciclagem (B2B)	50%	1º ciclo: virgem 2º ciclo: reciclada (50%) e virgem (50%)
	5	Garrafa PET retornável e encaminhada para reciclagem	50%	1º ciclo: virgem 26º ciclo: reciclada e virgem
	6	Garrafa PET retornável e encaminhada para incineração	50%	1º ciclo: virgem 26º ciclo: virgem

Observa-se que os cenários propostos podem ser separados em dois Grupos: destinação e destinação + produção. O primeiro Grupo concentra-se em mudar as destinações do fim de vida da garrafa, enquanto o segundo busca modificar a produção, minimizando a extração de matéria-prima para a fabricação da garrafa PET. Por isso, tendo em vista os conceitos de *foreground* e *background* apresentados na Revisão Bibliográfica (capítulo 2), pode-se dizer que o gerenciamento dos resíduos é o *foreground* para os cenários de 1 a 3 e, para os cenários de 1 a 4 é o *background*, conforme exemplificado na Figura 3.10.

4.4.3 - Modelagem ACV no software OpenLCA

Como apresentado no capítulo 3.4, a metodologia de ACV vem sendo utilizada como forma de mensurar diferentes impactos ambientais. A ACV é uma ferramenta de suporte à decisão, permitindo que seja possível caracterizar as contribuições ambientais com base na análise particular e específica de cada parte integrante dos cenários (Contreras *et al.*, 2008). Nesta

etapa foram formulados os cenários e fronteiras do estudo, definida a unidade funcional (UF), levantado a inventário necessário e realizada a modelagem.

Condições adotadas para a modelagem do sistema ACV:

- Todo o resíduo PET gerado no DF foi considerado como garrafa PET, embora haja resíduos PET para outros tipos de embalagem.
- O peso da garrafa PET uso-único vazia adotado no estudo é de 38 gramas.
- O peso da garrafa PET retornável vazia adotado no estudo é 50 gramas com 26 ciclos de uso (1 produção + 25 retornos).
- A resina PET virgem é fabricada em Suape, Pernambuco – 1.831km.
- A resina PET reciclada é fabricada em Poço de Caldas, Minas Gerais – 864 km.
- A preforma da garrafa PET é fabricada em Simões Filho, Bahia -1.442 km.
- O sopro da garrafa PET ocorre no mesmo local da envasadora, a qual é localizada no DF em Taguatinga.
- As propriedades da resina PET permitem que ela seja reciclada substituindo a mesma proporção de resina virgem, ou seja, se há o interesse de produzir 1 kg de garrafa PET e existe 0,5 kg de PET reciclado, é possível complementar com mais 0,5 kg de matéria virgem, sem a necessidade de uma proporção maior de matéria virgem.
- O transporte para a coleta dos resíduos foi considerado dentro do limite do estudo. Dependendo do serviço de coleta, são utilizados caminhões compactadores de 15m³ ou 19m³, carretas de 45 m³ e caminhões baú de 30m³, conforme detalhado nos fluxos.
- Baseado na disponibilidade de informações, dados de primário dados foram utilizados, caso não, foram utilizados os dados da base *Ecoinvent 3.7 (cut-off)* adaptadas ao perfil brasileiro.
- A abordagem “*bottom-up*” foi aplicada neste estudo considerando que impactos locais lidam com implicações globais e foca no fornecimento habilidades para a indústria implementar mudanças positivas em pequena escala.

O modelo dos seis cenários foi construído no *software* OpenLCA® versão 1.10.2 em conjunto com a base de dados *Ecoinvent 3.7 (cut-off)* com licença educacional para países

não integrantes da Organização para Cooperação Econômico e Desenvolvimento (não-OECD).

O inventário de cada cenário com os *inputs* e *outputs* pode ser acesso pelo [link \(clique aqui\)](#) - dados extraídos do software.

Para o desenvolvimento desta pesquisa foi utilizado o método de avaliação de impacto CML 2001 *superseded* que é um método desenvolvido pela Universidade de Leiden na Holanda. As categorias de impacto avaliadas foram: mudança climática, mensuradas em g de CO₂ equivalente (g CO_{2eq}) por meio do Potencial de Aquecimento Global (em inglês, *Global Warming Potencial*) em um horizonte de 100 anos e depleção de recursos abióticos, mensurado por g de antimônio equivalente (g Sb eq).

O CO_{2eq} é uma medida que mostra quanto uma determinada massa de um gás de efeito estufa é capaz de reter calor na atmosfera, em comparação a mesma massa de gás equivalente ao CO_{2eq}. Os valores de referência para cálculo do CO_{2eq} são retirados dos relatórios do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) - em inglês, *Intergovernmental Panel on Climate Change*. Já a escolha do antimônio para o cálculo da depleção de recursos é usualmente escolhida como referência por ser o primeiro elemento do alfabeto que se tem dados de taxa de extração e estoque máximo disponível para calcular a extração de elementos e combustível fóssil (Oers, van e Guinée, 2016).

Optou-se por não realizar o procedimento de normalização, agregação e ponderação, os quais foram explicados no item 3.3.6 -. Posteriormente, será realizado um processo de normalização para análise de sensibilidade, o qual será detalhado adiante no item 6.4 -.

4.5 - Etapa 5: Análise dos resultados

Após a modelagem do estudo, os resultados foram obtidos, analisados e discutidos. Os resultados são avaliados e comparados com outros estudos a fim de validar e criticar os dados encontrados. Diante dos resultados, análises de sensibilidade e da discussão sobre o que foi obtido, foram formuladas as conclusões do estudo e são elaboradas recomendações para estudos futuros.

5 - ESTUDO DE CASO: RESÍDUOS PLÁSTICOS NO DF

5.1 - Levantamento de dados DF

Segundos dados do Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal (SLU-DF) 786.122 toneladas de resíduos domiciliares e comerciais foram coletadas pela coleta convencional e 18.311 toneladas de resíduos na coleta seletiva no ano de 2020 (SLU, 2021). É válido ressaltar que a quantidade de resíduos seletivos teve uma redução de 10.000 toneladas se comparada com os três anos anteriores – de 2017 a 2019 – os quais atingiram os valores de 29.968, 28.549 e 28.522, respectivamente.

Essa redução na quantidade de material seletivo coletado se deve principalmente pela suspensão da coleta seletiva por cerca de três meses devido à pandemia de COVID-19, sendo de meados de março a junho (SLU, 2021).

Como já apontado por estudos realizados no próprio DF, a irregularidade na prestação do serviço de coleta seletiva é um fator crucial para o engajamento da população (Abreu, 2015). Quando ocorre a suspensão temporária do serviço, é possível que haja uma retração nos índices de engajamento anteriores, o que também justifica a baixa na quantidade de material seletivo coletado no ano de 2020.

Com base nos dados de 2017, 2018 e 2019, pode-se considerar que a coleta seletiva representa cerca de 3,7% de toda a coleta (convencional e seletiva). Esse valor é menos da metade da meta proposta para 2018 que era de 9% segundo o Cenário 1 do PDGIRS.

Atualmente, toda a coleta seletiva é encaminhada para Instalações de Recuperação de Resíduos (IRR), locais onde cooperativas contratadas pelo SLU-DF realizam a triagem dos resíduos e comercializam o material separado. As cooperativas e associações que ficam nas IRRs podem ter até três fontes de renda: remuneração pela venda do recicláveis, pelo serviço de coleta seletiva (contratado pelo SLU-DF) e serviço de triagem (contratado pelo SLU-DF). Ressalta-se que nem todas as cooperativas são contratadas para realização do serviço de triagem e coleta, por isso, menciona-se “até” três fontes de renda. É interessante mencionar que as cooperativas contratadas recebem do SLU-DF por tonelada de material triado e vendido variando de acordo com uma taxa de aproveitamento. Existem três faixas de recebimento de acordo com o percentual de aproveitamento, conforme segue:

aproveitamento menor que 40% paga-se R\$ 248,10/tonelada, entre 40% e 70%, paga-se R\$ 304,14 e maior que 70% R\$ 351,27/tonelada (SLU, 2021).

Ademais, os resíduos de coleta convencional que são encaminhados para as Usinas de Tratamento Mecânico-Biológico (UTMB) também passam por uma triagem e seleção de materiais recicláveis. Como ainda há materiais recicláveis na coleta convencional, algumas cooperativas são contratadas pelo SLU-DF para realizar a retirada dos materiais recicláveis ao longo do processamento das usinas. Como o objetivo das UTMBs é tratar o resíduo convencional, essa triagem de materiais recicláveis é chamada de triagem negativa.

Considerando os resíduos recicláveis provenientes tanto da coleta convencional, quanto seletiva, verifica-se que os resíduos plásticos triados e comercializados são os que garantem maior renda para os cooperados, conforme apresentado na Figura 5.1. Observa-se que dentre as classes mais usuais de recicláveis o plástico representa 65% da receita por comercialização. É importante esclarecer que a classe diversos apresentada na Figura 5.1 se refere a produtos que apresentam diferentes categorias de materiais na sua composição, por exemplo, embalagens longa vida (Tetrapak), cabides, dentre outros (SLU, 2021).

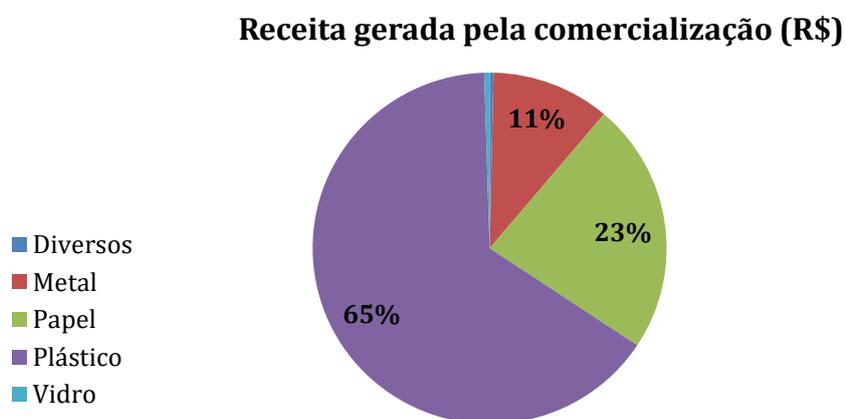


Figura 5.1 - Percentual de receita por tipo de material considerando a venda dos materiais.

Salienta-se que no mercado de comercialização de materiais recicláveis, os materiais com maior valor são os metais, contudo este não é o material que mais gera renda para os cooperados, mas sim, o plástico. Isso ocorre tanto por ser um material com geração em

quantidade inferior a geração de plásticos, quanto pela presença de catadores “avulsos”, catadores que passam pela rua coletando materiais, antes de passar o caminhão de coleta. Como o metal é um dos resíduos mais bem pagos, existem muitos catadores informais fazendo a coleta desses materiais, antes mesmo da coleta regular.

Em se tratando da renda gerada pelo pagamento do SLU, temos uma situação um pouco diferente, pois o pagamento é por taxa de aproveitamento e o peso dos materiais interfere. A exemplo temos o vidro, material que tem baixa comercialização no DF devido à distância de empresas que o reciclam, o valor médio pago por esse material é de 0,07/tonelada, considerado muito baixo em comparação com as outras categorias. No entanto, vidro apresenta peso significativo, configurando 19% do que é pago pelo SLU nos contratos de triagem como mostra a Figura 5.2.

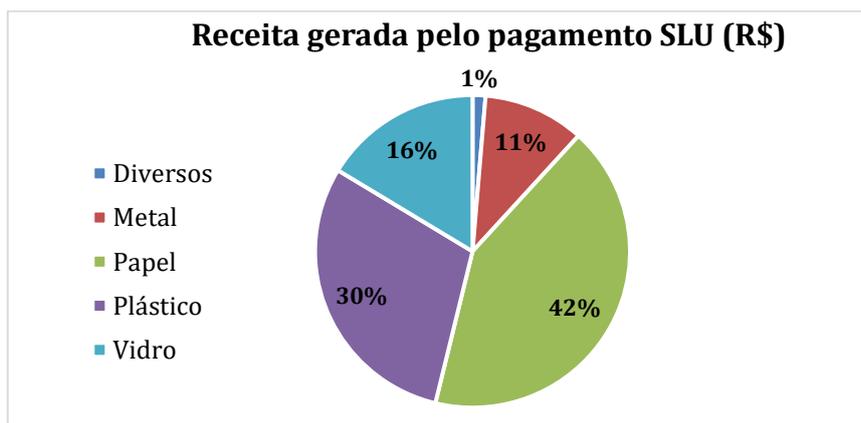


Figura 5.2 - Percentual de receita por tipo de material considerando o pagamento do SLU-DF.

5.2 - Instalações de recuperação de resíduos (IRR)

O SLU-DF conta com seis unidades operacionais para triagem de resíduos, as chamadas IRR, algumas delas de construção própria e outras alugadas, conforme apresentado e detalhado no mapa da Figura 5.4.

Para entender melhor os dados de venda de recicláveis e conhecer um pouco da logística do galpão, foi marcada uma visita técnica a algumas IRR: SCIA Novo, SIA e SAAN. A visita ocorreu em setembro de 2020.

De maneira geral, o processo de triagem nestes locais conta com equipamentos e materiais necessários para suporte às seguintes etapas: recepção dos resíduos, separação de materiais recicláveis, retirada do rejeito, prensagem, enfardamento, estocagem e comercialização. A Figura 5.3 apresenta o fluxo dos resíduos dentro dessas instalações.

Em dezembro de 2020 foi inaugurado o Centro Integrado de Reciclagem (CIR), um complexo que ocupa uma área de 80 mil m² no SCIA e compreende duas Centrais de Triagem e Reciclagem (CTR) e uma Central de Comercialização (CC). Ainda há a possibilidade/previsão de implantação de novos galpões, tanto para triagem quanto para beneficiamento de resíduos recicláveis.

Nas IRR construídas pelo SLU-DF, não os galpões alugados, os resíduos são recepcionados no pátio principal, são colocados numa esteira por meio de uma pá mecânica ou empilhadeira. Como a esteira fica localizada em um nível superior, foram feitos arranjos ao longo da esteira para que o material triado ali em cima seja direcionado facilmente para os bags que ficam no nível inferior conforme esquema na Figura 5.5. Portanto, os catadores separam os resíduos de acordo com o tipo de material e vão colocando os materiais em *bags* e os rejeitos seguem até o fim da esteira, onde há contêineres para armazenamento dos rejeitos para posterior envio ao ASB. Os processos descritos podem ser visualizados nas Figura 5.6, 5.7, 5.8 e 5.9.

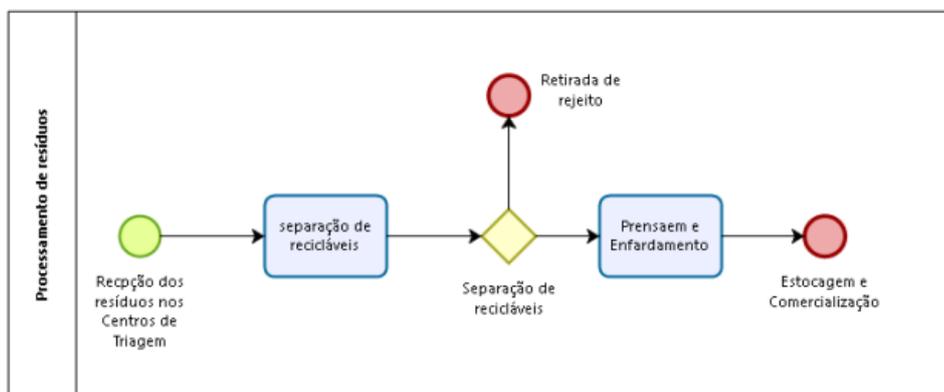
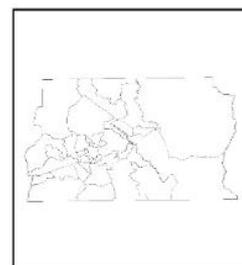
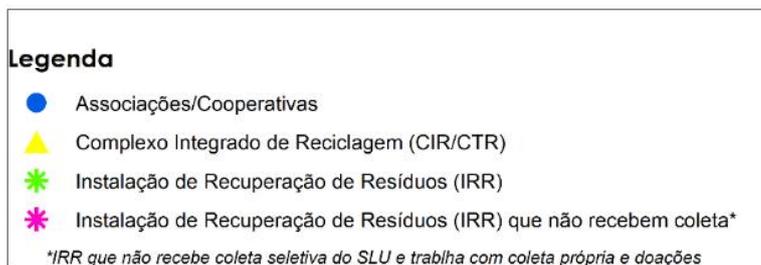
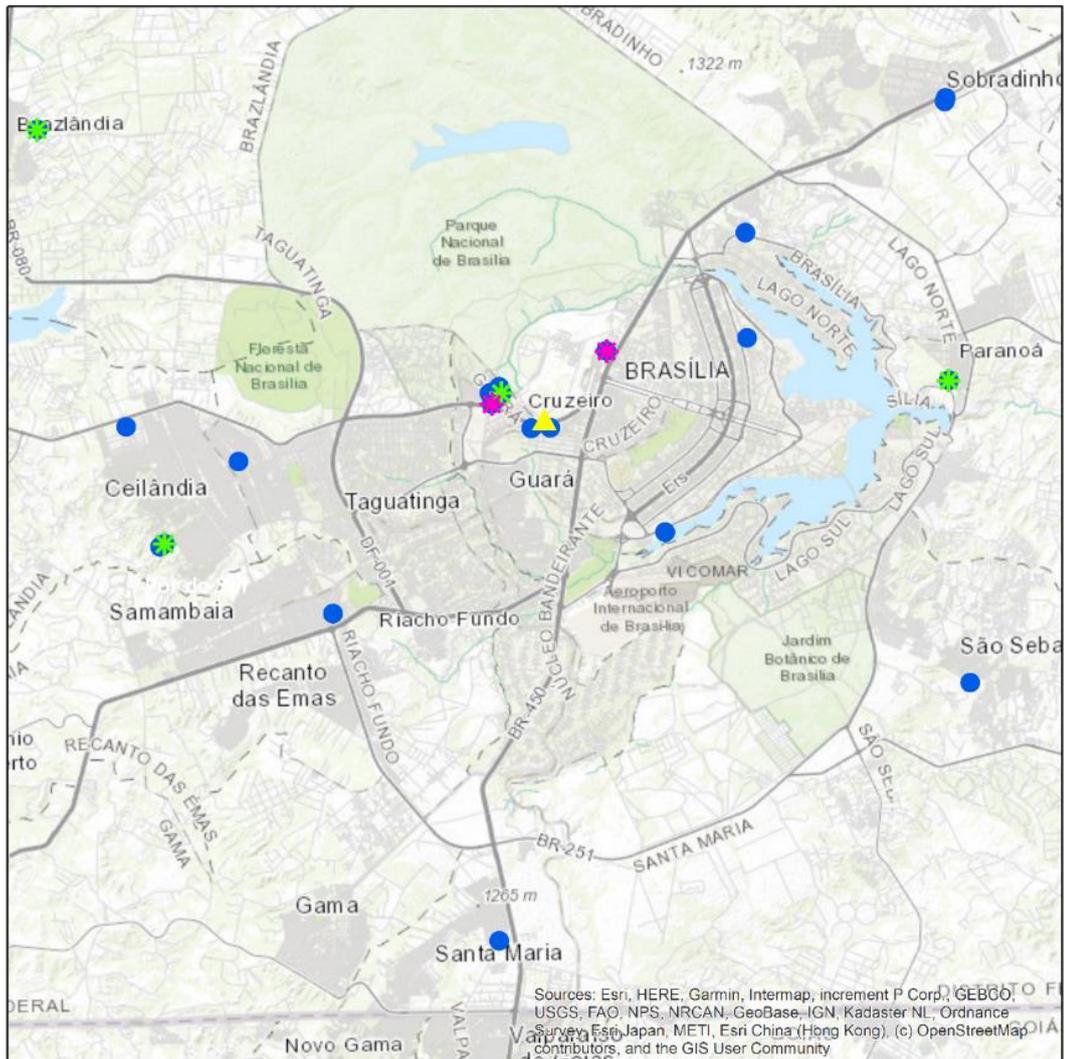


Figura 5.3 - Esquema de funcionamento de um centro de triagem.



Cooperativas, Associações, IRR e CTR

SIRGAS 2000 UTM Zone 23S
Transverso Mercator

Fonte:
SLU / SEGETH / IBGE

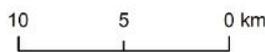


Figura 5.4 - Localização de Associações/cooperativas, IRRs e CTR



Figura 5.5 - Vista de perfil de uma IRR (centro de triagem).



Figura 5.6 - IRR - área de descarga das coletas.



Figura 5.7 - IRR - área de descarga e armazenamento das coletas para triagem.

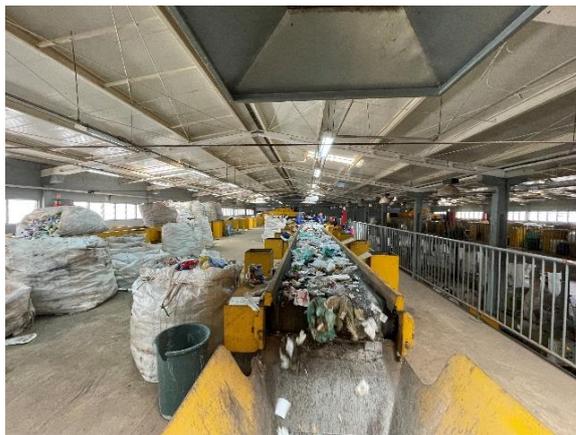


Figura 5.8 - IRR - esteira de triagem.



Figura 5.9 - IRR - Bags para estocagem do material triado.

Fonte: Da própria autora set/22.

Ressalta-se que a empilhadeira não é o equipamento adequado para colocar os resíduos nas esteiras, mas foi a alternativa encontrada em algumas IRR que não dispunham desse equipamento.

Quanto à triagem dos materiais plásticos, ao conversar com os diferentes cooperados de cada IRR, observou-se que alguns materiais são denominados de maneira diferente a variar de cooperativa para cooperativa¹.



Figura 5.10 - Bag de “PET água”.



Figura 5.11 - Bag de “PET verde”.



Figura 5.12 - “PET incolor” enfardado.



Figura 5.13 - Bag de “PET óleo”.

¹ informação verbal – visita técnica a IRR em agosto de 2020.

Notou-se que cada categoria de plástico apresenta diferentes classificações. No caso do PET, há a diferenciação entre PET verde, PET azul, PET colorido, PET incolor, PET óleo, PET triturado. Isso se deve ao fato de que cada tipo de PET pode ter maior ou menor facilidade de reciclagem e, portanto, diferentes valores de comercialização.

É relevante abordar que devido à pandemia e redução da produção, algumas cooperativas relataram que o valor de venda teve uma queda, assim, o valor de alguns plásticos misturados estava próximo ao valor segregado. Esse fato levou algumas cooperativas a optarem pela não segregação de alguns materiais e venda misturada. Os materiais plásticos triados são apresentados nas Figura 5.10 a Figura 5.13.

5.3 - Sistematização de dados

Foi solicitado ao SLU-DF os dados de material vendido/triado por cooperativa e foi fornecida uma planilha com dados de material vendido mês a mês por cada cooperativa de acordo com o tipo de material no período de 2020.

Para facilitar o desenvolvimento do estudo, a partir daqui, considerar-se-á IRR todas as instalações que recebem coleta seletiva para triagem, ou seja, galpões de associações e cooperativas e complexo integrado de reciclagem serão englobados nessa categoria IRR. Além disso, não se fará diferenciação entre cooperativas e associações.

Os dados de plástico foram classificados de acordo com as 7 categorias definidas pela ABNT 13230. Para saber a que classe pertence cada nomenclatura de plástico foram utilizados os dados obtidos na visita técnica com as IRR e também foram realizadas reuniões virtuais com algumas cooperativas. Assim, foi possível ter uma ideia da dimensão de venda em valor e peso de cada tipo de plástico. O resultado pode ser visto na Figura 5.14 e na Figura 5.15.

Em relação aos plásticos triados, os que apresentam maior valor de comercialização são o PET com 32,92% e o PEAD com 31,63% dos plásticos vendidos. Quanto à triagem por peso, o PET apresenta maior peso com 45,38%. Os dados utilizados para elaboração dos gráficos acima (Figura 5.14 e Figura 5.15) e de triagem por tipo de unidade, IRR ou UTMB, são apresentados no Apêndice B -A - dados de 2020.

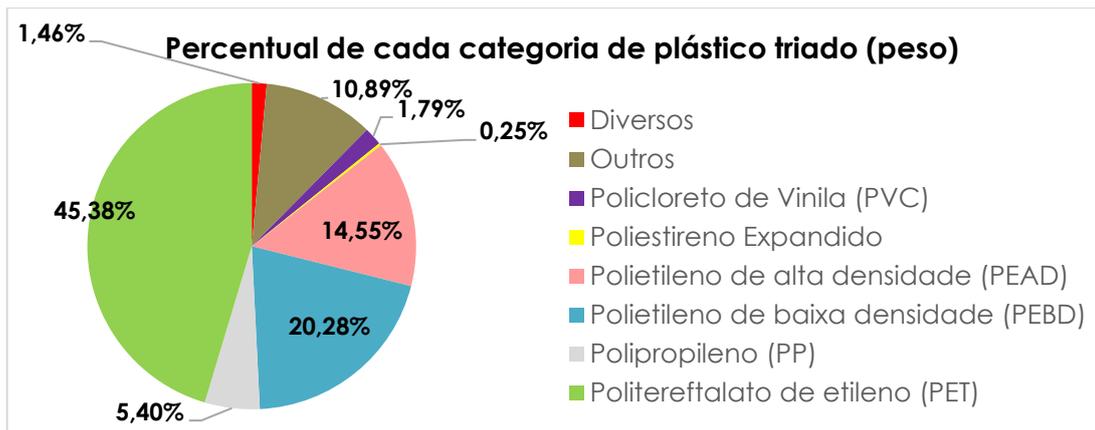


Figura 5.14 - Percentual de cada categoria de plástico triado por peso, considerando os resíduos recuperados nas IRRs e nas UTMBs.

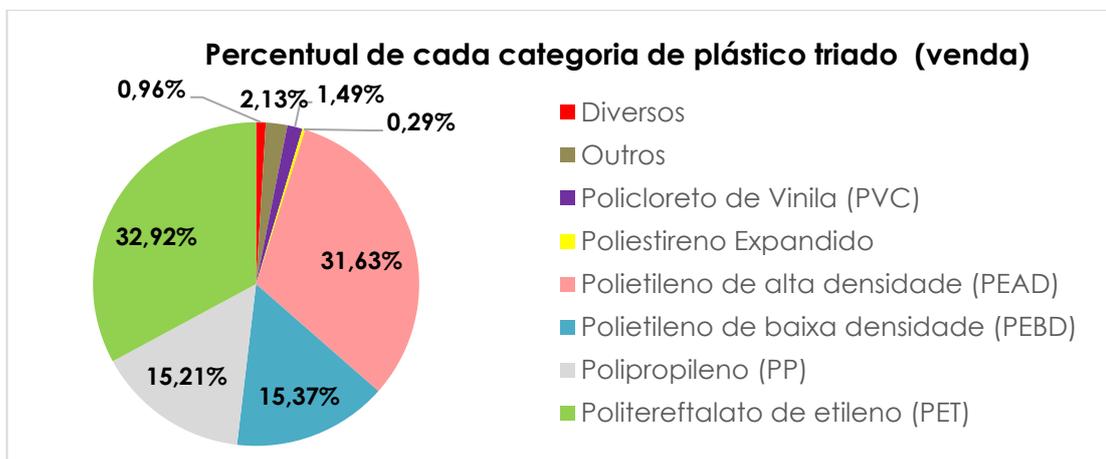


Figura 5.15 - Percentual de cada categoria de plástico triado por venda, considerando os resíduos recuperados nas IRRs e nas UTMBs.

A estocagem do PET varia de acordo com a cor e pode ser diferenciado também se houver alguma ação além da triagem, como, enfardamento. As categorias usadas pelas cooperativas são apresentadas na Figura 5.16, ademais, pode-se observar qual o percentual por categoria é recuperado pela UTMB e pela IRR. Dados detalhados por peso e valor são apresentados na Tabela B-1 do Apêndice A -B -.

Nota-se que as nomenclaturas mais genéricas, as quais não é possível identificar exatamente que tipo de PET se referem, acontecem em maior proporção nas UTMBs, por exemplo PET e PET misto. Isso ocorre por que os materiais são retirados da coleta convencional, o resíduo acaba se degradando até o momento da coleta, o que pode levar a opção de não segregar por

cor. Por outro lado, observamos como as IRR tem uma separação mais detalhada, por cor. Nas IRRs há uma exceção a “PET separada” que ocorre em uma cooperativa que estava momentaneamente sem separar a PET por cor.

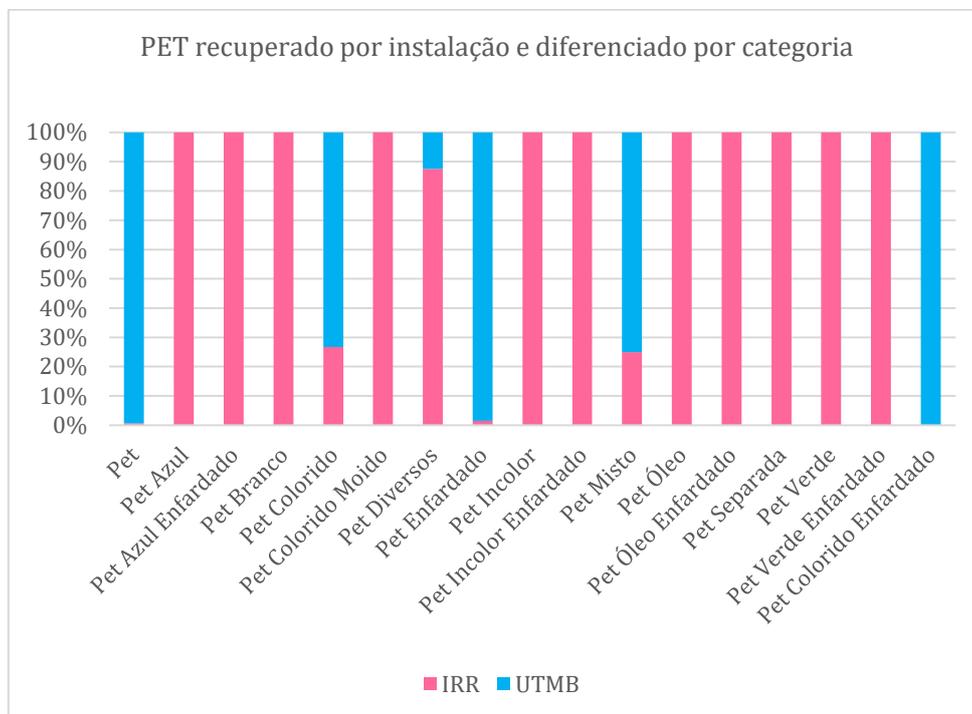


Figura 5.16 – Diferentes categorias de PET triado nas IRRs e UTMBs.

Destacam-se algumas descobertas, o plástico é o material que garante maior fonte de renda para cooperativas e associações em relação a venda dos recicláveis, dentre os plásticos, o PET apresenta maior percentual de contribuição cerca de 33% do valor arrecadado pelos plásticos vendidos. Ao analisar a quantidade em peso de plásticos triados, o PET apresenta predominância ainda mais significativa, representa 46% dos plásticos triados (em peso). Verificou-se que há uma diferenciação entre a triagem na UTMB e IRR, sendo esta última mais detalhada, reflexo da qualidade do material que chega à triagem, bem como, as condições adequadas para o serviço de separação.

6 - RESULTADOS

6.1 - CARACTERIZAÇÃO DO CENÁRIO ATUAL

6.1.1 - Coleta convencional

A coleta convencional pode ser destinada a Usinas de Tratamento Mecânico-Biológicos (UTMB), sendo duas, P Sul ou Asa Sul, ao Aterro Sanitário de Brasília ou para unidades de Transbordo, podendo ser quatro, Brazlândia, Sobradinho, Gama e Asa Sul. O mapa Figura 6.1 da apresenta o fluxo da coleta convencional de forma especializada, indicando qual região administrativa encaminha para qual unidade operacional.

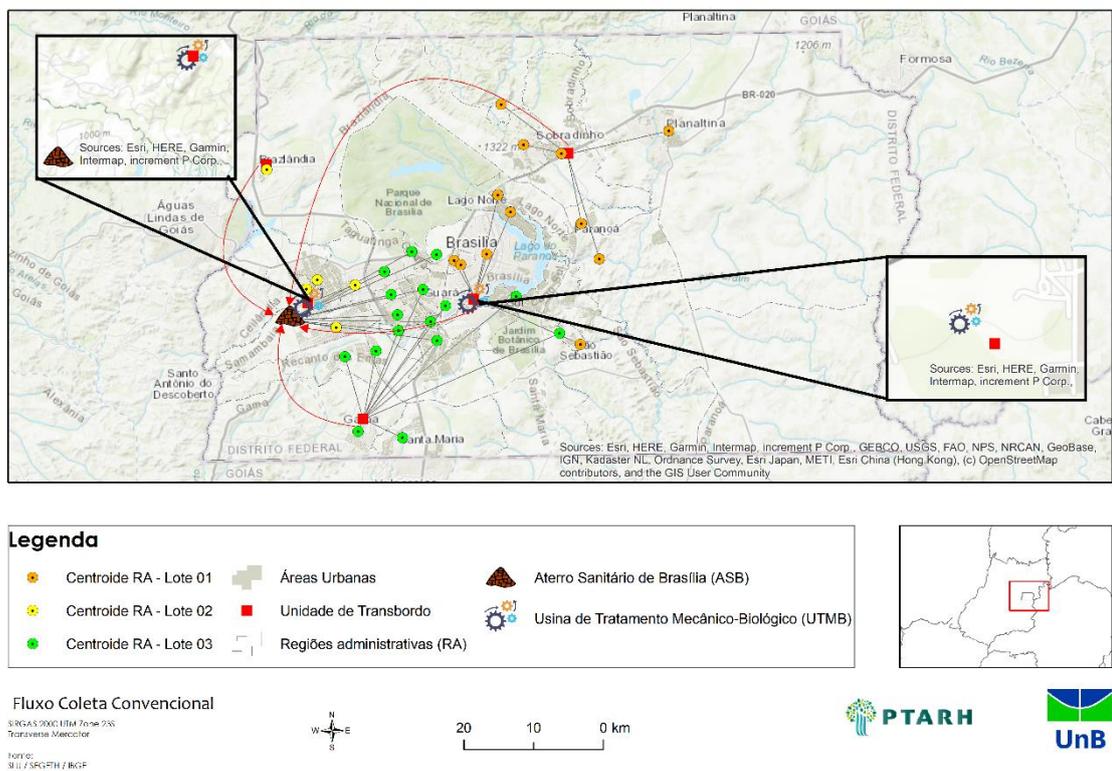


Figura 6.1: Fluxo da Coleta Convencional.

Considerando cada uma das unidades, foram levantadas a quantidade de toneladas de resíduos encaminhadas para cada local e qual a origem desses resíduos (qual região administrativa pertence), conforme Eq. 4.1.

Buscou-se a composição gravimétrica da coleta convencional para cada RA de modo a ser possível estimar a quantidade de plástico presente nesta coleta, aplicando-se a seguinte equação:

$$Q_{plástico_n} = Q_{convencional_n} * P_{plástico_n} \quad \text{Eq. 6.1}$$

Onde:

n: região administrativa de 1 a 33

Q convencional: quantidade de resíduo coletado na coleta convencional referente a RA n

P plástico: percentual de plástico encontrado na coleta convencional de cada RA n conforme dados do PDGIRS

Q plástico n: quantidade de plástico encontrado na coleta convencional da RA n

Os dados de composição gravimétrica foram extraídos do PDGIRS com algumas ressalvas, já que o estudo foi realizado em 2018, conforme explicado no Apêndice C -.

Após encontrar a quantidade de plástico presente na coleta convencional de cada RA, aplicou-se uma taxa de percentual de PET encontrado nos plásticos da coleta convencional. Essa taxa foi estimada por meio dos dados de triagem dos resíduos nas UTMBs, o qual mostrou que dos plásticos triados nessas unidades 14,7% eram PET, exceto para os resíduos destinados às UTMBs, o qual utilizou-se a taxa de 16%, seguindo os dados de gravimetria de resíduos da UTMB. Desse modo, estimou-se a quantidade de PET presente na coleta convencional de cada RA:

$$Q_{PET\ convencional_n} = Q_{plástico_n} * P_{pet_{UTMB}} \quad \text{Eq. 6.2}$$

Onde:

n: região administrativa de 1 a 33

Q plástico n: quantidade de plástico encontrado na coleta convencional da RA n

P PET UTMB: percentual de PET triado sob o total de plásticos triados nas UTMB

Q PET convencional: estimativa de resíduo PET presente na coleta convencional da RA n

Diante disso, considerou-se os dados do plano de coleta convencional, o qual informa a destinação dos resíduos de cada RA (UTMB, transbordo ou diretamente para o ASB), para verificar a quantidade de PET encaminhada para cada unidade. Além disso, foram resgatados os dados de PET recuperados nas UTMBs para fechar o fluxo de massa do PET na coleta convencional. O resultado é apresentado no Apêndice C são detalhados os dados utilizados e os resultados obtidos.

Observa-se que cerca de 49% dos resíduos PET coletados pela coleta convencional são encaminhados para algum transbordo, 18% diretamente para o ASB e 32% para alguma das usinas. Como há o dado de PET vendido por meio de cada UTMB, pode-se identificar que nem todo o material PET enviado para as UTMB é triado e encaminhado para reciclagem, ou seja, mesmo com uma triagem negativa na unidade, muito resíduo PET é encaminhado para o ASB.

Considerando que mesmo passando pela UTMB ainda há PET que não é triado e recuperado, considerando os resíduos encaminhados do transbordo para o ASB e ainda os resíduos encaminhados diretamente para o ASB, verificou-se que foram enviadas 16.326,65 toneladas de PET para o ASB no ano de 2020.

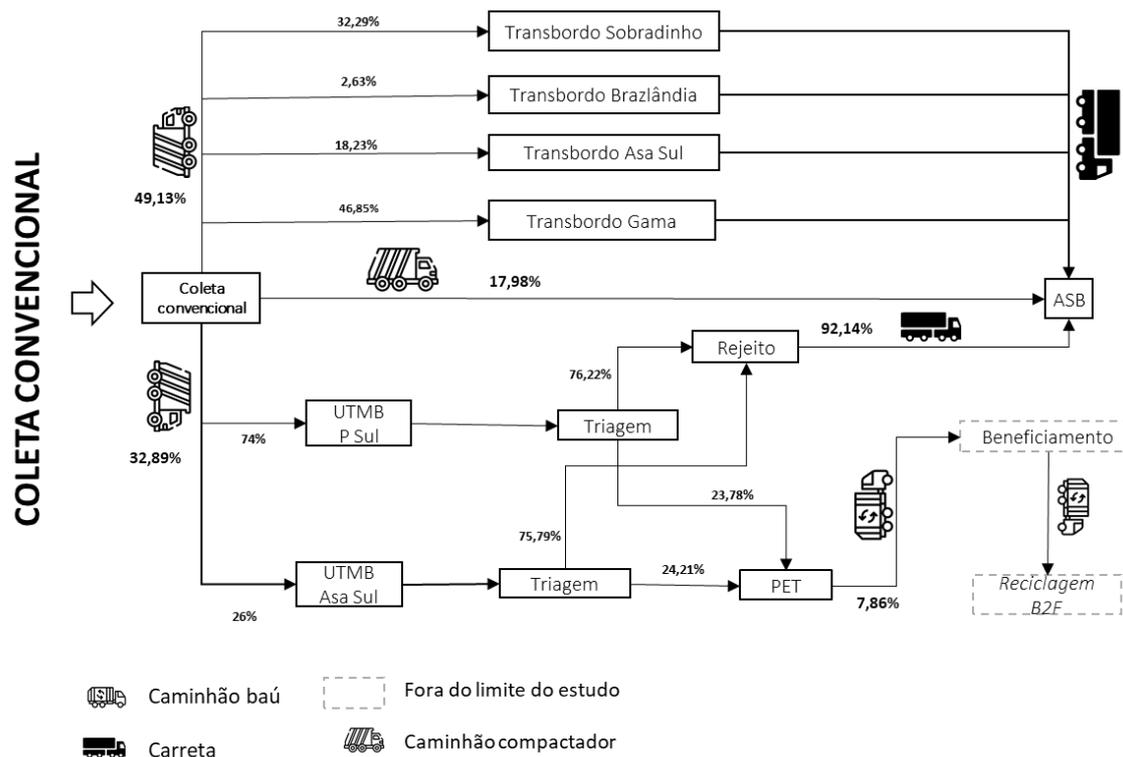


Figura 6.2: Balanço anual de massa de PET na coleta convencional.

6.1.2 - Coleta Seletiva

A coleta seletiva é encaminhada para as IRR que fazem a separação dos materiais como explicado na seção anterior. O serviço de coleta seletiva no DF é prestado por empresas e cooperativas contratadas.

Para a coleta seletiva, temos o dado de PET recuperado, uma vez que temos os dados de venda de recicláveis por cooperativa. Contudo, não temos a informação da origem do material triado, não sabemos de qual RA é o resíduo, já que todo o material encaminhado para as IRR é triado sem diferenciação da origem da coleta.

Para estimar os dados de entrada nas IRR, foi necessário obter os dados de material seletivo coletado e, da mesma forma que na coleta convencional, aplicar os dados de gravimetria. No entanto, apenas temos os dados de resíduos coletados pelas empresas, pois a coleta das cooperativas não é pesada. Além disso, não há dados de composição gravimétrica da coleta seletiva de todas as RA, foi feita uma média de plásticos presentes nas coletas seletiva por

empresa e por cooperativa. Para estimar a quantidade de PET que chega nas IRR foi feita uma estimativa da seguinte forma:

$$Q_{\text{plástico seletiva empresa}} = Q_{\text{seletiva}} * P_{\text{plástico empresa}} * T_{\text{aproveitamento}} \text{ Eq.6.3}$$

Onde:

Q plástico seletiva empresa: quantidade de plástico coletado pela coleta seletiva das empresas

Q seletiva: quantidade de resíduo coletado pela coleta seletiva das empresas

P plástico empresa: percentual de plástico presente na coleta seletiva de empresas

T aproveitamento: taxa de aproveitamento da coleta

Foi considerada uma taxa de aproveitamento da coleta, porque constatou-se que foram coletadas 16.247,55 toneladas de resíduo seletivo e foram encaminhadas 9.715,4 toneladas de rejeito da coleta seletiva para o ASB, ou seja, pode-se considerar que há cerca de 60% de rejeito da coleta.

Com a quantidade de plástico coletado pela coleta seletiva das empresas ($Q_{\text{plástico seletiva empresa}}$), estimou-se quantidade de PET presente nesta coleta:

$$Q_{\text{PET seletiva empresa}} = Q_{\text{plástico seletiva empresa}} * P_{\text{pet irr}} \quad \text{Eq. 6.4}$$

Onde:

Q plástico seletiva empresa: quantidade de plástico coletado pela coleta seletiva das empresas

P pet irr: percentual de PET triado sob o total de plásticos triados nas IRR

Q PET seletiva empresa: quantidade de PET presente na coleta seletiva de empresas

Obtendo-se a quantidade de PET proveniente da coleta seletiva das empresas e diante do total de PET triado, quanto de material PET é triado pela coleta seletiva das cooperativas, conforme equação 6.5. Salienta-se que com essa forma de cálculo, considera-se que todo o PET que é coletado pela coleta seletiva de cooperativas é recuperado pela triagem.

$$Q_{PET\ seletiva\ cooperativa} = Q_{PET\ triado} - Q_{PET\ seletiva\ empresa} \quad \text{Eq. 6.5}$$

Onde:

$Q_{PET\ seletiva\ cooperativa}$: quantidade de PET presente na coleta seletiva de cooperativa

$Q_{pet\ triado}$: quantidade de PET recuperado/revendido pela triagem nas IRR

$Q_{PET\ seletiva\ empresa}$: quantidade de PET presente na coleta seletiva de empresas

Para estimar a quantidade de PET que é encaminhado para o ASB como coleta de rejeito, aplicou-se o dado de gravimetria da IRR, o qual identificou que 1,1% do rejeito de lá é PET.

Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 6.1 e o fluxo da coleta seletiva com o balanço de massa de PET é apresentado na Figura 6.3.

Tabela 6.1 - Dados e resultados dos cálculos do fluxo de PET na coleta seletiva.

Quantidade de PET na CS (kg/ano)	16.247.550
Quantidade de rejeito na CS por empresa (kg/ano)	9.715.400
% de rejeito na CS por empresa	59,80%
% aproveitamento dos materiais da CS por empresa	50%
Quantidade de plástico na CS por empresa (t/ano)	1.422,47

Percentual de PET encaminhado para IRR	32%
Quantidade de PET CS empresa (t/ano)	454,91
Quantidade de PET triado (t/ano)	1.045,58
Quantidade de PET CS cooperativa (t/ano)	590,67
Quantidade total de rejeito PET nas IRR (t/ano)	106,87

CS: coleta seletiva

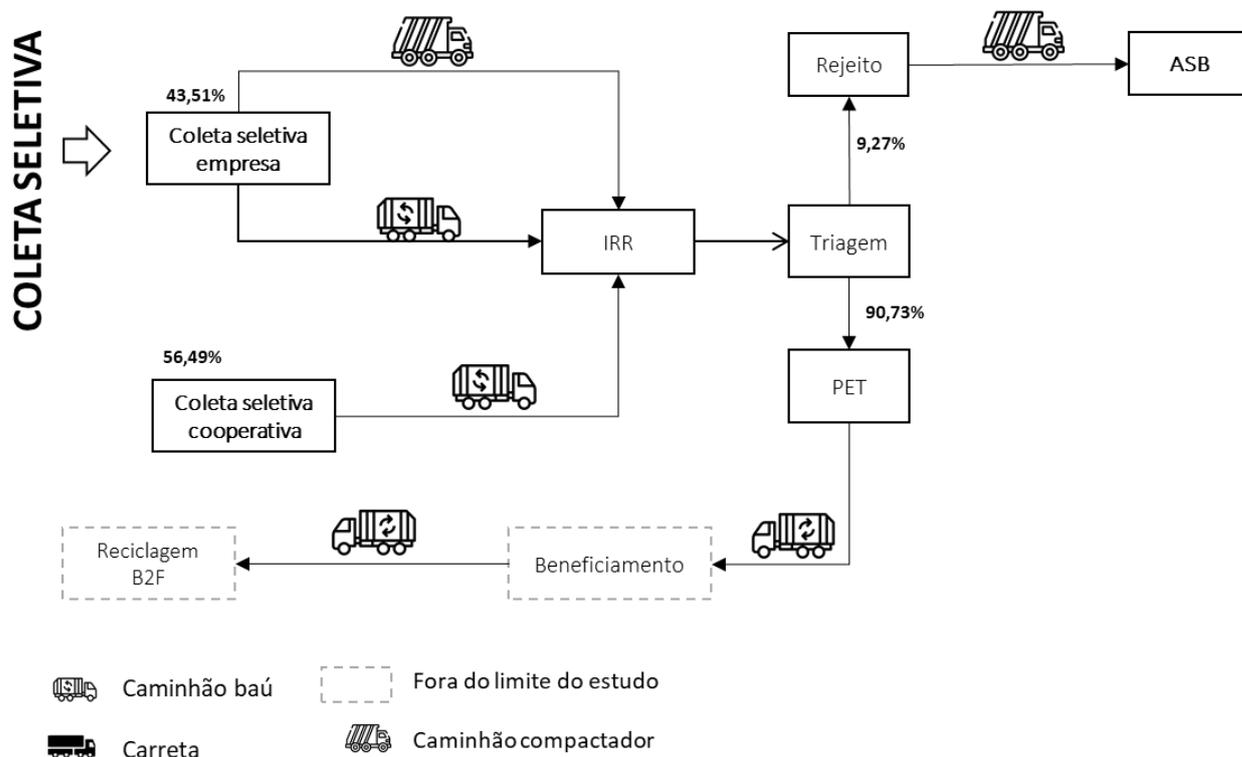


Figura 6.3 - Balanço de massa de entrada e saída de PET nas IRR.

6.2 - AVALIAÇÃO DOS CENÁRIOS

Com base nos passos descritos acima, foi possível encontrar os resultados dos impactos de mudanças climáticas e depleção de recursos para cada cenário. Os resultados para uma

garrafa PET de 2 litros de refrigerante são apresentados na Tabela 6.2 abaixo. Para facilitar a discussão dos cenários, estes foram separados em dois grupos: “destinação” e “produção + destinação”. O grupo destinação corresponde a cenários que trazem propostas alternativas centradas na destinação da garrafa PET, sem propor uma forma de fabricação diferente. Já o grupo produção + destinação refere-se aos cenários que se propõem a mudar a forma de produzir a garrafa e emprega diferentes formas de tratamento/destinação.

Tabela 6.2 - Resultado dos impactos ambientais para cada cenário (valores totais).

Grupos	Cenário	Descrição	Adesão à coleta	Tipo de PET utilizada na produção da garrafa	Mudanças climáticas (g CO ₂ eq)	Depleção de recursos (g Sbeq)
Destinação	1	Situação atual	13%	Virgem	175,84	3,11
	2	Garrafa PET encaminhada para incineração	13%	Virgem	174,55	3,07
	3	Garrafa PET encaminhada para aterro sanitário	100%	Virgem	173,99	2,98
Produção + destinação	4	Garrafa PET encaminhada para reciclagem (B2B)	50%	1º ciclo: virgem 2º ciclo: reciclada e virgem	207,53	8,44
	5	Garrafa PET retornável e encaminhada para reciclagem	50%	1º ciclo: virgem 26º ciclo: reciclada e virgem	53,44	2,73
	6	Garrafa PET retornável e encaminhada para incineração	50%	1º ciclo: virgem 26º ciclo: virgem	53,23	2,69

Desse modo, serão avaliados os impactos de mudanças climáticas e depleção de recursos, considerando a alternativa selecionada por cada cenário, ou seja, qual tratamento e/ou modelo de produção foi indicado como menor impacto.

Para analisar quais processos tiveram maior influência em cada cenário, foram gerados gráficos com os resultados detalhados. Como foram modelados vários processos para a construção da ACV, alguns processos foram agrupados para garantir uma boa visualização dos dados.

Os impactos associados as UTMB da Asa Sul e P Sul foram agregados em um único grupo, chamado “operação usina”, o mesmo foi feito para a transferência de rejeito das UTMB e transbordos, “transferência de rejeito” e para a coleta convencional, seletiva e de rejeito das IRRs, “transporte coleta”. Os gráficos com os resultados agrupados são apresentados na Figura 6.4 e na Figura 6.5.

6.1 - Mudanças climáticas

Considerando o impacto mudanças climáticas os cenários que tiveram melhor desempenho ambiental, ou seja, menor impacto ambiental foram respectivamente: cenário 6, cenário 5, cenário 3, cenário 2, cenário 1 e cenário 4.

Para uma melhor análise da redução dos impactos proporcionadas pelos cenários propostos, verificou-se as diferenças percentuais do balanço de emissões entre os cenários alternativos e o cenário-base em função de uma garrafa de refrigerante de 2 litros, apresentadas na Tabela 6.3.

Tabela 6.3 - Diferença entre os impactos de mudanças climáticas cenário base e os cenários propostos.

Cenário	Descrição	Emissões (g CO₂eq)	Diferença de emissões (g CO₂eq)	Percentual de redução de emissões
Cenário 1	Situação atual	175,84	-	-
Cenário 2	Incineração	174,55	- 1,30	-0,74%
Cenário 3	Aterro sanitário	173,99	- 1,85	-1,05%
Cenário 4	Reciclagem (B2B)	207,53	31,69	18,02%
Cenário 5	Retornável e reciclagem	53,44	- 122,41	-69,61%
Cenário 6	Retornável e incineração	53,23	- 122,62	-69,73%

Observa-se que o cenário 3, o qual considera aterrar todas as garrafas PET como forma de gerir o resíduo, apresentou melhor desempenho que o cenário atual e cenário 2 (incineração), mas com baixo ganho ambiental, cerca de 1% em termos de emissões de CO₂eq.

6.2 - Depleção de recursos

Quanto ao impacto de depleção de recursos, os cenários com melhor desempenho ambiental foram: cenário 6, cenário 5, cenário 3, cenário 2, cenário 1 e cenário 4. Para identificar mais facilmente o resultado, os apresentamos na Tabela 6.4 com as diferenças percentuais entre o cenário base e os cenários propostos.

Tabela 6.4 - Diferença entre os impactos depleção de recursos cenário base e os cenários propostos.

Indicador/Cenários	Descrição	Depleção de recursos (g de Antimônio eq)	Diferença depleção de recursos em relação ao cenário 1	Percentual de redução de impacto
Cenário 1	Situação atual	3,11	-	-
Cenário 2	Incineração	3,07	0,04	-1,1%
Cenário 3	Aterro sanitário	2,98	0,13	-4,2%
Cenário 4	Reciclagem (B2B)	8,44	5,34	171,8%
Cenário 5	Retornável e reciclagem	2,73	0,37	-12,0%
Cenário 6	Retornável e incineração	2,69	0,41	-13,3%

Diferentemente do resultado para mudanças climáticas, o cenário 4 para depleção de recursos já apresentou uma redução de impacto mais significativa, cerca de 4%.

6.3 - Discussão dos resultados obtidos

Diante dos resultados, constatou-se que os cenários concentrados essencialmente na alteração da forma de destinação, os cenários de 1 a 3, apresentaram resultados similares se verificarmos a distribuição dos impactos por processo (Figura 6.4 e Figura 6.5). Nesse caso,

a produção da garrafa foi a que mais apresentou impactos, sendo todos relativos à produção da resina PET virgem. Em seguida, o transporte para a coleta da garrafa pós-consumo. Resultado este que era de se esperar, uma vez que os demais cenários (4 a 6) propõem alterações na produção, os impactos nesse processo são menores.

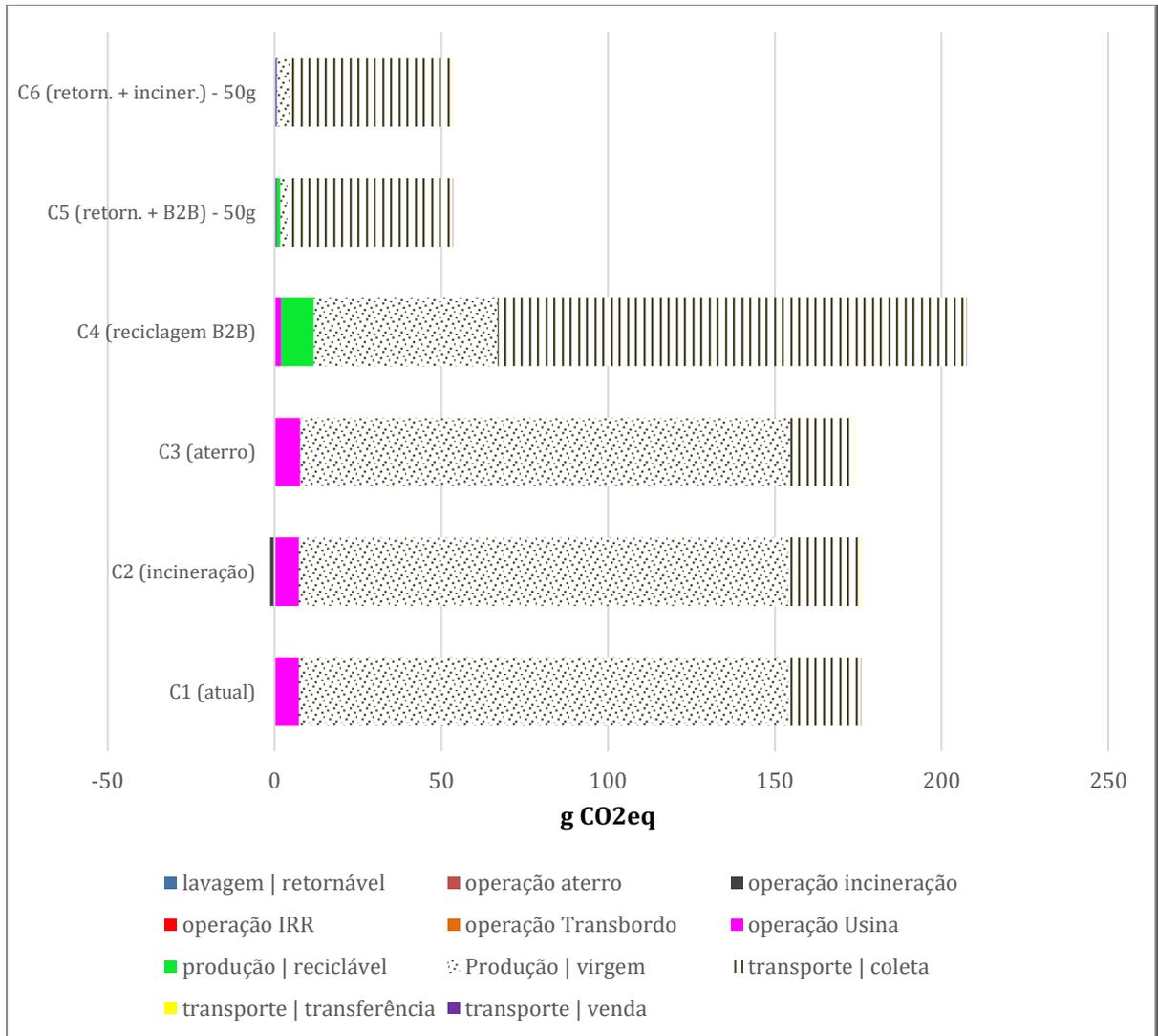


Figura 6.4 - Distribuição dos impactos de mudanças climáticas por processo para cada cenário.

Verifica-se que, entre os cenários 1 e 3, para os impactos de mudanças climáticas, a produção de PET virgem corresponde cerca de 80% e o transporte em torno de 10% das emissões nos cenários de 1 a 3, enquanto para depleção de recursos, representam cerca de 60% e 36% respectivamente.

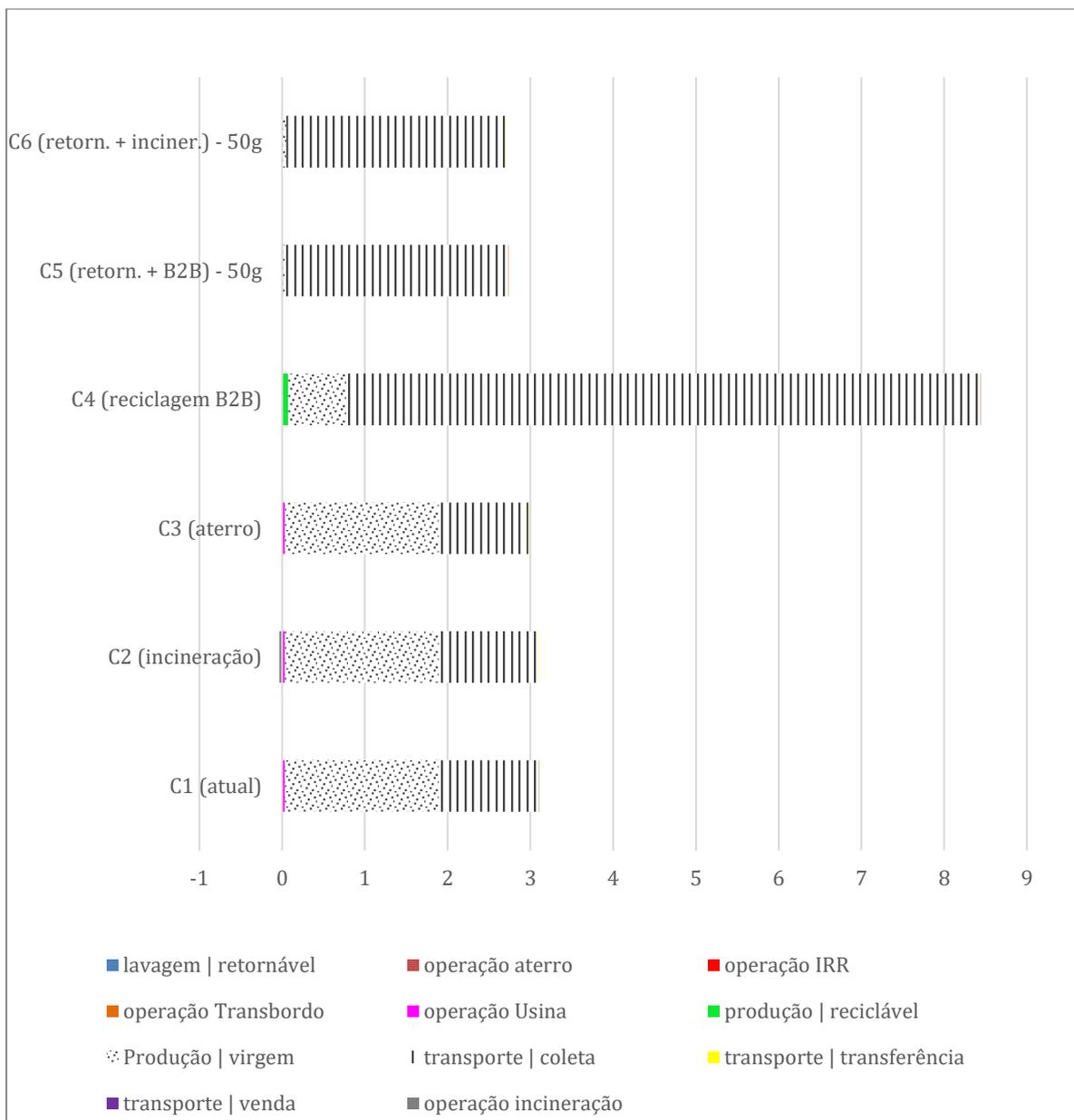


Figura 6.5 - Distribuição dos impactos de depleção de recursos por processo para cada cenário.

Ademais, tanto para mudanças climática, quanto para depleção de recursos, os cenários alternativos se mostram melhores opções em relação ao cenário base, com exceção do cenário 4 (reciclagem com 50% de adesão à coleta) que apresentou aumento nos impactos.

Até mesmo o cenário 3 (aterramento) teve menores impactos que a reciclagem (cenário 4) que aumentou o impacto em relação ao cenário base. Isso se deve ao fato de o cenário 3 considerar que não há necessidade do serviço de coleta seletiva, diminuindo substancialmente a distância percorrida para coletar os PET gerados no DF. Seria como se

fosse considerada uma taxa 100% de adesão do PET na coleta convencional, sem que nada fosse encaminhado para a coleta seletiva. Contudo, sabe-se que se essa realmente fosse uma das formas de gerenciar a garrafa PET no DF, não seria algo fácil de a população compreender e aderir, a menos que o serviço de coleta seletiva se encerrasse completamente, de modo que a população não tivesse opção de destinar os resíduos para seletiva.

Para validar essa afirmação, simulou-se o cenário 3 considerando a mesma taxa de 50% de adesão que os demais cenários, como se o cenário fosse normalizado para fins de comparação com os demais. O resultado desta normalização pode ser visualizado na Tabela 6.5.

Tabela 6.5 - Normalização do cenário de aterramento

Cenário	Descrição	Adesão à coleta	Mudanças climáticas (g CO ₂ eq)	Depleção de recursos (g Sbeq)
3	Garrafa PET encaminhada	100%	173,99	2,98
3 norm.	para aterro sanitário	50%	655,20	29,30

Verifica-se que o cenário com 50% de adesão (3 normalizado) apresenta impactos maiores que o de taxa de adesão 100%. Ocorre aumento no consumo de combustível, o que impacta na extração de petróleo e depleção de recursos. Isto pode ser observado ao comparar a Figura 6.4 e a Figura 6.5, as quais apresentam os impactos detalhados por processos.

Expandindo a análise da Tabela 6.5, pode-se dizer que adotar um único modelo de coleta para os recicláveis, como, coleta seletiva com 100% de adesão pode implicar em redução drástica de impacto para mudanças climáticas cerca de 70% e para depleção de recursos 89%.

Além disso, é preciso salientar que no cenário 3 não foram considerados os possíveis impactos ambientais associados ao lixiviado no aterro sanitário. Estudos apontam a presença de microplásticos no lixiviado, os quais podem migrar para o solo e, dependendo do tratamento no qual o chorume é submetido, podem ser descartados em corpos hídricos como líquido tratado, impactando o meio ambiente (He *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2018; Mahon *et al.*, 2017; Silva *et al.*, 2021).

Outro fator importante para o resultado negativo do cenário 4, foi que este estudo considerou a distância percorrida diretamente proporcional a quantidade de resíduos coletados, contudo, a coleta seletiva parece não apresentar circuitos de coleta eficientes, uma vez que segundo dados do SLU, existem viagens com peso de 60 kg devido ao fato de as empresas ganharem por número de viagens realizadas. Esse fator estimula a realização de viagens com pesos baixos e sem a real necessidade.

Salienta-se que com o aumento na coleta de resíduos (maior taxa de adesão à coleta), não se pode afirmar que a distância percorrida será aumentada na mesma proporção. Não há uma metodologia exata para redimensionar essa distância, uma vez que não há dados de resíduos coletados por áreas ou casas, tampouco há um aumento na taxa de adesão igualmente em todas as regiões. Por isso, optou-se por calcular a nova distância de forma proporcional, para garantir que todos os impactos do transporte na coleta estariam contemplados. Todavia, a metodologia adotada influenciou negativamente a coleta seletiva com maior taxa de adesão.

Pode-se afirmar que se a coleta for otimizada há potencial de diminuir os impactos de depleção de recursos e mudanças climáticas. Normalizando os dados cenários para todos apresentarem a mesma taxa de adesão à coleta seletiva, os resultados do cenário 4 passam a ser melhores que os cenários do grupo produção + destinação (normalizados), ver Figura 6.6 e na Figura 6.7.

Avaliando os resultados dos cenários de 4 a 6 na Figura 6.6 e na Figura 6.7 por processo, pode-se concluir que a otimização dos serviços de coleta é importante e pode acarretar em menores emissões.

Otimizar o transporte é algo que já vêm sendo abordado em outras pesquisas. Cong *et al.* (2016) avaliam por meio da ACV, as cargas ambientais relacionadas ao sistema de coleta e destinação dos resíduos plásticos em Tianjin na China. O estudo propõe melhorias no sistema de reciclagem e verifica como o impacto de emissões de gases do efeito estufa pode ser reduzidos com a melhora da coleta. A partir de uma tecnologia Sistema de Informações Geográfica (SIG), simularam o processo envolvido no transporte dos resíduos plásticos desde a coleta e comercialização, avaliando diferentes cenários de destinação (incineração, aterramento e reciclagem). O resultado foi uma grande redução de 75,5% nas emissões de GEE ao considerar as melhorias de sistema de coleta, como: otimizar as rotas e frequências de coleta, melhor espaçar as instalações de triagem, considerar o transporte do plástico triado

enfardado para as instalações de comercialização. Assim sendo, a utilização de SIG para otimizar os circuitos de coleta pode ser uma opção.

Dado o contexto, se a distribuição dos lotes e circuitos de coleta no Distrito Federal fossem melhores desenhados, é possível que o cenário 4 tivesse um desempenho melhor. Este fato já foi levantado por (Silva, 2018; Silva, Contreras e Santos, 2020).

Marques (2018) sugere a adoção de sistemas de coleta ponto a ponto como alternativa para minimizar as emissões de gases do efeito estufa no Distrito Federal. Santos, Contreras e Silva (2019) propõem sistemas de coleta ponto a ponto para áreas vulneráveis para garantir a salubridade. Nesse sentido, é válido estruturar modelos de coleta ponto a ponto no DF, especialmente, em locais com baixa densidade demográfica a fim de diminuir o trajeto

6.4 - Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade consiste na realização de procedimentos para estimar os efeitos das escolhas feitas em termos de métodos ou dados nos resultados de um estudos (ABNT, 2009).

Em visita à uma fábrica de refrigerante no DF, foi informado que existe flutuação no peso da garrafa retornável, variando de carga para carga. Pensando nessa variabilidade, foram gerados cenários considerando o peso da garrafa PET retornável igual a 91g, peso relatado pela empresa como o referente a carga de maio².

Em ambos os casos (50g e 91g) o transporte para a coleta dos resíduos foi o processo de maior impacto, ver Figura 6.6 e Figura 6.7. Com o peso da garrafa maior, aumentam-se os impactos na coleta e na produção, o que é razoável, uma vez que para a produção de uma mesma quantidade de litros de refrigerante será necessário o uso de uma maior quantidade de resina PET e, portanto, mais toneladas de resíduos de garrafa são geradas e coletadas.

² Informação verbal - visita técnica a fábrica de refrigerante em jun/22.

Os valores totais dos impactos da garrafa de 91g ultrapassam os cenários de 1 a 3 em termos de Sbeq, ou seja, produzir garrafas retornáveis de 91g teria mais impacto que adotar algum dos cenários de 1 a 3. Contudo, se normalizarmos todos os cenários para uma taxa de adesão à coleta seletiva ou convencional (para o caso do cenário 3), o resultado é diferente. Na Figura 6.6 e na Figura 6.7, observa-se que os impactos de mudanças climáticas e depleção de recursos da garrafa retornável mesmo diante do aumento de quantidade de resina PET para fabricação da garrafa, mostram-se mais positivos que os outros cenários alternativos de 1 a 4.

Embora a garrafa retornável de 91g tenha um impacto maior, este não é maior que os demais cenários para uma mesma taxa de adesão à coleta (normalizado). Isso pode ser visualizado na Figura 6.6 e na Figura 6.7, nesse caso, todos os cenários foram normalizados para uma taxa de adesão à coleta de 50%.

Constata-se que investir em modelos de produção mais eficientes, com menor quantidade de resina PET, apresenta efeitos significativos para reduzir o impacto ambiental. Reduzindo a massa de 91g para 50g, pode-se obter uma redução de 45% dos impactos em mudanças climáticas e depleção de recursos, proporcional a redução de massa.

Informação validada com a literatura, uma aplicação de ACV em Joanesburgo comparando a garrafa PET retornável e de uso único concluiu que a massa de material no processo de produção contribui significativamente para os impactos. Além disso, identificaram que é necessário um transporte mais sustentável das mercadorias para diminuir o impacto ambiental. Analogamente, ao analisarmos nas Figuras Figura 6.6 e Figura 6.7 podemos concluir que o peso da garrafa contribui aumentando os impactos e o transporte apresentaram grande influência se analisarmos os cenários com mesma taxa de adesão à coleta de 50%.

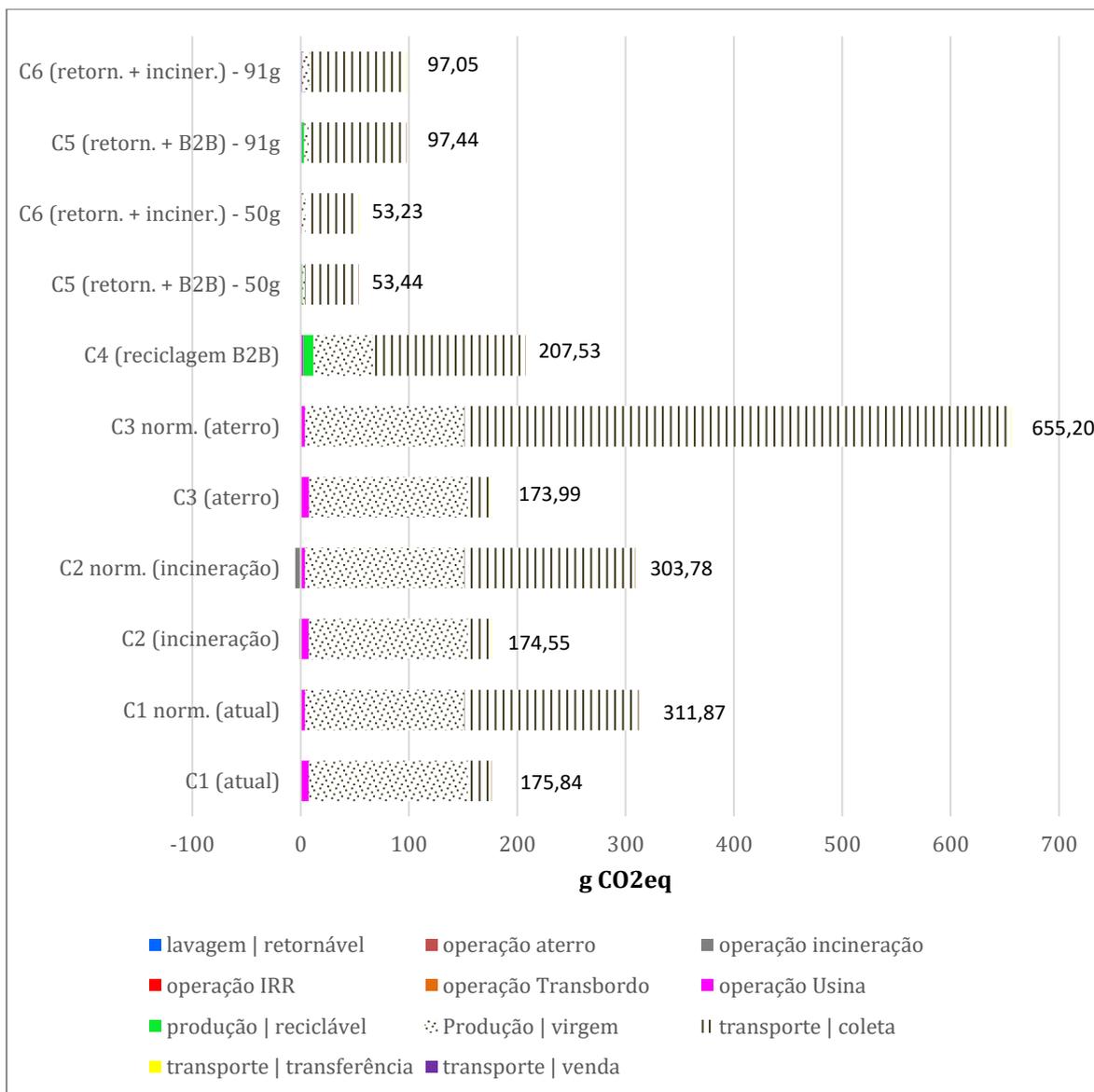


Figura 6.6 - Distribuição dos impactos de mudanças climáticas por processo para cenários 1 a 6, normalizados e com variações.

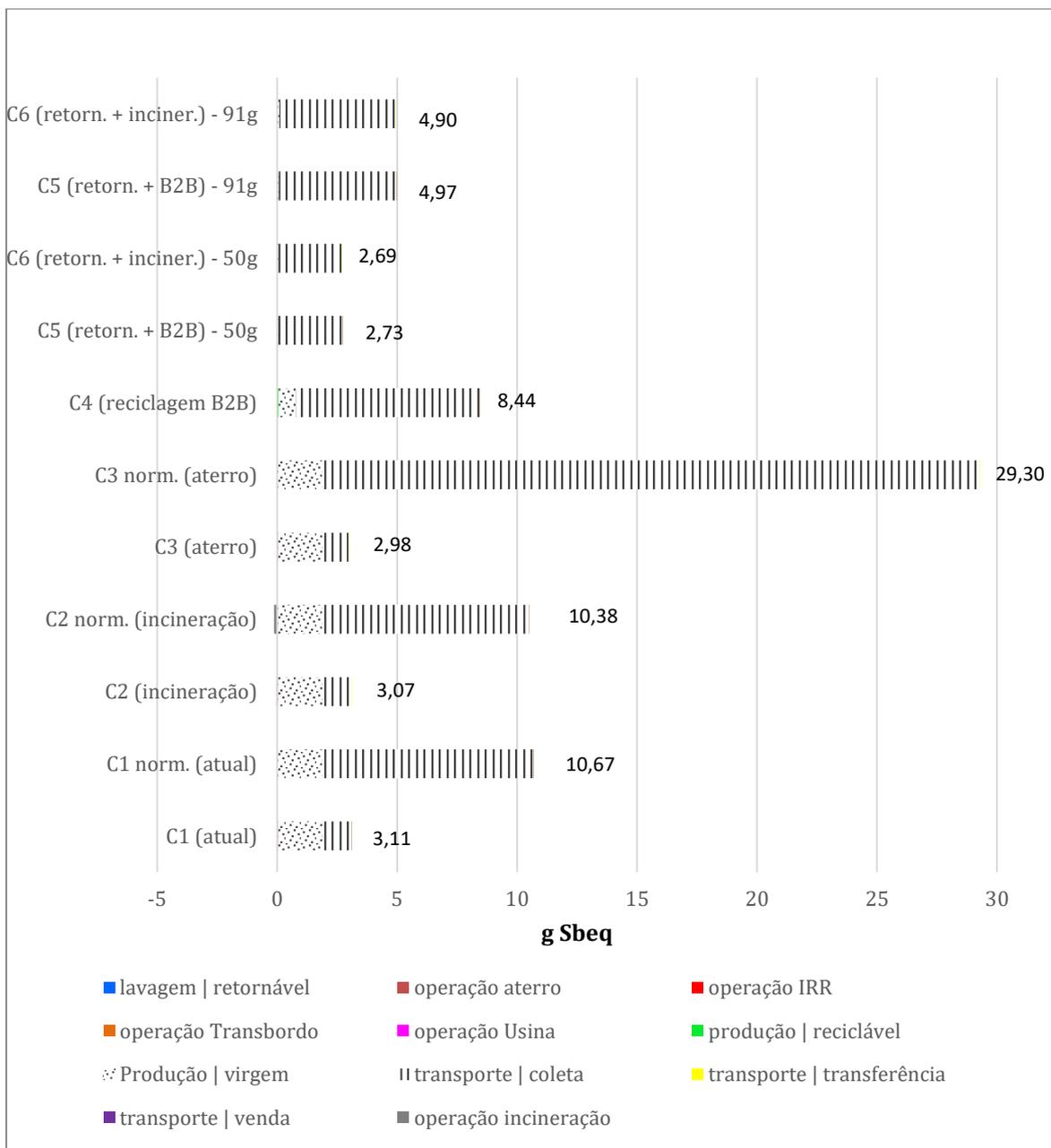


Figura 6.7 - Distribuição dos impactos de depleção de recursos por processo para cenários 1 a 6, normalizados e com variações.

É relevante avaliar que foram considerados 26 ciclos para a garrafa retornável, contudo, se os ciclos forem menores os impactos positivos podem ser reduzidos, isto é, pode haver mais emissões de GEE e maior depleção de recursos. Isto significa que o prolongamento da vida útil da garrafa reutilizável contribuirá positivamente para reduzir os impactos do ciclo de vida.

Considerando a abordagem da prevenção levantada por Coggins (2001); EPA (2020) Gonçalves-Dias, Ghani e Cipriano (2015) investir nas garrafas retornáveis pode ser uma alternativa, mas fabricá-la de modo mais eficaz, isto é, com menor matéria-prima pode diminuir em torno de 45% os impactos relacionados a mudanças climáticas e depleção de recursos no ciclo da garrafa PET.

Como mencionado no capítulo 3.1.2 -, para avançar na GRS os conceitos de LR e RC precisam ser incorporados na sociedade. As garrafas retornáveis para serem efetivas necessitam da participação e responsabilidade dos cidadãos para o retorno do vasilhame. Se isso não ocorre, os impactos para geração dessas garrafas podem ser maiores. Vale ressaltar que esta pesquisa considerou uma taxa de retorno das garrafas retornáveis de 50%.

Retomando os levantamentos da literatura, os dados obtidos por Jeswani (2021) para as análises de sensibilidade mostraram que a descarbonização futura da energia levaria a um maior impacto da mudança climática para a recuperação de energia devido às reduções nos créditos. Ademais, com o possível aumento da eficiência da pirólise de conversão de vagões no futuro, é provável que seu impacto seja reduzido. Nessa perspectiva, meios de transporte mais econômicos e de diferentes fontes energéticas, como, híbridos e elétricos, para a coleta dos resíduos podem ser avaliados para verificar a sua influência e possibilidade de diminuição de impactos.

Refletindo sobre os sistemas *foreground* e *background* deste estudo, mencionados no capítulo 3.3.3 - e na Figura 3.10, pode-se afirmar que os processos de produção da garrafa, tipos de destinação, como reciclagem, incineração e aterramento se apresentam como *foreground*, pois refletem em impacto direto. Já o aproveitamento energético da incineração e a extração da matéria-prima fazem parte do *background*.

A pigmentação nas garrafas PET pode dificultar a reciclagem por limitar o processo por cor. Se as garrafas forem todas de mesma cor, haverá uma maior facilidade para reciclagem. Em se tratando de garrafas retornáveis, é possível que haja maior adesão da população porque um mesmo recipiente pode ser utilizado para qualquer tipo de refrigerante independente do sabor (UNEP, 2021). Uma ação do governo banindo o uso de pigmentação, pode ser uma alternativa para solucionar, mas já se observa discussões e propostas na indústria de refrigerantes visando essa padronização.

É válido afirmar que a garrafa retornável pode ser uma alternativa para iniciativas privadas as quais queiram diminuir seus impactos ambientais e facilitar a operação pelo serviço de coleta, ainda que não se tenha uma adesão de 100% para o retorno da garrafa PET ao fornecedor. Se a indústria promover incentivos ao retorno, como, diminuindo significativamente o valor do líquido quando o consumidor retornar sua garrafa PET, é possível que haja grande aumento na adesão ao sistema, conforme levantado nos estudos de Boutros, Saba e Manneh (2021), Foolmaun e Ramjeeawon (2012), Martins (2019), Nessi, Rigamonti e Grosso (2012), Olatayo, Mativenga e Marnewick (2021).

Segundo o Plano Distrital de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos (PDGIRS), o DF precisa reduzir a geração per capita de resíduos, com fator de redução per capita de 8% a ser alcançado no ano de 2037. Uma das alternativas para alcançar essa redução, é a possibilidade de parceria com o setor privado para desenvolvimento de acordos e projetos de pagamento pela devolução de resíduos, a exemplo de embalagens de garrafas de vidro, latas de alumínio, entre outros materiais; parcerias e incentivo ao uso de embalagens retornáveis (ADASA, 2018). Este estudo corrobora com as iniciativas propostas no PDGRIS ao fomentar a adoção de garrafas retornáveis.

Cleary (2010) aponta que para alcançar significativa redução na geração de resíduos, os gestores municipais não podem concentrar os esforços inteiramente na fase de fim de vida do produto, porque uma vez que os resíduos já foram gerados, não serão bem sucedidos em redução da geração de resíduos per capita. O que vai de encontro com as propostas levantadas neste estudo.

Vários estudos de ACV vêm buscando avaliar os impactos ambientais associados a pirólise para tratamento de resíduos, principalmente, quando se trata de uma mistura de plásticos. Jeswani *et al.* (2021) comparou os impactos relativos ao aquecimento global, associados a diferentes reciclagens de uma mistura de plástico: mecânica e química via pirólise. Na pirólise, buscou-se a reciclagem da matéria-prima nafta. Antelava *et al.* (2019) faz um levantamento de bibliografias e também sugere processos de reciclagem química, como, pirólise e gaseificação como tratamento de misturas de resíduos plásticos. Assim, recomenda-se que em estudos futuros sejam avaliados esse tipo de tratamento.

Há estudos que indicam que a reciclagem *open-loop* pode ser uma alternativa de gerenciamento de resíduos a depender do contexto local, como o caso de Europa Ocidental

e Taiwan avaliado por Shen *et al.* (2011), concluiu que a reciclagem de PET B2F oferece importantes benefícios ambientais sobre a fibra de PET virgem de uso único.

Considerando o consumo de refrigerante per capita por ano (58,27 l/hab/ano) e a população do DF (cerca de 3.090.000 hab), se as garrafas retornáveis forem implementadas há potencial de mitigação de cerca de 11.000 toneladas de CO_{2eq} e 33.600 quilogramas de Sbeq por ano (ABIR, 2022; IBGE, 2022).

7 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir dos dados obtidos, conclui-se que o modelo de produção e gerenciamento de garrafas PET atuais geram 175,84 gramas de CO_{2eq} e 3,10 gramas de Sbeq para a fabricação de uma única garrafa de 2 litros de refrigerante, dos quais 60% é referente a produção da resina PET virgem, 39% da coleta pós-consumo e apenas 1% corresponde aos demais processos, como, operação das IRRs, aterro, UTMBs, entre outros.

Ademais, avaliando os dados de gravimetria, coleta e venda de materiais recicláveis pelas cooperativas e associações, pode-se dizer que são geradas cerca 19 mil toneladas de resíduo PET por ano e apenas 13% desse material é recuperado, considerando a recuperação na coleta convencional e na coleta seletiva.

Com a aplicação da ACV para cada cenário, verificou-se que o cenário atual normalizado para uma taxa de adesão à coleta de 50% aumenta os impactos de depleção de recursos em 70% e o de mudanças climáticas em 44%.

Os resultados obtidos mostraram que independente das medidas de produção e/ou gerenciamento adotadas nos cenários alternativos, quando se normaliza a taxa de adesão à coleta para 50%, os impactos aumentam significativamente. Para o cenário de aterramento considerou-se inicialmente uma taxa de adesão à coleta de 100%, ao calcular os impactos normalizados para 50% houve um aumento de 90% nos impactos de depleção de recursos e 70% em mudanças climáticas.

Considerando a estimativas obtidas, caso a meta de recuperação da garrafa PET de 50% seja alcançada e o SLU-DF seguir com o modelo de coleta seletiva atual, com a mesma eficiência na coleta, os impactos para a os cenários atuais (reciclagem *bottle-to-fibre*), de incineração e de reciclagem *bottle-to-bottle* podem subir 243%, 234% e 172%, respectivamente, para depleção de recursos e 77%, 73% e 18% para mudanças climáticas.

Dessa forma, aumentar o grau de incorporação dos materiais no ciclo produtivo pode gerar maior impacto se a coleta não se tornar mais eficiente. Há algumas opções alternativas para tornar a coleta mais eficiente em termos de distância percorrida, seja pelo planejamento dos lotes de coleta com distâncias mais curtas, otimização dos circuitos de coleta, modelos de

contrato que não incentivem a conclusão de viagens sem a capacidade máxima do caminhão ser atingida e até mesmo adoção de modelos de coleta ponto-a-ponto.

Ao analisar o “*ranking*” de resultados dos impactos de mudanças climáticas e depleção de recursos, constatou-se que os levantamentos dos cenários com menor e maior impacto foram similares. A modelagem das categorias de impacto compartilha variáveis semelhantes, por isso, resultados finais em termos de “*ranking*” são similares.

Enquanto os cenários de destinação mostraram ter maior impacto na parte produtiva, os cenários de produção + destinação, apresentaram diminuição nos impactos relacionados a produção, tendo como maior impacto o transporte para a coleta.

Avaliando os resultados de maneira sistêmica é importante adotar medidas de produção mais eficientes ancorada na prevenção e atrelada à uma destinação que vise o aproveitamento dos resíduos, seja por meio da reciclagem, seja pela incineração. Os cenários que adotam garrafas retornáveis foram capazes de reduzir 75% dos impactos de depleção de recursos e 80% de mudanças climáticas se comparados ao cenário atual normalizado (adesão à coleta de 50%).

Todavia, é essencial analisar mecanismos de coleta otimizados, uma vez que, na atual conjuntura, ao aumentar a taxa de adesão à coleta seletiva, pode-se ter aumento nos impactos se os planos de coleta não forem aperfeiçoados, como refletido nos cenários com taxa de adesão à coleta de 50% (cenário 1, 2 e 3 normalizados e cenário 4, 5 e 6).

Tendo em vista os dados sistematizados no Capítulo 5 -, os resíduos plásticos de comercialização são os que geram maior receita para as cooperativas e associações e o PET é o segundo material mais encontrado em relação aos plásticos triados. Nesse sentido, os resíduos PET têm papel importante na renda dos catadores, por isso, com a inserção das garrafas retornáveis no mercado e com o aumento da taxa da adesão da população ao retorno da garrafa, é importante elaborar estratégias para não prejudicar a renda dos catadores. Uma possibilidade seria o incentivo social de indústrias para incluir catadores como mão-de-obra.

Segundo informações coletadas na visita à fábrica de refrigerante, as garrafas retornáveis não são fabricadas no DF, eles vêm moldadas, porém vazias, sem o líquido, de outra cidade. Nesse estudo, consideramos que todos os modelos de garrafa passariam pelo processo de sopro da preforma no DF, sendo somente a preforma importada. Desse modo, os resultados

incentivam a indústria investir em garrafas retornáveis e abrir uma linha de produção de retornáveis na fábrica de Brasília.

Em relação à reciclagem, incentivos governamentais e fomento a implementação de fábricas no DF e entorno pode ser importante para tornar a reciclagem menos poluente. No entanto, se a taxa de adesão da população a coleta seletiva continuar nesse valor de cerca de 13%, haverá pouca matéria-prima reciclada (resina PET reciclada) para substituir a matéria virgem. Por isso, essas medidas devem ser adotadas em conjunto com ações efetivas de educação ambiental.

É importante que os órgãos governamentais fornecedores/prestadores serviço de coleta mantenham os consumos de água, energia, pessoal de suas instalações (triagem, aterramento, transbordo, usinas, etc) sistematizados e armazenados. Existem poucos dados sobre instalações de limpeza urbana, em especial, dados sobre a reciclagem mecânica em países em desenvolvimento.

Os dados primários obtidos nessa pesquisa podem servir de suporte para outros estudos que não apresentam esses dados básicos de entrada. Do mesmo modo, pesquisas futuras podem atualizar os dados aqui apresentados, contribuindo para estudos de investigação que podem ser relevantes para a tomada de decisão de gestores.

Expandir a análise e englobar os impactos da reciclagem B2F seria interessante para avaliar o impacto do fim de vida do PET no contexto atual, no qual as resinas PET são enviadas para a indústria têxtil.

Recomenda-se que estudos futuros avaliem outros tipos combustível para a coleta, como, biodiesel, gás natural e a possibilidade de uso de caminhões híbridos. Com o avanço dessas tecnologias é possível que se obtenha uma coleta com menor impacto.

Sugere-se também a análise de outros tipos de materiais para a embalagem de refrigerante, como latas de alumínio, garrafas de vidro em comparação com a garrafa PET.

Haja vista o grau de adesão à coleta seletiva atual, cerca 13%, é interessante avaliar e refletir sobre as estratégias para aumentar a taxa de separação dos resíduos e estimar o período de tempo (quantos anos) necessário para o alcançar uma meta razoável de recuperação dos recicláveis, já se passaram são 10 anos da publicação da PNRS e ainda há baixo nível de

separação. Sabe-se que a flutuabilidade do atendimento a coleta seletiva pode influenciar nas taxas de adesão, o que ocorreu nos últimos no DF.

Entre os anos de 2020 e 2021, com a pandemia de COVID-19, o plástico de uso único foi inserido no dia-a-dia da sociedade como uma forma segura de se alimentar em meio à crise e risco de contaminação. Em 2022, com maior controle dos casos de COVID, seria interessante avaliar a influência do banimento de plásticos de uso único nos impactos de emissões de GEE e depleção de recursos.

Dado o compromisso do Brasil em mitigar as emissões de efeito estufa assumido no Acordo de Paris e considerando a Política Nacional de Mudança do Clima, acordos setoriais podem sustentar a redução das emissões e o compromisso do Brasil, à medida que forem incentivando a substituição de garrafas de uso único para as retornáveis no mercado. Ademais, incentivos governamentais para indústria de reciclagem na região integrada do DF podem viabilizar o uso de PET reciclado na fabricação de garrafas.

Os resultados mostraram que podem ser mitigadas de cerca de 11.000 toneladas de CO_{2eq} e 33.600 quilogramas de Sbeq por ano ao se adotar um sistema de produção de garrafas retornáveis com o processo de sopro e envasamento no DF.

REFERÊNCIA BIBLOGRÁFICA

ABIPLAST. Perfil 2019. **Associação Brasileira da Indústria do Plástico (ABIPLAST)**, p. 53, 2018.

ABIPLAST, A. B. DA I. DO P. **Cálculo dos índices de reciclagem mecânica de plásticos pós-consumo no Brasil**. Disponível em: <[ABIR, A. B. DAS I. DE R. E DE B. NÃO A. **Consumo per capita do mercado brasileiro de refrigerantes dos anos de 2010 a 2020**. Disponível em: <<https://abir.org.br/o-setor/dados/refrigerantes/>>.](http://www.abiplast.org.br/noticias/estudo-aponta-que-231-dos-residuos-plasticos-pos-consumo-foram-reciclados-em-2020-no-brasil/#:~:text=Produção de Resina Reciclada&text=No total%2C foram fabricadas 1,PELBD (16%2C1%25).>>.</p></div><div data-bbox=)

ABNT. **Embalagens e acondicionamentos plásticos recicláveis - Identificação e simbologia - ABNT 13230:2008**. Brasil: [s.n.].

ABNT, A. B. DE N. T. **Resíduos sólidos – Classificação - NBR 10004**, 2004.

_____. **ABNT NBR ISO 14040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípio e estrutura**. p. 1–21, 2009.

_____. **Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações**. [s.l: s.n.].

ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE**, p. 51, 2020.

ABREU, F. **Diagnóstico sobre a Coleta Seletiva, Triagem e Destinação doos Resíduos Recicláveis no DF** *Statewide Agricultural Land Use Baseline 2015*. [s.l: s.n.].

ADASA. **Plano Distrital de Saneamento Básico e Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**. Brasília: [s.n.].

ANCAT, A. N. DOS C. E C. DE M. R.; PRAGMA, I. **Anuário da reciclagem 2021**. 2019.

ANTELAVA, A. *et al.* **Plastic Solid Waste (PSW) in the Context of Life Cycle Assessment (LCA) and Sustainable Management**. *Environmental Management*, v. 64, n. 2, p. 230–244, 2019.

ANVISA, A. N. DE V. S. **Informe Técnico nº. 71/2016 – Uso de PET reciclado em embalagens e outros materiais destinados ao contato com alimentos** Brasil, 2016. Disponível em: <<http://cempre.org.br/ciclossoft/id/9>>

AUTA, H. S.; EMENIKE, C. U.; FAUZIAH, S. H. **Distribution and importance of microplastics in the marine environment** *A review of the sources, fate, effects, and potential*

- solutions. **Environment International**, v. 102, p. 165–176, 2017.
- BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO. **Indústria petroquímica brasileira: situação atual e perspectivas**. [s.l.: s.n.].
- BARTHOLOMEU, D. B.; CAIXETA-FILHO, J. V. **Logística ambiental de resíduos sólidos**. São Paulo: Atlas, 2011.
- BAUMANN, H.; TILLMAN, A.-M. **The Hitch Hiker's Guide to LCA - An orientation in LCA methodology and application**. Lund, Sweden: Studentlitteratur, 2004.
- BENSON, N. U.; BASSEY, D. E.; PALANISAMI, T. COVID pollution: impact of COVID-19 pandemic on global plastic waste footprint. **Heliyon**, v. 7, n. 2, p. e06343, 2021.
- BHAGAT, J.; NISHIMURA, N.; SHIMADA, Y. Toxicological interactions of microplastics/nanoplastics and environmental contaminants: Current knowledge and future perspectives. **Journal of Hazardous Materials**, v. 405, n. July 2020, 2021.
- BJÖRKLUND, A.; FINNVEDEN, G. Recycling revisited - Life cycle comparisons of global warming impact and total energy use of waste management strategies. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 44, n. 4, p. 309–317, 2005.
- BOUTROS, M.; SABA, S.; MANNEH, R. Life cycle assessment of two packaging materials for carbonated beverages (polyethylene terephthalate vs. glass): Case study for the lebanese context and importance of the end-of-life scenarios. **Journal of Cleaner Production**, v. 314, n. January, 2021.
- BRANDER, M. *et al.* Consequential and attributional approaches to LCA: a Guide to policy makers with specific reference to greenhouse gas LCA of biofuels. **Econometrica Press**, 2008.
- BRASIL. **Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS)**Brasil, 2010.
- BRASIL. **Acordo Setorial para Logística Reversa de Embalagens em Geral**Ministério do Meio Ambiente - MMA, , 2015. Disponível em: <<https://bit.ly/2LpjGOG>>
- BRASIL. **Agenda Nacional de Qualidade Ambiental Urbana: Plano de Combate ao Lixo no Mar**Ministério do Meio Ambiente (MMA)Brasília-DFMinistério do Meio Ambiente (MMA), , 2019. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/agenda-ambiental-urbana/lixo-no-mar.html>>
- BRASKEM. **O Plástico no planeta - o uso consciente torna o mundo mais sustentável**. Rio de Janeiro - Brasil: [s.n.]. Disponível em: <http://file.abiplast.org.br/download/2016/perfil_2015.pdf>.
- BUENO, C. **Avaliação de Ciclo de Vida na Construção Civil : Análise de Sensibilidade**.

[s.l.] Universidade de São Paulo, 2014.

CAMPANALE, C. *et al.* A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 4, 2020.

CAVALETT, O. *et al.* Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using diferente LCIA methods. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18 (3), p. 647–658, 2013.

CETESB, C. A. D. E. D. S. P. **Emissões veiculares no estado de São Paulo 2019**. São Paulo: [s.n.].

CHEN, Y. *et al.* Life cycle assessment of end-of-life treatments of waste plastics in China. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 146, n. March, p. 348–357, 2019.

CIVANCIK-USLU, D. *et al.* Science of the Total Environment Life cycle assessment of carrier bags and development of a littering indicator. **Science of the Total Environment**, v. 685, p. 621–630, 2019.

CLEARY, J. The incorporation of waste prevention activities into life cycle assessments of municipal solid waste management systems: Methodological issues. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, n. 6, p. 579–589, 2010.

COBO, M. J. *et al.* SciMAT: A New Science Mapping Analysis Software Tool. **Journal of the American Society for Information Science and Technology**, n. February, 2012.

COCA-COLA BRASIL. **Isso não é um relatório de sustentabilidade**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.cocacolabrasil.com.br/content/dam/journey/br/pt/private/pdfs/relatorio-de-sustentabilidade-coca-cola-brasil-2017.pdf>>.

COGGINS, C. Waste prevention - An issue of shared responsibility for UK producers and consumers: Policy options and measurement. **Resources, Conservation and Recycling**, 2001.

CONG, R. *et al.* Spatial simulation and LCA evaluation on the plastic waste recycling system in Tianjin. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 19, n. 4, p. 1423–1436, 2017.

CONTRERAS, F. *et al.* Application of analytical hierarchy process to analyze stakeholders preferences for municipal solid waste management plans, Boston, USA. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 52, n. 7, p. 979–991, 2008.

COUTO, M. C.; LANGE, L. C. Análise dos sistemas de logística reversa no Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 889–898, 2017.

CSI, C. S. I. **CO2 and Energy Accounting and Reporting Standard for the Cement Industry**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://docs.wbcsd.org/2011/05/CSI-CO2-Protocol.pdf>>.

CURRAN, M. A.; MANN, M.; NORRIS, G. The international workshop on electricity data for life cycle inventories. **Journal of Cleaner Production**, v. 13, n. 8, p. 853–862, 2005.

DAVIDSON, M. G.; FURLONG, R. A.; MCMANUS, M. C. Developments in the life cycle assessment of chemical recycling of plastic waste – A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 293, 2021.

DEMAJOROVIC, J.; MASSOTE, B. ACORDO SETORIAL DE EMBALAGEM: AVALIAÇÃO À LUZ DA RESPONSABILIDADE ESTENDIDA DO PRODUTOR TT - Sectoral agreement on packaging: Assessment based on extended producer responsibility TT - Acuerdo sectorial de envases: Evaluación a la luz de la responsabilidad. **Revista de Administração de Empresas**, v. 57, n. 5, p. 470–482, 2017.

EKVALL, T.; WEIDEMA, B. P. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 9, n. 3, p. 161–171, 2004.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. **Delivering The Circular Economy - A Toolkit for Policymakers**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications/delivering-the-circular-economy-a-toolkit-for-policymakers>>.

_____. **Towards a circular economy: business rationale for an accelerated transition** Ellen MacArthur Foundation. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://emf.thirdlight.com/link/ip2fh05h21it-6nvypm/@/preview/1?o>>.

_____. **Universal Circular Economy Policy Goals**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://emf.thirdlight.com/link/5bli4i8yq0dv-1ovkaa/@/#id=1>>.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **NOTA TÉCNICA DPG-SPT Nº 04/2018 - Panorama do Refino e da Petroquímica no Brasil**. Rio de Janeiro: [s.n.]. Disponível em: <[https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-/topico-412/NT Refino e Petroquimica_2018.11.01.pdf](https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-/topico-412/NT_Refino_e_Petroquimica_2018.11.01.pdf)>.

_____. **NOTA TÉCNICA DPG-SPT Nº 01/2019 - Perspectivas de implantação de refinarias de pequeno porte no Brasil**. Rio de Janeiro: [s.n.].

EPA. Life-Cycle Assessment: Inventory Guidelines and Principles. *In*: United States:

Environmental Protection Agency (EPA), 1993. .

EPA, E. P. A. **Best Practices for Solid Waste Management : Best Practices for Solid Waste Management : A Guide for Decision-Makers in Developing Countries**A Guide for Decision Makers in Developing Countries, 2020. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-10/documents/master_swmg_10-20-20_0.pdf>

ERSES YAY, A. S. Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: A case study of Sakarya. **Journal of Cleaner Production**, v. 94, p. 284–293, 2015.

EUROPEAN COMMISSION. **A circular economy for plastics – Insights from research and innovation to inform policy and funding decisions**European Commission. Luxembourg: [s.n.]. Disponível em: <<https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/33251cf9-3b0b-11e9-8d04-01aa75ed71a1/language-en/format-PDF>>.

FARACA, G.; ASTRUP, T. Plastic waste from recycling centres: Characterisation and evaluation of plastic recyclability. **Waste Management**, v. 95, p. 388–398, 2019.

FOOLMAUN, R. K.; RAMJEEAWON, T. Disposal of post-consumer polyethylene terephthalate (PET) bottles: Comparison of five disposal alternatives in the small island state of Mauritius using a life cycle assessment tool. **Environmental Technology**, v. 33, n. 5, p. 563–572, 2012.

FUNDAÇÃO HEINRICH BÖL. **Atlas do plástico: Fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos**. Rio de Janeiro - Brasil: [s.n.].

GIZ, D. G. FUR I. Z. (GIZ) G. **Circular Economy as a Cornerstone for Meeting the Goals of the Paris Agreement**EschbornDeutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, , 2021.

GLOBALPACK. **Preforma PET**. Disponível em: <<https://globalpack.com.br/produto/preforma/>>. Acesso em: 13 set. 2022.

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, n. 3, p. 533–548, 2019.

GONÇALVES-DIAS, S. L. F.; GHANI, Y. A.; CIPRIANO, T. A. R. P. Discussões em torno da prevenção e da Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Ciência e Sustentabilidade**, v. 1, n. 1, p. 34, 2015.

GONÇALVES DIAS, S. L. F.; BORTOLETO, A. P. A Prevenção de Resíduos Sólidos e o

Desafio da Sustentabilidade. *In: Design, Resíduo & Dignidade*. São Paulo: Editora Olhares, 2014. p. 500.

GUERRERO, L. A.; MAAS, G.; HOGLAND, W. Solid waste management challenges for cities in developing countries. **Waste Management**, v. 33, n. 1, p. 220–232, 2013.

HE, P. *et al.* Municipal solid waste (MSW) landfill: A source of microplastics? -Evidence of microplastics in landfill leachate. **Water Research**, v. 159, p. 38–45, 2019.

IBGE, I. B. DE G. E. E. **População Distrito Federal - IBGE Cidades**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/df/panorama>>.

IBICT. **Manual do Sistema ILCD - Sistema Internacional de Referência de Dados do Ciclo de Vida dos Produtos e Processos - Guia Geral para Avaliações do Ciclo de Vida Orientações Detalhadas**. Brasília-DF: Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), 2014.

ISO, T. I. S. O. **ISO 14040:2006 - Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework***The International Journal of Life Cycle Assessment*. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/index/10.1007/s11367-011-0297-3>>.

IWANICKI, L. **Um Oceano livre de plástico: desafios para reduzir a poluição marinha no Brasil**. Brasília-DF: [s.n.].

JAHIRUL, M. I. *et al.* Transport fuel from waste plastics pyrolysis – A review on technologies, challenges and opportunities. **Energy Conversion and Management**, v. 258, n. March, p. 0–2, 2022.

JARDIM, A.; YOSHIDA, C.; MACHADO FILHO, J. V. A responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto. *In: Política nacional, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos*. São Paulo: PUC-SP, 2012. p. 732.

JESWANI, H. *et al.* Life cycle environmental impacts of chemical recycling via pyrolysis of mixed plastic waste in comparison with mechanical recycling and energy recovery. **Science of the Total Environment**, v. 769, 2021.

KAZA, S. *et al.* **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Urban Development Series**. Washington, DC: [s.n.].

KHOO, H. H. LCA of plastic waste recovery into recycled materials, energy and fuels in Singapore. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 145, n. November 2017, p. 67–77, 2019.

KOJIMA, M.; YOSHIDA, A.; SASAKI, S. Difficulties in applying extended producer responsibility policies in developing countries: Case studies in e-waste recycling in China

and Thailand. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 11, n. 3, p. 263–269, 2009.

LEAL FILHO, W. *et al.* The COVID-19 pandemic and single-use plastic waste in households: A preliminary study. **Science of the Total Environment**, v. 793, p. 148571, 2021.

LEMOS JUNIOR, W. J. F. *et al.* Reuse of refillable PET packaging: Approaches to safety and quality in soft drink processing. **Food Control**, v. 100, n. November 2018, p. 329–334, 2019.

LI, X. *et al.* Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China. **Water Research**, v. 142, p. 75–85, 1 out. 2018.

MADE-IN-CHINA. **Resina PET**. Disponível em: <https://pt.made-in-china.com/co_qishunsteel/product_Virgin-Pet-Resin-Polyethylene-Terephthalate-for-Water-Bottle_hoseihuru.html>. Acesso em: 13 set. 2022.

MAGALHÃES, M. R. DE. **Aplicação integrada de BIM e ACV como ferramenta para prevenção de resíduo sólido de construção civil**. [s.l.: s.n.].

MAHON, A. M. *et al.* Microplastics in sewage sludge: Effects of treatment. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 2, p. 810–818, 17 jan. 2017.

MAIS POLÍMEROS. **Plásticos recicláveis: conheça os tipos e características**.

MARQUES, M. DE C. **Análise das emissões de poluentes atmosféricos na coleta porta a porta e ponto a ponto de resíduos sólidos urbanos. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília**. [s.l.] Universidade de Brasília, 2018.

MARTIN, J. J. E.; KORALEWSKA, R.; WOHLLEBEN, A. Advanced solutions in combustion-based WtE technologies. **Waste Management**, v. 37, p. 147–156, 2015.

MARTINS, H. L. DE S. **Avaliação do desempenho ambiental na abordagem de ciclo de vida so resíduo plástico à luz da economia circular**. [s.l.] Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), 2019.

MCDUGALL, F. R. *et al.* **Integrated Solid Waste Management: a Life Cycle Inventory**. [s.l.: s.n.].

MDR. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2019**. Brasília: SNS/MDR: [s.n.].

MIETTINEN, P.; HAMALAINEN, R. P. How to benefit from decision analysis methods in environmental life cycle assessment (LCA). **European Journal of Operational Research**, v. 102, p. 279–294, 1997.

MOREIRA, D. D. A. *et al.* Responsabilidade ambiental pós-consumo à luz do princípio do poluidor-pagador: uma análise do nível de implementação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos prevista na Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Revista de Direito da Cidade**, 2016.

NAKATANI, J. *et al.* Life-cycle assessment of domestic and transboundary recycling of post-consumer PET bottles. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, n. 6, p. 590–597, 2010.

NESSI, S.; RIGAMONTI, L.; GROSSO, M. LCA of waste prevention activities: A case study for drinking water in Italy. **Journal of Environmental Management**, v. 108, p. 73–83, 2012.

OEDC, O. FOR E. C. AND D. **Promoting sustainable consumption: good practices in OECD countries**, 2008.

OERS, L. VAN; GUINÉE, J. The abiotic depletion potential: Background, updates, and future. **Resources**, v. 5, n. 1, 2016.

OLATAYO, K. I.; MATIVENGA, P. T.; MARNEWICK, A. L. Life cycle assessment of single-use and reusable plastic bottles in the city of Johannesburg. **South African Journal of Science**, v. 117, n. 11, p. 1–10, 2021.

OPENLCA NEXUS. **Databases**. Disponível em: <<https://nexus.openlca.org/databases>>. Acesso em: 9 nov. 2022.

PAPONG, S. *et al.* Comparative assessment of the environmental profile of PLA and PET drinking water bottles from a life cycle perspective. **Journal of Cleaner Production**, v. 65, p. 539–550, 2014.

PARK, J.; DÍAZ-POSADA, N.; MEJÍA-DUGAND, S. Challenges in implementing the extended producer responsibility in an emerging economy : The end-of-life tire management in Colombia. **Journal of Cleaner Production**, v. 189, p. 754–762, 2018.

PERUGINI, F.; MASTELLONE, M. L.; ARENA, U. A life cycle assessment of mechanical and feedstock recycling options for management of plastic packaging wastes. **Environmental Progress**, v. 24, n. 2, p. 137–154, 2005.

PIATTI, T.; RODRIGUES, R. **Plásticos: características, usos, produção e impactos ambientais**. Maceió: [s.n.].

PINTO, C. J. ET AL. **Impactos Ambientais Causados pelos Plásticos**. 2ª Edição ed. Rio de Janeiro - Brasil: e-papers, 2012.

PLASTICS EUROPE. **Plastics - the Facts, An analysis of European plastics production**,

demand and waste data. [s.l: s.n.].

PRADO, J. E. A. **Análise do potencial de mitigação das emissões de Gases do Efeito Estufa do coprocessamento de resíduos sólidos: estudo de caso na cimenteira de Sobradinho/Distrito Federal** Brasília-DF Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia, , 2021.

RAMIREZ, P. **Análise de Métodos de Alocação Utilizados em Avaliação do Ciclo de Vida.** [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

ROOD, T.; KISHNA, M. **Outline of the circular economy.** The Hague: [s.n.]. Disponível em: <www.pbl.nl/en>.

SAADE, M. R. .; SILVA, M. G.; GOMES, V. A Avaliação do Ciclo de Vida – ACV, e a etapa de avaliação de impactos ambientais: considerações sobre o uso de diferentes métodos e seus reflexos nos resultados finais. **Natureza on line**, v. 12, n. 3, p. 109–116, 2014.

SALEH, Y. Comparative life cycle assessment of beverages packages in Palestine. **Journal of Cleaner Production**, v. 131, p. 28–42, 2016.

SANTOS, C. L.; CONTRERAS, F. J.; SILVA, V. A. O. Sistema de coleta ponto a ponto de resíduos sólidos urbanos integrado a instalação de contêiner semienterrado. **Forum Internacional de Resíduos Sólidos**, 2019.

SEVIGNÉ-ITOIZ, E. *et al.* Contribution of plastic waste recovery to greenhouse gas (GHG) savings in Spain. **Waste Management**, v. 46, n. 2015, p. 557–567, 2015.

SHEN, L. *et al.* Life cycle energy and GHG emissions of PET recycling: Change-oriented effects. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 16, n. 6, p. 522–536, 2011.

SILVA, A. L. P. *et al.* Microplastics in Landfill Leachates: The Need for Reconnaissance Studies and Remediation Technologies. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 3, 1 jun. 2021.

SILVA, D. A. L. **Análise do Ciclo de Vida na Produção do Painel de Madeira MDP no Brasil.** [s.l: s.n.].

SILVA, V. A. O. **Análise de alternativas para minimização de impactos no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos – estudo de caso no Distrito Federal.** [s.l.] Universidade de Brasília, 2018.

SILVA, V. A. O.; CONTRERAS, F.; SANTOS, C. L. Proposta de otimização do transporte de resíduos sólidos urbanos coletados no Distrito Federal. **Revista Tecnologia e Sociedade**, v. 16, n. 41, p. 153, 2020.

SLU-DF. **[Correspondência] Dados UTMB e IRR** Brasília Serviço de Limpeza Urbana do

Distrito Federal, , 2020.

SOUSA, S. R. **Normalização de critérios ambientais aplicados à avaliação do ciclo de vida**. [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2008.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. **Handbook of Solid Waste Management**. [s.l: s.n.].

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues**. McGraw-Hill, EUA: [s.n.].

TEIXEIRA, M.; CIRINO, C.; LINO, D. **A indústria de transformados plásticos**. 1ª edição ed. São Paulo: Sindicato dos Químicos de São Paulo, 2017. v. 2

UN HABITAT. **Waste Wise Cities Tool**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://unhabitat.org/wwc-tool>>.

UNEP. **Life Cycle Management. A Business Guide to Sustainability**. [s.l: s.n.].

_____. **Guidance on Organizational Life Cycle Assessment**. [s.l: s.n.].

_____. **SINGLE-USE PLASTICS: A Roadmap for Sustainability**. Rev. ed., ed. [s.l.] United Nations Environment Programme, 2018.

UNEP, U. N. E. P. **Guidance on Organizational Life Cycle Assessment**. [s.l: s.n.].

_____. **Global Waste Management Outlook**. [s.l: s.n.].

_____. **Addressing marine plastics: A systemic approach - Recommendations for action**. Nairobi, Kenya: [s.n.].

_____. **Addressing Single-Use Plastic Products Pollution Using a Life Cycle Approach**. Nairobi: [s.n.].

VALT, R. B. G. **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**. [s.l: s.n.].

WB, W. B.; UNDESA, U. N. D. OF E. AND S. A. **The Potential of the Blue Economy: Increasing Long-term Benefits of the Sustainable Use of Marine Resources for Small Island Developing States and Coastal Least Developed Countries**The Potential of the Blue Economy. Washington DC: [s.n.].

YI, S.; KURISU, K. H.; HANAKI, K. Application of LCA by Using Midpoint and Endpoint Interpretations for Urban Solid Waste Management. **Journal of Environmental Protection**, v. 05, n. 12, p. 1091–1103, 2014.

ZHANG, R. *et al.* PET bottles recycling in China: An LCA coupled with LCC case study of blanket production made of waste PET bottles. **Journal of Environmental Management**, v. 260, n. August 2019, 2020.

APÉNDICE

A - APÊNDICE - DISTÂNCIA PERCORRIDA NA COLETA

Cálculo quilômetros rodados

Como parte do ICV é necessário obter a distância percorrida por cada alternativa proposta. De maneira geral, um caminhão de coleta, sai da garagem, realiza a coleta, descarrega e retorna a garagem, tendo um local de descarga definido de acordo com a proximidade do circuito com as instalações de destino (galpões de triagem, IRR, UTMB, etc).

Para a coleta seletiva existem dois fluxos de coleta diferente, para o serviço prestado por cooperativas temos o seguinte fluxo: o caminhão de coleta sai da cooperativa, coleta o circuito previsto e descarrega na cooperativa que é o próprio local da garagem, conforme fluxo da Figura A.1.

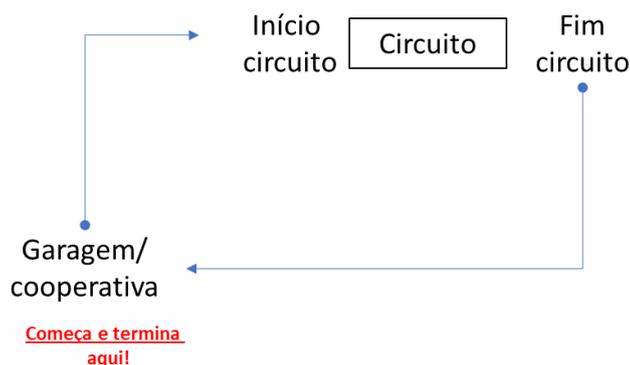


Figura A.1: Fluxo de coleta seletiva por cooperativas.

Para calcular essas distâncias, foram utilizados os dados do Plano de coleta, o qual fornece os pontos de início e fim do circuito, a área de coleta e as linhas/ruas que são coletadas, conforme figura representativa de um circuito (Figura A.1).

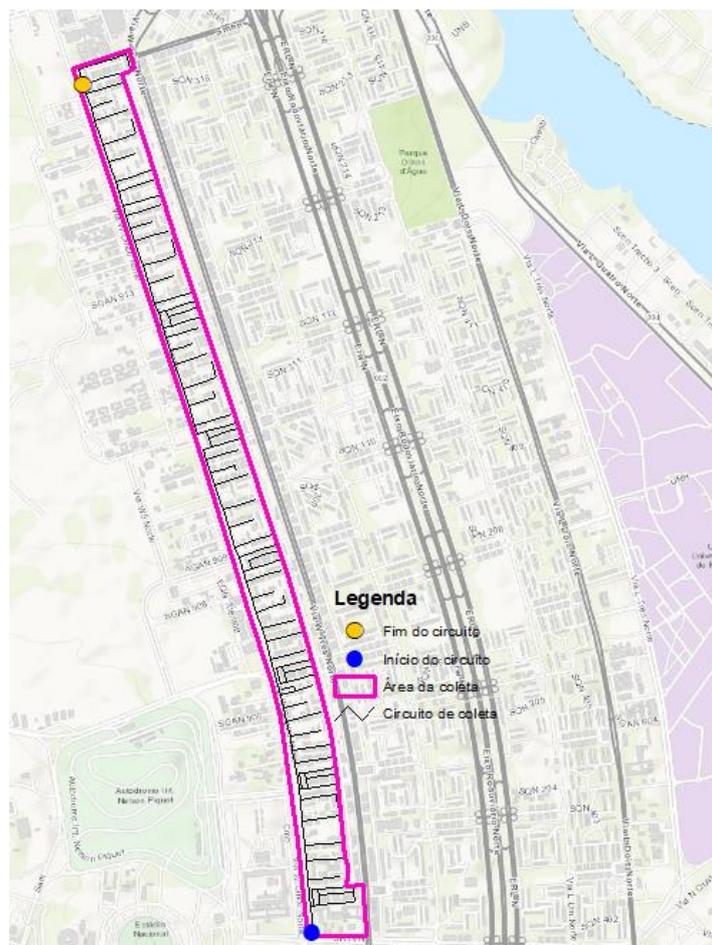


Figura A.2: Exemplo de circuito de coleta demonstrando a área da coleta, trajeto percorrido, ponto de início e fim

Assim, foram calculadas as distâncias da garagem até o início do circuito e do fim do circuito até a cooperativa, depois, somou-se a quilometragem do circuito. Os cálculos foram feitos no software ArcGIS na extensão Network Analyst (Matriz OD) com base no plano de coleta georreferenciado e na localização das cooperativas. Os resultados dos cálculos das distâncias da coleta seletiva por cooperativa baseado no ano de 2021 podem ser vistos na Tabela A.1.

Tabela A.1: Distância percorrida por mês para coleta seletiva por cooperativas e associações.

Cooperativas	Distância percorrida por mês (km)		
	Cooperativa →início circuito	Circuito	Fim circuito → cooperativa
Acobraz	238,77	376,71	233,98
Renascere	205,43	589,57	187,15
Vencendo Obstáculos	76,36	180,33	68,96
Recicla Mais Brasil	145,41	1003,01	114,03
CRV	247,74	710,65	264,29
Recicla Brasília	676,15	913,60	673,04
COOPERE	697,69	781,58	673,42

Recycle a Vida	276,16	619,94	279,22
R3	50,03	519,10	71,91
Ecolimpo	58,08	743,28	56,82
Cooperdife	144,54	1060,10	108,00

Já para a coleta seletiva realizada por empresa, a operação é diferente. Cada circuito de coleta seletiva tem cerca de 2 viagens, isto é, o caminhão precisa descarregar duas vezes para completar seu circuito/rota. Além disso, o caminhão precisa pesar para comprovar que o serviço foi realizado. Desse modo, o caminhão de coleta sai da garagem se descola até o início do circuito, realiza a coleta em cerca da metade do circuito, desloca-se até sua balança para pesar os resíduos, direciona-se até a devida IRR ou CTR, conforme lote de coleta, e descarrega os resíduos, completando a primeira viagem. O caminhão inicia a segunda viagem retornando para o meio do circuito (onde parou de coletar e foi descarregar), realiza a coleta, pesa, vai a IRR ou CTR descarrega e vai para a garagem, finalizando seu circuito.

Na Figura A.3 é apresentado o fluxo da coleta seletiva por empresa. As setas pretas (primeira viagem) e azuis (segunda viagem) indicam as distâncias que precisam ser calculadas, sendo que o “ponto” representa a origem e o “triângulo” o destino. As setas tracejadas da cor rosa são as distâncias que podem ser extraídas do próprio plano de coleta fornecido pelo SLU, o qual contém os circuitos a serem realizados por cada empresa. Salienta-se que cada lote de coleta tem seu local de pesagem definido em contrato e suas garagens e tem sua IRR definida nos planos de coleta, portanto, para cada lote de coleta podem-se variar as distâncias percorridas para completar um circuito.

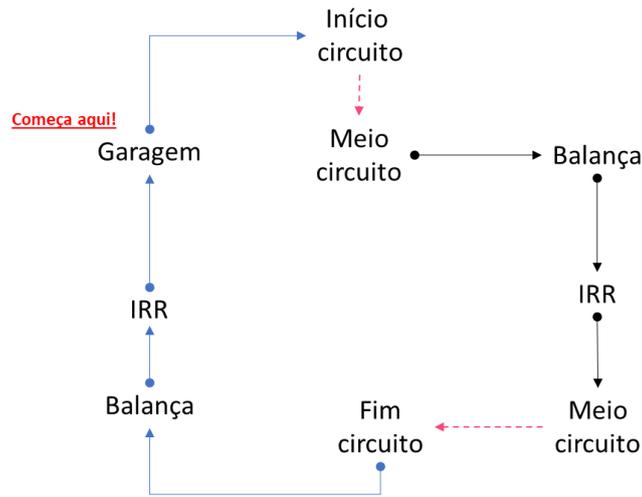


Figura A.3: Fluxo geral da coleta seletiva por empresa

Como o plano de coleta não contém o meio do circuito, optou-se por gerar o centroide do circuito, considerando que este representaria a metade do circuito de coleta, conforme representado na Figura A.4. Esse procedimento foi realizado no software ArcGIS 10.7.

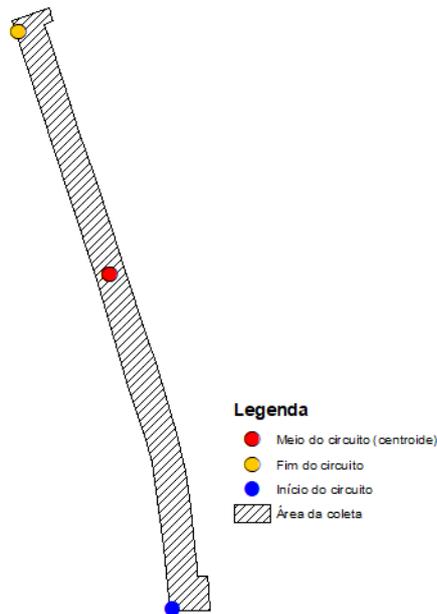


Figura A.4: Representação de um circuito de coleta.

Desse modo, com os dados georreferenciados: plano de coleta, centroíde do circuito, unidades operacionais - foram calculadas as distâncias entre as instalações, locais de

pesagem e início, meio e fim do circuito utilizando a software ArcGIS na extensão Network Analyst (Matriz OD). A tabela A.2 apresenta as distâncias obtida por unidade, já agregando os circuitos do mesmo lote de coleta.

Tabela A.2: Distância percorrida na coleta seletiva por empresa.

Garagem para início circuito	Distância (km)
Sede SUMA Brasil	485,12
Núcleo de Limpeza Gama	518,78
Transbordo Sobradinho	190,91
UTMB Asa Sul	1.593,45
UTMB P Sul	829,88
TOTAL	3.618,13
Meio do circuito para balança	Distância (km)
Meio Circuito Lote 01 para UTMB Asa Sul	1.127,39
Meio Circuito Lote 01 para Transbordo Sobradinho	267,63
Meio Circuito Lote 02 para UTMB Psul	833,35
Meio Circuito Lote 03 para UTMB Asa Sul	1.765,55
TOTAL	3.993,92
Balança para IRR/CTR	Distância (km)
UTMB Asa Sul para CTR 2	1.415,47
Transbordo Sobradinho para IRR SCIA Novo	788,21
UTMB Asa Sul para CTR 1	1.153,35
TOTAL	3.357,03
IRR/CTR para meio circuito	Distância (km)
CTR 2 para meio do circuito	1.262,35
IRR SCIA Novo para meio do circuito	778,10
IRR Psul para meio do circuito	826,98
CTR 1 para meio do circuito	1.767,14
TOTAL	4.634,56
Fim circuito para balança	Distância (km)
Fim circuito lote 01 para UTMB Asa Sul	1.048,70
Fim circuito lote 01 para Transbordo Sobradinho	170,41
Fim circuito Lote 02 para UTMB Psul	827,69
Fim circuito Lote 03 para UTMB Asa Sul	1.572,49
TOTAL	3.619,30
IRR para garagem	Distância (km)
CTR 1 para UTMB Asa Sul	1.190,84
CTR 2 para Sede SUMA Brasil	514,49
IRR SCIA Novo para Transbordo Sobradinho	795,16
CTR 2 para Transbordo Gama	1.584,80
TOTAL	4.085,29

Coleta Convencional

De modo similar a coleta seletiva por empresa, foi calculada quilometragem percorrida da coleta convencional, com a exceção de que o local de pesagem é o local de destinação final da coleta, como apresentado na Figura A.5. Os resultados são apresentados na Tabela A.3.

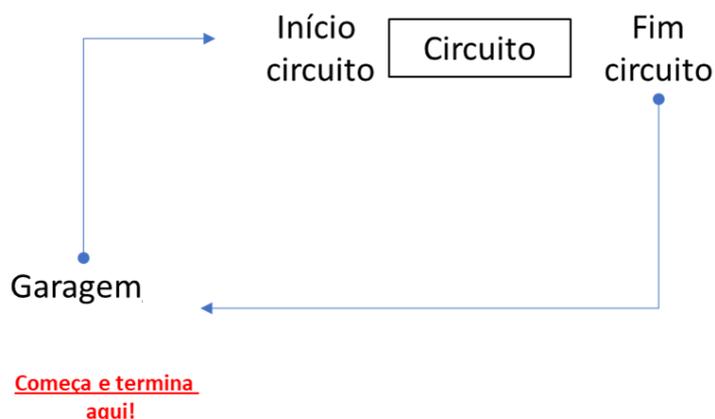


Figura A.5: Representação caminho coleta convencional.

Tabela A.3: Distância percorrida coleta convencional

Garagem para Início do circuito	Distância (km)
Transbordo Asa Sul – Lote 01	622,67
Transbordo Brazlandia – Lote 02	36,88
Transbordo Gama – Lote 03	1.103,25
Transbordo Psul - Lote 02	190,56
Transbordo Sobradinho - Lote 01	720,99
Sede SUMA Brasil - Lote 03	615,25
Total em metros	3.289,60
Percurso dos circuitos de coleta	Distância (km)
Total	99252,8742
Meio do circuito para destino final	Distância (km)
Lote 01 p/ UTMB Asa Sul	746,26
Lote 01 p/ Transbordo Sobradinho	906,92
Lote 02 p/ UTMB P Sul	353,77
Lote 02 p/ ASB	167,78
Lote 02 p/ Transbordo Brazlândia	44,67
Lote 03 p/ ASB	1.368,67
Lote 03 p/ Transbordo Gama	1.114,64
Total	4.702,71
Destino final p/ meio	Distância (km)
UTMB Asa Sul p/ meio lote 01	705,41
Transbordo Sobradinho p/ meio lote 01	887,69
UTMB P Sul p/ meio lote 02	350,09
ASB p/ meio lote 02	188,94

Transbordo Brazlândia p/ meio lote 02	44,53
ASB p/ Lote 03	1.460,53
Transbordo Gama p/ lote 03	1.127,43
Total	4.764,62
Fim do circuito para destinação final	Distância (km)
2 e 3 - Aterro Sanitário de Brasília	1.302,94
Lote 01 - Transbordo Asa Sul	675,10
Lote 02 - Transbordo Brazlandia	28,05
Lote 02 - UTMB P Sul	294,72
Lote 01 - Transbordo Sobradinho	693,05
Lote 03 - Transbordo Gama	1.407,02
Total	4.400,87
Destinação final para garagem	Distância (km)
Aterro Sanitário de Brasília - Transbordo Psul	10,62
Aterro Sanitário de Brasília - Sede SUMA Brasil	23,53
Total	34,15
Total geral (km)	116.444,83
Total geral mês (km)	1.397.338,01
Total km sem circuitos	206.303,52

B - APÊNDICE - DADOS DE TRIAGEM POR UNIDADES OPERACIONAL E COOPERATIVA

Tabela B.1 apresenta os dados de triagem das cooperativas e associações relativa ao ano de 2020 fornecido pelo SLU.

Tabela B.1: Dados de plásticos triados e vendidos pelas cooperativas/associações em peso (kg).

Cooperativa/ Associação	Local da triagem	Diversos	Outros	Policloreto de Vinila (PVC)	Poliestireno Expandido	Polietileno de alta densidade (PEAD)	Polietileno de baixa densidade (PEBD)	Polipropileno (PP)	Politereftalato de etileno (PET)
Acobraz	IRR		3.086			3.720	9.209	4.809	16.341
Ambiente	IRR	21.492	20.629			5.088	41.868	3.412	134.318
Apcorc	UTMB		380				219.910		1.028.904
Cataguar	UTMB		461.130				232.790		
Construir	IRR	22.496	32.410	2.328		2.264	37.930	3.523	35.053
Coopativa	IRR	1.769		610		4.560	38.958	28	39.824
Cooperdife	IRR			3.861	3.887	33.141	112.639	25.657	33.960
Coopere	IRR	5.350		1.620	540	2.620	33.799	857	84.426
Cooperlimpo	IRR/UTMB					47.040	5.630	37.044	99.690
Coopernoos	IRR		1.540	64.329		1.670	64.065	2.062	110.806

Coorace	IRR		430	4.400		10.930	23.444	17.618	19.456
Cortrap	IRR				508		35.395		55.840
Plasferro	IRR	11.824		3.020			41.232	820	96.026
Recicla Brasília	IRR	5.924				1.004	17.596	389	80.823
Recicla Mais Brasil	IRR	376	19	689		8.674	17.759	15.784	14.005
Recicle a Vida	IRR		76.334	14.586	8.829	647.384	145.114	165.274	283.113
Renascer	IRR		514	3.078		5.214	16.173	6.754	41.593
Renove	UTMB	11.500	4.440			29.412	25.400	14.170	329.646
Total Geral	-	80.730	600.911	98.521	13.764	802.721	1.118.911	298.200	2.503.824

Tabela B.2: Quantidade de plástico vendido pelas cooperativas/associações – valores por receita R\$.

Cooperativa/ Associação	Diversos	Outros	Policloreto de Vinila (PVC)	Poliestireno Expandido	Polietileno de alta densidade (PEAD)	Polietileno de baixa densidade (PEBD)	Polipropileno (PP)	Politereftalato de etileno (PET)
Acobraz		0,3			21,8	2,5	12,1	67,5
Ambiente	3,2	1,0			4,5	5,7	3,4	19,8
Apcorc		1,3				6,9		71,8
Cataguar		23,9				3,5		

Construir	11,1	0,9	1,2		11,2	16,9	7,6	31,3
Cooperativa	2,5		2,1		12,6	24,4	2,0	4,7
Cooperdife			3,5	4,0	64,1	14,3	33,2	81,8
Coopere	1,2		8,3	1,2	0,9	59,3	26,4	34,9
Cooperlimpo					7,4	1,4	4,9	14,2
Coopernoos		0,6	3,0		8,6	13,0	3,4	20,6
Coorace		1,2	0,6		28,3	15,3	24,6	47,3
Cortrap				0,0		11,2		6,4
Plasferro	8,1		0,8			10,0	0,5	16,2
Recicla Brasilia	0,9				4,4	14,3	3,2	19,0
Recicla Mais Brasil	1,5	1,2	6,6		145,9	62,7	104,7	193,2
Recicle a Vida		29,4	16,6	4,0	657,8	207,4	228,3	323,0
Renascer		5,3	4,6		20,4	17,1	22,4	33,4
Renove	1,9	2,7			15,5	2,0	6,1	59,6
Total Geral	30,3	67,7	47,4	9,2	1.003,6	487,7	482,7	1.044,6

Dados de triagem de resíduos plásticos

Com base na Tabela B.1 e B.2 acima, foram gerados dados de triagem de plástico por peso e por venda. Foram separadas as cooperativas que trabalham em galpões de triagem (IRR, CTR ou galpões próprios) e as que trabalham em UTMBs. Ressalta-se que a cooperativa Cooperlimpo trabalha com cerca de metade dos cooperados na UTMB da Asa Sul e outra metade em uma IRR, nesse caso, os dados relativos a essa cooperativa foram divididos entre os dois tipos unidade operacional.

Nas Figuras B.1 a B.4 são apresentados os dados de triagem de plástico por peso e por venda nas IRRs e nas UTMBs, respectivamente.

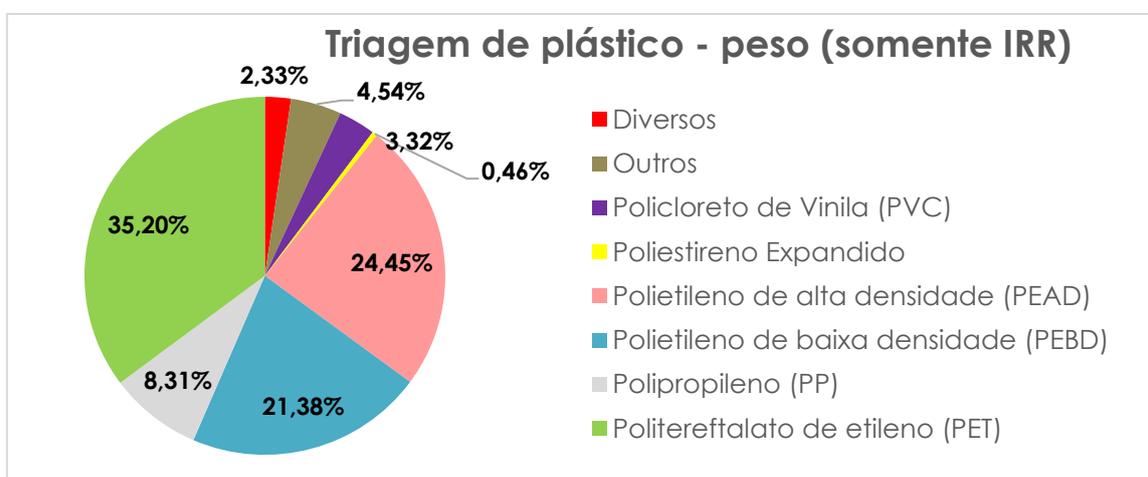


Figura B.1: Triagem de plástico percentual por peso IRR.

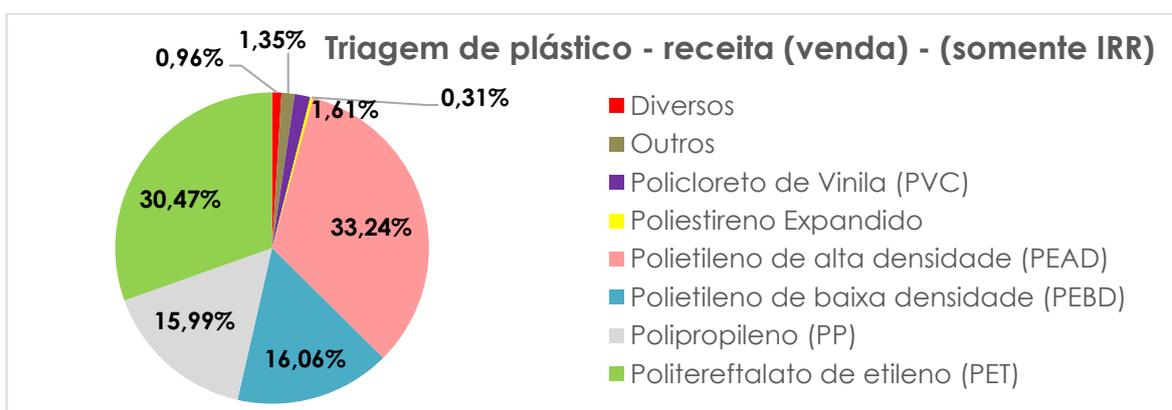


Figura B.2: Triagem plástico percentual por receita IRR.

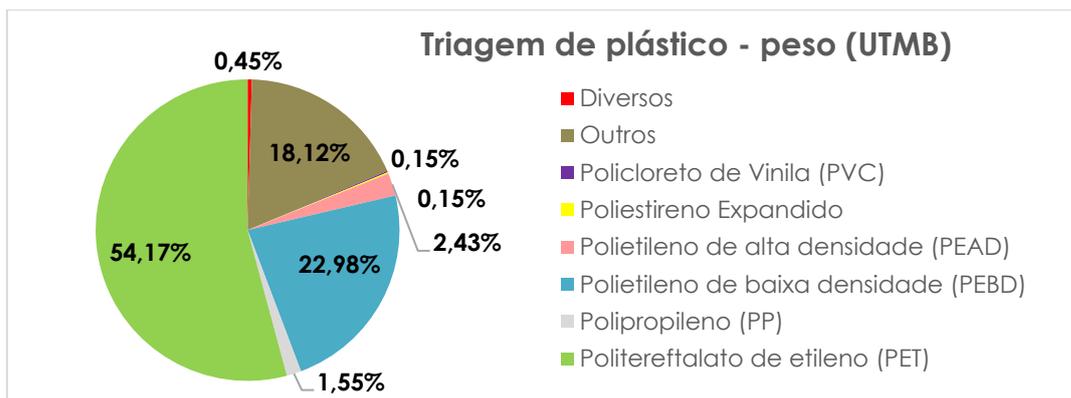


Figura B.3: Triagem de plástico percentual por peso UTMB.

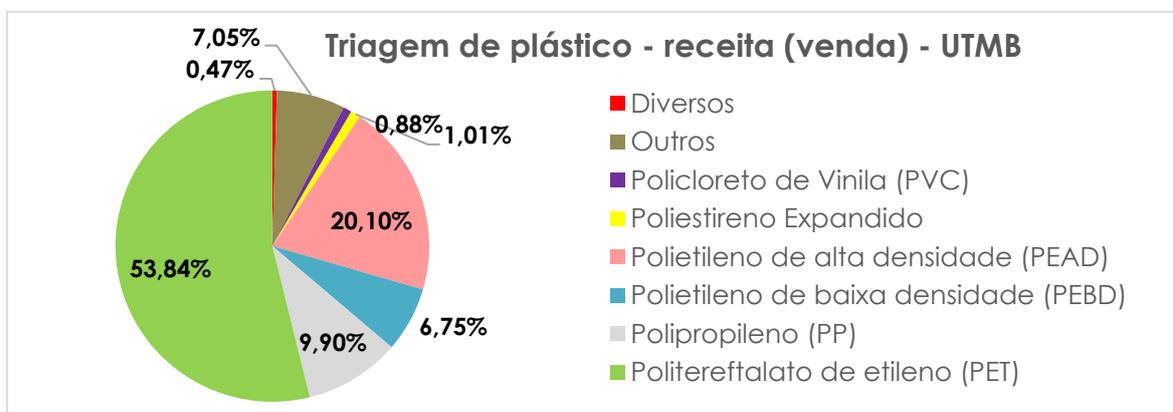


Figura B.4: Triagem de plástico por receita UTMB

É possível identificar que o PET é a categoria de plástico mais vendido em peso e valor comercial quando se compara os dados globais e os dados discretizados por tipo de unidade operacional. Observa-se também que nas UTMBs o PET apresenta maior percentual em relação aos demais plásticos, já nas IRR a diferença de peso do PET para a segunda categoria mais vendida é de apenas 10%.

Em relação ao valor de venda dos plásticos na IRR, o PEAD supera o plástico em cerca de 3%. Contudo, é importante mencionar que os dados fornecidos pelo SLU foram são agrupados por tipo de material e cooperativa, mês a mês, como existe uma cooperativa que trabalha com sessenta dos cooperados na Usina da Asa Sul e 50 cooperados na em uma IRR, optou-se por considerar que todo o material triado por essa cooperativa era referente a UTMB. Desse modo, se houvesse a opção de identificação de qual a quantidade triada

referente a cada unidade, era possível que o PET ultrapassasse ou ficasse muito próximo do valor do PEAD, inclusive no peso.

As categorias de PET usadas pelas cooperativas e a quantidade de material recuperado por categoria nas IRRs e na UTMBs são apresentadas na Tabela B.3 abaixo.

Tabela B.3: Categorias de PET utilizadas pelas cooperativas nas IRRs e a quantidade recuperada no ano de 2020.

Material	Peso (kg)	Valor unitário (R\$/kg)
Pet*	55.486,0	13,6
Pet Azul	8.118,5	107,3
Pet Azul Enfardado	630,0	9,5
Pet Branco	90,0	2,4
Pet Colorido*	93.449,0	24,4
Pet Colorido Enfardado*	9.860,0	1,3
Pet Colorido Moido	9.558,0	6,6
Pet Diversos	272.937,0	49,5
Pet Enfardado	54.980,0	22,4
Pet Incolor	239.108,2	292,4
Pet Incolor Enfardado	20.224,0	27,6
Pet Misto*	1.648.824,0	171,6
Pet Óleo	18.724,6	75,9
Pet Óleo Enfardado	1.047,0	3,7
Pet Separada	1.938,0	7,3
Pet Verde	61.103,9	205,9
Pet Verde Enfardado**	7.746,0	23,4
TOTAL	2.503.824,3	1.044,6

C - APÊNDICE – FLUXO COLETA SELETIVA E CONVENCIONAL

Tabela C.1: Dados de coleta seletiva, convencional e transporte rejeito das IRR sistematizados.

RA	Peso (kg)		
	Coleta Convencional	Coleta Seletiva	Transporte de rejeitos das IRR
Águas Claras	33.819.150	2.125.190	4.790
Brazlândia	12.968.410		
Candangolândia	4.041.580		
Ceilândia	76.837.630	1.686.580	1.676.840
Cruzeiro	7.097.490	231.290	2.070
Fercal	2.133.200		
Gama	37.766.130	355.830	
Guará	37.060.300	922.120	15.040
Itapoã	15.433.280		
Jardim Botânico	7.364.990		
Lago Norte	17.972.220	428.730	
Lago Sul	26.805.420	3.240	23.270
Núcleo Bandeirante	7.120.450		
Paranoá	13.131.540	980	
Park Way	11.120.020	22.480	
Planaltina	43.720.830		
Plano Piloto	74.737.030	6.603.890	25.490
Recanto das Emas	26.319.690	301.840	
Riacho Fundo	12.947.780	1.240	
Riacho Fundo II	16.002.580		
Samambaia	51.893.580	5.940	
Santa Maria	28.087.150	123.610	
São Sebastião	23.292.860		
SCIA	10.580.070	2.420	2.625.630

SIA	7.693.850	25.280	5.107.890
Sobradinho I	19.848.380	143.280	101.430
Sobradinho II	20.322.920	403.080	
Sudoeste	13.197.390	1.588.660	
Taguatinga	58.594.980	1.169.810	
Varjão	2.296.750		140.800
Vicente Pires	28.930.750	46.540	
Sol Nascente e Pôr do Sol	26.692.070		
Arniqueira	10.748.250	55.520	580
Total Geral	786.578.720	16.247.550	9.715.400

Coleta Convencional

Para saber a quantidade de resíduo PET encaminhada para cada unidade operacional, foi realizada uma estimativa por meio dos dados de composição gravimétrica. Estes foram extraídos do PDGIRS com algumas ressalvas, como o estudo foi realizado em 2018, duas RA que foram criadas em 2019 (Sol Nascente e Arniqueira) não continham dados, nesse caso, optou-se por usar os dados relativos à antiga RA a qual elas pertenciam.

Outros dados tiveram que ser aproximados, já que o serviço de coleta convencional na apresentava circuitos com mais de uma localidade no roteiro de coleta, o PDGIRS agregou os dados de algumas RA. Por exemplo, a coleta do Cruzeiro e do Sudoeste/Octogonal eram em um mesmo circuito de coleta, assim, não teria como separar qual material era referente a cada RA. Nesse caso, os dados foram analisados conjuntamente e os resultados representam o estudo gravimétrico das duas RA. Isso ocorreu para tais grupos de RA:

- Cruzeiro: Cruzeiro e Sudoeste/Octogonal
- Sobradinho: Sobradinho, Sobradinho II e Fercal
- Lago Norte: Lago Norte e Varjão
- Guará: Guará e Sia.

Desse modo, os dados de composição gravimétrica utilizados neste estudo para cada RA foram os apresentados na Tabela C.2. As RA que compartilharam os mesmos dados gravimétricos estão demarcados com a mesma cor.

Tabela C.2: Dados gravimetria PDGIRS.

Região administrativa	Plástico (PDGIRS, P. 445-447)
Águas Claras	13,50%
Arniqueira	13,50%
Asa norte	14,14%
Asa sul	13,21%
Brazlândia	12,01%
Candangolândia	13,52%
Ceilândia	15,52%
Cruzeiro	13,02%
Estrutural	13,87%
Fercal	13,89%
Gama	19,84%
Guará	14,51%
Itapoã	14,10%
Jardim Botânico	12,68%
Lago norte	8,12%
Lago sul	9,10%
Núcleo Bandeirante	15,99%
Paranoá	21,30%
Park Way	13,57%
Planaltina	20,25%
Recanto das Emas	17,84%
Riacho Fundo I	13,93%
Riacho Fundo II	13,35%
S.I.A	14,51%
Samambaia	17,21%
Santa Maria	18,18%
São Sebastião	13,18%
Sobradinho I	13,89%
Sobradinho II	13,89%
Sobradinho I	13,89%
Sol Nascente	15,52%
Sudoeste/Octogonal	13,02%
Taguatinga	12,36%
Vicente Pires	9,82%
Varjão	8,12%

A planilha de venda de materiais recicláveis de cada cooperativa permite saber a quantidade de cada plástico que foi triada por unidade seja IRR, seja UTMB. Como os resíduos da UTMB são provenientes da coleta convencional, foi possível estimar o percentual de PET em relação aos demais plásticos encontrado na coleta convencional. Aplicando esse percentual na quantidade de plástico estimada para cada RA, foi possível obter a quantidade total de PET que passa por cada unidade na coleta convencional.

Coleta Seletiva

Para estimar os dados de entrada nas IRR, foi necessário obter os dados de material seletivo coletado e, da mesma forma que na coleta convencional, aplicar os dados de gravimetria. Entretanto, para esse serviço, há uma grande limitação de dados: não temos a quantidade de resíduos coletados pela seletiva inclusiva, somente as empresas pesam seus materiais e o PDGIRS não apresenta dados de gravimétricos coleta seletiva para todas as RA.

Desse modo, foi necessário fazer algumas considerações. Em relação aos dados gravimétricos, o PDGIRS fornece a gravimetria de tais RA: Taguatinga, Estrutural, Vicente Pires, Ceilândia, Plano Piloto (Asa Sul/Asa Norte), Cruzeiro, Sudoeste/Octogonal, Samambaia, Candangolândia, Brazlândia, Santa Maria e Núcleo Bandeirante, sendo que as cinco últimas RA são atendidas pela coleta seletiva inclusiva. Como não tinham dados de todas as RA, foi calculado a média de percentual de plástico das RA analisadas, mas separando o que é da coletado pela empresa e o que é pela cooperativa, conforme Tabela C.3.

Tabela C.3: Percentual de plástico na coleta seletiva de cada RA.

Material	TOTAL PLÁSTICO	Média plástico
Taguatinga	23%	17,51%
Estrutural	14%	
Vicente Pires	20%	
Águas Claras	14%	
Ceilândia	16%	
Asa Norte	18%	
Cruzeiro	15%	
Sudoeste	12%	
Asa sul	27%	

Samambaia	24,44%	19,47%
Candangolândia	18,44%	
Brazlândia	16,54%	
Santa Maria	25,27%	
Núcleo Bandeirante	12,68%	

Verificou-se que são coletados pela empresa 16.247,55 (t) de resíduos seletivo e foram retirados pelas empresas 9.715,40 (t) de rejeitos, isso quer dizer que há 29,80% do materia coleta pelas empresas é rejeito. Nesse viés, optou-se por reduzir o potencial de PET proveniente da seletiva. É válido mencionar que as áreas atendidas pelas empresas são em sua maioria áreas verticalizadas, as quais, historicamente, apresentam baixa qualidade na coleta seletiva.

Por conseguinte, foi possível encontrar a quantidade de PET que entra nas IRR por meio da coleta das empresas, sabendo a saída total, foi possível estimar a entrada de PET por meio da coleta seletiva inclusiva.