

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MATHEUS TAVARES LACERDA

AValiação DO CICLO DE VIDA COMO FERRAMENTA DE APOIO A DECISÃO
NO DESENVOLVIMENTO DE PRODUTOS: UM ESTUDO COMPARATIVO ENTRE
PLÁSTICOS DE BASE FÓSSIL E VEGETAL

CURITIBA

2022

MATHEUS TAVARES LACERDA

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA COMO FERRAMENTA DE APOIO A DECISÃO
NO DESENVOLVIMENTO DE PRODUTOS: UM ESTUDO COMPARATIVO ENTRE
PLÁSTICOS DE BASE FÓSSIL E VEGETAL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, na Área de Tecnologia e Inovação na Linha de Inovação em Projeto, Produtos e Processos. Aplicados a Engenharia de Produção, Setor de Tecnologia. Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial a obtenção do grau de Mestre em Engenharia de Produção.

Orientador: Prof. Dr. Eng. Marcell Mariano Corrêa Maceno.

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Eng. Michele Rigon Spier.

CURITIBA

2022

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SISTEMA DE BIBLIOTECAS – BIBLIOTECA CIÊNCIA E TECNOLOGIA

Lacerda, Matheus Tavares.

Avaliação do ciclo da vida como ferramenta de apoio a decisão no desenvolvimento de produtos : um estudo comparativo entre plásticos de base fóssil e vegetal. / Matheus Tavares Lacerda. – Curitiba, 2022.

1 recurso on-line : PDF.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção.

Orientador: Prof. Dr. Marcell Mariano Corrêa Maceno.

Coorientadora: Profª. Dra. Michele Rigon Spier.

1. Engenharia de Produção. 2. Polímeros. 3. Plásticos biodegradáveis. 4. Impacto ambiental. I. Maceno, Marcell Mariano Corrêa. II. Spier, Michele Rigon. III. Universidade Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. IV. Título.

Bibliotecário: Nilson Carlos Vieira Júnior CRB-9/1797



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA DE
PRODUÇÃO - 40001016070P1

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ENGENHARIA DE PRODUÇÃO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **MATHEUS TAVARES LACERDA** intitulada: **AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA COMO FERRAMENTA DE APOIO A DECISÃO NO DESENVOLVIMENTO DE PRODUTOS: UM ESTUDO COMPARATIVO ENTRE PLÁSTICOS DE BASE FÓSSIL E VEGETAL**, sob orientação do Prof. Dr. MARCELL MARIANO CORRÊA MACENO, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

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

CURITIBA, 30 de Maio de 2022.

Assinatura Eletrônica

31/05/2022 16:09:25.0

MARCELL MARIANO CORRÊA MACENO

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

13/06/2022 14:29:34.0

CASSIA MARIA LIE UGAYA

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

31/05/2022 15:33:07.0

MARCOS AUGUSTO MENDES MARQUES

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Av. Cel. Francisco Heráclito dos Santos, 210, 3º Andar, Prédio da Administração, Setor Tecnologia - Campus Centro Politécnico - CURITIBA - Paraná - Brasil
CEP 81530-000 - Tel: (41) 3361-3035 - E-mail: ppgep@ufpr.br

Documento assinado eletronicamente de acordo com o disposto na legislação federal Decreto 8539 de 08 de outubro de 2015.

Gerado e autenticado pelo SIGA-UFPR, com a seguinte identificação única: 187879

Para autenticar este documento/assinatura, acesse <https://www.prppg.ufpr.br/siga/visitante/autenticacaoassinaturas.jsp> e insira o código 187879

RESUMO

O uso de sacolas plásticas se tornou bastante usual na sociedade atual, porém, seu uso exacerbado e em alguns casos um descarte incorreto, resultou no aumento do impacto ambiental. Desta forma, fez-se necessária a busca de novos materiais que poderiam ser utilizados em sua fabricação que pudessem reduzir o seu impacto ambiental. Uma alternativa encontrada foi a substituição da matriz petroquímica por uma matriz biológica. Neste pressuposto, para realizar a comparação entre os impactos ambientais potenciais entre esses materiais, utilizou-se três polímeros, dois de matriz petroquímica, polietileno de alta densidade (PEAD) e polietileno de baixa densidade (PEBD) e um de matriz biológica renovável, amido termoplástico (ATP). Para a comparação ambiental utilizou-se o método de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), que compara os processos desde a extração das matérias-primas até o seu descarte final utilizando as metodologias de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida ReCiPe 2016, IMPACT World+ e CML-IA baseline. Após as simulações foi realizada entre as categorias de impacto ambiental potencial de maior influência no Ciclo de Vida das sacolas plásticas a análise de sensibilidade para verificar quanto os resultados entre as metodologias se diferenciavam. Além disso, foi realizada a simulação de Monte Carlo para verificar o intervalo em que há sobreposições dos resultados entre os polímeros. Os resultados obtidos entre os polímeros demonstraram que o ATP possui um maior impacto potencial em todas as categorias de impacto potencial avaliadas. Através da análise de sensibilidade verificou-se uma baixa sensibilidade apenas para a categoria de impacto ambiental potencial aquecimento global e a simulação de Monte Carlo também demonstrou que apenas para a categoria aquecimento global é possível distinguir o polímero de menor e maior impacto ambiental potencial por não haver sobreposição entre os resultados. O pior desempenho associado ao ATP pode ser explicado pela necessidade de uma maior quantidade de massa em sua produção visto que o consumo elétrico no processo de extrusão é inferior ao dos polímeros petroquímicos. Assim, melhorias na formulação e quantidades dos materiais do polímero biológico devem ser realizadas para obter um desempenho ambiental competitivo em relação aos polímeros petroquímicos.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida. ACV. Sacolas plásticas. Polímero biodegradável. Análise de sensibilidade. Simulação de Monte Carlo.

ABSTRACT

Plastic bags have become quite usual in today's society, but their exacerbated use and incorrect disposal have increased environmental impact. Thus, it became necessary to search for new materials that could be used in its manufacture that could reduce its environmental impact. One alternative was the substitution of the petrochemical matrix with a biological matrix. On this assumption, to perform the comparison between the potential environmental impacts of these materials, three polymers were used, two of a petrochemical matrix, high-density polyethylene (HDPE) and low-density polyethylene (LDPE) and one of a renewable biological matrix, thermoplastic starch (TPS). For the environmental comparison, the Life Cycle Assessment (LCA) method was used, which compares the processes from the extraction of raw materials to their final disposal using the ReCiPe 2016 Life Cycle Impact Assessment, IMPACT World+ and CML-IA baseline methodologies. After the simulations, sensitivity analysis was performed among the potential environmental impact categories of most significant influence on the Life Cycle of plastic bags to verify how much the results between the methodologies differed. In addition, a Monte Carlo simulation was performed to verify the range in which results overlap between polymers. The results obtained between the polymers showed that TPS has a higher potential impact in all the potential impact categories evaluated. Through the sensitivity analysis, there was low sensitivity only for the global warming potential environmental impact category, and the Monte Carlo simulation also showed that only for the global warming category is it possible to distinguish the polymer with the lowest and highest potential environmental impact because there is no overlap between the results. The worse performance associated with TPS can be explained by the need for a more significant amount of mass in its production since the electrical consumption in the extrusion process is lower than that of petrochemical polymers. Thus, improvements in the formulation and quantities of the biological polymer materials should be made to obtain a competitive environmental performance compared to petrochemical polymers.

Keywords: Life Cycle Assessment. LCA. Plastic bags. Biodegradable polymer. Sensitivity analysis. Monte Carlo simulation.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - MATERIAIS NA PRODUÇÃO DE SACOLAS PLÁSTICAS	25
FIGURA 2 - EXTRUSORA INDUSTRIAL	27
FIGURA 3 – PROCESSO DE FABRICAÇÃO DE SACOLA	28
FIGURA 4 - ETAPAS DA ACV	30
FIGURA 5 - ESTÁGIOS DO ICV	34
FIGURA 6 - PASSOS BÁSICOS PARA A SIMULAÇÃO DE MONTE CARLO	55
FIGURA 7 - ETAPAS DA PESQUISA	58
FIGURA 8 - FRONTEIRA DO SISTEMA DAS SACOLAS PLÁSTICAS	61
FIGURA 9 - PASSOS PARA A SIMULAÇÃO DE MONTE CARLO	68

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - CORRESPONDÊNCIA DE CADA STRING DE BUSCA	41
TABELA 2 - OCORRÊNCIA DAS CATEGORIAS DE IMPACTO NOS ARTIGOS CORRELATOS	52
TABELA 3 - INVENTÁRIO DO PEAD	62
TABELA 4 - INVENTÁRIO DO PEBD	63
TABELA 5 - INVENTÁRIO DO ATP	63
TABELA 6 - AICV RECIPE 2016 (CARACTERIZAÇÃO)	74
TABELA 7 - AICV IMPACT WORLD+ (CARACTERIZAÇÃO)	75
TABELA 8 - AICV CML-IA BASELINE (CARACTERIZAÇÃO)	76
TABELA 9 – INVENTÁRIO CENÁRIO ALTERNATIVO ATP COM 75% DA MASSA ORIGINAL	90
TABELA 10 - INVENTÁRIO CENÁRIO ALTERNATIVO ATP COM 50% DA MASSA ORIGINAL	91
TABELA 11 - INVENTÁRIO CENÁRIO ALTERNATIVO ATP COM 25% DA MASSA ORIGINAL	91
TABELA 12 - INVENTÁRIO CENÁRIO ALTERNATIVO ATP COM 16,5% DA MASSA ORIGINAL	91
TABELA 13 - FATORES DE CONVERSÃO ENTRE OS MÉTODOS DE AICV	97
TABELA 15 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE ENTRE AS METODOLOGIAS RECIPE 2016 E CML-IA BASELINE PARA OS INDICADORES DE MAIOR INFLUÊNCIA NA ACV	98
TABELA 16 - ANÁLISE DE SENSIBILIDADE ENTRE AS METODOLOGIAS RECIPE 2016 E IMPACT WORLD+ PARA OS INDICADORES DE MAIOR INFLUÊNCIA NA ACV	99
TABELA 17 - VALOR ALEATÓRIO CARACTERIZAÇÃO ENTRE AS METODOLOGIAS PARA A CATEGORIA DE IMPACTO POTENCIAL AQUECIMENTO GLOBAL	104
TABELA 18- VALOR ALEATÓRIO DE CARACTERIZAÇÃO ENTRE AS METODOLOGIAS (ESGOTAMENTO DA CAMADA DE OZÔNIO) ..	107
TABELA 19 - VALOR ALEATÓRIO DE CARACTERIZAÇÃO ENTRE AS METODOLOGIAS (TOXICIDADE HUMANA)	110

TABELA 20 - VALOR ALEATÓRIO DE CARACTERIZAÇÃO ENTRE AS METODOLOGIAS (ECOTOXICIDADE DE ÁGUA DOCE)	113
---	-----

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - MATERIAS BIODEGRADÁVEIS	24
QUADRO 2 - TERMOS E DEFINIÇÕES	25
QUADRO 3 - MATRIZ PEDIGREE	32
QUADRO 4 - PRINCIPAIS MÉTODOS DE AICV	36
QUADRO 5 - PASSOS PARA A REVISÃO SISTEMÁTICA DA LITERATURA	40
QUADRO 6 – PALAVRAS-CHAVE DE BUSCA	41
QUADRO 7 - QUADRO GERAL DE ESTUDOS CORRELATOS	49
QUADRO 8 - ENQUADRAMENTO DA PESQUISA	57
QUADRO 9 - ORIGEM DOS DADOS	62
QUADRO 10 - RESUMO DA ACV	64
QUADRO 11 - PROCESSOS MAIS SIGNIFICATIVOS - ECOTOXICIDADE DE ÁGUA DOCE	79
QUADRO 12 - PROCESSOS MAIS SIGNIFICATIVOS - ECOTOXICIDADE MARINHA	80
QUADRO 13 - PROCESSOS MAIS SIGNIFICATIVOS - TOXICIDADE CANCERÍGENA HUMANA	81
QUADRO 14 - PROCESSOS MAIS SIGNIFICATIVOS - ECOTOXICIDADE DE ÁGUA DOCE, LONGO PRAZO	84
QUADRO 15 - PROCESSOS MAIS SIGNIFICATIVOS - ECOTOXICIDADE MARINHA	86
QUADRO 16 - UNIDADES DAS CATEGORIAS DE IMPACTO AMBIENTAL POTENCIAL ENTRE AS METODOLOGIAS DE AICV	96

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 1- OCORRÊNCIA DOS POLÍMEROS NOS ARTIGOS	51
GRÁFICO 2 - OCORRÊNCIA DAS METODOLOGIAS DE AICV NOS ARTIGOS CORRELATOS	52
GRÁFICO 3 - AICV RECIPE 2016 (CARACTERIZAÇÃO)	71
GRÁFICO 4 – AICV IMPACT WORLD+ (CARACTERIZAÇÃO).....	72
GRÁFICO 5 - AICV CML-IA BASELINE (CARACTERIZAÇÃO).....	73
GRÁFICO 6 - AICV RECIPE 2016 (NORMALIZAÇÃO)	78
GRÁFICO 7 - AICV IMPACT WORLD+ (NORMALIZAÇÃO).....	83
GRÁFICO 8 - AICV CML-IA BASELINE (NORMALIZAÇÃO)	86
GRÁFICO 9 - PONTUAÇÃO NORMALIZAÇÃO - RECIPE 2016	92
GRÁFICO 10 - PONTUAÇÃO NORMALIZAÇÃO – IMPACT WORLD+	93
GRÁFICO 11 - PONTUAÇÃO NORMALIZAÇÃO – CML-IA BASELINE	94
GRÁFICO 12 – IMPACTO POTENCIAL HARMONIZADO AQUECIMENTO GLOBAL (KG CO2 EQ)	101
GRÁFICO 13 - IMPACTO POTENCIAL HARMONIZADO ESGOTAMENTO DA CAMADA DE OZÔNIO (KG CFC-11 EQ).....	101
GRÁFICO 14 – IMPACTO POTENCIAL HARMONIZADO TOXICIDADE HUMANA (KG 1,4-DCB).....	102
GRÁFICO 15 – IMPACTO POTENCIAL HARMONIZADO ECOTOXICIDADE DE ÁGUA DOCE (KG 1,4-DCB).....	103
GRÁFICO 16 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA PEBD (AQUECIMENTO GLOBAL)	104
GRÁFICO 17 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA PEAD (AQUECIMENTO GLOBAL)	105
GRÁFICO 18 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA ATP (AQUECIMENTO GLOBAL)	105
GRÁFICO 19 - HISTOGRAMA DOS POLÍMEROS EM EIXO ÚNICO - AQUECIMENTO GLOBAL.....	106
GRÁFICO 20 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA PEBD (ESGOTAMENTO DA CAMADA DE OZÔNIO)	107
GRÁFICO 21 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA PEAD (ESGOTAMENTO DA CAMADA DE OZÔNIO)	108

GRÁFICO 22 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA ATP (ESGOTAMENTO DA CAMADA DE OZÔNIO)	108
GRÁFICO 23 - HISTOGRAMA DOS POLÍMEROS EM EIXO ÚNICO - ESGOTAMENTO DA CAMADA DE OZÔNIO	109
GRÁFICO 24 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA PEBD (TOXICIDADE HUMANA).....	110
GRÁFICO 25 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA PEAD (TOXICIDADE HUMANA).....	111
GRÁFICO 26 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA ATP (TOXICIDADE HUMANA).....	111
GRÁFICO 27 - HISTOGRAMA DOS POLÍMEROS EM EIXO ÚNICO – TOXICIDADE HUMANA.....	112
GRÁFICO 28 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA PEBD (ECOTOXICIDADE DE ÁGUA DOCE)	113
GRÁFICO 29 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA PEAD (ECOTOXICIDADE DE ÁGUA DOCE)	114
GRÁFICO 30 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA ATP (ECOTOXICIDADE DE ÁGUA DOCE)	114
GRÁFICO 31 – HISTOGRAMA DOS POLÍMEROS EM EIXO ÚNICO – ECOTOXICIDADE DE ÁGUA DOCE.....	115

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	– Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	– Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	– Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida
ATP	– Amido Termoplástico
BEES+	– <i>Building for Environmental and Economic Sustainability</i>
Bio-PE	– Bio-polietileno
Bio-PET	– Bio-Politereftalato de etileno
CED	– <i>Cumulative Energy Demand</i>
CH ₄	– Metano
CLM	– <i>Centre of Environmental Science</i>
cm	– Centímetro
CO ₂	– Dióxido de Carbono
DMC	– <i>Dimethyl Carbonate</i>
EPS	– Environmental Priority Strategies
ESP	– Economic Scarcity Potential
g	– Grama
ICV	– Inventário do Ciclo de Vida
ISO	– <i>International Organization for Standardization</i>
kg	– Quilograma
kWh	– Quilowatt-hora
PA	– Poliamida
PBAT	– Polibutileno Adipato-co-tereftalato
PBS	– Succinato de Polibutileno
PCL	– Policaprolactona
PE	– Polietileno
PEAD	– Polietileno de Alta Densidade
PEAD-APM	– Polietileno de Alta Densidade-Alto Peso Molecular
PEBD	– Polietileno de Baixa Densidade
PELBD	– Polietileno Linear de Baixa Densidade
PET	– Politereftalato de etileno
PEUAPM	– Polietileno de Ultra Alto Peso Molecular
PEUBD	– Polietileno de UltraBaixa Densidade

PGA	– Ácido Poliglicólico
PHA	– Polihidroxialcanoato
PHB	– Polihidroxibutirato
PLA	– Ácido Polilático
PP	– Polipropileno
PS	– Poliestireno
PTT	– Politereftalato de Trimetileno
PVA	– Álcool Polivinílico
PVC	– Policloreto de Vinila
RAICV	– Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
RSD	– Resíduos Sólidos Domiciliares
RSL	– Revisão Sistemática da Literatura
SETAC	– <i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>
TRACI	– <i>Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts</i>
UEL	– Universidade Estadual de Londrina
UFPR	– Universidade Federal do Paraná
UNEP	– <i>United Nations Environment Program</i>
WMO	– <i>World Meteorological Organization</i>
WWF	– <i>World Wildlife Fund</i>

LISTA DE SIMBOLOS

- ® – Registrado
- ™ – *Trade Mark*

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
1.1	OBJETIVOS	20
1.1.1	OBJETIVO GERAL	20
1.1.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	20
1.2	JUSTIFICATIVA	21
1.3	DELIMITAÇÃO	21
1.4	ESTRUTURA DO TRABALHO.....	22
2	REFERENCIAL TEÓRICO.....	23
2.1	FABRICAÇÃO DE SACOLAS PLÁSTICAS.....	23
2.1.1	Principais polímeros utilizados.....	23
2.1.2	Processo de produção de sacolas plásticas	26
2.2	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV).....	28
2.2.1	Definição de objetivo e escopo	30
2.2.2	Definição do Inventário do Ciclo de Vida (ICV).....	33
2.2.3	Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV).....	34
2.2.4	Interpretação do ciclo de vida	35
2.2.5	Metodologias de Avaliação do Inventário do Ciclo de Vida (AICV).....	36
2.2.6	Estado da arte de estudos de ACV de sacolas e filmes plásticos	39
2.2.6.1	Protocolo da Revisão Sistemática da Literatura (RSL)	39
2.2.6.2	Estudos correlatos.....	42
2.3	SIMULAÇÃO DE MONTE CARLO	53
2.3.1	Simulação de Monte Carlo nos estudos de ACV	56
3	MATERIAIS E MÉTODOS	57
3.1	CLASSIFICAÇÃO METODOLÓGICA DA PESQUISA	57
3.2	DESCRIÇÃO DAS ETAPAS DA PESQUISA	58
3.2.1	Seleção dos polímeros utilizados	58
3.2.2	Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)	59
3.2.2.1	Definição de objetivo e escopo	60
3.2.2.2	Análise do inventário do ciclo de vida (ACV)	61
3.2.2.3	Avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV)	64
3.2.3	Harmonização das categorias de impacto ambiental potencial para a análise de sensibilidade	65

3.2.4	Análise de incerteza dos resultados da AICV	67
3.2.5	Análises e comparações dos resultados	69
4	RESULTADOS	70
4.1	RESULTADOS COMPARATIVOS DA CARACTERIZAÇÃO DA AICV DE SACOLAS PLÁSTICAS ENTRE AS METODOLOGIAS	70
4.2	RESULTADOS DA NORMALIZAÇÃO DA AICV DE SACOLAS PLÁSTICAS ENTRE AS METODOLOGIAS	77
4.3	CENÁRIOS ALTERNATIVOS EM RELAÇÃO À MASSA DO ATP	89
4.4	RESULTADOS DA ANÁLISE DE SENSIBILIDADE ENTRE AS CATEGORIAS DE IMPACTO AMBIENTAL POTENCIAL	95
4.4.1	Harmonização entre as categorias de impacto ambiental potencial	95
4.4.2	Análise de sensibilidade entre as categorias de impacto ambiental potencial.....	98
4.5	RESULTADOS DA ANÁLISE DE INCERTEZA DE MONTE CARLO	103
4.5.1	Análise de incerteza para a categoria de impacto potencial aquecimento global.....	104
4.5.2	Análise de incerteza para a categoria de impacto potencial esgotamento da camada de ozônio	106
4.5.3	Análise de incerteza para a categoria de impacto toxicidade humana	109
4.5.4	Análise de incerteza para a categoria de impacto potencial ecotoxicidade de água doce.....	112
4.6	DISCUSSÃO	116
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	118
	REFERÊNCIAS.....	121
	APÊNDICE 1 – DADOS REGIONALIZADOS DO ECOINVENT 3.8 PARA MONTAR O INVENTÁRIO DOS POLÍMEROS.....	133
	APÊNDICE 2 – FATOR DE NORMALIZAÇÃO DOS MÉTODOS RECIPE 2016, CML-IA BASELINE E IMPACT WORLD+	140

1 INTRODUÇÃO

A preocupação da sociedade em relação aos impactos ambientais sobre os bens consumidos, sejam eles produtos ou/e serviços, tem-se demonstrado em crescente ascensão, visto que não se considera apenas o que é consumido, mas toda a cadeia produtiva (LIU et al., 2020).

Desta forma, os consumidores começaram a ter uma maior percepção em relação às embalagens plásticas, pois, elas estão presentes diretamente ou indiretamente em quase tudo o que é consumido e inserido neste segmento das embalagens estão as sacolas plásticas (WEGER; CROSS; CUNLIFFE, 2020).

Segundo a *World Wildlife Fund* (WWF) Brasil (2019) o Brasil é o quarto maior produtor de lixo plástico no mundo, ficando atrás apenas dos Estados Unidos, China e Índia. A demanda nacional de plástico foi estimada em torno de 11,3 milhões de toneladas no ano de 2019 e o consumo anual nacional em aproximadamente 12 bilhões de unidades, representando um consumo individual de cerca de 800 unidades per capita.

As sacolas plásticas tornaram-se um objeto presente na vida de todas as pessoas por conta da sua praticidade, estimativas apontam um consumo anual entre 500 bilhões a 1,5 trilhões de unidades em escala global (CROWLEY, 2020; ECYCLE, 2010).

As sacolas plásticas não são consumidas apenas como um facilitador para o transporte de mercadorias até às nossas residências, após cumprir este primeiro ciclo no auxílio do transporte, elas são normalmente utilizadas para acomodar lixo doméstico para depois serem encaminhados para aterros sanitários (ECYCLE, 2020; NWAFOR; WALKER, 2020).

Desta forma elas acabam não sendo recicladas devido ao elevado custo relacionado a sua limpeza para retirada de resíduos orgânicos e inorgânicos, elevando o valor do processo de reciclagem e tornando-o mais caro que a aquisição de matéria-prima virgem (ECYCLE, 2020; NWAFOR; WALKER, 2020).

Geralmente, as sacolas plásticas são utilizadas uma única vez devido ao seu baixo custo de produção e de aquisição, sendo ofertadas gratuitamente ao final das compras, contribuindo para um incremento na geração de resíduo, elevando o impacto ambiental associado ao material (MACINTOSH et al., 2020).

Desta maneira, o acúmulo desse material em aterros sanitários e até mesmo no meio ambiente, devido ao descarte incorreto, vem se mostrando em níveis cada vez mais elevados ao longo dos anos devido ao seu consumo elevado e também por conta do longo tempo de composição do material petroquímico, tradicionalmente utilizado na fabricação das sacolas plásticas, que apresentam um tempo de decomposição entre 100 a 400 anos (ACCINELLI et al., 2020).

Dessa forma, devido à dificuldade de mudança do estilo de vida da população, ações para diminuir o impacto ambiental causado pelo uso de sacolas plásticas são constantemente buscadas (BALESTRI et al., 2019).

Uma alternativa é a utilização de novos materiais em substituição aos polímeros petroquímicos, como, por exemplo, o uso dos materiais biodegradáveis e renováveis de origem animal e vegetal que possam apresentar ensaios similares de resistência para uso cotidiano (BALESTRI et al., 2019; MENICAGLI; BALESTRI; LARDICCI, 2019).

A diferença entre os materiais biológicos biodegradáveis aos petroquímicos, são além da origem do material, que os materiais biológicos apresentam um curto tempo de vida até a decomposição, variando entre seis meses a dois anos, no entanto, a sua principal vantagem é que ao se decomporem ao fim do seu ciclo de vida se tornam nutrientes para o meio ambiente devido ao ciclo biológico do material (BALESTRI et al., 2019; ZHANG et al., 2020).

Vale ressaltar que a produção das sacolas plásticas, seja pelo uso dos polímeros petroquímicos ou por polímeros renováveis, compartilham do mesmo processo de produção, apenas com algumas diferenças operacionais nos parâmetros dos equipamentos. Resultando em um impacto ambiental distinto entre os polímeros durante o processo de fabricação e ao se analisar toda a cadeia de produção, nota-se que os polímeros petroquímicos apresentam grandes danos ao meio ambiente devido à extração da matéria-prima e a micro fragmentação tóxica ao fim da vida (CIVANCIK-USLU et al., 2019; MORALES-MÉNDEZ; SILVA-RODRÍGUEZ, 2018).

Assim, uma mudança entre uma base petroquímica para uma base renovável teoricamente deveria representar uma redução considerável nos impactos ambientais. Principalmente por serem produzidos a partir de insumos orgânicos, que quando se decompõem na natureza, são reintroduzidas ao ciclo natural e não deixam resíduos tóxicos no meio ambiente (ZAMBRANO-MONSERRATE e RUANO, 2020).

Considerando a contabilização de impactos ambientais potenciais, existem inúmeros métodos que podem ser utilizados, mas segundo os autores Hu e Milner (2020) o método de avaliação de ciclo de vida (ACV) é o mais difundido e aceito globalmente.

De acordo com a ABNT 14040 (2009a) o método ACV consiste em uma avaliação do impacto ambiental potencial do que está ligado ao processo de produção, considerando os insumos desde a extração de matéria-prima até o seu descarte final, mensurando a entrada de insumos e energia, e a saída de resíduos, emissões e produtos. Desta forma, o método consegue realizar uma comparação entre a produção das sacolas plásticas de diferentes polímeros.

Portanto, essa pesquisa tem o intuito de responder a seguinte questão: qual é o impacto ambiental potencial causado por sacolas plásticas produzidas a partir de diferentes polímeros?

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar comparativamente o impacto ambiental potencial de sacolas plásticas produzidas a partir de PEAD (polietileno de alta densidade), PEBD (polietileno de baixa densidade) e ATP (amido termoplástico).

1.1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Avaliar o desempenho ambiental para cada um dos polímeros, por meio da ACV;
2. Comparar a sensibilidade e incerteza dos resultados da Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) para as categorias de impacto ambiental potencial de maior influência no estudo de ACV entre as metodologias selecionadas e para as categorias de impacto potencial ambiental com o maior número de ocorrências nos estudos correlatos;
3. Comparar os resultados da ACV entre os três polímeros para verificar o polímero de maior e o de menor impacto potencial.

1.2 JUSTIFICATIVA

As sacolas plásticas se tornaram um produto presente na vida de todas as pessoas, por conta de sua praticidade e principalmente por serem ofertadas gratuitamente ao final das compras. Entretanto, essas sacolas plásticas não são utilizadas somente para o auxílio no transporte da mercadoria comprada até a residência, mas podem ainda ser utilizadas como recipiente de acondicionamento de Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD) (LIU et al., 2020; MACINTOSH et al., 2020).

Desta forma, ao serem utilizadas para acumular lixo doméstico a reciclagem das sacolas se mostra economicamente inviável devido ao alto custo associado a descontaminação delas. (FERNÁNDEZ-BRAÑA; FEIJOO-COSTA; DIAS-FERREIRA, 2019; ZAMBRANO-MONSERRATE; ALEJANDRA RUANO, 2020).

Um outro ponto que deve ser ressaltado é que o uso da sacola plástica para o acúmulo de lixo doméstico contradiz a recomendação da *United Nations Environment Program* (UNEP) que promove o uso de sacolas plásticas pelo maior número possível de vezes para reduzir o impacto produzido em seu uso (UNEP, 2021). Entretanto, o uso de sacolas plásticas sendo utilizadas como recipiente de acondicionamento de resíduos sólidos domiciliares nas lixeiras é algo cultural no Brasil e desta forma para tentar mitigar o impacto relacionado a esse uso, este trabalho visa apresentar um novo polímero biológico biodegradável como substituto aos polímeros petroquímicos (CÂMARA MUNICIPAL DE SÃO PAULO, 2021).

Assim sendo, a justificativa dessa dissertação é utilizar a Avaliação do Ciclo de Vida para avaliar o impacto ambiental de sacolas plásticas produzidas de diferentes polímeros e comparar os seus resultados para verificar se a sacola produzida a partir do material biológico biodegradável é uma boa alternativa para a mitigação dos impactos ambientais potenciais causados pelo uso das sacolas plásticas em relação aos materiais petroquímicos utilizados.

1.3 DELIMITAÇÃO

A presente dissertação teve como foco o estudo de sacolas plásticas fabricadas com três polímeros distintos, o polietileno de alta densidade (PEAD), o polietileno de baixa densidade (PEBD) e o amido termoplástico (ATP) produzido de amido de milho, copolímero e plasticizante orgânico. O primeiro e o segundo polímeros são os mais

utilizados tradicionalmente no mercado nacional (de origem petroquímica) e o terceiro é um novo polímero de amido termoplástico desenvolvido na Universidade Federal do Paraná (UFPR) em parceria com a Universidade Estadual de Londrina (UEL).

Os impactos ambientais relacionados à parte de impressão (*silk-screen*) e a parte de logística pós-produção da sacola plástica não foram considerados na realização dos estudos de ACV.

1.4 ESTRUTURA DO TRABALHO

Com a finalidade de uma apresentação coerente em relação aos objetivos desse trabalho, ele foi dividido em cinco Capítulos.

No Capítulo presente (Capítulo 1), realizou-se uma contextualização sobre o assunto, os objetivos que traçados para serem alcançados durante o decorrer do trabalho, a justificativa pela qual é pertinente a execução do estudo e as delimitações do estudo.

O Capítulo 2 demonstra o referencial teórico, onde são apresentados os conceitos que sustentam a pesquisa. Iniciando-se com a fabricação das sacolas plásticas, apresentando os principais polímeros utilizados e como se realiza o processo de fabricação, seguido da avaliação do ciclo de vida com o protocolo da Revisão Sistemática da Literatura utilizada para se obter os estudos correlatos e para finalizar a simulação de Monte Carlo.

O Capítulo 3 demonstra como a dissertação foi estruturada, começando pela caracterização da pesquisa e finalizada com a delimitação das etapas metodológicas realizadas para se alcançar os objetivos traçados para este trabalho.

O Capítulo 4 demonstra os resultados e a conclusão relacionados com a aplicação do estudo de ACV das sacolas plásticas dos diferentes polímeros sobre avaliação, a análise de sensibilidade e a análise de incerteza utilizando a simulação de Monte Carlo.

O Capítulo 5 apresenta as considerações finais em relação aos resultados obtidos com os estudos de ACV, análise de sensibilidade e simulação de Monte Carlo.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Este Capítulo tem como objetivo apresentar os principais conceitos para o correto entendimento sobre os assuntos tratados nesta dissertação, desta forma, são apresentados os conceitos sobre os seguintes temas: fabricação de sacolas plásticas, Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) e simulação de Monte Carlo.

2.1 FABRICAÇÃO DE SACOLAS PLÁSTICAS

2.1.1 Principais polímeros utilizados

Desde a sua criação, as sacolas plásticas têm se mostrado um utensílio muito utilizado em nossa sociedade, por conta de seu baixo custo e de sua praticidade, utilizadas das mais distintas formas. No seu uso primário, as sacolas são utilizadas para acomodar as comprar e auxiliarem no transporte. Normalmente possuindo um uso secundário, utilizadas para o acondicionamento de resíduos sólidos domiciliares (AHAMED et al., 2021).

As primeiras sacolas plásticas comerciais foram criadas a partir da sintetização dos derivados do petróleo, que surgiu graças ao processo de polimerização. Apesar disso, nas últimas décadas, foi notado que as sacolas plásticas oriundas desses polímeros eram responsáveis por uma grande parcela do impacto ambiental causados pelos materiais plásticos (QUEIROZ; GARCIA, 2010).

Segundo Alam et al. (2018) e Kimmel (2014) os polímeros usualmente utilizados na produção de sacola plástica são os derivados do petróleo, podendo ser utilizados para a fabricação das sacolas plásticas de uso único ou múltiplos usos. O polímero e a quantidade utilizada para a produção da sacola plástica dependem das especificações que o fabricante deseja alcançar, podendo resultar no uso de um único polímero ou em uma mistura entre eles. Dentre os polímeros utilizados, temos o PEBD, o PEAD, o polietileno linear de baixa densidade (PELBD), o polietileno de ultra alto peso molecular (PEUAPM), o polietileno de ultrabaixa densidade (PEUBD), o polipropileno (PP) e o polivinil (PVC).

Como esses materiais não são biodegradáveis e apresentam um longo tempo de decomposição, eles acabam deixando resquícios químicos no meio ambiente em sua decomposição. Os pesquisadores vêm buscando alternativas para a substituição desses polímeros petroquímicos por polímeros biológicos, que se mostram

promissores por conta de possuírem uma origem renovável e que após o seu ciclo de vida, acabam tornando nutrientes para o meio (FINZI-QUINTÃO; NOVACK; BERNARDES-SILVA, 2016).

Atualmente no mercado é possível encontrar polímeros biodegradáveis formados com a mistura dos mais diversos compostos, que podem ser usados de forma única ou em uma combinação entre eles, os materiais mais utilizados para a elaboração de filme plástico são os demonstrados no QUADRO 1.

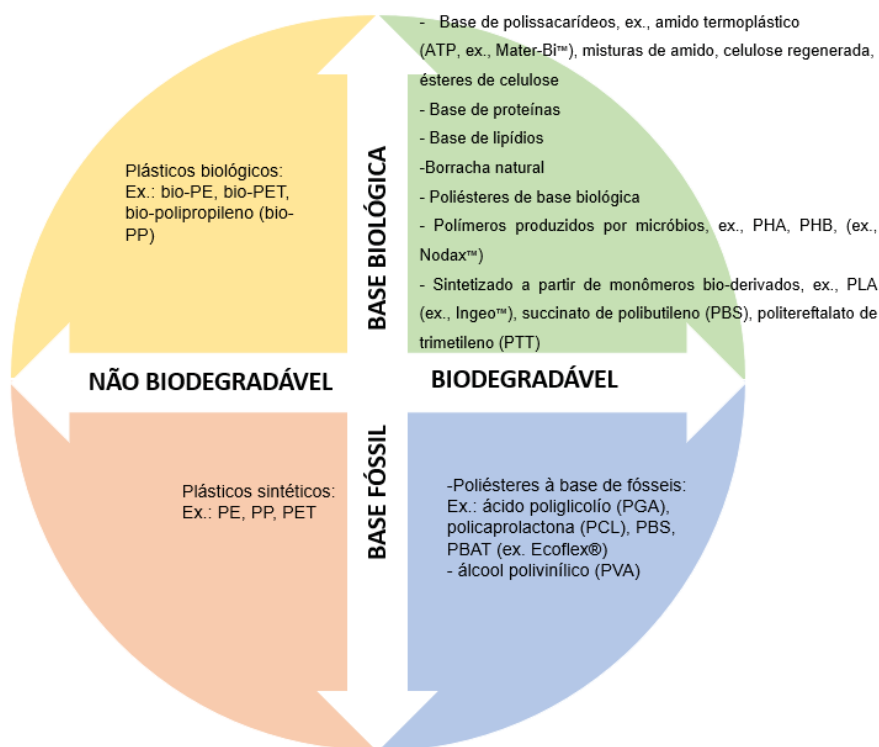
QUADRO 1 - MATERIAS BIODEGRADÁVEIS

Material	Referência
Polihidroxialcanoato (PHA)	(KHOO; TAN; CHNG, 2010)
Bagaço da cana-de-açúcar	(LOH et al., 2013)
Ecoflex® (poliéster PBAT) misturado com amido de mandioca	(OLIVATO et al., 2013)
Ecoflex® (Resina de poli (carbonato de propileno)	(BAHRAMIAN; FATHI; DEGHANI, 2016)
Mater-Bi® obtido a partir de óleos vegetais e amido de milho	(BALESTRI et al., 2017)
Plástico de base biológica (precisa de verificação se a fonte é renovável, pois, em muitas vezes acabam não sendo biodegradáveis)	(COWI A/S; UTRECHT UNIVERSITY, 2018)
Biodegradável Mater-Bi™ (copolímeros de amido e álcool vinílico)	(FERNÁNDEZ-BRAÑA; FEIJOO-COSTA; DIAS-FERREIRA, 2019; MENICAGLI et al., 2019)
Fibra de Babaçu	(FURTADO et al., 2020)
Pó de álcool poli vinílico	(ONG et al., 2020)
Bioplásticos de milho, batata e trigo	(RAZZA et al., 2020)

FONTE: Autor (2022).

Segundo Bátoli et al. (2018) em muitos casos, realiza-se uma mistura entre os polímeros biodegradáveis com os polímeros petroquímicos para se conseguir uma diminuição do tempo de vida das sacolas plásticas até a sua completa decomposição e consequentemente diminuindo os impactos ambientais gerados por diminuem a geração de microplásticos durante seu processo de decomposição já que uma parcela do material é de origem renovável. A FIGURA 1, demonstra os materiais que são usualmente encontrados na produção das sacolas plásticas.

FIGURA 1 - MATERIAIS NA PRODUÇÃO DE SACOLAS PLÁSTICAS



FONTE: Traduzido de Bátoli ET AL. (2018).

Para um melhor entendimento sobre alguns termos utilizados no decorrer desta dissertação o QUADRO 2 descreve sucintamente a definição de alguns deles.

QUADRO 2 - TERMOS E DEFINIÇÕES

(continua)

Termo	Definição
Plástico de base biológica	Uma categoria de plástico derivado de biomassa, como resíduos orgânicos ou culturas cultivadas especificamente para esse fim, que podem ou não ser biodegradáveis.
Bioplástico	Um termo comumente utilizado para descrever plásticos biodegradáveis e plásticos de base biológica.
Biodegradável	Capaz de se biodegradar sob o processo biológico da matéria orgânica, sendo total ou parcialmente convertida em água, dióxido de carbono (CO ₂) / metano (CH ₄), energia e nova biomassa por microrganismos (bactérias e fungos).
Biopolímero	Uma categoria de polímero produzido a partir de fontes naturais.
Oxi-degradável	Contendo um pró-oxidante que induz a degradação em condições favoráveis. A decomposição completa dos polímeros e a biodegradação ainda precisam ser comprovadas, pois, muito dos produtos presentes no mercado, quando se decompõem acabam gerando fragmentos de microplástico (não biodegradável).
Polihidroxialcanoato	É uma categoria de polímero termoplástico biodegradável, produzido através da fermentação de açúcar ou óleos vegetais.

QUADRO 2 - TERMOS E DEFINIÇÕES

(conclusão)

Termo	Definição
Polietileno de alta densidade	Polímero termoplástico, produzido a partir de recursos fósseis ou renováveis. Conhecido por sua força, alta resistência ao impacto e ponto de fusão, comumente utilizado em sacolas. Este material não se degrada em processos de resíduos biológicos, como compostagem aeróbia, digestão anaeróbia ou tratamento mecânico-biológico.
Polietileno de baixa densidade	É um polímero termoplástico produzido a partir de recursos fósseis ou renováveis. É forte, flexível e relativamente transparente, portanto, usado em sacolas ou filmes extensíveis. O material não se degrada em processos de resíduos biológicos, como compostagem aeróbia, digestão anaeróbia ou tratamento mecânico-biológico.
Polipropileno	É um polímero termoplástico frequentemente utilizado em embalagens e rótulos. Possui propriedades semelhantes às do polietileno, mas é mais duro e mais resistente ao calor. O polímero não se degrada em processos de resíduos biológicos, como compostagem aeróbia, digestão anaeróbia ou tratamento mecânico-biológico. Podem ser utilizados para a fabricação de sacolas de tecido ou não, que apresentarão características diferentes, como a resistência.
Polietileno	É um termoplástico rígido, comumente utilizado em embalagens como sacolas plásticas, filmes, garrafas. O polietileno convencional é produzido de matéria-prima de combustível fóssil, enquanto o bio-polietileno é produzido inteiramente a partir de matéria-prima de biomassa.

FONTE: Adaptado do *United Nations Environment Programme* (2020).

Os estudos mais recentes demonstram ser possível obter um menor impacto ambiental em relação ao uso das sacolas plásticas, utilizando sacolas plásticas produzidas para múltiplos usos. Entretanto, esse menor impacto ambiental só é alcançado se realmente elas forem utilizadas várias vezes, pois, quanto maior o número de usos da sacola plástica de múltiplos usos menor é o seu impacto ambiental ao final do ciclo de vida (UNEP, 2020).

2.1.2 Processo de produção de sacolas plásticas

Por volta da metade do século XX, as sacolas plásticas foram introduzidas para realizar o transporte de mercadorias, e rapidamente se tornaram populares entre os consumidores, por conta da sua praticidade e também por ser ofertada gratuitamente no final das compras para se facilitar o transporte (UNEP, 2018).

Devido ao seu custo reduzido e a facilidade para a produção das sacolas plásticas, o seu mercado é bastante concorrido, onde grandes empresas produzem enormes quantidades de sacolas e conseguem ofertar o produto com preço bastante competitivo, dificultando a entrada de pequenos produtores (PARK, 2018).

Geralmente, a estrutura dessas fábricas consiste em um galpão, onde são alocadas as máquinas que realizam o processo de produção e uma parte administrativa. O processo de produção de sacolas plásticas é iniciado com a aquisição da matéria-prima, que varia conforme a sacola, podendo ser um único material (polímero) ou uma combinação entre os diferentes materiais. Depois é realizado a verificação da qualidade do material e em seguida se realiza a estocagem para caso haja algum problema na entrega de matéria-prima, assim a fábrica tem uma reserva para não parar a produção (DESHKAR et al., 2018; SEBRAE-MG, 2006; SINGH; COOPER, 2017).

A matéria-prima (grânulo) é utilizada para encher o funil alimentador do equipamento de extrusão, esses grânulos na extrusora são aquecidos, formando assim um filme plástico com uma abertura interna, em seguida um jato de ar quente auxilia a elevar esse filme plástico formado para a torre de extrusão. Nessa etapa do processo se realiza a determinação do diâmetro do filme plástico, no alto dessa torre há bobinas que realizam o enrolamento desse filme e auxiliam a puxar o material da extrusora. A FIGURA 2 demonstra uma torre de extrusão, em seguida os rolos de filme plástico obtidos pelo processo de extrusão são encaminhados para máquinas que realizam o processo de corte e a solda (DESHKAR et al., 2018; SEBRAE-MG, 2006; SINGH; COOPER, 2017).

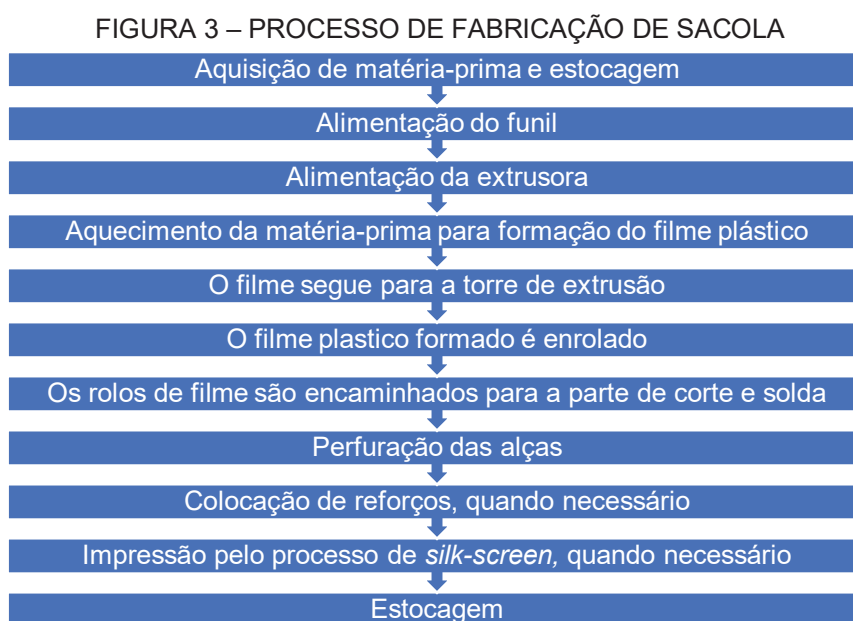
FIGURA 2 - EXTRUSORA INDUSTRIAL



FONTE: Carnevalli (2016).

Na etapa de corte e solda, o filme plástico é cortado na largura e comprimento desejado e em seguida é realizada a soldagem da parte inferior e superior, conforme o tipo da sacola plástica desejada, dependendo do modelo da sacola plástica outras selagens podem ser necessárias. Após essa etapa, realiza-se o processo de perfuração das alças por uma prensagem do filme plástico, o modelo de corte varia conforme a categoria de sacola, o modelo mais popular de corte de sacola plástica é o corte camiseta. Em alguns casos, após esse processo pode haver a necessidade em realizar um reforço plástico ao finalizar o processo de produção na áreas de selagem da sacola (DESHKAR et al., 2018; SEBRAE-MG, 2006; SINGH; COOPER, 2017).

Em algumas sacolas pode-se realizar o processo de *silkscreen*, impressão do logotipo do cliente e outros dados na sacola plástica, depois as sacolas já prontas são embaladas em lotes que seguem para a estocagem (DESHKAR et al., 2018; SEBRAE-MG, 2006; SINGH; COOPER, 2017). A FIGURA 3 descreve as etapas do processo de fabricação.



FONTE: Adaptado de Deshkar et al. (2018), Singh & Cooper (2017) e SEBRAE-MG (2006).

2.2 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)

Devido à crescente conscientização mundial em relação ao uso de sacolas plásticas, algumas características devem ser consideradas para realizar uma

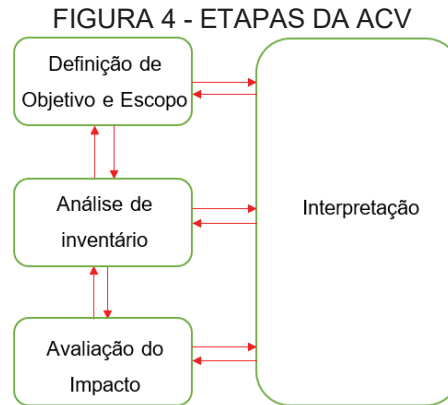
mensuração quanto aos impactos ambientais potenciais que elas produzem (MORALES-MÉNDEZ; SILVA-RODRÍGUEZ, 2018).

Um método capaz de realizar a mensuração do desempenho ambiental é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), utilizada para obter resultados numéricos e demonstrações gráficas do impacto ambiental potencial causado entre os diferentes polímeros presentes na fabricação das sacolas plásticas (AHUJA; SHARMA, 2017).

A ACV surge como método capaz de analisar os impactos ambientais potenciais sobre os mais diversos aspectos, abrangendo os processos de um produto, mostrando-se um dos métodos mais completos e integrados para a mensuração do impacto ambiental potencial. O método é formalmente definido através da ISO 14040 (2006) e ISO 14044 (2006) como um método que consegue avaliar o impacto ambiental potencial em um processo produtivo ou uma atividade, realizando o levantamento do fluxo de entradas e saídas do sistema. Por conta do método ACV ser regida por uma norma internacional ISO (*International Organization for Standardization*), há uma padronização dos valores obtidos sobre os estudos efetuados em qualquer região, gerando assim um meio de comparação quanto aos impactos potenciais obtidos entre os diferentes estudos (CIVANCIK-USLU et al., 2019).

No Brasil, as normas ISO foram incorporadas junto a ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), sobre a seguinte denominação, ABNT 14040 (2009a) e ABNT 14044 (2009b). Detalhando cada uma das etapas que constituem a avaliação de ciclo de vida, desta forma na ACV pode-se considerar os processos que constituem o ciclo de vida de um produto ou serviço, ou apenas uma parte deles.

Para um estudo de ACV são necessárias as seguintes fases: definição de objetivo e escopo, avaliação do inventário do ciclo de vida (ICV), avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV) e interpretação dos resultados, a FIGURA 4 faz uma demonstração das quatro etapas contidas no estudo de ACV (TUROLLA et al., 2020; YI et al., 2017).



FONTE: ABNT (2009a).

2.2.1 Definição de objetivo e escopo

Na primeira fase da ACV, definição de objetivo e escopo, em primeiro lugar é realizado o objetivo, que consiste na determinação da aplicação pretendida para a realização do estudo, os motivos pelo qual o estudo está sendo conduzido, qual o público-alvo e a intenção de publicação ou não dos resultados. Em seguida, na definição do escopo, é delimitado a abrangência, a profundidade e o detalhamento da avaliação para que o objetivo traçado possa ser alcançado, desta forma, é realizado a mensuração das entradas e saídas. Na fase de escopo, quanto maior o número de itens delimitados, melhor será o resultado obtido com a avaliação (ABNT, 2009b).

Segundo Hanun et al. (2019) os elementos primordiais para a fase de definição de objetivo e escopo são: sistema do produto em estudo, função do sistema de produto, unidade funcional, fronteira do sistema, procedimentos de alocação, categorias de impacto potencial e metodologia de avaliação, requisito dos dados, pressupostos, limitações e requisitos iniciais quanto a qualidade dos dados.

Dos itens listados anteriormente, a delimitação da fronteira do sistema é um item do escopo de demonstra a abrangência da avaliação e segundo Jacquemin et al. (2012) podem ser classificadas de 4 formas principais: 1- Do berço ao túmulo: considera o cenário desde a extração da matéria-prima até o seu descarte final; 2- Do berço ao portão: considera o cenário desde a extração da matéria-prima e pode incluir etapas de produção ou operações de serviço e não contabiliza as etapas seguintes; 3- Do portão ao túmulo: considera os processos de produção, distribuição, uso até o seu descarte final, não considerando o impacto na extração de matéria-prima; 4- Do portão

ao portão: considera apenas os processos no qual ocorrem em um lugar específico do ciclo de vida, podendo ser uma indústria ou um local determinado .

Os requisitos quanto a incerteza na qualidade dos dados utilizados no inventário do ciclo de vida, devem ser estipulados no escopo da ACV, cabe que os requisitos de qualidade de dados abranjam: cobertura temporal, cobertura geográfica, cobertura tecnológica, precisão, completeza, representatividade, consistência, reprodutividade, fontes de dados e incerteza da informação (ABNT, 2009b).

Para auxiliar a mensuração dos requisitos de qualidade de dados estipulados, Weidema e Wesnæs (1996) indicaram um modelo de pontuação, a matriz Pedigree. Para sua elaboração na primeira coluna são estipulados os 5 indicadores (confiabilidade, completeza, correlação temporal, correlação geográfica e correlação tecnológica) e na sua primeira linha inclui a escala classificatória dos dados, que varia de 1 (dados de muita qualidade) a 5 (dados de pouca qualidade), o QUADRO 3 demonstra o preenchimento da matriz.

QUADRO 3 - MATRIZ PEDIGREE

Pontuação Indicador	1	2	3	4	5
Confiabilidade	Dados verificados baseados sobre medição.	Dados verificados parcialmente baseados em suposições ou dados não verificados baseados em medições.	Dados não verificados parcialmente baseados em suposições.	Estimativa qualificada (ex. perito industrial).	Estimativa não qualificada.
Completeza	Dados representativos de uma amostra suficiente de todos os locais durante um período adequado para compensar as flutuações normais.	Dados representativos de um menor número de locais, mas por períodos adequados.	Dados representativos de um número adequado de locais, mas de períodos mais curtos.	Dados representativos de menos locais e de períodos mais curtos ou de dados incompletos.	Representatividade de dados desconhecidos ou incompletos de um menor número de locais e/ou de períodos mais curtos.
Correlação temporal	Menos de três anos de diferença para o ano de estudo.	Menos de 6 anos de diferença.	Menos de 10 anos de diferença.	Menos de 15 anos de diferença.	Idade dos dados desconhecida ou mais de 15 anos de diferença.
Correlação geográfica	Dados da área em estudo.	Dados médios de uma área maior em que a área em estudo está incluída.	Dados da área com condições de produção semelhantes.	Dados da área com condições de produção ligeiramente semelhantes.	Dados de área desconhecida ou de área com condições de produção muito diferentes.
Correlação tecnológica	Dados de empresas, processos e materiais em estudo.	Dados de processos e materiais em estudo, mas de diferentes empresas.	Dados de processos e materiais em estudo, mas de tecnologia diferente.	Dados sobre processos ou materiais relacionados, com mesma tecnologia.	Dados sobre processos ou materiais relacionados, mas tecnologia diferente.

FONTE: Traduzido de Weidema e Wesnæs (1996).

Corroborando sobre o uso da matriz Pedigree, Chen e Lee (2021) expõem sobre o seu subjetivismo quanto a avaliação, pois, são considerados os conhecimentos prévios do pesquisador para a ponderação dos critérios.

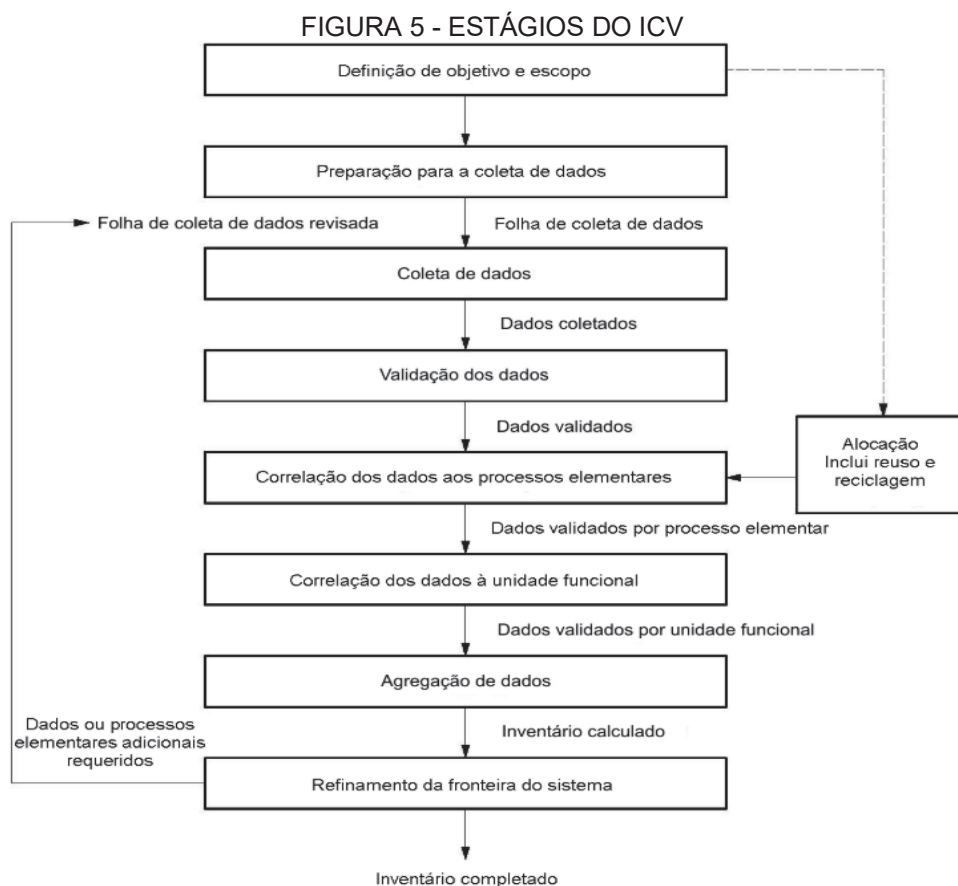
2.2.2 Definição do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

Nessa fase são coletados e processados os dados para quantificar os valores de entrada e de saída no sistema de produção, como essa coleta tem caráter iterativo, enquanto se busca os dados do processo mais se adquire conhecimento sobre ele, necessitando às vezes que o objetivo e o escopo sejam revistos. A classificação quanto a coleta de dados se modifica em função de suas entradas, pois, são buscados e inseridos dados variados como consumo de energia, insumos, resíduos, emissões, entre outros (BIONA et al., 2015).

Quando não é possível realizar a coleta de todos os dados sobre determinado processo ou produto, é possível realizar o uso de banco de dados que contém uma vasta biblioteca sobre produtos e processos, a biblioteca do Ecoinvent é uma das mais utilizadas (FARJANA et al., 2019).

Os dados de um ICV devem ser estruturados para que o sistema seja modelado corretamente, e para isso algumas medidas são necessárias: fluxograma de todos os processos envolvidos, descrição de cada um dos processos envolvidos, lista do fluxo de entrada e saída, identificação das unidades funcionais dos itens de entrada e caso haja necessidade, dispor de formas para documentar qualquer irregularidade dos dados fornecidos previamente (ABNT, 2009b).

A FIGURA 5 demonstra todos os componentes que podem ser utilizados para realizar a avaliação do inventário do ciclo de vida segundo a ABNT 14044 (2009b).



FONTE: ABNT (2009b).

2.2.3 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV)

A terceira fase consiste em avaliar os dados inseridos na fase de inventário de ciclo de vida conforme as categorias de impacto e com a utilização de indicadores específicos, possibilitando a geração de gráficos para a interpretação quanto ao ciclo de vida. Entretanto, a AICV apresenta algumas limitações por não apresentar uma avaliação detalhada quanto as questões ambientais do que está sendo analisado, apenas aquelas definidas no objetivo e escopo (BULLE et al., 2019).

Os resultados apresentados possuem incertezas devido à dimensão espacial e temporal dos dados inseridos no ICV. Não há uma metodologia amplamente aceita pelos pesquisadores e que efetua uma correção precisa entre esses dados, já que cada uma das metodologias disponíveis para a elaboração das avaliações focam em determinados requisitos, como por exemplo, o método IPCC foi elaborado para mensurar as mudanças do clima (SCHUMER et al., 2022). Para realizar a avaliação do impacto potencial do ciclo de vida os elementos obrigatórios segundo a ABNT 14044 (2009b) definidos na fase de objeto e escopo são: categoria de impacto,

indicadores da categoria e modelos de caracterização; Correlação dos resultados de ICV; Resultados calculados dos indicadores.

De acordo com Steubing et al. (2020) alguns *softwares* podem ser utilizados para que os dados do inventário sejam adicionados para ser possível realizar a elaboração das avaliações dos impactos ambientais potenciais por meio de tabelas e gráficos, os softwares mais utilizados para a avaliação são: SimaPro, OpenLCA e Gabi.

Para a realização da avaliação, Bulle et al. (2019) descrevem que existem alguns métodos, que demonstram os resultados em pontos médios (*midpoints*) e/ou pontos finais (*endpoints*) ou que realizam uma combinação entre os esses pontos, os métodos mais utilizados são: CML, ReCiPe 2016 e IMPACT 2002+ (que atualmente se encontra desatualizado e tem como seu substituto o IMPACT World+).

Os indicadores de ponto médio (*midpoint*) centram-se em problemas ambientais únicos, por exemplo, alterações climáticas ou acidificação, já os indicadores de ponto final (*endpoint*) mostram o impacto ambiental potencial em três níveis de agregação mais elevados, efeito na saúde humana, a biodiversidade e a escassez de recursos. A conversão de pontos médios em pontos finais simplifica a interpretação dos resultados da AICV. No entanto, cada etapa de agregação aumenta a incerteza nos resultados (MEIJER, 2021; RIVM, 2018).

Depois da escolha do método a ser utilizado para a realização da avaliação dos impactos ambientais potenciais, é determinado para quais categorias de impacto potencial deseja-se analisar, desta forma, cada um dos métodos anteriores é aconselhado para determinada categoria de impacto potencial por conta das suas diretrizes. De forma geral, segundo Esnouf et al. (2019) as principais categorias de impacto potencial são: acidificação, depleção da camada de ozônio, depleção de recursos abióticos, ecotoxicidade aquática, ecotoxicidade terrestre, eutrofização, formação de compostos foto oxidante, mudanças climáticas e toxicidade humana.

2.2.4 Interpretação do ciclo de vida

Nesta fase, ocorre a interpretação dos dados inseridos no inventário, para ser possível tomar decisões quanto ao impacto potencial gerado. A interpretação é baseada nos dados apresentados de efeitos ambientais potenciais e não apontam os

impactos reais sobre os pontos médios e finais da categoria, excedendo limites, margens de segurança ou riscos (ABNT, 2009a).

2.2.5 Metodologias de Avaliação do Inventário do Ciclo de Vida (AICV)

As primeiras metodologias de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida têm a sua origem antes dos anos 90 e possuem três bases de desenvolvimento: EPS (*Environmental Priority Strategies*) - baseada na modelação de pontos finais; Swiss Ecoscarcity (*Ecopoints*) - baseada no princípio da distância ao alvo; CML 1992 - baseada na modelação de pontos médios (EUROPEAN COMMISSION - JOINT RESEARCH CENTRE, 2010).

Após a elaboração das primeiras metodologias de impacto ambiental potencial foram efetuadas tentativas de simetria entre os métodos para se estabelecer melhores práticas nos modelos de Caracterização, da mesma maneira que havia a necessidade do desenvolvimento de novos métodos com avaliações ambientais potenciais mais profundas. Desta forma, o QUADRO 4 demonstra os principais métodos de AICV em função de suas categorias de impacto potencial divididos por três macrorregiões: europeu – EPS e CLM (*Centre of Environmental Science*), norte-americano – TRACI (*Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts*) e BEES+ (*Building for Environmental and Economic Sustainability*) e global – ReCiPe 2016 e IMPACT World+.

QUADRO 4 - PRINCIPAIS MÉTODOS DE AICV

(continua)

Categoria \ Método	Global		Norte-americano		Europeu	
	ReCiPe 2016	IMPACT World+	TRACI	BEES+	EPS	CML
Acidificação	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Aquecimento global	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Consumo de recursos	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Depleção da camada de ozônio	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Ecotoxicidade	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Eutrofização	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Formação de ozônio	✗	✗	✗	✗	✓	✗
Formação de material particulado	✗	✓	✗	✗	✗	✗
Orgânicos inaláveis	✗	✗	✗	✗	✓	✗
Radiação ionizante	✓	✓	✗	✗	✗	✗

QUADRO 4 - PRINCIPAIS MÉTODOS DE AICV

(conclusão)

Categoria \ Método	Global		Norte-americano		Europeu	
	ReCiPe 2016	IMPACT World+	TRACI	BEES+	EPS	CML
Oxidação fotoquímica (<i>smog</i>)	✓	✓	✓	✓	✗	✓
Toxicidade humana	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Uso do solo	✓	✓	✗	✓	✓	✗
MECANISMO AMBIENTAL						
<i>Midpoint</i>	✓	✓	✓	✓		✓
<i>Endpoint</i>	✓	✓	✗	✗	✓	✗

FONTE: Adaptado de Bulle et al. (2017); European Commission - Joint Research Centre (2010).

Visa destacar que alguns desses métodos de Caracterização possuem categorias de impactos potenciais com um maior detalhamento apresentando diversas variações para uma categoria sobre avaliação, sendo possível uma identificação mais precisa acerca do local do impacto (BULLE et al., 2019; EUROPEAN COMMISSION - JOINT RESEARCH CENTRE, 2010).

Desta forma no quadro demonstrado anteriormente para não ficar com uma repetição das categorias, elas foram agrupadas em um termo geral para a identificação da categoria, cada método apresenta indicadores de categorias que se diferem. Dentre os métodos disponíveis, há uma carência de metodologias que abranjam especificamente outras regiões além da Europa e América do Norte e que não seja um método de aplicação global como o ReCiPe 2016 e o IMPACT World+. Os métodos globais apresentam uma carência na exatidão de suas avaliações quando aplicados na Ásia, América do Sul ou África (BULLE et al., 2019; HUIJBREGTS et al., 2017).

Devido às diferenças apresentadas entre os resultados das metodologias de AICV, Huijbregts (2014) retrata que empresas podem utilizar metodologias que apresentem um resultado mais favorável para uma promoção de determinado indicador, fazendo com que a credibilidade científica das metodologias de AICV fossem ameaçadas.

Por este motivo, esforços entre os pesquisadores para desenvolver uma metodologia em consenso de harmonização de resultados foi necessária para a concepção do método USEtox. Sendo este, o primeiro método criado em consenso entre os pesquisadores, com o intuito de mensurar o impacto potencial da toxicidade na saúde humana e no meio ambiente, desenvolvido em uma parceria da iniciativa

UNEP/SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) (HUIJBREGTS, 2014).

Contudo, para outras categorias de impacto potencial não há um método de AICV desenvolvido a partir de um consenso entre os pesquisadores. Fazendo com que seja necessário a comparação de diferentes métodos, sendo importante ressaltar que nem todos os métodos podem ser comparados entre si, devido à apresentarem indicadores distintos ou uma distinção em relação ao método de abordagem (WEIDEMA, 2014).

Na literatura é possível encontrar artigos que discorram sobre comparações entre as diferentes metodologias de AICV aplicadas para uma determinada categoria, como, por exemplo, o estudo de Lieberei e Gheewala (2017) e o estudo de Weidema (2015).

No estudo de Lieberei e Gheewala (2017), foram comparadas as metodologias CML, ReCiPe, Swiss Ecoscarcy e ESP (*economic scarcity potential*) para avaliar o impacto potencial do uso de recursos minerais, obtendo uma resposta parecida apenas entre as metodologias ReCiPe e Swiss Ecoscarcy. Entretanto, no método ReCiPe faltam indicadores para alguns metais importantes como o gálio, índio e metais de terra rara. O método ESP demonstra eficientemente a curto prazo o consumo de recursos minerais, entretanto, seus fatores de Caracterização têm que ser constantemente atualizados. Desta forma, os autores demonstram que os métodos CML e Swiss Ecoscarcy são os mais robustos, ressaltando que a metodologia CML, mesmo tendo uma robustez em relação ao uso de recursos minerais se encontra obsoleta. Sendo indicada a metodologia Swiss Ecoscarcy como a melhor opção ao se avaliar o uso de recursos minerais.

Já Weidema (2015) compara as metodologias Eco-Indicator 99, Stepwise 2006 e ReCiPe 2008 em relação à importância relativa e absoluta que atribuem diferentes indicadores de impacto potencial de pontos médios efetuando a comparação monetária entre as categorias de saúde humana, aquecimento global e mudança de tecnologia. O autor demonstra que entre os métodos, o método ReCiPe 2008 é o que tem as maiores diferenças entre os resultados, demonstrando a possibilidade de cálculos e suposições questionáveis do método, recomendando que ele seja utilizado cuidadosamente em relação à análise de seus resultados.

Dentre as metodologias de AICV utilizadas nos artigos correlatos demonstrados a seguir, algumas delas já não têm atualizações periódicas: CML 2001 (GUINÉE et al., 2001a, 2001b), Eco-indicator 99 (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2000a, 2000b). O método IMPACT 2002+ é considerado obsoleto e em seu lugar é indicado o uso da metodologia IMPACT World+, sendo uma atualização dos métodos IMPACT 2002+, LUCAS e EDIP (BULLE et al., 2019).

Segundo Ugaya et al. (2019) como não se tem um modelo de AICV específico para o Brasil, os modelos globais foram testados pela RAICV (Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida). Segundo os autores, os testes se concentraram nas categorias de impacto potencial: acidificação, eutrofização, método de contabilidade de recursos, recursos abióticos, escassez hídrica, recursos bióticos e serviços ecossistêmicos.

Em conclusão, os estudos comparativos entre as metodologias de AICV apontam as possíveis inconsistências obtidas entre seus resultados quando se compara uma metodologia de AICV com a outra. Desta forma, um estudo que demonstre as principais categorias de impacto potencial entre os métodos de AICV utilizados na mensuração do impacto das sacolas plásticas se mostra importante. Principalmente para a verificação de possíveis inconsistências dos resultados da Caracterização e Normalização e para o incentivo de trabalhos futuros focados na regionalização na elaboração de inventário para um AICV que tenha uma demonstração mais precisa no Brasil.

2.2.6 Estado da arte de estudos de ACV de sacolas e filmes plásticos

Nesta seção são apresentados os passos seguidos para a realização da Revisão Sistemática da Literatura (RSL) para a obtenção dos artigos correlatos sobre sacolas plásticas e filmes plásticos.

2.2.6.1 Protocolo da Revisão Sistemática da Literatura (RSL)

A pesquisa científica para ser bem desenvolvida é sustentada por uma boa Revisão Sistemática da Literatura (RSL), que tem como característica principal a busca por tópicos que se assemelham com o que há o interesse de ser retratado (SAMPIERI; COLLADO; LUCIO, 2013).

Corroborando com a ideia apresentada, Medeiros et al. (2015) aconselham a realização da RSL e apontam que quando empregada corretamente evita trabalhos duplicados e demonstram as limitações encontradas na literatura, por esse motivo esse procedimento serviu de embasamento teórico para a formulação do presente estudo. O QUADRO 5 demonstra os passos seguidos para a realização da RSL.

QUADRO 5 - PASSOS PARA A REVISÃO SISTEMÁTICA DA LITERATURA

Etapa	Passos
RSL	1. Definir do tema da pesquisa;
	2. Definir as palavras-chave e o operador(es) Booleano(s) para a busca;
	3. Escolher bases de dados bem-conceituadas e de relevância;
	4. Buscar nas bases com as <i>strings</i> que foram definidas no passo 2;
	5. Filtrar a busca do passo 4 por critérios;
	6. Escolher um software para gerenciamento bibliográfico;
	7. Sintetizar a bibliografia;
Resultado	8. Elaborar relatório.

FONTE: Adaptado de Medeiros et al. (2015).

Seguindo os passos demonstrados, o primeiro passo foi a definição do tema de pesquisa, a realização da avaliação do ciclo de vida das sacolas plásticas de diferentes polímeros.

Em seguida, foram definidas as palavras-chave e divididas em dois grupos, esses grupos foram conectados com o auxílio do operador Booleano *AND*. Cada palavra-chave do grupo 1 foi relacionada a todas as palavras-chave do grupo 2 para se obter o maior número possível de ocorrências de trabalhos realizados que apresentassem afinidade com o estudo que está sendo proposto.

As buscas foram delimitadas em duas bases de dados, Scopus e *Web of Science*, pois, se tratam de bases bem conceituadas e que possuem uma vasta biblioteca de artigos (MARTÍN-MARTÍN et al., 2021).

Desta forma, as buscas se concentraram em encontrar a ocorrência de palavras-chave nos seguintes itens: título, palavras-chave e resumo. O QUADRO 6 demonstra os dois grupos de palavras-chave.

QUADRO 6 – PALAVRAS-CHAVE DE BUSCA

Grupo 1	Operador Booleano	Grupo 2
• <i>environmental performance</i> • <i>life cycle assessment</i> • <i>LCA</i> • <i>environmental evaluation</i>	AND	• <i>single-use plastic bag</i> • <i>grocery bags</i> • <i>carrier bags</i> • <i>bioplastic</i> • <i>bio plastic</i> • <i>biobased</i> • <i>bio based</i> • <i>starch plastic</i>

FONTE: Autor (2022).

A combinação entre os dois grupos de palavras-chave resultou em 32 buscas em cada uma das bases de dados, porém, algumas dessas combinações não resultaram em nenhuma correspondência de artigos, a TABELA 1 demonstra apenas as *strings* de busca em que ocorreram correspondência.

TABELA 1 - CORRESPONDÊNCIA DE CADA STRING DE BUSCA

Strings	Scopus	Web of Science
"environmental performance" AND "plastic bags"	4	4
"environmental performance" AND "carrier bags"	2	8
"life cycle assessment" AND "single-use plastic bag"	2	-
"life cycle assessment" AND "grocery bags"	2	2
"life cycle assessment" AND "plastic bags "	27	18
"life cycle assessment" AND "carrier bags"	8	8
"life cycle assessment" AND "bioplastic"	25	42
"life cycle assessment" AND "bio plastic"	1	6
"life cycle assessment" AND "biobased"	51	150
"life cycle assessment" AND "bio based"	147	-
"life cycle assessment" AND "starch"	51	134
"lca" AND "bioplastic"	21	28
"lca" AND "bio plastic"	1	4
"lca" AND "biobased"	37	91
"lca" AND "bio based"	117	0
"lca" AND "starch"	42	88

FONTE: Autor (2022).

Após a condução das buscas, obteve-se 538 artigos na base Scopus e 583 na base *Web of Science*. Por meio do aplicativo de gerenciamento bibliográfico

Mendeley® aplicou-se o primeiro filtro nos artigos obtidos com a eliminação dos itens duplicados, que reduziram de 1121 para 555 artigos.

Para o segundo filtro em relação ao número de artigos realizou-se a leitura do título dos artigos para averiguar se eles tinham afinidade com o estudo proposto nessa dissertação. Após essas delimitações realizou-se a leitura do resumo dos artigos para avaliar se realmente tratava-se de um estudo sobre ACV e quais polímeros eram avaliados (base fóssil, base biológica ou ambas) e se a avaliação era sobre sacola plástica ou filme plástico. Desta forma, foi possível construir a coletânea de estudos correlatos para guiar esta dissertação.

Após a conclusão de todas as etapas, foram selecionados 22 artigos que possuíam correspondência, os quais foram analisados integralmente para identificar os materiais mais estudados, como eram conduzidas as avaliações do ciclo de vida, quais os principais métodos de avaliação de impacto potencial e quais as principais categorias de impacto potencial avaliadas.

2.2.6.2 Estudos correlatos

Utilizando o protocolo de RSL onde se encontrou 22 artigos sobre a avaliação de ciclo de vida de sacolas/filmes plásticos que apresentam similaridade em seus procedimentos com o proposto nesta dissertação. Um breve resumo do material foi realizado e ao final dessa seção, o QUADRO 7 sintetiza as informações demonstradas sobre os artigos correlatos contendo o objetivo, fluxo de referência e autores/ano de publicação.

Ahamed et al. (2021) analisaram e compararam os impactos ambientais potenciais de sacolas plásticas produzidas a partir do PEAD com os de sacolas produzidos de papel, algodão, polímero biodegradável e polipropileno. O estudo utilizou a fronteira de sistema do berço ao túmulo e o fluxo de referência de 1 uso para as sacolas de uso único e 50 usos para sacolas de algodão e de tecido de polipropileno. Utilizou-se o método de avaliação ambiental CML 2001 através do *software* GaBi. O estudo concluiu que no caso de Singapura, onde o estudo foi aplicado, as sacolas que são reutilizadas apresentam o melhor cenário em relação ao impacto ambiental potencial. Também foi demonstrado que ao analisar apenas as sacolas plásticas de uso único, as sacolas de PEAD apresentam o menor impacto

ambiental potencial sendo recomendadas no lugar de sacos de papel e sacolas plásticas de material biodegradável.

Civancik-Uslu et al. (2019) identificaram os impactos ambientais de sacolas plásticas fabricadas com os seguintes materiais: PEAD, PEBD, PP, biodegradável (50% de amido, 50% de policaprolactona) e sacos de papel. Utilizou-se a fronteira do sistema do berço ao portão e se considerou o número de sacolas plásticas utilizadas em um ano de compras como fluxo de referência. Não foi descrita a metodologia de avaliação aplicada no estudo apenas que se utilizou o *software* Gabi para as avaliações. O estudo concluiu que as sacolas plásticas de PEBD de múltiplos usos apresentam o menor impacto potencial quando utilizadas ao menos 10 vezes. As sacolas de PP e de papel foram as que apresentaram os piores impactos ambientais, o estudo também apontou que o uso de sacolas plásticas de PEAD e biodegradável para o acondicionamento de resíduos sólidos domiciliares é um fator que contribui para uma redução de seu impacto ambiental devido à sobrevida do material.

Hanun et al. (2019) verificaram os impactos ambientais potenciais do conteúdo químico de sacolas plásticas produzidas utilizando PEAD, PEBD e polietileno (PE). O estudo adotou a fronteira do sistema do berço ao túmulo e utilizando como fluxo de referência o uso único de cada sacola plástica. O método de avaliação não foi descrito, apenas informou o uso do *software* OpenLCA para realização das avaliações. O estudo concluiu que as sacolas plásticas apresentam praticamente o mesmo impacto ambiental potencial quando se é analisado somente o seu conteúdo químico.

Fernández-Braña et al. (2019) analisaram o impacto ambiental potencial causado pela coleta municipal de lixo em um determinado bairro em Portugal. O estudo utilizou como fronteira do sistema do portão (residência) ao túmulo, englobando os seguintes aspectos: sacolas plásticas para armazenamento e transporte de resíduos, caixas de lixo utilizados para armazenar o lixo doméstico, contêineres de rua, recolhimento e transporte por caminhão de coleta dos resíduos sólidos urbanos. O fluxo de referência foi a quantidade total de lixo anual coletado no bairro sob estudo utilizando o método de avaliação ReCiPe através do *software* SimaPro. O estudo concluiu que o maior impacto ambiental potencial na coleta municipal de lixo doméstico está relacionado com o uso das sacolas plásticas de PEAD para o acondicionamento de resíduos sólidos domiciliares. Devido ao impacto potencial causado em sua decomposição nos aterros sanitários, devido à sua

fragmentação química em microplásticos e apresentam como alternativa para uma redução desse impacto ambiental potencial o uso dessas sacolas de PEAD como matéria-prima para a produção de sacola de PEAD reciclada.

Bussa et al. (2019) analisaram artigos publicados que avaliaram o potencial da utilização de microalgas provenientes da produção de lipopeptídeos como matéria-prima para a produção de ácido polilático (PLA). A maioria dos estudos utilizou a fronteira do sistema do berço ao túmulo e um quilo de biomassa foi o fluxo de referência. Por se tratar de um copilado de estudos, foram utilizados os métodos CML, ReCiPe, IMPACT 2002+, TRACI e CEENE e os *softwares* utilizados foram SimaPro, GaBi e Umberto. O estudo concluiu que as microalgas demonstram um elevado potencial de melhoria em relação à utilização do solo, bem como de ecotoxicidade terrestre e certo potencial para diminuir a eutrofização, toxicidade humana, formação de oxidantes fotoquímicos e potencial de acidificação. Entretanto, as microalgas podem piorar o desempenho do PLA no aquecimento global, esgotamento da camada de ozônio, ecotoxicidade marinha, uso de energia e no esgotamento dos combustíveis minerais e fósseis.

Morales-Méndez e Silva-Rodríguez (2018) compararam os impactos potenciais causados na camada de ozônio pelo uso de sacolas plásticas produzidas a partir de PEAD, PEBD e PELBD. O estudo adotou a fronteira do sistema do portão ao portão e como fluxo de referência o processo de fabricação de sacolas plásticas de 35,56 centímetros (cm). Utilizou-se o método de avaliação EDIP 2007 através do *software* SimaPro. O estudo concluiu que a etapa do processo de produção de sacolas plásticas que tem o maior impacto ambiental potencial é o processo de extrusão, devido à energia utilizada e em relação ao impacto da matéria-prima, os polímeros PEBD e PELDB são os que possuem o maior impacto ambiental potencial.

Volpe et al. (2018) analisaram e compararam os impactos ambientais potenciais de filmes plásticos PLA/ATP produzidos com a plastificação do amido de milho em diferentes proporções de amido e glicerol. O estudo utilizou a fronteira do sistema do berço ao túmulo e o fluxo de referência de 10 gramas (g) de amido. O método de avaliação ambiental foi o ReCiPe 2008 no *software* SimaPro. O estudo concluiu que a plastificação do amido com uma substituição de parte do glicerol por óleo de girassol melhora significativamente o impacto ambiental potencial.

Ahuja e Sharma (2017) compararam os impactos ambientais potenciais de sacolas plásticas produzidas com PEAD e PEBD. O estudo estabeleceu a fronteira do sistema do berço ao túmulo e o fluxo de referência a produção de 500 sacolas plásticas de cada material. A metodologia de impacto não foi descrita, apenas informou o uso do *software* SimaPro para a realização da avaliação ambiental. O estudo concluiu que o impacto ambiental potencial causado pelo PEBD é 14 vezes menor do que o produzido PEAD quando comparado o dano causado a saúde humana.

Broeren et al. (2017) analisaram os impactos ambientais potenciais na produção de seis categorias de plásticos que usam como base uma mistura de amido com poliéster fabricados a partir de matéria-prima virgem e recuperada e a comparou com os plásticos petroquímicos. Utilizou-se a fronteira do sistema do berço ao portão e o fluxo de referência de 1 quilograma (kg) de grânulos de plástico de amido. O método de avaliação utilizado foi o IPCC através *software* SimaPro. O estudo concluiu que os plásticos de amido têm um menor impacto ambiental potencial do que os petroquímicos e entre os plásticos produzidos de amido, os que são elaborados com amido recuperado são os que possuem um menor impacto ambiental potencial.

De Léis et al. (2017) analisaram o impacto ambiental potencial e energético na produção de filme plástico produzido por amido de mandioca. O estudo utilizou a fronteira do sistema do berço ao portão e o fluxo de referência a fabricação de 1 kg de filme plástico. Utilizou-se a metodologia de impacto *Cumulative Energy Demand* (CED) através do *software* SimaPro. O estudo concluiu que os impactos potenciais mais significativos estão no processo de produção da mandioca e no consumo energético durante a produção do filme plástico, que podem ser reduzidos com o uso de fontes de energia renováveis para a alimentação do processo produtivo.

Righi et al. (2017) compararam o desempenho ambiental na fabricação de filme plástico baseado na extração de polihidroxibutirato (PHB) com *dimethyl carbonate* (DMC) de células microbianas. Na avaliação utilizou-se a fronteira do portão ao portão e o fluxo de referência de 1 kg de PHB. O método de avaliação não foi descrito apenas que se utilizou o *software* Gabi. O estudo conclui que o desempenho ambiental do DMC é melhor que os dos processos em que utilizam hidrocarbonetos halogenados na extração do PHB.

Saibuatrong et al. (2017) analisaram o impacto ambiental potencial de sacos plásticos de lixo fabricados com PE, bio-polietileno (bio-PE) e Polibutileno adipato-co-tereftalato (PBAT)/amido em dois cenários, o primeiro utiliza a fronteira do sistema do berço ao portão e o segundo utilizando a fronteira do sistema do berço ao túmulo. Os dois cenários utilizaram o fluxo de referência de 1 saco de lixo para cada material e utilizou o método de avaliação Eco-indicator 99 através do *software* SimaPro. O estudo concluiu que para o primeiro cenário a absorção de dióxido de carbono (CO₂) durante o processo de fotossíntese ajuda na redução dos impactos ambientais potenciais para o bio-PE e PBAT/amido. No segundo cenário a incineração do bio-PE com recuperação de energia é o que apresenta melhor alternativa para o polímero por trazer benefícios ambientais enquanto para o PBAT/amido a melhor alternativa é a compostagem porque através dela é possível diminuir o seu impacto ambiental potencial.

Biona et al. (2016) identificaram os impactos ambientais potenciais na produção de sacolas plásticas (sem especificar o polímero) e sacos de papel utilizando a fronteira do sistema do berço ao túmulo. O fluxo de referência de 1 kg de material foi utilizado e o método de avaliação ambiental foi o EDIP 97, não informando o *software* utilizado. O estudo concluiu que os impactos potenciais das sacolas plásticas são menores que dos sacos de papel.

Benetto et al. (2015) verificaram a contribuição do uso de plasma para a redução de impacto ambiental potencial do filme plástico em três cenários. O primeiro avaliou impacto do uso de PLA reciclado em filmes multicamadas, o segundo identificou oportunidades de melhoria para os filmes e o terceiro comparou se os filmes plásticos produzidos de PLA e ATP tem menor impacto potencial que de PLA puro, politereftalato de etileno (PET) e PP. Utilizou-se a fronteira do sistema do berço ao túmulo e o fluxo de referência de uma lâmina de 5 cm de altura x 12,5 cm de comprimento x 8 cm de largura de filme plástico para embalagem. Os métodos de avaliação foram IMPACT 2002+ e ReCiPe 2016 através do *software* SimaPro. O estudo concluiu que o uso do plasma na produção do plástico multicamada tem uma redução significativa dos impactos ambientais potenciais, porém, eles não são suficientes para melhorar o impacto potencial global no uso de plásticos multicamadas.

Tsiropoulos et al. (2015) analisaram os impactos ambientais potenciais do bio-PE e bio-politereftalato de etileno (bio-PET) produzidos a partir da cana-de-açúcar e os comparou com as versões fabricadas de base fóssil/petroquímica. O estudo utilizou a fronteira do sistema do berço ao portão e o fluxo de referência de 1 kg de material. O método de avaliação IPCC 2007 foi utilizado através do *software* SimaPro. O estudo concluiu que em relação à emissão de gases do efeito estufa os materiais biológicos apresentam um melhor cenário, mas, por outro lado, podem aumentar outros impactos potenciais por conta do uso de fertilizantes no cultivo da matéria-prima.

Siracusa et al. (2014) analisaram os impactos ambientais potenciais dos sacos plásticos para embalar alimentos produzidos com uma camada de PEBD e a outra de poliamida (PA). O estudo delimitou a fronteira do sistema do berço ao portão e o fluxo de referência de 1 metro quadrado de filme plástico. O método de avaliação ambiental foi o IMPACT 2002+ utilizando o *software* SimaPro. O estudo concluiu que o maior impacto ambiental potencial está relacionado a produção de poliamida e de polietileno devido ao alto consumo energético, mas o estudo demonstrou que se forem utilizados sacos plásticos com uma espessura inferior de camada haveria uma redução de 25% no impacto e se fossem utilizados grânulos reciclados de PA ao invés de matéria-prima virgem, haveria uma redução extra de 15% em relação ao impacto potencial original.

Hottle et al. (2013) realizam uma revisão sobre avaliações de ciclo de vida de diferentes polímeros, demonstrando os impactos dos seguintes polímeros: PLA, ATP, PEAD, PEBD, PET, PP e poliestireno (PS). Utilizou-se a fronteira do sistema do berço ao portão e o fluxo de referência de 1 kg de grânulos para os polímeros de base fóssil e PLA 1 kg de amido processado para o ATP. O método de avaliação ambiental não foi descrito, somente que se utilizou o *software* SimaPro. O estudo concluiu que a diferença do impacto ambiental potencial entre a base fóssil e a base biológica dependem de muito fatores, já que a matriz biológica ganha da matriz fóssil quando consideramos a degradação do material e seus impactos. Não obstante, mais estudos devem ser feitos para comprovar os benefícios da matriz biológica visto que ela não é tão difundida e apresenta um maior valor associada à sua produção.

Kendall (2012) realizou uma avaliação ambiental e de consumo energético na produção de PHB fabricado a partir de material orgânico recolhido que iria para aterros sanitários e os comparou com a produção de PHB realizada com matéria-prima

agrícola virgem. A fronteira do sistema do estudo foi do berço ao portão e o fluxo de referência de 1 kg de material seco. O método de avaliação utilizado foi o IPCC no *software* GaBi. O estudo concluiu que a produção de PHB com matéria-prima recolhida causa um impacto ambiental potencial menor do que a produzida com matéria-prima virgem, por reduzir a geração de gás carbônico e metano produzidos com a degradação do material orgânico no aterro sanitário.

Khoo et al. (2010) compararam os impactos ambientais potenciais de sacolas plásticas de polihidroxialcanoato (PHA) e PP utilizando a fronteira do sistema do berço ao portão. O fluxo de referência de 1 sacola plástica de cada material e o método de avaliação ambiental EDIP 2003, entretanto o *software* não foi informado. O estudo concluiu que o impacto potencial na produção das sacolas plásticas de PHA são maiores que os de PP devido ao consumo energético 69% maior em sua produção. Contudo, se forem utilizadas fontes limpas e renováveis de energia em sua produção, as sacolas plásticas de PHA são 80% menos nocivas ao meio ambiente do que as sacolas de PP.

Queiroz e Garcia (2010) analisaram as sacolas plásticas produzidas a partir de PEBD, PEAD, PELBD e polietileno de alta densidade - alto peso molecular (PEAD-APM) visando identificar a influência da taxa de reciclagem no impacto ambiental potencial. O estudo utilizou a fronteira do sistema do berço ao túmulo e o fluxo de referência de 1000 kg de sacolas plásticas. O método de avaliação ambiental não foi descrito, mas as avaliações foram realizadas pelo *software* PEMS. O estudo concluiu que os indicadores de consumo e emissão diminuem proporcionalmente com o uso de material reciclado, pois, é na produção do material onde se concentra os maiores impactos potenciais na avaliação do ciclo de vida. Entretanto, se a produção do polímero não for considerada ao realizar o estudo de ACV, o uso de material reciclado não tem tanto impacto potencial.

Mbohwa e Manjera (2007) analisam os impactos potenciais na produção de PEAD fabricado com uma mistura de material virgem e reciclado utilizando a fronteira do sistema do berço ao túmulo. O fluxo de referência foi de uma sacola plástica e o método de avaliação utilizado não foi informado, somente foi informado a utilização do *software* Gabi para gerar o resultado das avaliações. O estudo concluiu que o processo de reciclagem é onde há o maior impacto ambiental potencial, pois, nele há

o uso de muita água para limpeza do material contaminado para entrar no processo de reciclagem.

Harding et al. (2007) compararam os impactos ambientais potenciais do PHB com o PP, PEAD e PEBD utilizando a fronteira do sistema do berço ao portão. O fluxo de referência foi de 1000 kg de cada material e o método de avaliação foi o CML utilizando o *software* SimaPro. O estudo concluiu que a produção PHB causa um menor impacto potencial se for comparada toda cadeia produtiva com os demais materiais e que entre PE e PP, os filmes plásticos de PE apresentam um impacto ambiental potencial menor ou equivalente ao PP em qualquer aspecto ambiental.

QUADRO 7 - QUADRO GERAL DE ESTUDOS CORRELATOS

(continua)

Objetivo	Fluxo de referência	Autor(es)/ano
Analisar os impactos ambientais potenciais de sacolas plásticas produzidas a partir de PEAD e os comparou com os impactos potenciais das sacolas produzidas de papel, algodão, polímero biodegradável e polipropileno.	1 uso para as sacolas plásticas de uso único e 50 usos para as algodão e de tecido de polipropileno	(AHAMED et al., 2021)
Identificar os impactos ambientais potenciais de sacolas plásticas fabricadas com os seguintes materiais: PEAD, PEBD, PP e biodegradável (50% de amido, 50% de policaprolactona)	Sacolas plásticas utilizadas em um ano de compras	(CIVANCIK-USLU et al., 2019)
Verificar os impactos ambientais potenciais do conteúdo químico de sacolas plásticas produzidas utilizando PEAD, PEBD e PE.	O uso único de cada sacola plástica	(HANUN et al., 2019)
Analisar o impacto ambiental potencial causado pela coleta municipal de lixo municipal, tendo como foco o impacto das sacolas plásticas de PEAD.	O total de lixo anual coletada em determinado bairro	(FERNÁNDEZ-BRAÑA; FEIJOO-COSTA; DIAS-FERREIRA, 2019)
Analisar artigos publicados que avaliam o potencial da utilização de resíduos de microalgas provenientes da produção de lipopeptídeos como matéria-prima para a produção de PLA.	1 quilo de biomassa	(BUSSA et al., 2019)
Comparar o impacto potencial causado na camada de ozônio pelo uso de sacolas plásticas produzidas de PEAD, PEBD e PELBD.	Fabricação sacolas plásticas de 14 polegadas	(MORALES-MÉNDEZ; SILVA-RODRÍGUEZ, 2018)
Analisar e comparar os impactos ambientais potenciais de filmes plásticos PLA/ATP produzidos com a plastificação do amido de milho em diferentes proporções de amido e glicerol.	10 g de amido	(VOLPE et al., 2018)
Comparar os impactos ambientais potenciais de sacolas plásticas produzidas com PEAD e PEBD.	Lâmina de 5 cm de altura x 12,5 cm de comprimento x 8 cm de largura de filme plástico para embalagem	(AHUJA; SHARMA, 2017)

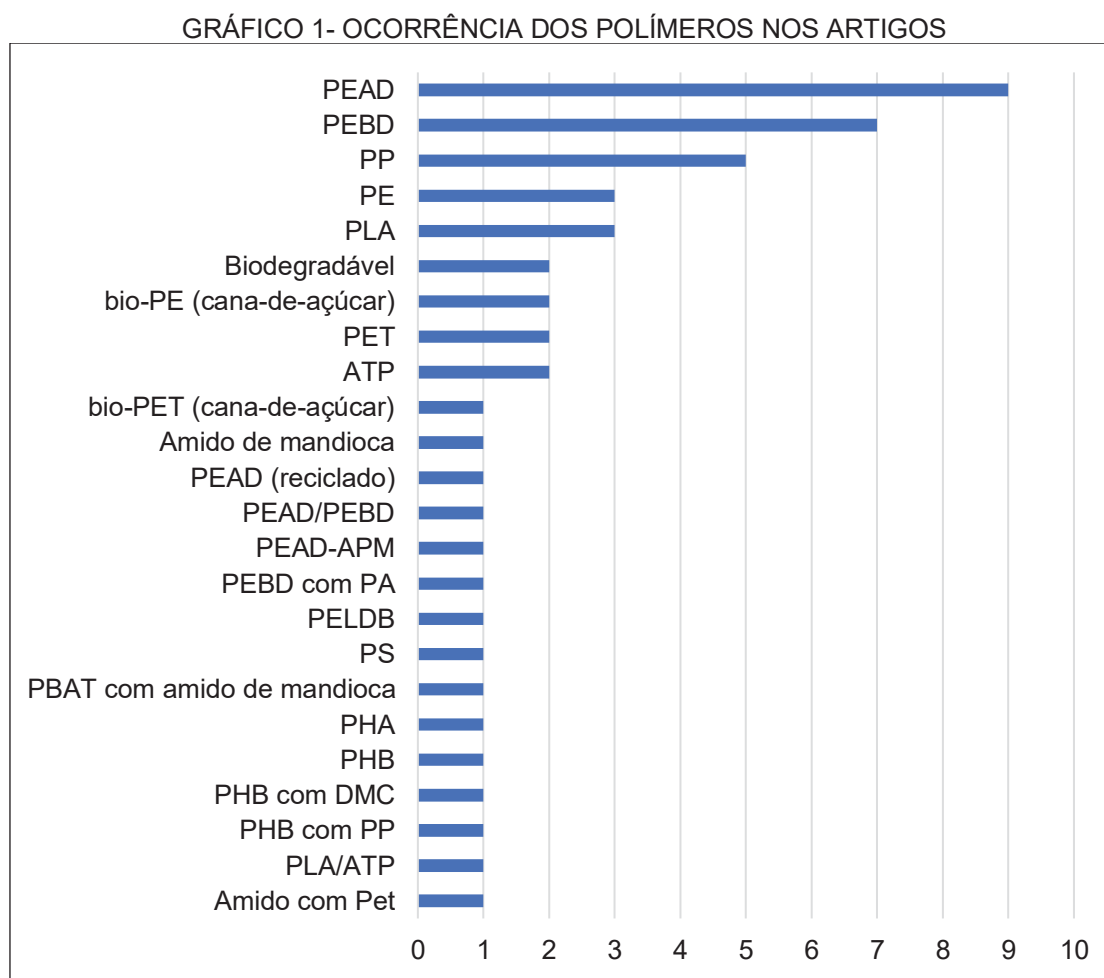
QUADRO 3 - QUADRO GERAL DE ESTUDOS CORRELATOS

(conclusão)

Objetivo	Fluxo de referência	Autor(es)/ano
Analisar os impactos ambientais potenciais na produção de seis tipos de plásticos que usam como base uma mistura de amido com poliéster fabricados a partir de matéria-prima virgem e recuperada e comparar seus impactos com os plásticos petroquímicos.	1 kg de grânulos de plástico de amido	(BROEREN et al., 2017)
Analisar o impacto ambiental potencial e energético na produção de filme plástico produzido através de amido de mandioca.	1 kg de filme plástico	(DE LÉIS et al., 2017)
Comparar o desempenho ambiental na fabricação de filme plástico baseado na extração de PHB com DMC de células microbianas.	1 kg de PHB	(RIGHI et al., 2017)
Analisar o impacto ambiental potencial de sacos plásticos de lixo fabricados com PE, bio-PE e PBAT/amido em dois cenários.	1 saco de lixo de cada um dos materiais	(SAIBUATRONG; CHEROENNET; SUWANMANEE, 2017)
Identificar os impactos ambientais potenciais na produção de sacolas plásticas e sacos de papel.	1 kg de material	(BIONA et al., 2016)
Verificaram a contribuição do uso de plasma para a redução do impacto ambiental potencial em três cenários.	Uma lâmina de 500 ml de filme para embalagem	(BENETTO et al., 2015)
Analisar os impactos ambientais potenciais do bio-PE e bio-PET produzidos a partir da cana de açúcar e comparar com as versões fabricas de base petroquímica.	1 kg de material	(TSIROPOULOS et al., 2015)
Analisar os impactos ambientais potenciais dos sacos plásticos para embalar alimentos produzidos com PEBD e PA.	1 m ² de filme plástico	(SIRACUSA et al., 2014)
Realizar uma revisão de avaliações do ciclo de vida de diferentes polímeros, demonstrando os impactos potenciais dos seguintes polímeros: PLA, ATP, PEAD, PEBD, PET, PP e PS.	1 kg de material	(HOTTLE; BILEC; LANDIS, 2013)
Realizar uma avaliação ambiental e de consumo energético na produção de PHB fabricado a partir de material orgânico recolhido que iria para aterros sanitários e comparar com a produção de PHB realizada com matéria-prima agrícola virgem.	1 kg de material	(KENDALL, 2012)
Comparar os impactos ambientais potenciais de sacolas plásticas de PHA e PP.	1 sacola plástica de cada material	(KHOO; TAN; CHNG, 2010)
Analisar as sacolas plásticas produzidas a partir de PEBD, PEAD, PELBD e PEAD-APM, para identificar a influência da taxa de reciclagem.	1000 kg de sacolas plásticas	(QUEIROZ; GARCIA, 2010)
Analisar os impactos potenciais na produção de PEAD fabricado a partir uma mistura de matéria-prima virgem e reciclada.	1 sacola plástica	(MBOHWA; MANJERA, 2007)
Comparar os impactos ambientais potenciais do PHB com o PP, PEAD e PEBD.	1000 kg de cada material	(HARDING et al., 2007)

FONTE: Autor (2022).

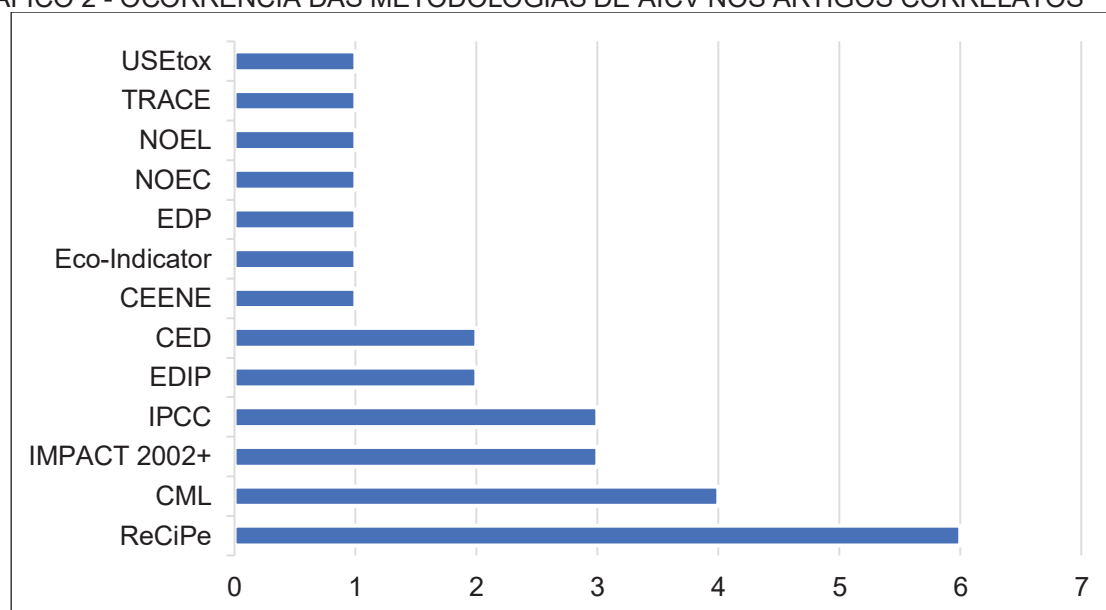
Desta forma, após a avaliação dos artigos apresentados, foi possível evidenciar quais são os polímeros com maior ocorrência de estudos de ACV. O GRÁFICO 1 demonstra a ocorrência dos polímeros avaliados nos artigos, atestando que o material que possui o maior número de estudos de ACV é o PEAD seguido do PEBD.



FONTE: Autor (2022).

Nos estudos correlatos apresentados foram utilizadas 13 metodologias de AICV e em alguns artigos foram utilizados mais de uma metodologia em função das categorias a serem avaliadas. O GRÁFICO 2 demonstra a ocorrência dessas metodologias e a partir dessas metodologias foram avaliados os impactos ambientais de 46 categorias, conforme demonstrada na TABELA 2.

GRÁFICO 2 - OCORRÊNCIA DAS METODOLOGIAS DE AICV NOS ARTIGOS CORRELATOS



FONTE: Autor (2022).

TABELA 2 - OCORRÊNCIA DAS CATEGORIAS DE IMPACTO NOS ARTIGOS CORRELATOS
(continua)

CATEGORIA DE IMPACTO	OCORRÊNCIA
Aquecimento global	19
Uso de terra	9
Esgotamento da camada de ozônio	8
Toxicidade humana	8
Acidificação	7
Ecotoxicidade de água doce	6
Ecotoxicidade terrestre	6
Ecotoxicidade marinha	5
Esgotamento de água	5
Esgotamento fóssil	5
Eutrofização de água doce	5
Formação de oxidantes fotoquímicos	5
Acidificação terrestre	4
Acidificação/eutrofização	4
Ecotoxicidade	4
Esgotamento dos recursos abióticos	4
Eutrofização	4
Formação de matéria particulada	4
Formação fotoquímica de ozônio	4
Demanda de energia	3
Qualidade do ecossistema	3

TABELA 2 - OCORRÊNCIA DAS CATEGORIAS DE IMPACTO NOS ARTIGOS CORRELATOS
(conclusão)

CATEGORIA DE IMPACTO	OCORRÊNCIA
Radiação ionizante	3
Saúde humana	3
Toxicidade cancerígena humana	3
Demanda de energia não-renovável	2
Esgotamento de metais	2
Esgotamento de recursos	2
Toxicidade não-cancerígena humana	2
Transformação natural da terra	2
Uso de recursos	2
Acidificação de água doce	1
Armazenamento de carbono	1
Consumo de recursos naturais	1
Consumo primário de energia	1
Demanda de energia renovável	1
Esgotamento dos recursos nucleares	1
Formação de fumaça fotoquímica	1
Inorgânicos respiratórios	1
Nitrificação/eutrofização	1
Orgânicos respiratórios	1
Oxidação fotoquímica	1
Recursos não-renováveis	1
Recursos renováveis	1
Uso de terra urbana	1
Utilização de aterro sanitário	1

FONTE: Autor (2022).

Após a avaliação dos artigos correlatos foi evidenciada a necessidade de estudos que apresentem novos polímeros biológicos biodegradáveis para verificar se elas são uma alternativa competitiva ao uso dos polímeros petroquímicos em relação ao impacto potencial do material.

2.3 SIMULAÇÃO DE MONTE CARLO

No campo da pesquisa operacional existem as simulações que visam representar um processo específico ou até mesmo toda a abrangência de um sistema real. Para isso utilizam parâmetros estabelecidos para simular a operação por um

tempo pré-estabelecido para um melhor entendimento de seu impacto e de seu funcionamento (HEIJUNGS; HUIJBREGTS, 2004; ZHAO et al., 2022).

A simulação pode ser realizada para duas categorias de variáveis, as variáveis discretas e as contínuas. O evento discreto compreende a simulação onde as variáveis mudam de estado em pontos específicos e no evento contínuo que diferentemente do modelo discreto as variáveis podem mudar o seu estado de forma contínua durante o processo, incorporando ao sistema agregado níveis altos de abstração (LIU; YOU; HU, 2022; PODANI et al., 2022).

Desta forma, para a realização de uma simulação deve-se seguir uma sequência lógica para chegar a um modelo onde contenha o problema, suas variáveis, a construção de um modelo, o teste, a simulação do problema e por fim avaliar os resultados obtidos (DORNHEIM et al., 2022; GALVÃO PATRIOTA; ALVES, 2022).

Sobre as categorias de modelo de simulação, existe o modelo determinístico e o probabilístico (ABBASZADEH et al., 2021). Para os modelos determinísticos os dados de entrada são claros, isto é, neles não são aplicados incerteza que o valor determinado venha a se alterar enquanto no modelo probabilístico, há a incorporação da incerteza na entrada dos valores para simular o comportamento do sistema (NOCERA et al., 2022; THOM, 2021).

O método de simulação de Monte Carlo foi a origem dos modelos de simulação probabilístico e tem o seu foco na realização de comparações de eventos aleatórios, que introduzem a análise de incerteza, realizada por números aleatórios entre valores previamente coletados para o problema (HUNG; MA, 2009; LO; MA; LO, 2005; ZHOU et al., 2022).

A simulação de Monte Carlo é uma técnica de simulação matemática que torna possível avaliar as incertezas nas análises quantitativas e nas tomadas de decisões. Trata-se de uma técnica utilizada em muitos campos do conhecimento que vão desde a simulação de fenômenos físicos complexos até à simulação de fenômenos econômicos. Alguns exemplos de aplicação deste método são: finanças, gerenciamento de projetos, energia, indústrias, engenharia, investigação e desenvolvimento, seguros, petróleo e gás, transportes e impactos ambientais (BAEK et al., 2017; BAUSTERT; BENETTO, 2017; ENGELS et al., 2022).

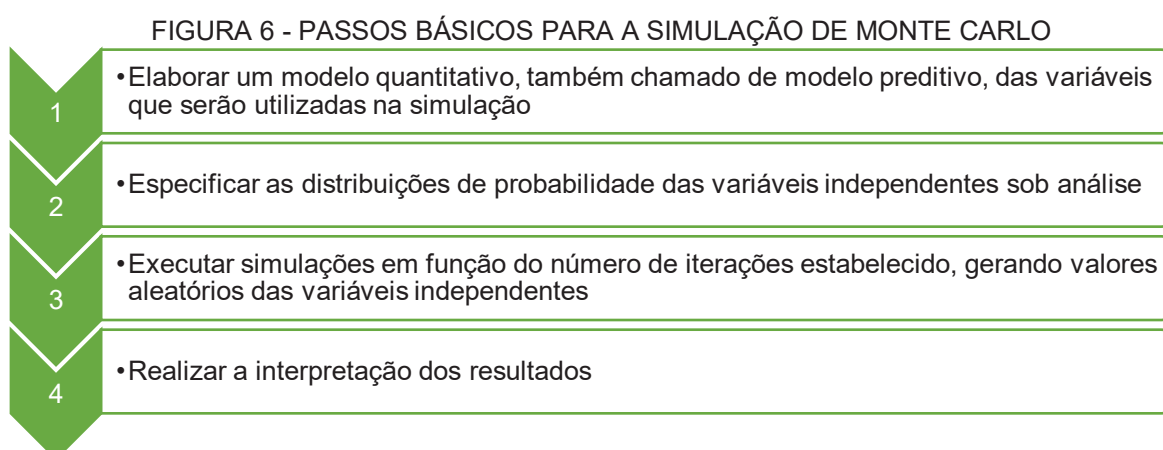
A simulação de Monte Carlo fornece ao decisor uma gama de possíveis resultados e as probabilidades de ocorrência destes resultados. Para isso,

demonstram as probabilidades de todas as possibilidades e ao final da sua análise são apresentados os valores de média, desvio padrão, limite inferior e limite superior que se aproximam de uma distribuição gaussiana (BANDEKAR et al., 2022; BENINI; SALA, 2016; GROEN et al., 2014).

Ao utilizar distribuições de probabilidade, as variáveis podem apresentar diferentes probabilidades de ocorrência em diferentes resultados. As distribuições de probabilidades representam uma forma apropriada de descrever as incertezas nas variáveis de análise de risco. As distribuições de probabilidades que são normalmente utilizadas para a entrada de dados na simulação são: normal, log-normal, uniforme, triangular e discreta (GROEN; HEIJUNGS, 2017; HUNG; MA, 2009; QIN; SUH, 2017).

Durante uma simulação Monte Carlo, as amostras dos valores são obtidas aleatoriamente das distribuições de probabilidade de entrada. Cada conjunto de amostras é chamado iteração, e o resultado produzido a partir da amostra é registrado. A simulação de Monte Carlo realiza a interação centenas ou milhares de vezes e ao final, o seu produto é uma distribuição de probabilidade de possíveis resultados. Desta forma, a simulação de Monte Carlo proporciona um quadro completo do que pode acontecer e as probabilidades de sua ocorrência (HONGXIANG; WEI, 2013; KIM; BAHADORY-JAHROMI, 2017).

Na simulação de Monte Carlo há um número mínimo de passos básicos que devem ser delimitados e seguidos (IBM CLOUD EDUCATION, 2020; MINITAB BLOG EDITOR, 2020), sendo esses passos demonstrados na FIGURA 6.



FONTE: Adaptado de IBM Cloud Education (2020) e Minitab Blog Editor(2020).

Os cálculos matemáticos referentes aos passos para a elaboração da simulação de Monte Carlo não foram demonstrados devido à essa dissertação utilizar um suplemento do programa Microsoft Excel® desenvolvido por Barreto e Howland (2010) empregado na realização das simulações.

2.3.1 Simulação de Monte Carlo nos estudos de ACV

Entre os vários métodos numéricos de amostragem, o método Monte Carlo é o mais utilizado associado a estudos de ACV e AICV que utilizam a normalização ou o peso dos processos para realizar estas análises (CHERUBINI et al., 2018). Entretanto, em muitos estudos a análise de incerteza se concentra no inventário ou entre diferentes cenários para o mesmo método com a comparação de seus resultados (HUNG; MA, 2009; IGOS et al., 2019).

Desta forma, nos estudos de Moraes, Delerue-Matos e Gabarrel (2013), Cherubini et al. (2018) e Zhai, Li e Liu (2021), a análise de Monte Carlo foi realizada sobre a incerteza de resultados utilizando cenários diferentes para a mesma metodologia de AICV. No estudo de Zelm e Huijbregts (2013) a incerteza dos resultados de AICV foi aplicada realizando a alteração em um parâmetro de entrada no inventário. Já no estudo de Hung e Ma (HUNG; MA, 2009) e Alyaseri e Zhou (2019) utilizou-se de diferentes metodologias de AICV no estudo de incerteza, realizando a comparação dos seus resultados para demonstrar a incerteza apresentada entre as metodologias.

Ainda corroborando com o uso da simulação de Monte Carlo para a incerteza em estudos de ACV, Weidema et al. (2013) apontam esse método como o mais indicado por seguir os modelos de aplicação sugeridos pelo Ecoinvent.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste Capítulo é apresentado o detalhamento quanto a classificação metodológica da pesquisa e a descrição delineada das etapas metodológicas conduzidas na pesquisa para se obter os resultados.

3.1 CLASSIFICAÇÃO METODOLÓGICA DA PESQUISA

Os aspectos metodológicos deste estudo são resumidos no QUADRO 8, e podem ser compreendidos da seguinte forma:

- ✓ Quanto a abordagem: é considerada quantitativa, por utilizar de recursos estatísticos para realizar a mensuração dos resultados do ciclo de vida de sacolas plásticas (CAUCHICK-MIGUEL et al., 2018);
- ✓ Quanto a natureza: trata-se de um estudo aplicado, por gerar conhecimentos ao analisar os impactos potenciais dos diferentes polímeros na fabricação das sacolas plásticas (KAUARK; MANHÃES; MEDEIROS, 2010);
- ✓ Quanto aos objetivos: o estudo se mostra descritivo, pois, tem por objetivo descrever o impacto ambiental potencial dos diferentes polímeros utilizados na fabricação das sacolas plásticas (GIL, 2017);
- ✓ Quanto aos procedimentos técnicos: é considerado um estudo de caso, pois, tem os seguintes propósitos: explora situações que ainda não foram definidos e preserva o caráter unitário do objeto em estudo (SAMPIERI; COLLADO; LUCIO, 2013).

QUADRO 8 - ENQUADRAMENTO DA PESQUISA

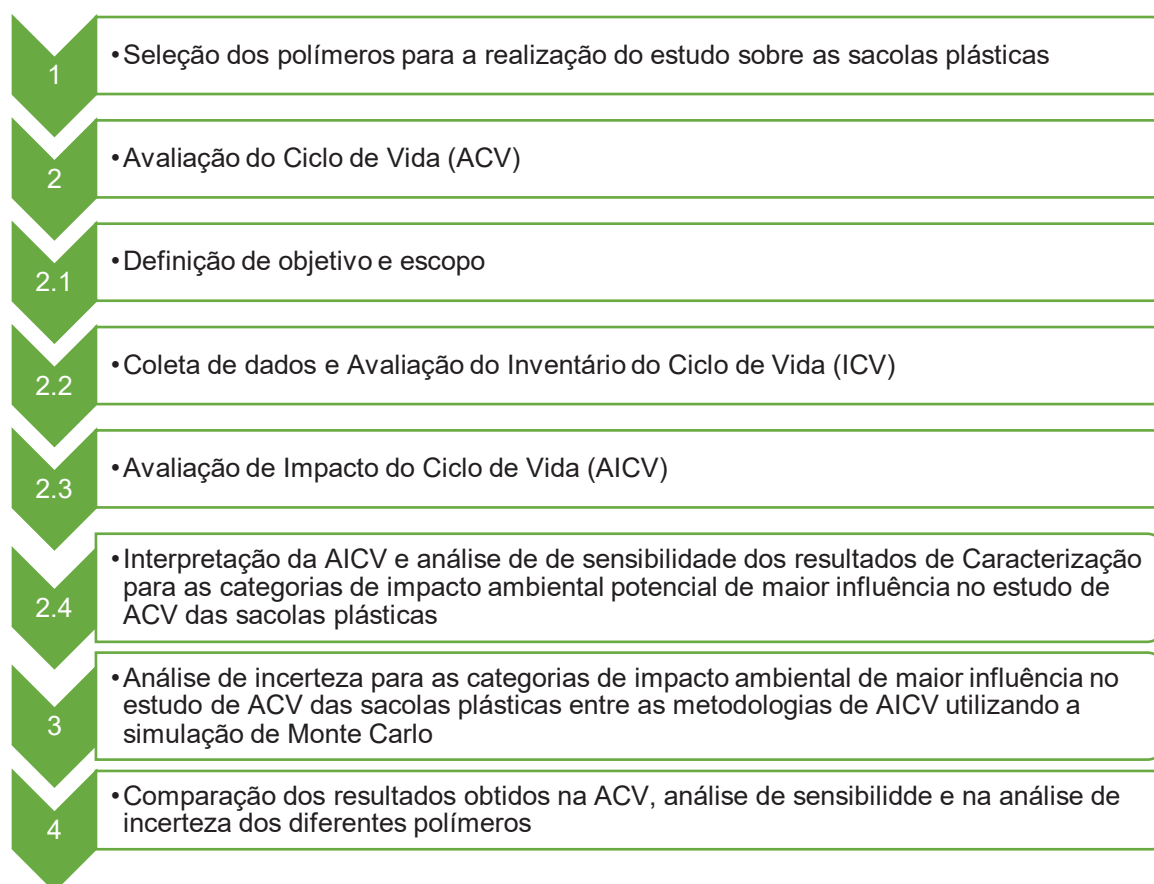
Enquadramento	
Abordagem	Quantitativa
Natureza	Aplicado
Objetivos	Descritivo
Procedimentos	Estudo de caso

FONTE: Autor (2022).

3.2 DESCRIÇÃO DAS ETAPAS DA PESQUISA

Visando consolidar este estudo, foi elaborada uma divisão das etapas da pesquisa, demonstradas na FIGURA 7. Nos próximos itens, há um detalhamento de cada uma dessas etapas para uma melhor compreensão de cada uma delas.

FIGURA 7 - ETAPAS DA PESQUISA



FONTE: Autor (2022).

3.2.1 Seleção dos polímeros utilizados

O foco deste trabalho envolve avaliar comparativamente o impacto ambiental potencial entre sacolas plásticas produzidas a partir de três polímeros de diferentes origens, um de origem renovável e dois de origem não renovável, a serem utilizados como matéria-prima base no processo produtivo.

Neste sentido, após a análise dos artigos selecionados através da Revisão Sistemática da Literatura, conforme seção 2.2.6.2, evidenciou-se que os polímeros mais utilizados de base fóssil/não renovável para a produção de sacolas plásticas são

o polietileno de alta densidade (PEAD) seguido do polietileno de baixa densidade (PEBD). Isto ocorre, pois, o material apresenta um baixo custo de aquisição/produção, tornando-o com melhor custo-benefício (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO, 2019; EDWARDS; FRY, 2011). Por estes motivos eles foram escolhidos para serem os polímeros da matriz não renovável utilizados no estudo.

Já o terceiro polímero a ser utilizado no estudo é de matriz biológica/renovável, que corresponde a um produto inovador recém-desenvolvido na Universidade Federal do Paraná (UFPR) em parceria com a Universidade Estadual de Londrina (UEL). Esse produto diferente do encontrado atualmente no mercado (ex.: no mercado há produtos que utilizam aditivos químicos que aceleram a fragmentação, mas ao final do seu ciclo de vida se transformam em microplásticos tóxicos, como é o caso dos produtos oxibiodegradáveis, que não são biodegradáveis — e confundem o consumidor). O composto objeto do pedido de patente depositado no INPI em março/2020 é de base biológica, integralmente biodegradável, e se transforma em nutrientes ao solo devido ao ciclo natural do material (SPIER et al., 2020).

Ele possui uma base vegetal em sua produção, que usa amido de milho, copolímero e plasticizante orgânico, formando o amido termoplástico (ATP). Este polímero tem potencial de se tornar o primeiro material biodegradável que utiliza matéria-prima nacional, produzido em escala comercial no Brasil, pois, o seu uso para a fabricação de sacolas plásticas utiliza dos mesmos equipamentos das sacolas plásticas convencionais (SPIER et al., 2020).

Definindo-se estes três materiais, nos próximos itens são demonstrados os parâmetros utilizados para realização da avaliação de ciclo de vida e comparação do impacto ambiental potencial entre às duas matrizes.

3.2.2 Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

Nesta dissertação utilizou-se o método de ACV conforme os princípios da norma ISO 14040 e ISO 14044 (ABNT, 2009a, 2009b). Assim, com a definição dos materiais que constituem as sacolas plásticas, as seguintes etapas foram cumpridas: definição do objetivo e escopo, análise do inventário, avaliação do Impacto potencial e interpretação.

Deste modo, na subseção 3.2.2.1 é apresentado o detalhamento da fase de objetivo e escopo, na subseção 3.2.2.2 é apresentado o detalhamento da fase de

análise do inventário do ciclo de vida (ICV) e na subseção 3.2.2.3 há o detalhamento da fase de avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV).

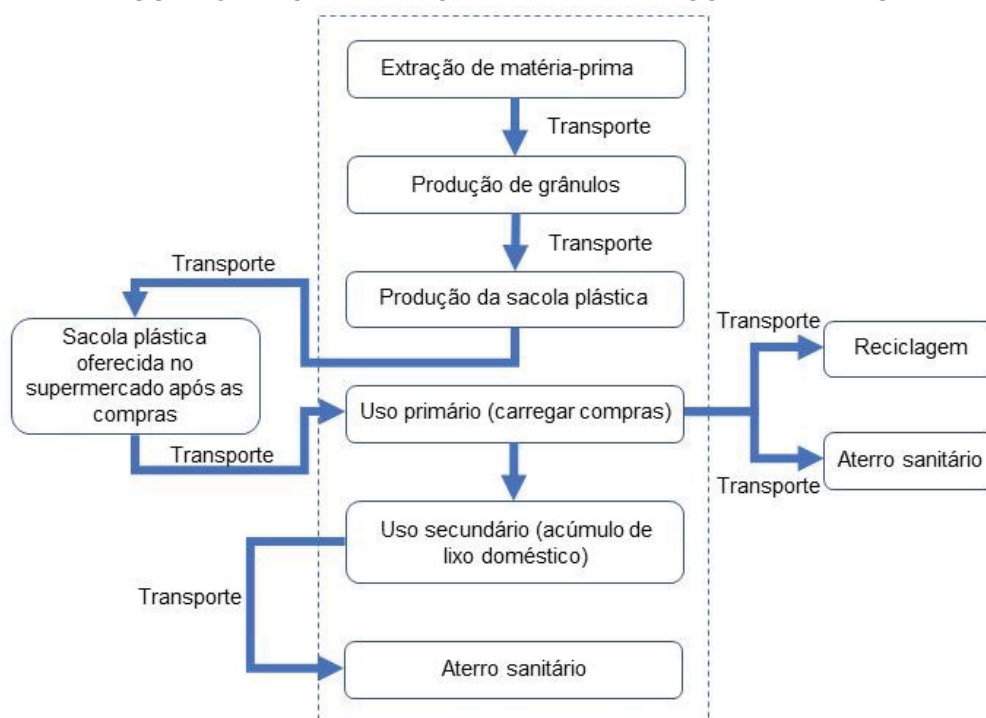
3.2.2.1 Definição de objetivo e escopo

Na definição do objetivo e escopo, iniciou-se com a definição do objeto, onde foi detalhado a aplicação pretendida, comparar o impacto ambiental potencial de sacolas plásticas produzidas a partir de PEAD e PEBD (matriz fóssil/petroquímica) e ATP (matriz biológica). A razão do estudo foi a identificação dos polímeros de melhor e pior desempenho ambiental. O público-alvo foi delimitado a comunidade acadêmica, indústrias e comércios em geral.

Ainda na fase de definição do objetivo e escopo, na parte do escopo, se definiu a função do que está sob estudo, que neste caso é de carregar mercadorias do supermercado até a residência. A unidade funcional é carregar 4,5 kg (quilograma) de carga para as sacolas plásticas.

O fluxo de referência definido foi de 1 sacola plástica produzida a partir de ATP e de 0,9 sacola plástica produzidas de PEAD e PEBD devido aos ajustes da unidade funcional já que as sacolas petroquímicas suportam uma carga de 5 kg enquanto a sacola de ATP suporta 4,5 kg. A fronteira do sistema foi definida do berço ao túmulo, pois, considera-se todas as etapas que envolvem o processo de produção das sacolas plásticas, partindo da extração da matéria-prima até a destinação final em aterro sanitário, os impactos associados a extração de matéria-prima foram utilizados os dados do Ecoinvent que puxam os impactos potenciais desde a origem dos materiais. Entretanto, como limitação, tem-se que não foi considerado os impactos associados ao transporte das sacolas plásticas após a produção. A FIGURA 8 demonstra a fronteira do sistema.

FIGURA 8 - FRONTEIRA DO SISTEMA DAS SACOLAS PLÁSTICAS



FONTE: Autor (2022).

3.2.2.2 Análise do inventário do ciclo de vida (ACV)

Para montar o inventário do ciclo de vida (ICV) utilizaram-se os dados provenientes do processo do desenvolvimento do polímero biodegradável realizados da parceria UFPR/UEL, os dados coletados na literatura para os polímeros petroquímicos e algumas adaptações utilizando a biblioteca Ecoinvent versão 3.8.

A origem dos dados dos grânulos de PEAD em relação à constituição química do material foi obtida do Ecoinvent e quantidade de massa necessária para a fabricação da sacola foi obtida da literatura, para os grânulos de PEBD, a origem dos dados são os mesmos que para o PEAD.

Os dados do ATP em relação à quantidade de massa para a produção da sacola plástica foram obtidos da parceira UFPR/UEL. Assim como os dados da proporção dos insumos para a produção da sacola e esses foram utilizados para buscar os materiais na biblioteca do Ecoinvent para a simulação do polímero.

Os dados dos processos produtivos foram obtidos da parceira UFPR/UEL para o ATP e adaptados para os polímeros petroquímicos para o processo de extrusão, já que o processo utiliza temperaturas operacionais diferentes, acarretando um consumo elétrico diferente entre o polímero biológico e os polímeros petroquímicos. Os dados

do processo de corte e solda foram obtidos da UFPR/Uel e adaptados para os polímeros petroquímicos.

O QUADRO 9 demonstra a origem dos dados utilizados nesse estudo de forma resumida.

QUADRO 9 - ORIGEM DOS DADOS

Material/Processo	Origem dos dados
Grânulos PEAD	Quantidade de massa do polímero da literatura e dados da produção dos grânulos Ecoinvent
Grânulos PEBD	Quantidade de massa do polímero da literatura e dados da produção dos grânulos Ecoinvent
Grânulos ATP	Quantidade de massa e proporção de materiais da UFPR/Uel e dados para a produção do grânulo do Ecoinvent
Extrusão	Consumo elétrico obtido da UFPR/Uel para o ATP e adaptados para o PEAD e PEBD
Corte e solda	Consumo elétrico obtido da UFPR/Uel para o ATP e adaptados para o PEAD e PEBD

FONTE: Autor (2022).

A partir dos dados coletados foi possível montar a TABELA 3 para o PEAD, a TABELA 4 para o PEBD e a TABELA 5 para o ATP que demonstram a montagem do inventário para cada polímero contendo os processos e os insumos de entrada e saída em grama (g) e quilowatt-hora (kWh) e no APÊNDICE 1 há a descrição de todos os dados inseridos no SimaPro e dos dados adaptados do Ecoinvent versão 3.8 para realizar a montagem dos inventários.

TABELA 3 - INVENTÁRIO DO PEAD

Fase do ciclo de vida	Processo	Material	Quantidade		Consumo elétrico no processo
			Entrada	Saída	
Produção	Extrusão	Grânulo	6,43g	6,11g	0,0042438KWh
		Resíduo extrusão grânulo	-	0,32g	
	Corte e solda	Filme plástico	6,11g	5,50g	0,000014KWh
		Aparas de filme plástico	-	0,610g	
Uso	-	Sacola plástica	5,50g	5,50g	-
Fim do ciclo de vida	Aterro sanitário	Sacola plástica	5,50g	-	-

FONTE: Autor (2022).

TABELA 4 - INVENTÁRIO DO PEBD

Fase do ciclo de vida	Processo	Material	Quantidade		Consumo elétrico no processo
			Entrada	Saída	
Produção	Extrusão	Grânulo	19,30g	18,33g	0,012738KWh
		Resíduo extrusão grânulo	-	0,97g	
	Corte e solda	Filme plástico	18,33g	16,50g	0,000014KWh
		Aparas de filme plástico	-	1,833g	
Uso	-	Sacola plástica	16,50g	16,50g	-
Fim do ciclo de vida	Aterro sanitário	Sacola plástica	16,50g	-	-

FONTE: Autor (2022).

TABELA 5 - INVENTÁRIO DO ATP

Fase do ciclo de vida	Processo	Material	Quantidade		Consumo elétrico no processo
			Entrada	Saída	
Produção	Extrusão	Grânulo ¹	39,51g	37,53g	0,0260766KWh
		Resíduo extrusão grânulo	-	1,98g	
	Corte e solda	Filme plástico	37,53g	33,78g	0,000014KWh
		Aparas de filme plástico	-	3,753g	
Uso	-	Sacola plástica	33,78g	33,78g	-
Fim do ciclo de vida	Aterro sanitário	Sacola plástica	33,78g	-	-

FONTE: Autor (2022).

Devido à subjetividade relacionada à qualidade de dados do inventário para o estudo de ACV, essas análises não foram aplicadas. Os dados utilizados nesse trabalho foram dados primários em relação ao polímero biológico e secundários em relação aos polímeros petroquímicos. Entretanto, esses dados secundários já são consolidados na literatura e por esse motivo não se utilizou a matriz Pedigree para o tratamento dos dados relacionado ao inventário dos polímeros.

O *software* SimaPro v9.3.0.3 foi utilizado para a realização das simulações da avaliação de ciclo de vida das sacolas produzidas a partir dos diferentes polímeros. Para isso foi considerado todos os processos envolvidos desde a extração para a produção da matéria-prima até a destinação final em aterro sanitário, sendo a abrangência do estudo classificada do berço ao túmulo.

¹ O grânulo de ATP é composto por: 20,09g de amido, 13,39g de PBAT (não existe o composto na biblioteca do Ecoinvent e para a sua criação os dados foram obtidos do artigo de Broeren et al. (2017)) e 6,03g de plasticizante orgânico.

Os dados utilizados da biblioteca Ecoinvent 3.8, foram os da biblioteca “Ecoinvent 3 – *allocation, cut-off by classification – unit*”, devido à biblioteca ter uma abordagem em que a matéria-prima é alocada a produção primária principal e o uso de reciclagem como uma alternativa para mitigar o impacto ambiental não é considerada (MORENO et al., 2021).

Referente aos dados selecionados do Ecoinvent 3.8, foram priorizados os dados com designação BR (Brasil). Em casos em que não se tinha disponibilidade destes dados, utilizaram-se os dados com a designação RoW (*Rest of World*), por conta de seus dados serem uma diferença dos dados globais com os de regiões já definidas no banco de dados (WEIDEMA et al., 2013) e quando possível esses dados de designação RoW foram regionalizados para o cenário brasileiro.

3.2.2.3 Avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV)

Na avaliação dos impactos ambientais potenciais foram utilizados a Caracterização e Normalização das metodologias de avaliação do impacto ambiental mais utilizadas nos estudos correlatos de avaliação do ciclo de vida de sacolas plásticas e filmes plásticos demonstrados na seção 2.2.6.2, sendo elas a metodologia ReCiPe 2016, CML-IA baseline e IMPACT 2002+.

Como já descrito anteriormente o método IMPACT 2002+ se encontra obsoleto e em desuso e segundo Bulle et al. (2019) em seu lugar é indicado o método IMPACT World+, assim nesta dissertação foram utilizadas as metodologias ReCiPe 2016 *Midpoint* (H), IMPACT World+ *Midpoint/Endpoint* e CML-IA baseline. O QUADRO 10 demonstra a síntese do objeto e escopo do estudo de ACV.

QUADRO 10 - RESUMO DA ACV

(continua)

Componente		Característica
OBJETO	Aplicação pretendida	Comparar o impacto ambiental potencial das sacolas plásticas produzida com PEAD e PEBD, matriz fóssil/petroquímica, com sacola plástica produzida com ATP (amido de milho, copolímero e plasticizante orgânico), matriz biológica utilizando o método de ACV.
	Público-alvo	Comunidade acadêmica, indústrias e comércios em geral.
	Razão	Identificar os polímeros de melhor e pior desempenho ambiental.

QUADRO 11 - RESUMO DA ACV

(conclusão)

Componente		Característica
E S C O P O	Função	Carregar compras.
	Unidade funcional	Carregar uma única vez até 4,5 kg de compras.
	Fluxo de referência	Utilizou-se 0,9 sacola plástica de PEAD tamanho 40 cm X 50 cm de 5,5g, 0,9 sacola plástica de PEBD tamanho 40 cm X 50 cm de 16,5g e 1 sacola plástica de ATP tamanho 40 cm X 50 cm de 33,78g.
	Sistema de produto	Extração das matérias-primas, produção dos grânulos, produção das sacolas plásticas, uso das sacolas plásticas e destinação final ao aterro sanitário, excluindo os impactos do transporte após a fabricação.
	Fronteira do sistema	Do berço ao túmulo (da extração de matéria-prima até a destinação final em aterro sanitário).
	Metodologia de impacto	ReCiPe 2016 <i>Midpoint</i> (H) v1.06, IMPACT World+ <i>Midpoint/Endpoint</i> v1.01 e CML-IA baseline v3.07.
	Software	SimaPro v9.3.0.3, da fabricante holandesa Pré-Consultants.

FONTE: Autor (2022).

Além do impacto entre os 3 polímeros, são apresentados quatro cenários alternativos com a variação da massa do polímero biológico biodegradável em relação à massa original, esses cenários foram simulados para verificar para qual redução percentual em relação à massa original do ATP é possível ter um impacto ambiental potencial competitivo do material biológico em relação ao petroquímico.

3.2.3 Harmonização das categorias de impacto ambiental potencial para a análise de sensibilidade

Nesta etapa foi conduzida uma análise de sensibilidade para as categorias de maior influência no impacto ambiental potencial em pontos médios (*midpoints*) identificados no estudo de ACV para as metodologias de AICV e para as categorias de impacto potencial de maior ocorrência nos artigos correlatos demonstrados na seção 2.2.6.2.

Com a definição das categorias de impacto potencial foi preciso harmonizar as unidades métricas entre as metodologias de AICV, para que indicadores similares, porém de diferentes métodos de AICV, possam ser comparados em relação aos seus resultados. Para isso, utilizou-se da sequência metodológica apresentada por Owsianiak et al. (2014), que apresenta as seguintes etapas de forma adaptada:

- 1 Simular o estudo de ACV através do *software* SimaPro;

- 2 Usar dos resultados de Caracterização em uma planilha no Microsoft Excel® para cada metodologia de AICV;
- 3 Definir as categorias de impacto ambiental a serem utilizadas;
- 4 Definir a referência para a unidade de conversão;
- 5 Analisar as substâncias contidas na categoria para verificar a possibilidade de comparação;
- 6 Buscar o fator de caracterização da substância da categoria de impacto para realização da conversão de unidade;
- 7 Calcular o impacto harmonizado entre os indicadores por meio da Equação 1:

$$H = \frac{h}{FC} \quad (1)$$

Onde:

H: impacto potencial harmonizado entre as categorias de impacto ambiental;

h: impacto potencial do método de referência;

FC: fator de caracterização do método a ser convertido.

- 8 Calcular o novo valor do impacto caracterizado para a categoria por meio da Equação 2:

$$\check{h} = H * C \quad (2)$$

Onde:

$\check{h}$: impacto harmonizado;

H: impacto potencial harmonizado;

C: valor da caracterização obtida na simulação da ACV.

Após a harmonização das categorias de impacto é possível calcular a sensibilidade dos impactos harmonizados entre as metodologias de AICV através da Equação 3 que demonstra a diferença percentual entre os métodos para verificar o quanto eles se diferenciam entre si.

$$\% AICV = \frac{(\check{h} - \dot{h})}{\dot{h}} * 100 \quad (3)$$

Onde:

% AICV: diferença percentual entre os resultados de cada categoria de impacto entre as metodologias de AICV utilizadas;

$\check{h}$: impacto harmonizado;

$\dot{h}$: impacto do método de referência.

Após a harmonização das categorias de impacto ambiental entre as metodologias de AICV é possível realizar a comparação entre as categorias de impacto ambiental potencial por meio da análise de sensibilidade para identificação de variação entre os resultados obtidos entre os métodos.

3.2.4 Análise de incerteza dos resultados da AICV

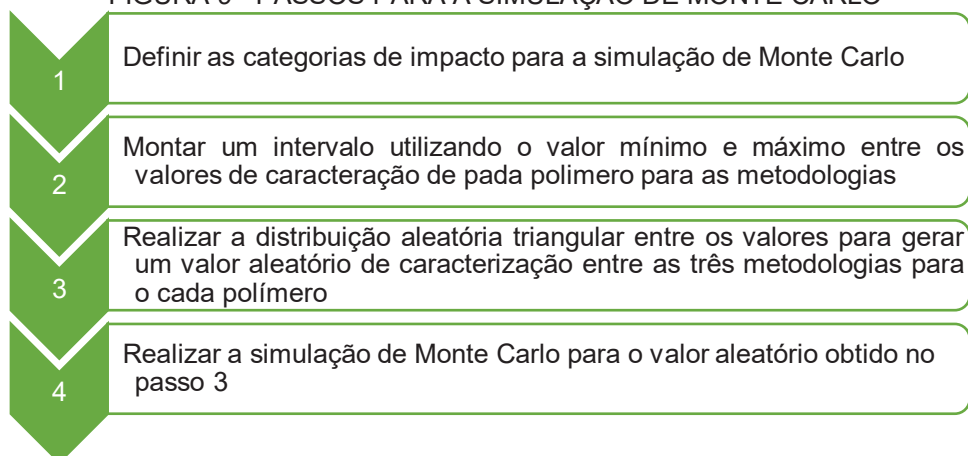
Por conta dos pontos demonstrados na seção 2.3.1 a respeito do uso da simulação de Monte Carlo nos estudos de ACV, nesta dissertação a simulação de Monte Carlo é utilizada por ser a mais aconselhada para realizar a análise de incerteza acerca dos valores obtidos pelas simulações de AICV (BALDONI et al., 2021; ZHAI; LI; LIU, 2021).

Em relação às categorias utilizadas para a simulação de Monte Carlo, foram adotadas as mesmas da análise de sensibilidade, sendo seus critérios explicados anteriormente.

Segundo Hung e Ma (2009) e Alyaseri e Zhou (2019) a partir da delimitação da categoria de AICV é possível começar a obtenção de dados para estruturar a tabela base para gerar os valores aleatórios que serão utilizados na simulação de Monte Carlo.

Utilizou-se o Microsoft Excel® para a estruturação da tabela para gerar os números aleatórios para a análise de incerteza de Monte Carlos. A FIGURA 9 demonstra os passos seguidos para a realização da simulação de Monte Carlo.

FIGURA 9 - PASSOS PARA A SIMULAÇÃO DE MONTE CARLO



Fonte: Adaptados de Yuan, Li e Zhai (2020).

Após a realização do estudo de ACV foi possível identificar as categorias de impacto potencial de maior influência na AICV entre os três polímeros, assim foram obtidos os valores de Caracterização entre as metodologias para essas categorias de impacto potencial, esses valores são os mesmos utilizados na análise de sensibilidade e para a análise de Monte Carlo foram utilizados os valores harmonizados entre as categorias.

Os valores harmonizados da Caracterização foram transportados para uma planilha no Microsoft Excel® e alocados em três colunas, correspondente a metodologia de AICV. Em seguida foram definidos os valores de mínimo e máximo para gerar um número aleatório triangular. Segundo Sabará (2020) e Baldoni et al. (2021) a distribuição triangular é umas das opções de geração de números aleatórios que pode ser utilizada para alimentar a simulação de Monte Carlo.

A equação 4 disponível no Microsoft Excel® foi utilizada para a geração dos números aleatórios seguindo a distribuição triangular.

$$DAT = a + (b - a) * \frac{ALEATÓRIO() + ALEATÓRIO()}{2} \quad (4)$$

Onde:

DAT = distribuição aleatória triangular;

a = valor máximo;

b = valor mínimo;

ALEATÓRIO = função aleatória.

O próximo passo foi o uso desse número aleatório triangular obtido para ser utilizado de entrada para a simulação de Monte Carlo. Para isso utilizou-se o *plug-in* desenvolvido por Barreto e Howland (2010) para o Microsoft Excel®.

A simulação de Monte Carlo é uma simulação em que se utiliza muitas iterações com números aleatórios. A literatura aponta como 10.000 iterações a quantidade satisfatória para a determinação do comportamento do objeto sob estudo por seu resultado gráfico se aproximar ao desenho de uma curva gaussiana (CHERUBINI et al., 2018; IGOS et al., 2019).

A montagem da tabela para a simulação de Monte Carlo e seus resultados são demonstrados no Capítulo de resultados (Capítulo 4).

3.2.5 Análises e comparações dos resultados

Baseando-se nos dados apresentados e nas etapas descritas anteriormente, no próximo Capítulo são conduzidas as avaliações do impacto ambiental potencial dos polímeros através da avaliação do ciclo de vida utilizando às metodologias ReCiPe 2016, IMPACT World+ e CML para verificação do polímero de menor e maior impacto ambiental potencial.

Após a Caracterização e Normalização do estudo de ACV foi realizada a análise de sensibilidade entre os indicadores de AICV para verificar o quão distante seus resultados são e em seguida foi realizada a simulação de Monte Carlo entre as categorias de impacto potencial para verificar se existe uma convergência entre os resultados das metodologias de AICV.

4 RESULTADOS

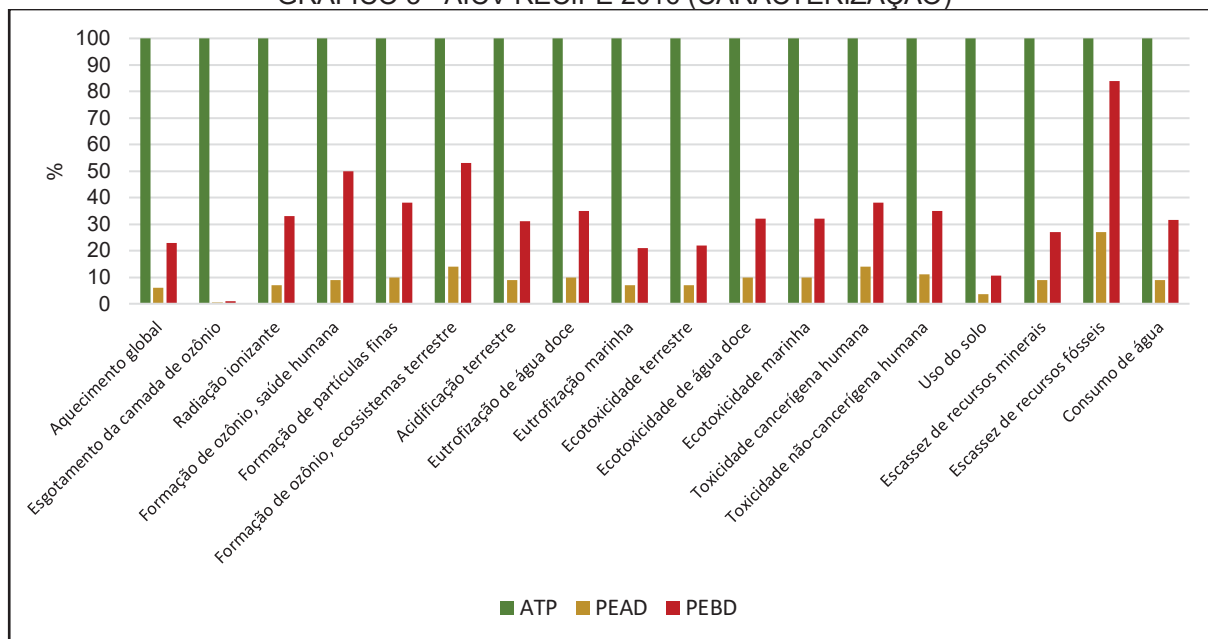
Neste Capítulo são demonstrados os resultados da Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) das sacolas plásticas dos diferentes polímeros utilizando o inventário delimitado na seção 3.2.3.2, a análise de sensibilidade entre as categorias de impacto potencial de maior contribuição no impacto potencial das sacolas plásticas e em seguida os resultados da análise de incerteza utilizando a simulação de Monte Carlo delimitado na seção 3.2.4.

Desta forma, o Capítulo foi subdividido na análise comparativa dos resultados da AICV entre as metodologias na Caracterização dos processos (seção 4.1), na Normalização dos processos (seção 4.2), na demonstração de cenários alternativos demonstrando a pontuação através da Normalização obtidas pelas sacolas de ATP com a variação da sua massa (seção 4.3), os resultados da análise de sensibilidade entre as categorias de impacto potencial de maior influência no impacto potencial das sacolas plásticas por meio da harmonização dos valores de Caracterização (seção 4.4), os resultados da análise de incerteza utilizando o fator de Caracterização das categorias de impacto potencial utilizadas para a análise de sensibilidade (seção 4.5) e a discussão sobre o estudo de ACV, sensibilidade e incerteza (seção 4.6).

4.1 RESULTADOS COMPARATIVOS DA CARACTERIZAÇÃO DA AICV DE SACOLAS PLÁSTICAS ENTRE AS METODOLOGIAS

Nesta seção são apresentados os gráficos que demonstram o comportamento das categorias de impacto potencial para as metodologias ReCiPe 2016 *Midpoint* (H) v.1.06 (GRÁFICO 3), IMPACT World+ *Midpoint* v.1.01 (GRÁFICO 4) e CML-IA baseline v.3.07 (GRÁFICO 5) para os três polímeros sob estudo.

GRÁFICO 3 - AICV RECIPÉ 2016 (CARACTERIZAÇÃO)

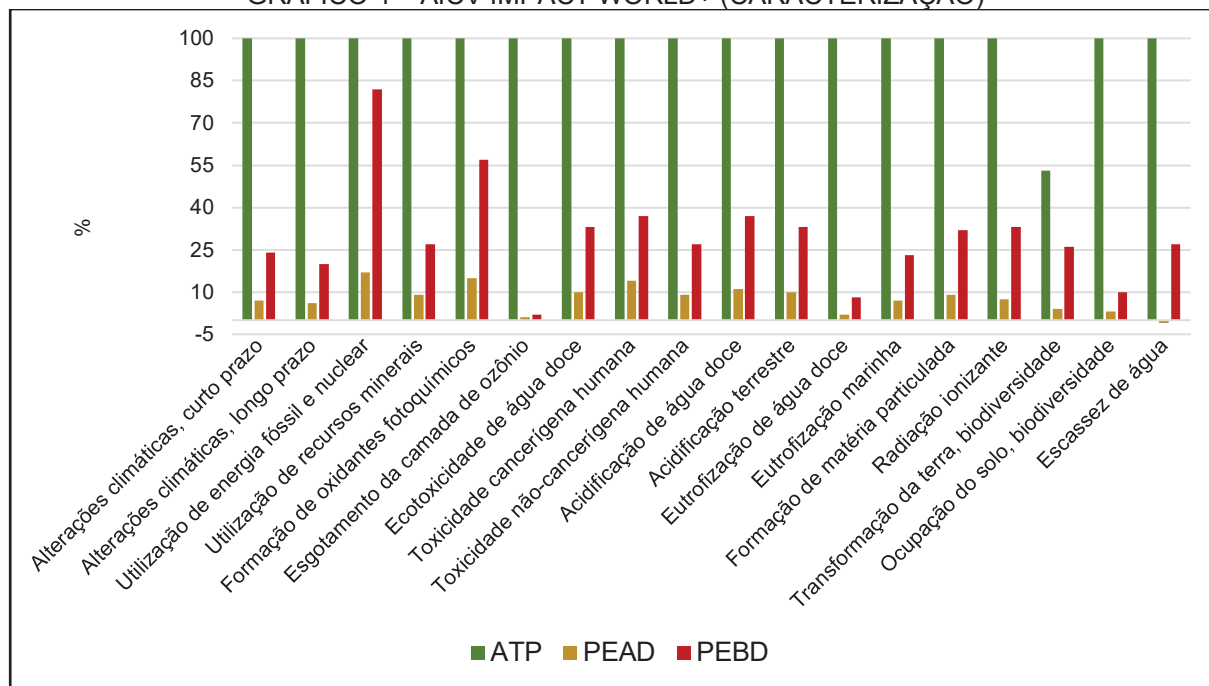


FONTE: Autor (2022).

Através da metodologia de impacto ReCiPe 2016 *Midpoint* (H) v.1.06 foram avaliadas 18 categorias de impacto potencial (aquecimento global; esgotamento da camada de ozônio; radiação ionizante; formação de ozônio, saúde humana; formação de partículas finas; formação de ozônio, ecossistemas terrestres; acidificação terrestre; eutrofização de água doce; eutrofização marinha; ecotoxicidade terrestre; ecotoxicidade de água doce; ecotoxicidade marinha; toxicidade carcinogênica humana; toxicidade não-carcinogênica humana; uso do solo; escassez de recursos minerais; escassez de recursos fósseis; consumo de água).

Os resultados demonstrados no GRÁFICO 3 apontam que o ATP é o polímero que apresenta o maior impacto potencial para cada categoria em relação ao PEAD e PEBD. Entre os polímeros fósseis, o PEAD é o que apresenta o menor impacto ambiental potencial.

GRÁFICO 4 – AICV IMPACT WORLD+ (CARACTERIZAÇÃO)

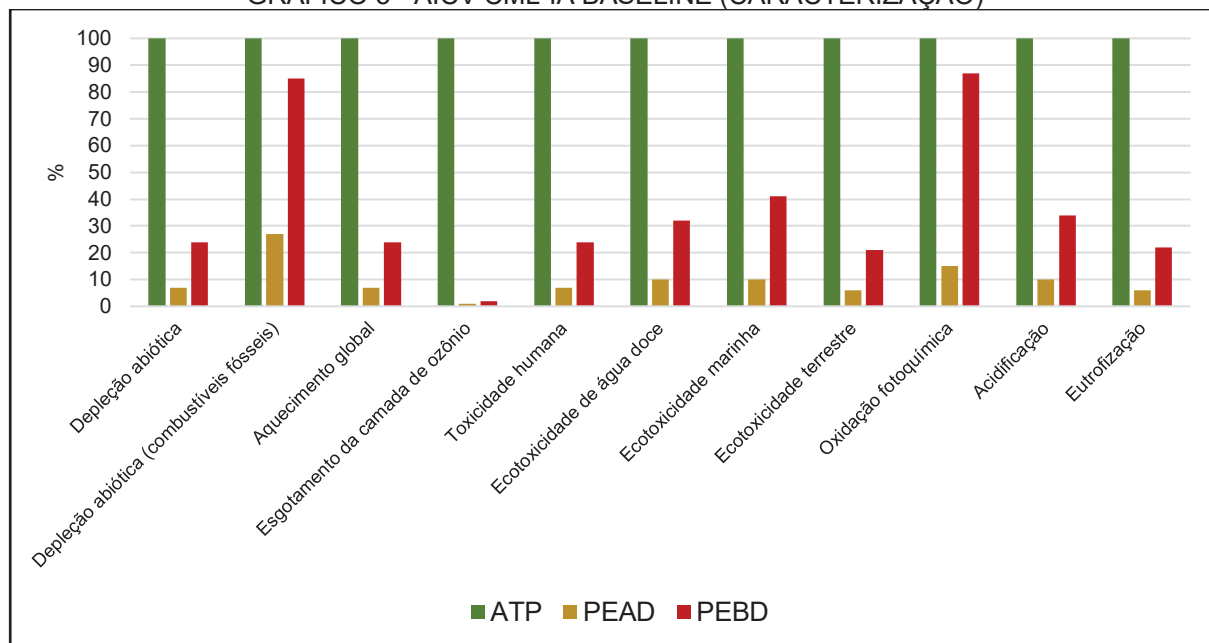


FONTE: Autor (2022).

Através da metodologia de impacto IMPACT World+ *Midpoint* v.1.01 foram avaliadas 18 categorias de impacto potencial (alterações climáticas, curto prazo; alterações climáticas, longo prazo; utilização de energia fóssil e nuclear; utilização de recursos minerais; formação de oxidantes fotoquímicos; esgotamento da camada de ozônio; ecotoxicidade de água doce; toxicidade cancerígena humana; toxicidade não-cancerígena humana; acidificação de água doce; acidificação terrestre; eutrofização de água doce; eutrofização marinha; formação de matéria particulada; radiações ionizantes; transformação da terra, biodiversidade; ocupação do solo, biodiversidade; escassez de água).

Os resultados demonstrados no GRÁFICO 4 coincidem com os resultados obtidos pela metodologia ReCiPe 2016 em que o ATP é o polímero que apresenta o maior impacto potencial entre as categorias quando comparado ao PEAD e o PEBD e entre os polímeros petroquímicos o PEAD é o polímero que apresenta o menor impacto potencial.

GRÁFICO 5 - AICV CML-IA BASELINE (CARACTERIZAÇÃO)



FONTE: Autor (2022).

Através da metodologia de impacto CML-IA baseline v.3.07 foram avaliadas 11 categorias de impacto potencial (depleção abiótica; depleção abiótica (combustíveis fósseis); aquecimento global; esgotamento da camada de ozônio; toxicidade humana; ecotoxicidade de água doce; ecotoxicidade marinha; ecotoxicidade terrestre; oxidação fotoquímica; acidificação eutrofização).

Os resultados demonstrados no GRÁFICO 5 coincidem com os resultados obtidos pelas metodologias ReCiPe 2016 e IMPACT World+ que apontam o ATP como o polímero de maior impacto ambiental potencial e o PEAD é o polímero de menor impacto ambiental potencial.

Vale ressaltar que as categorias de impacto potencial no gráfico de Caracterização demonstram uma tendência de comportamento, não sendo possível realizar a avaliação de magnitude somente através dele. Para isso, se faz necessário uma avaliação mais aprofundada através dos valores potenciais da Caracterização de cada categoria de impacto potencial para cada metodologia de AICV em relação a sua unidade funcional.

Desta forma, são apresentadas a seguir as tabelas de Caracterização que apresentam os valores potenciais obtidos nas categorias de impacto potencial por unidade funcional. A TABELA 6 para o método ReCiPe 2016, a TABELA 7 para o método IMPACT World+ e a TABELA 8 para a método CML-IA baseline.

TABELA 6 - AICV RECIPE 2016 (CARACTERIZAÇÃO)

Categoria de impacto	Unidade	ATP	PEAD	PEBD
Aquecimento global	kg CO2	2,38E-01	1,72E-02	5,47E-02
Esgotamento da camada de ozônio	kg CFC11	4,27E-06	4,56E-09	1,40E-08
Radiação ionizante	kBq Co-60	4,02E-03	3,09E-04	1,34E-03
Formação de ozônio, saúde humana	kg NOx	2,01E-04	2,84E-05	1,01E-04
Formação de partículas finas	kg PM2.5	1,53E-04	1,61E-05	5,82E-05
Formação de ozônio, ecossistemas terrestres	kg NOx	2,12E-04	3,04E-05	1,10E-04
Acidificação terrestre	kg SO2	4,24E-04	3,94E-05	1,31E-04
Eutrofização de água doce	kg P	1,36E-04	1,50E-05	4,73E-05
Eutrofização marinha	kg N	6,15E-05	4,16E-06	1,28E-05
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DCB	3,45E-01	2,52E-02	7,25E-02
Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DCB	2,17E-02	2,26E-03	6,89E-03
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DCB	2,83E-02	2,98E-03	9,05E-03
Toxicidade cancerígena humana	kg 1,4-DCB	5,02E-03	6,74E-04	1,91E-03
Toxicidade não-cancerígena humana	kg 1,4-DCB	4,29E-01	4,90E-02	1,50E-01
Uso do solo	m2a colheita	1,55E-02	5,41E-04	1,69E-03
Escassez de recursos minerais	kg Cu	2,94E-04	2,52E-05	7,82E-05
Escassez de recursos fósseis	kg óleo	3,33E-02	9,11E-03	2,79E-02
Consumo de água	m3	3,14E-03	2,85E-04	9,81E-04

FONTE: Autor (2022).

A TABELA 6 demonstrou os valores das categorias de impacto ambiental potencial através da metodologia ReCiPe 2016, o ATP foi o polímero que apresentou o maior impacto ambiental potencial e o PEAD o menor.

Os impactos potenciais do ATP são superiores ao PEAD entre 7,07 e 28,73 vezes para a maioria das categorias, exceto para a categoria esgotamento da camada de ozônio que apresenta a maior diferença entre os polímeros, 934,73 vezes superior. As categorias que apresentam a menor diferença entre os impactos ambientais potenciais são formação de ozônio, ecossistema terrestre e escassez de recursos fósseis apresentando valores superiores para o ATP em 6,99 e 3,65 vezes respectivamente.

O ATP quando comparado com o PEBD apresenta valores superiores entre 1,99 e 4,81 vezes para quase todas as categorias, exceto para a categoria esgotamento da camada de ozônio e uso do solo que apresentam um impacto potencial 303,70 e 9,19 vezes superiores, sendo o esgotamento da camada de ozônio

a categoria com a maior diferença proporcional. Para as categorias formação de ozônio, ecossistema terrestre e escassez de recursos fósseis, a diferença entre os valores obtidos entre os polímeros são de 1,92 e 1,19 vezes superiores respectivamente para o ATP, demonstrando as menores diferenças proporcionais para essas categorias de impacto potencial entre os polímeros.

TABELA 7 - AICV IMPACT WORLD+ (CARACTERIZAÇÃO)

Categoria de impacto	Unidade	ATP	PEAD	PEBD
Alterações climáticas, curto prazo	kg CO2	2,38E-01	1,72E-02	5,47E-02
Alterações climáticas, longo prazo	kg CO2	2,10E-01	1,33E-02	4,28E-02
Utilização de energia fóssil e nuclear	MJ desprovido	1,64E+00	4,37E-01	1,35E+00
Utilização de recursos minerais	kg desprovido	1,50E-03	1,31E-04	4,13E-04
Formação de oxidantes fotoquímicos	kg NMVOC	3,24E-04	4,77E-05	1,83E-04
Esgotamento da camada de ozônio	kg CFC-11	6,47E-08	3,74E-10	1,04E-09
Ecotoxicidade de água doce	CTUe	3,91E+03	4,06E+02	1,26E+03
Toxicidade cancerígena humana	CTUh	6,99E-09	9,40E-10	2,68E-09
Toxicidade não-cancerígena humana	CTUh	2,28E-08	1,90E-09	6,30E-09
Acidificação de água doce	kg SO2	9,96E-10	1,12E-10	3,71E-10
Acidificação terrestre	kg SO2	9,29E-07	9,10E-08	3,02E-07
Eutrofização de água doce	kg PO4	5,16E-06	1,31E-07	4,11E-07
Eutrofização marinha	kg N	6,20E-05	4,57E-06	1,43E-05
Formação de matéria particulada	kg PM2.5	5,34E-05	4,97E-06	1,72E-05
Radiação ionizante	Bq C-14	5,19E-01	4,08E-02	1,70E-01
Transformação da terra, biodiversidade	m2yr arável	1,57E-05	1,19E-06	4,07E-06
Ocupação do solo, biodiversidade	m2yr arável	1,46E-02	4,49E-04	1,43E-03
Escassez de água	m3	1,67E-02	-8,76E-05	4,60E-03

FONTE: Autor (2022).

A TABELA 7 demonstrou os valores das categorias de impacto ambiental potencial por sua unidade funcional proveniente da metodologia IMPACT World+. Novamente, o ATP foi o polímero que apresentou o maior impacto ambiental potencial e o PEAD o menor impacto potencial apresentado um impacto potencial positivo na categoria escassez de água, os resultados coincidem com os apresentados pelo método ReCiPe 2016 em que o ATP apresenta o maior impacto potencial entre os polímeros.

Os valores obtidos pelo ATP são superiores aos obtidos pelo PEAD entre 3,75 e 39,39 vezes para a maior parcela das categorias de impacto potencial, exceto para

duas categorias: esgotamento da camada de ozônio e escassez de água que apresentam a maior e a menor diferença proporcional entre os valores de impacto ambiental potenciais entre os polímeros, sendo respectivamente 172,99 vezes superior e 190,64 vezes inferior ao impacto do ATP.

O ATP quando comparado com o PEBD apresenta valores superiores entre 1,77 e 12,55 vezes para quase todas as categorias, exceto para a categoria esgotamento da camada de ozônio que apresenta um impacto potencial 62,21 vezes superior, sendo essa categoria de maior diferença proporcional entre os impactos potenciais das categorias de impacto ambiental potencial e a categoria utilização de energia fóssil e nuclear é a que apresenta a menor diferença proporcional entre os polímeros, tendo o valor superior em 1,21 vezes para o ATP.

TABELA 8 - AICV CML-IA BASELINE (CARACTERIZAÇÃO)

Categoria de impacto	Unidade	ATP	PEAD	PEBD
Depleção abiótica	kg Sb	1,10E-06	8,02E-08	2,44E-07
Depleção abiótica (combustíveis fósseis)	MJ	1,40E+00	3,87E-01	1,19E+00
Aquecimento global	kg CO ₂	2,18E-01	1,60E-02	5,10E-02
Esgotamento da camada de ozônio	kg CFC-11	4,06E-08	2,91E-10	8,09E-10
Toxicidade humana	kg 1,4-DB	8,65E-02	6,50E-03	2,11E-02
Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DB	1,25E-01	1,26E-02	3,97E-02
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DB	1,28E+02	1,31E+01	4,62E+01
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DB	3,27E-04	2,02E-05	6,95E-05
Oxidação fotoquímica	kg C ₂ H ₄	2,84E-05	4,52E-06	2,48E-05
Acidificação	kg SO ₂	4,75E-04	4,86E-05	1,61E-04
Eutrofização	kg PO ₄	3,82E-04	2,50E-05	8,34E-05

FONTE: Autor (2022).

A TABELA 8 demonstrou que o ATP é o polímero que possui o maior impacto potencial por unidade funcional para todas as categorias de impacto potencial e que o PEAD apresenta o menor impacto potencial avaliado pela metodologia CML-IA baseline, coincidindo o resultado com as metodologias ReCiPe 2016 e IMPACT World+.

Os valores obtidos pelo ATP são superiores entre 6,28 e 16,19 vezes quando comparado ao PEAD para a maioria das categorias de impacto potencial, exceto para a categoria depleção abiótica (combustíveis fósseis) que apresentam a menor diferença proporcional, sendo o impacto potencial do PEAD de 3,62 vezes superior o

impacto potencial do ATP. Já a categoria de impacto potencial esgotamento da camada de ozônio é a categoria de impacto potencial que apresenta a maior diferença proporcional entre os polímeros, sendo superior a 139,52 vezes.

O ATP quando comparado com o PEBD apresenta um valor superior entre 0,21 e 0,87 vezes para a maioria das categorias de impacto potencial, exceto para a categoria depleção abiótica e esgotamento da camada de ozônio que apresentam a maior e a menor diferença proporcional entre os polímeros, sendo elas respectivamente superiores a 4,51 e 0,02 vezes.

Os resultados de Caracterização demonstraram que o ATP apresenta um maior impacto ambiental potencial confirmando os resultados obtidos nos estudos de Ahamed et al. (2021) e Civancik-Uslu et al. (2019), que demonstram que as sacolas produzidas de PEAD e PEBD possuem um menor impacto ambiental potencial quando comparadas as sacolas biodegradáveis.

Entretanto, os resultados apresentados anteriormente pelos gráficos e tabelas demonstraram como as categorias de impacto ambiental potencial se comportam e quais são as suas unidades funcionais, não atribuindo uma pontuação comparativa na contribuição de cada categoria de impacto potencial na avaliação do ciclo de vida.

Desta forma, se mostra útil a mensuração da intensidade da contribuição em potencial de cada categoria de impacto ambiental potencial, mensurado através da pontuação das categorias de impacto potencial realizada através da Normalização.

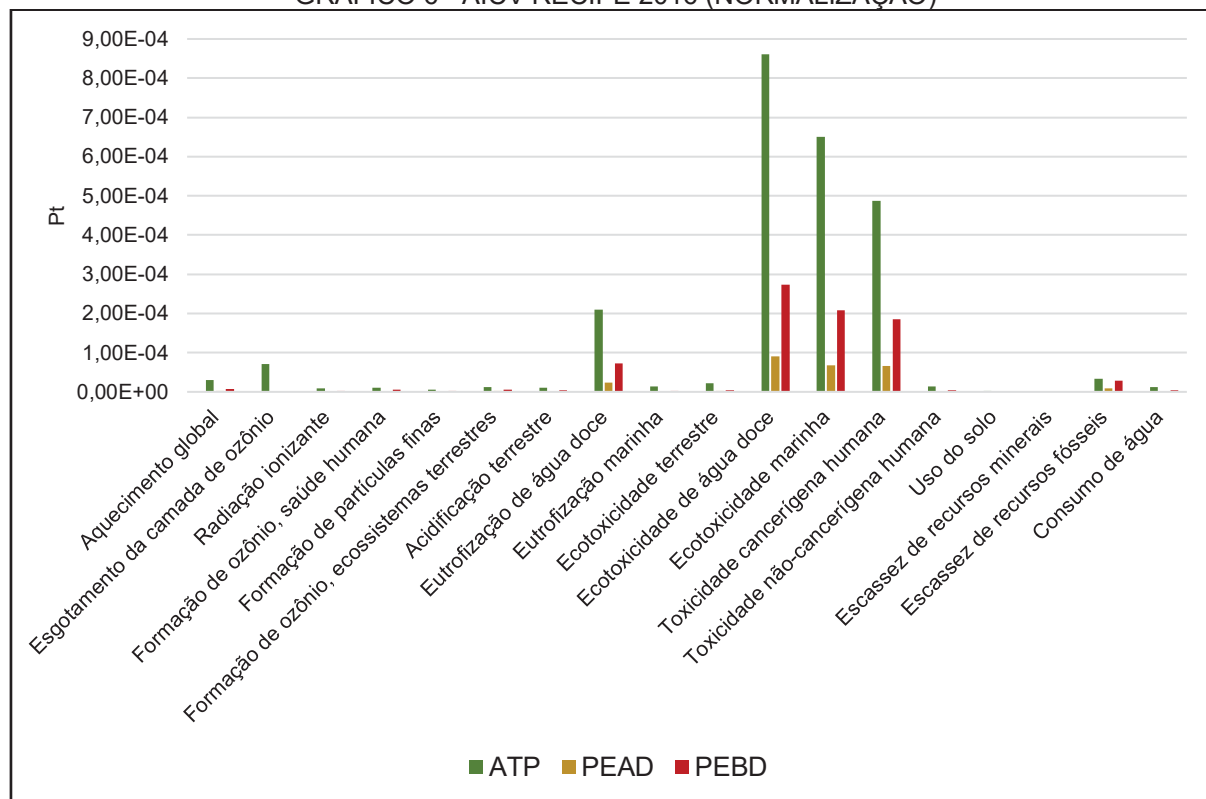
4.2 RESULTADOS DA NORMALIZAÇÃO DA AICV DE SACOLAS PLÁSTICAS ENTRE AS METODOLOGIAS

Nesta subseção são apresentados os gráficos que demonstram a pontuação das categorias de impacto potencial para as metodologias ReCiPe 2016 *Midpoint* (H) v.1.06 (GRÁFICO 6), IMPACT World+ *Endpoint* v.1.01 (GRÁFICO 7) e CML-IA baseline v.3.07 (GRÁFICO 8) para os três polímeros sob estudo através da Normalização das metodologias de AICV e no APÊNDICE 3 é apresentado o fator de Normalização dos métodos.

Não foi possível utilizar a metodologia IMPACT World+ *Midpoint* v.1.01 devido a ela não realizar a mensuração da Normalização do impacto potencial das categorias, pois o método apenas fornece fatores de Normalização ao nível dos danos, isto é,

pontos finais (*endpoints*) (BULLE et al., 2019). Fazendo necessário para a avaliação da Normalização a utilização da metodologia IMPACT World+ *Endpoint* v.1.01.

GRÁFICO 6 - AICV RECIPE 2016 (NORMALIZAÇÃO)



FONTE: Autor (2022).

Através da Normalização das categorias de impacto potencial para o método de avaliação ambiental ReCiPe 2016 foram demonstradas três categorias de impacto potencial de maior influência no ciclo de vida das sacolas plásticas dos polímeros avaliados: ecotoxicidade de água doce, ecotoxicidade marinha e toxicidade cancerígena humana.

Em relação à categoria ecotoxicidade de água doce o ATP, o PEAD e o PEBD apresentaram as seguintes pontuações: 8,61E-04, 8,99E-05 e 2,74E-04. Para a categoria ecotoxicidade marinha, as seguintes pontuações foram obtidas 6,51E-04, 6,84E-05 e 2,74E-04, respectivamente para o ATP, o PEAD e o PEBD. A última categoria de maior influência no ciclo de vida, a toxicidade cancerígena humana, apresentou o mesmo padrão de pontuação, ficando o ATP com a maior pontuação, o PEAD com a menor e o PEBD com a pontuação intermediária, obtendo respectivamente 4,88E-04, 6,55E-05 e 1,85E-04.

Explorando essas categorias com as maiores contribuições para o impacto ambiental potencial dos polímeros quando avaliados através da metodologia ReCiPe 2016, os processos que contribuem com pelo menos 70% dessa pontuação são demonstrados no QUADRO 11 para ecotoxicidade de água doce, no QUADRO 12 para a ecotoxicidade marinha e no QUADRO 13 para a toxicidade cancerígena humana.

QUADRO 11 - PROCESSOS MAIS SIGNIFICATIVOS - ECOTOXICIDADE DE ÁGUA DOCE

Polímero	Processo
ATP	<i>Municipal solid waste {RoW} treatment of, sanitary landfill Cut-off, U</i>
	<i>Scrap copper {Europe without Switzerland} treatment of scrap copper, municipal incineration Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {CL} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {RoW} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
PEAD	<i>Waste polyethylene {CH} treatment of, sanitary landfill Cut-off, U</i>
	<i>Spoil from hard coal mining {GLO} treatment of, in surface landfill Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {CL} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {RoW} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
PEBD	<i>Waste polyethylene {CH} treatment of, sanitary landfill Cut-off, U</i>
	<i>Spoil from hard coal mining {GLO} treatment of, in surface landfill Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {CL} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {RoW} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
	<i>Spoil from lignite mining {GLO} treatment of, in surface landfill Cut-off, U</i>

FONTE: Autor (2022).

A categoria ecotoxicidade de água doce apresentou a contribuição de 5 processos para a pontuação do PEBD enquanto para o PEAD e o ATP houve a contribuição de 4 processos.

Para o ATP os processos de maior impacto foram relacionados com o tratamento de aterros sanitários municipais, o tratamento de sucata de cobre por incineração municipal e o tratamento de rejeitos sulfídricos provenientes de operação de minas de cobre. O tratamento de aterros sanitários municipais é relacionado com a emissão atmosféricas de curto prazo devido ao processo de incineração e com o vazamento de chorume por falhas de contenção para o solo, o tratamento de sucata de cobre por incineração municipal é relacionado com as emissões de chorume para

o ar e para águas subterrâneas devido à decomposição do material orgânico da sacola plástica e o tratamento de rejeitos sulfídricos provenientes de operação de minas de cobre é relacionado com emissões de curto e longo prazo com as emissões provenientes da decomposição da sacola plástica emitidos para o solo e para a atmosfera.

Enquanto para o PEAD e PEBD os processos foram relacionados com o tratamento de resíduos de polietileno, o tratamento da má qualidade da extração de carvão mineral e os rejeitos sulfídricos provenientes da operação de tratamento de operação de mina de cobre. O tratamento de resíduos de polietileno é relacionado a incineração das sacolas plásticas e na produção de chorume, o tratamento da má qualidade da extração de carvão mineral é relacionado na infiltração do chorume produzido na decomposição da sacola no aterro sanitário onde ele consegue infiltrar em águas pluviais e o tratamento de rejeitos sulfídricos provenientes de operação de minas de cobre é relacionado com emissões de curto e longo prazo com as emissões provenientes da decomposição da sacola plástica emitidos para o solo e para a atmosfera. O PEBD apresenta um processo a mais que o PEAD, o tratamento dos refugos da extração de lignite relacionado com a infiltração de águas fluviais por chorume.

QUADRO 12 - PROCESSOS MAIS SIGNIFICATIVOS - ECOTOXICIDADE MARINHA

Polímero	Processo
ATP	<i>Municipal solid waste {RoW} treatment of, sanitary landfill Cut-off, U</i>
	<i>Scrap copper {Europe without Switzerland} treatment of scrap copper, municipal incineration Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {CL} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
	<i>Spoil from hard coal mining {GLO} treatment of, in surface landfill Cut-off, U</i>
PEAD	<i>Waste polyethylene {CH} treatment of, sanitary landfill Cut-off, U</i>
	<i>Spoil from hard coal mining {GLO} treatment of, in surface landfill Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {CL} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {RoW} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
PEBD	<i>Waste polyethylene {CH} treatment of, sanitary landfill Cut-off, U</i>
	<i>Spoil from hard coal mining {GLO} treatment of, in surface landfill Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {CL} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
	<i>Spoil from lignite mining {GLO} treatment of, in surface landfill Cut-off, U</i>

FONTE: Autor (2022).

A categoria ecotoxicidade marinha apresentou a contribuição de 4 processos mais significativos para cada polímero. Os processos que mais influenciam na pontuação obtida pelo ATP foram o tratamento de resíduos municipais urbanos, o tratamento de sucata de cobre por incineração municipal, o tratamento de rejeitos sulfídricos em mina de cobre e o tratamento de resíduos da extração de carvão em aterros à superfície.

O PEAD e o PEBD apresentaram três processos em comum, o tratamento de resíduos de polietileno em aterro sanitário, o tratamento de resíduos da extração de carvão em aterros à superfície e o tratamento de rejeitos sulfídricos provenientes da operação de minas de cobre. Os processos não compartilhados foram respectivamente para o PEAD e para o PEBD, o tratamento de represamento de rejeitos sulfídricos da operação de minas de cobre e o tratamento de resíduos da extração de lignite em aterro de superfície.

Assim como nas categorias de impacto potencial anterior, os processos relacionados nessa categoria de impacto potencial são relacionados com as emissões para o solo e atmosfera provenientes do chorume formado na decomposição da sacola plástica, e como a sua contaminação no solo pode chegar a lençóis subterrâneos.

QUADRO 13 - PROCESSOS MAIS SIGNIFICATIVOS - TOXICIDADE CANCERÍGENA HUMANA

Polímero	Processo
ATP	<i>electric arc furnace slag {RoW} treatment of electric arc furnace slag, residual material landfill Cut-off, U</i>
	<i>Spoil from hard coal mining {GLO} treatment of, in surface landfill Cut-off, U</i>
	<i>Spoil from lignite mining {GLO} treatment of, in surface landfill Cut-off, U</i>
	<i>Hard coal ash {RoW} treatment of, residual material landfill Cut-off, U</i>
PEAD	<i>electric arc furnace slag {RoW} treatment of electric arc furnace slag, residual material landfill Cut-off, U</i>
	<i>Spoil from hard coal mining {GLO} treatment of, in surface landfill Cut-off, U</i>
	<i>Residue from Na-dichromate production {RoW} treatment of residue from Na-dichromate production, residual material landfill Cut-off, U</i>
	<i>Average incineration residue {RoW} treatment of, residual material landfill Cut-off, U</i>
PEBD	<i>electric arc furnace slag {RoW} treatment of electric arc furnace slag, residual material landfill Cut-off, U</i>
	<i>Spoil from hard coal mining {GLO} treatment of, in surface landfill Cut-off, U</i>
	<i>Hard coal ash {RoW} treatment of, residual material landfill Cut-off, U</i>
	<i>Average incineration residue {RoW} treatment of, residual material landfill Cut-off, U</i>

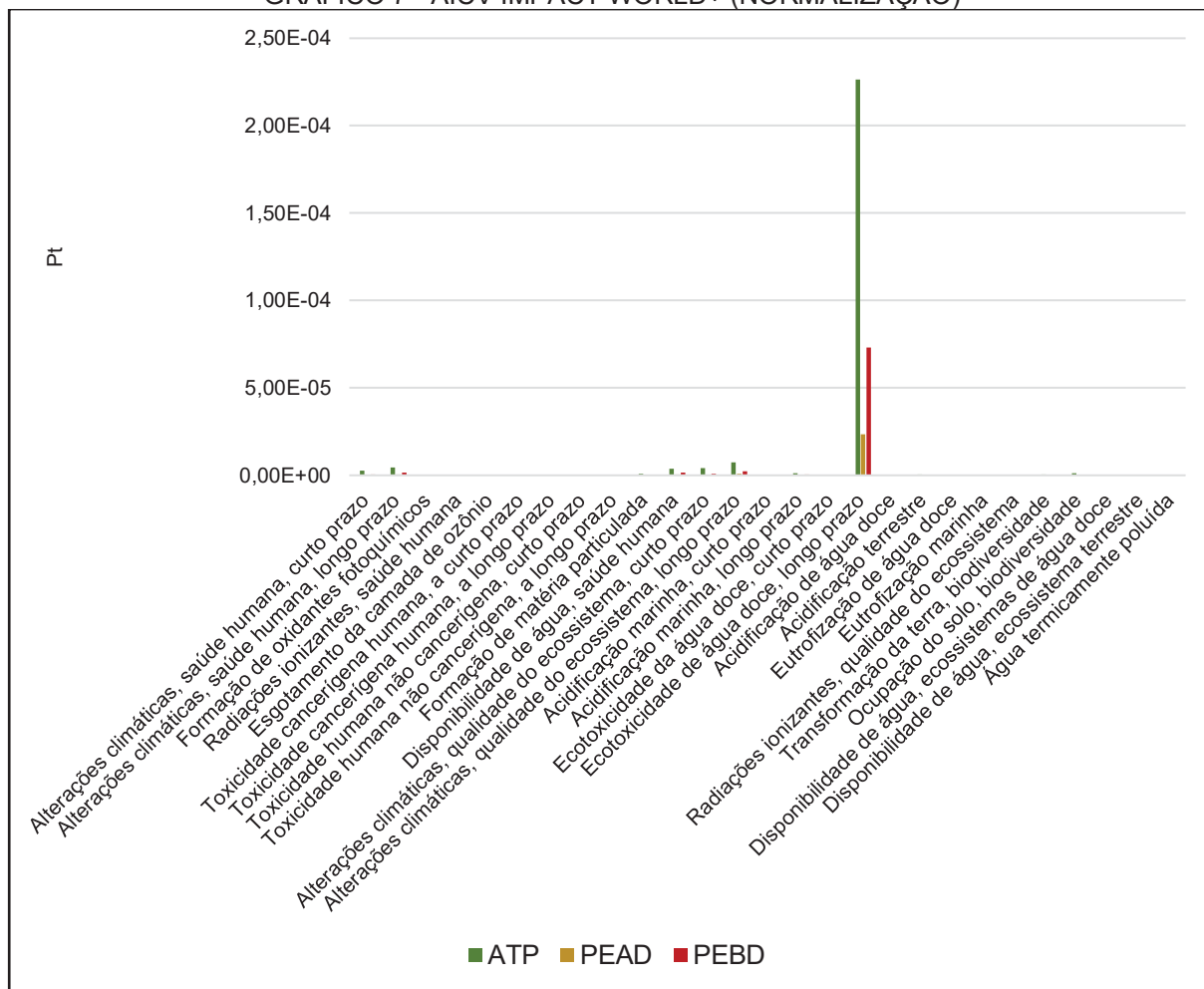
FONTE: Autor (2022).

Assim como a categoria anterior, a categoria toxicidade cancerígena humana apresentou para todos os polímeros 4 processos de maior contribuição.

Os processos relacionados ao ATP foram o tratamento de entulho de forno de arco elétrico, o tratamento da extração de carvão mineral, o tratamento da extração de lignite e o tratamento das cinzas de carvão. Enquanto o PEAD apresentou os processos de tratamento de entulho de forno de arco elétrico, tratamento da extração de carvão mineral, tratamento dos resíduos da produção de dicromato de sódio e tratamento dos resíduos médios de incineração. Finalizando os processos relacionados a pontuação do PEBD foram o tratamento de entulho de forno de arco elétrico, o tratamento da extração de carvão mineral, o tratamento das cinzas de carvão mineral e o tratamento de resíduos médios de incineração.

Esses processos assim como nas categorias de impacto potencial anteriores também estão relacionados com as emissões para o solo e atmosfera provenientes do chorume formado na decomposição da sacola plástica e como com a contaminação do solo, o chorume pode acabar contaminando águas subterrâneas.

■ ATP ■ PEAD ■ PEBD



Por meio da Normalização das categorias de impacto potencial para a metodologia de avaliação ambiental IMPACT World+ existe uma categoria de impacto potencial de maior influência na avaliação do ciclo de vida das sacolas plásticas dos polímeros avaliados, a ecotoxicidade de água doce, longo prazo.

No que diz respeito à categoria, o ATP apresentou uma pontuação de 2,26E-04, o PEBD apresenta uma pontuação de 7,30E-05 e o PEAD apresenta uma pontuação de 2,35E-05. As pontuações obtidas apresentam o mesmo padrão apresentado para a metodologia ReCiPe 2016, ficando o ATP com a maior pontuação, o PEAD com a menor e o PEBD com a pontuação intermediária. Os processos que correspondem a maior parte da pontuação obtida pela categoria são demonstrados no QUADRO 14.

QUADRO 14 - PROCESSOS MAIS SIGNIFICATIVOS - ECOTOXICIDADE DE ÁGUA DOCE, LONGO PRAZO

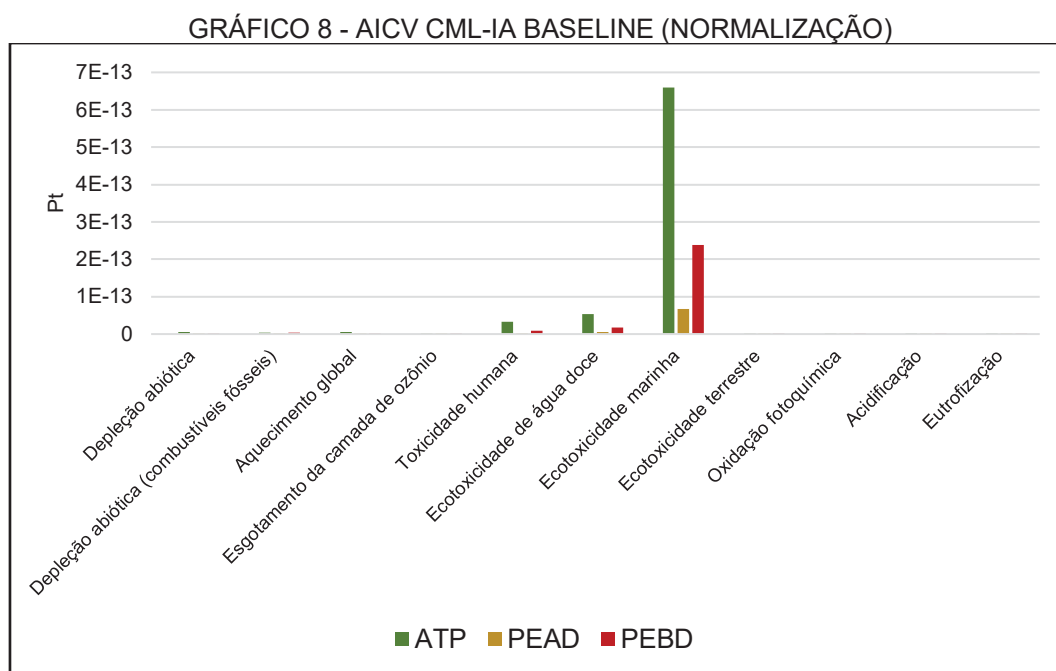
Polímero	Processo
ATP	<i>Municipal solid waste {RoW} treatment of, sanitary landfill Cut-off, U</i>
	<i>Hard coal ash {CH} treatment of, municipal incineration with fly ash extraction Cut-off, U</i>
	<i>Hard coal ash {RoW} treatment of, residual material landfill Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {CL} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {RoW} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
	<i>Scrap copper {Europe without Switzerland} treatment of scrap copper, municipal incineration Cut-off, U</i>
PEAD	<i>Hard coal ash {RoW} treatment of, residual material landfill Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {CL} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
	<i>Hard coal ash {CH} treatment of, municipal incineration with fly ash extraction Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {RoW} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {PE} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
	<i>Spoil from hard coal mining {GLO} treatment of, in surface landfill Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {CN} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {CA} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
	<i>Waste polyethylene {CH} treatment of, sanitary landfill Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {US} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
PEBD	<i>Hard coal ash {RoW} treatment of, residual material landfill Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {CL} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {RoW} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
	<i>Hard coal ash {CH} treatment of, municipal incineration with fly ash extraction Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {PE} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
	<i>Spoil from hard coal mining {GLO} treatment of, in surface landfill Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {CN} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
	<i>Lignite ash {RoW} treatment of, opencast refill Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {CA} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>
	<i>sulfidic tailings, from copper mine operation {US} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U</i>

FONTE: Autor (2022).

Esta categoria possui uma diluição maior de processos significativos para a pontuação obtida, demonstrando para os polímeros fósseis, PEAD e PEBD, 10 processos enquanto o polímero biológico biodegradável, ATP, apresenta 6 processos.

Os processos que mais influenciam na pontuação da categoria para o ATP foram relacionados com o tratamento de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários, o tratamento da incineração municipal de cinzas de carvão mineral com extração de cinzas voadoras, o tratamento de resíduos de cinzas de carvão mineral em aterro, o tratamento de rejeitos sulfídricos da operação de mina de cobre e o tratamento de sucata de cobre na incineração municipal. Os impactos desses processos estão relacionados com os gases provenientes da incineração das sacolas plásticas em aterro sanitário e a produção de chorume em aterro sanitário, também é relacionado ao tratamento de águas residuais por contaminação com o chorume.

O PEAD e o PEBD apresentaram os seguintes processos de maior influência para a categoria: tratamento de resíduos de cinzas de carvão mineral em aterro, tratamento de rejeitos sulfídricos provenientes da operação de minas de cobre, tratamento da incineração municipal de cinzas de carvão mineral e o tratamento de resíduos da extração de carvão em aterros de superfície. O PEAD apresentou um processo diferente ao PEBD, o tratamento de resíduos de polietileno em aterro sanitário. Assim como para o ATP. Os impactos dos processos atribuídos ao PEAD e PEBD estão relacionados com os gases provenientes da incineração das sacolas plásticas em aterro sanitário e a produção de chorume em aterro sanitário, também é relacionado ao tratamento de águas residuais por contaminação com chorume.



FONTE: Autor (2022).

Através da Normalização das categorias de impacto potencial da metodologia de avaliação ambiental CML-IA baseline, assim como no método IMPACT World+ existe apenas uma categoria de impacto potencial com maior influência na avaliação de ciclo de vida dos polímeros, mas diferente da metodologia anterior, nesta metodologia a categoria de impacto potencial de maior influência é a ecotoxicidade marinha.

Para a categoria de maior influência na Normalização, a ecotoxicidade marinha, o ATP apresenta uma pontuação de 6,60E-13, o PEBD apresenta uma pontuação de 2,39E-13 e o PEAD apresenta uma pontuação de 6,75E-14.

Os processos que correspondem a maior parte da pontuação obtida por essa categoria são demonstrados no QUADRO 15 para a ecotoxicidade marinha.

QUADRO 15 - PROCESSOS MAIS SIGNIFICATIVOS - ECOTOXICIDADE MARINHA
(continua)

Polímero	Processo
ATP	<i>Spoil from hard coal mining {GLO} treatment of, in surface landfill Cut-off, U</i>
	<i>Municipal solid waste {RoW} treatment of, sanitary landfill Cut-off, U</i>
	<i>Spoil from lignite mining {GLO} treatment of, in surface landfill Cut-off, U</i>
	<i>Hard coal ash {RoW} treatment of, residual material landfill Cut-off, U</i>

QUADRO 16 - PROCESSOS MAIS SIGNIFICATIVOS - ECOTOXICIDADE MARINHA
(conclusão)

Polímero	Processo
ATP	Heat, district or industrial, other than natural gas {RoW} heat production, at hard coal industrial furnace 1-10MW Cut-off, U
	Hard coal ash {CH} treatment of, municipal incineration with fly ash extraction Cut-off, U
	sulfidic tailings, from copper mine operation {CL} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U
	sulfidic tailings, from copper mine operation {RoW} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U
	Natural gas, unprocessed, at extraction {GLO} production Cut-off, U
	sulfidic tailings, from copper mine operation {PE} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U
	Scrap copper {Europe without Switzerland} treatment of scrap copper, municipal incineration Cut-off, U
	Electricity, high voltage {CN-NM} electricity production, hard coal Cut-off, U
	sulfidic tailings, from copper mine operation {CN} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U
	electricity, high voltage {BR-North-eastern grid} electricity production, hard coal Cut-off, U
	Coal slurry {GLO} treatment of, impoundment Cut-off, U
	basic oxygen furnace slag {GLO} treatment of basic oxygen furnace slag, residual material landfill Cut-off, U
	Electricity, high voltage {JP} electricity production, hard coal Cut-off, U
	sulfidic tailings, from copper mine operation {CA} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U
	Electricity, high voltage {CN-SD} electricity production, hard coal Cut-off, U
	Electricity, high voltage {CN-JS} electricity production, hard coal Cut-off, U
	sulfidic tailings, from copper mine operation {US} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U
	Nickel smelter slag {RoW} treatment of, residual material landfill Cut-off, U
	sulfidic tailings, from copper mine operation {AU} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U
	Electricity, high voltage {RFC} electricity production, hard coal Cut-off, U
PEAD	Lignite ash {RoW} treatment of, opencast refill Cut-off, U
	Electricity, high voltage {CN-SX} electricity production, hard coal Cut-off, U
	Spoil from hard coal mining {GLO} treatment of, in surface landfill Cut-off, U
	Waste polyethylene {CH} treatment of, sanitary landfill Cut-off, U
PEBD	Spoil from hard coal mining {GLO} treatment of, in surface landfill Cut-off, U
	Hard coal ash {RoW} treatment of, residual material landfill Cut-off, U
	Spoil from lignite mining {GLO} treatment of, in surface landfill Cut-off, U
	Waste polyethylene {CH} treatment of, sanitary landfill Cut-off, U
	Spoil from hard coal mining {GLO} treatment of, in surface landfill Cut-off, U
	sulfidic tailings, from copper mine operation {CL} treatment of sulfidic tailings, from copper mine operation, tailings impoundment Cut-off, U
PEBD	Electricity, high voltage {CN-NM} electricity production, hard coal Cut-off, U
	Electricity, high voltage {CN-NM} electricity production, hard coal Cut-off, U

FONTE: Autor (2022).

Para a categoria de impacto potencial ecotoxicidade marinha há 28 processos de maior contribuição para a pontuação obtida pelo polímero renovável o ATP, enquanto os polímeros fósseis, PEAD e PEBD, apresentam respectivamente, 4 e 6 processos.

Os processos que mais contribuíram para a pontuação da categoria ecotoxicidade marinha para o ATP foram o tratamento de resíduos da extração de carvão em aterros de superfície, o tratamento de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários, o tratamento de resíduos da extração de lignite em aterro de superfície, o tratamento de resíduos de cinzas de carvão mineral em aterro, a produção de calor distrital ou industrial (com exceção do gás natural de carvão), o tratamento de rejeitos sulfídricos rejeitos da operação de mina de cobre, produção de gás natural, não processado, tratamento de sucata de cobre, produção de eletricidade, tratamento de represamento de chorume de carvão, tratamento de resíduos de forno de oxigênio, tratamento de resíduos de fundição de níquel em aterro e tratamento de resíduos da extração de carvão em aterros de superfície.

O processo de tratamento de resíduos da extração de carvão em aterros de superfície, o tratamento de resíduos da extração de lignite em aterro de superfície, o tratamento de resíduos de cinzas de carvão mineral em aterro e o tratamento de rejeitos sulfídricos rejeitos da operação de mina de cobre estão relacionados com a contaminação de águas fluviais por chorume proveniente da decomposição do material da sacola plástica. O processo de tratamento de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários está relacionado com os gases produzidos na incineração das sacolas em aterro sanitário e na geração do chorume em sua decomposição. O processo de produção de calor distrital ou industrial (com exceção do gás natural de carvão) está relacionando ao impacto associado a geração de energia através de carvão mineral. A produção de gás natural, não processado está relacionado com o impacto relacionado com a extração do petróleo bruto para a geração de gás natural utilizado na geração de energia.

Para o PEAD os processos foram o tratamento de resíduos de polietileno em aterro sanitário, o tratamento de resíduos da extração de carvão em aterros à superfície, o tratamento de resíduos de cinzas de carvão mineral em aterro e o tratamento de resíduos da extração de lignite em aterro de superfície. O tratamento

de resíduos de polietileno em aterro sanitário está relacionado aos gases produzidos pelo processo de incineração das sacolas plásticas e a geração de chorume. O tratamento de resíduos da extração de carvão em aterros à superfície, o tratamento de resíduos de cinzas de carvão mineral em aterro e o tratamento de resíduos da extração de lignite em aterro de superfície estão relacionados a infiltração de chorume em águas subterrâneas.

Enquanto para o PEBD os processos foram o tratamento de resíduos de polietileno em aterro sanitário, o tratamento de resíduos da extração de carvão em aterros de superfície, o tratamento de resíduos de cinzas de carvão mineral em aterro, o tratamento de resíduos da extração de lignite em aterro de superfície, o tratamento de rejeitos sulfídricos provenientes da operação de minas de cobre e a produção de eletricidade a partir de carvão fóssil. O PEBD apresenta em adicional aos processos do PEAD, o tratamento de rejeitos sulfídricos provenientes da operação de minas de cobre no represamento de chorume e a produção de eletricidade a partir de carvão fóssil está relacionada ao consumo de carvão mineral para a produção de eletricidade que será utilizada no processo de produção da sacola plástica.

Conforme os resultados apresentados para os três métodos de avaliação sobre dos impactos ambientais das sacolas plásticas produzidas de PEAD, PEBD e ATP, foi possível identificar que os maiores impactos potenciais foram relacionados com as sacolas plásticas produzidas a partir da base biológica biodegradável (ATP), pois ele apresentou um maior impacto ambiental potencial em todas as categorias de impacto potencial para os métodos selecionados.

4.3 CENÁRIOS ALTERNATIVOS EM RELAÇÃO À MASSA DO ATP

A análise de Normalização das metodologias de impacto ambiental potencial demonstrados na seção anterior confirmam o maior impacto ambiental potencial do polímero biológico biodegradável em comparação aos polímeros petroquímicos.

Entretanto, na pesquisa conduzida por Broeren et al. (2017) foi demonstrado que a redução da massa necessária na confecção da sacola de ATP, igualando a massa da sacola petroquímica de menor impacto potencial, neste caso a massa do PEAD, o material biológico apresenta um melhor desempenho ambiental.

Assim, supondo que com a diminuição da massa na constituição da sacola de ATP ela consiga apresentar a mesma unidade funcional da sacola de PEAD e PEBD,

nessa subseção são apresentados três gráficos que demonstram o somatório da pontuação obtida por cada um dos polímeros nas categorias de impacto potencial presentes na Normalização das metodologias ReCiPe 2016 *Midpoint* (H) v.1.06 (GRÁFICO 9), IMPACT World+ *Endpoint* v.1.01 (GRÁFICO 10) e CML-IA baseline v.3.07 (GRÁFICO 11).

Os gráficos apresentam os valores para os três polímeros sob estudo ao longo dessa dissertação em quatro cenários que demonstram uma mudança na quantidade de massa do ATP, o primeiro utilizando 75% de massa original do ATP, o segundo com 50% da massa, o terceiro com 25% da massa original do ATP e o último cenário com 16,5% (que corresponde a porcentagem em que a massa de ATP se equipara a massa do PEAD), gerados a partir dos inventários demonstrado na TABELA 9 para 75% de massa original do ATP, na TABELA 10 50% de massa original do ATP, na TABELA 11 25% de massa original do ATP e na TABELA 12 para 16,5% de massa original do ATP.

TABELA 9 – INVENTÁRIO CENÁRIO ALTERNATIVO ATP COM 75% DA MASSA ORIGINAL

Fase do ciclo de vida	Processo	Material	Quantidade		Consumo elétrico no processo
			Entrada	Saída	
Produção	Extrusão	Grânulo ²	29,63g	28,15g	0,0195558 8KWh
		Resíduo extrusão grânulo	-	1,48g	
	Corte e solda	Filme plástico	28,15g	25,34g	0,000014KWh
		Aparas de filme plástico	-	2,81g	
Uso	-	Sacola plástica	25,34g	25,34g	-
Fim do ciclo de vida	Aterro sanitário	Sacola plástica	25,34g	-	-

FONTE: Autor (2022).

² O grânulo de ATP é composto por: 15,07g de amido, 10,04g de PBAT e 4,52g de plasticizante orgânico.

TABELA 10 - INVENTÁRIO CENÁRIO ALTERNATIVO ATP COM 50% DA MASSA ORIGINAL

Fase do ciclo de vida	Processo	Material	Quantidade		Consumo elétrico no processo
			Entrada	Saída	
Produção	Extrusão	Grânulo ³	19,76g	18,77g	0,0130416 KWh
		Resíduo extrusão grânulo	-	0,99g	
	Corte e solda	Filme plástico	18,77g	16,89g	0,000014KWh
		Aparas de filme plástico	-	1,88g	
Uso	-	Sacola plástica	16,89g	16,89g	-
Fim do ciclo de vida	Aterro sanitário	Sacola plástica	16,89g	-	-

FONTE: Autor (2022).

TABELA 11 - INVENTÁRIO CENÁRIO ALTERNATIVO ATP COM 25% DA MASSA ORIGINAL

Fase do ciclo de vida	Processo	Material	Quantidade		Consumo elétrico no processo
			Entrada	Saída	
Produção	Extrusão	Grânulo ⁴	9,88g	9,38g	0,0065208 KWh
		Resíduo extrusão grânulo	-	0,50g	
	Corte e solda	Filme plástico	9,38g	8,45g	0,000014KWh
		Aparas de filme plástico	-	0,94g	
Uso	-	Sacola plástica	8,45g	8,45g	-
Fim do ciclo de vida	Aterro sanitário	Sacola plástica	8,45g	-	-

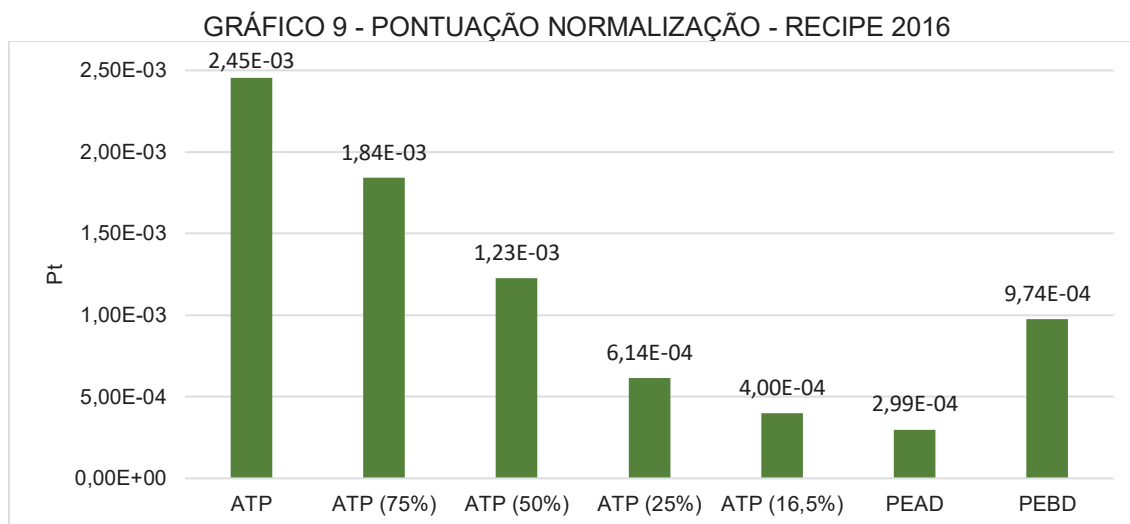
FONTE: Autor (2022).

TABELA 12 - INVENTÁRIO CENÁRIO ALTERNATIVO ATP COM 16,5% DA MASSA ORIGINAL

Fase do ciclo de vida	Processo	Material	Quantidade		Consumo elétrico no processo
			Entrada	Saída	
Produção	Extrusão	Grânulo ⁵	6,43g	6,11g	0,0042438 KWh
		Resíduo extrusão grânulo	-	0,32g	
	Corte e solda	Filme plástico	6,11g	5,50g	0,000014KWh
		Aparas de filme plástico	-	2,81g	
Uso	-	Sacola plástica	5,50g	5,50g	-
Fim do ciclo de vida	Aterro sanitário	Sacola plástica	5,50g	-	-

FONTE: Autor (2022).

³ O grânulo de ATP é composto por: 10,05g de amido, 6,70g de PBAT e 3,01g de plasticizante orgânico.⁴ O grânulo de ATP é composto por: 5,02g de amido, 3,35g de PBAT e 1,51g de plasticizante orgânico.⁵ O grânulo de ATP é composto por: 3,27g de amido, 2,18g de PBAT e 0,98g de plasticizante orgânico.

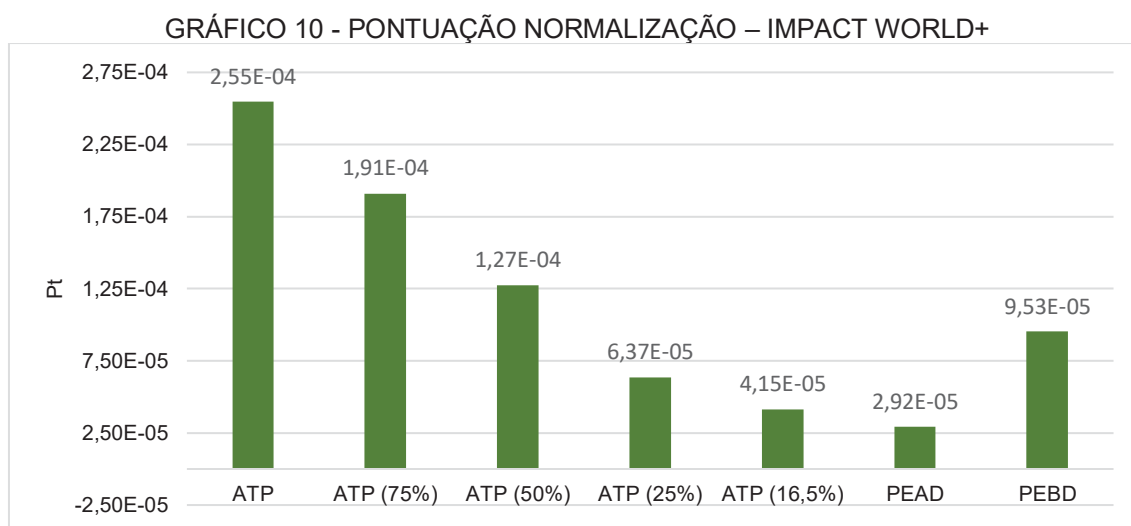


FONTE: Autor (2022).

Em relação à redução do impacto ambiental potencial quando comparado ao impacto potencial do ATP original pela metodologia ReCiPe 2016, o primeiro cenário apresenta um impacto potencial 24,99% inferior quando comparado ao ATP original. O segundo cenário apresenta um impacto potencial 50% inferior, o terceiro cenário apresenta um impacto potencial 74,99% inferior e o último cenário apresenta um impacto potencial inferior de 83,72%.

Em relação aos polímeros petroquímicos a proporção de ATP entre os cenários 2 e 3, o ATP demonstra um impacto ambiental potencial inferior ao PEBD e o último cenário em que a massa do ATP e do PEAD são iguais, o ATP apresenta um maior impacto ambiental potencial, sendo superior em aproximadamente 33,67% quando comparado ao PEAD.

Mesmo apresentando um menor impacto ambiental potencial no somatório das categorias de impacto ambiental potencial, o PEAD apresenta um impacto potencial superior em 1 das 18 categorias avaliadas pela metodologia ReCiPe 2016 quando comparado ao ATP, sendo ela a escassez de recursos minerais.

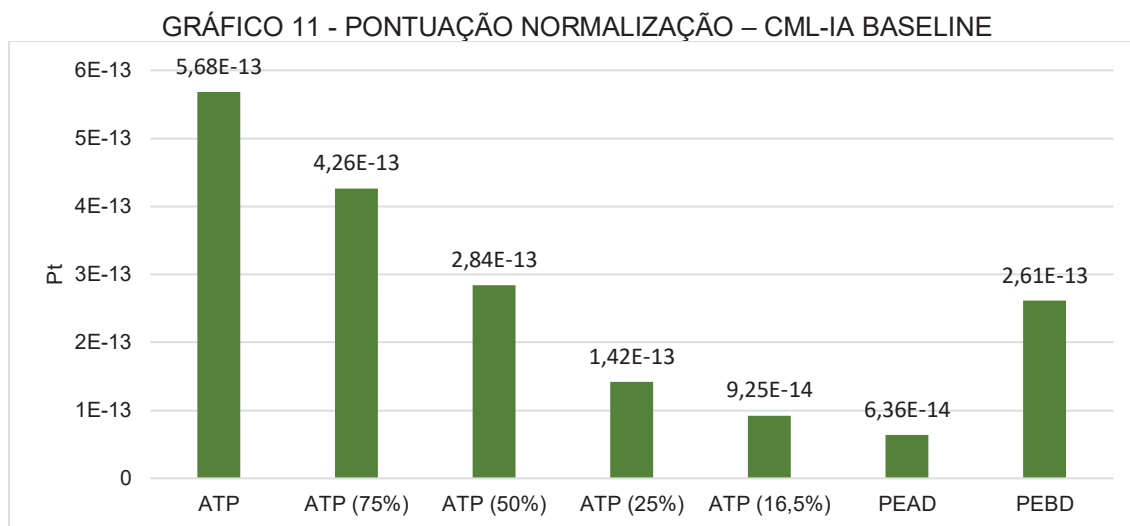


FONTE: Autor (2022).

Em relação à redução do impacto ambiental potencial quando comparado ao impacto potencial do ATP original pela metodologia IMPACT World+, o primeiro cenário apresenta um impacto potencial 75,01% inferior. O segundo cenário apresenta um impacto potencial 50% inferior, o terceiro cenário apresenta um impacto potencial 74,99% inferior, e o último cenário apresenta um impacto potencial 83,72% inferior.

Em relação aos polímeros petroquímicos a proporção de ATP entre os cenários 2 e 3, o ATP demonstra um impacto ambiental potencial inferior ao PEBD e o último cenário em que a massa do ATP e do PEAD são iguais, o ATP ainda apresenta um impacto ambiental potencial superior ao PEAD, sendo de aproximadamente 42,19%.

O ATP mesmo apresentando um impacto ambiental potencial superior ao somatório dos impactos quando comparado ao PEAD, possui um impacto ambiental potencial inferior em 1 entre as 27 categorias de impacto potencial avaliadas pelo método de AICV, sendo ela a formação de oxidantes fotoquímicos.



FONTE: Autor (2022).

Em relação à redução do impacto ambiental potencial quando comparado ao impacto potencial do ATP original pela metodologia IMPACT World+, o primeiro cenário apresenta um impacto potencial 24,99% inferior, o segundo cenário apresenta um impacto potencial 50% inferior, o terceiro cenário apresenta um impacto potencial 74,99% inferior e o último cenário apresenta um impacto potencial 83,72% inferior.

Em relação aos polímeros petroquímicos a proporção de ATP entre os cenários 2 e 3 demonstra um impacto ambiental potencial inferior ao PEBD e o último cenário em que a massa do ATP e do PEAD são iguais, o ATP ainda apresenta um impacto potencial maior que do PEAD, sendo superior em aproximadamente 45,35%.

Novamente, o ATP apresenta um impacto ambiental potencial superior no somatório das categorias de impacto potencial quando a sua massa é igual à do PEAD, entretanto o seu impacto potencial é inferior em 2 das 11 categorias do método quando comparado ao PEAD, sendo elas a depleção abiótica (combustíveis fósseis) e oxidação fotoquímica.

A redução proporcional do impacto ambiental potencial do ATP nos cenários foi principalmente devido à diminuição da sua massa, e decresce quase que na mesma proporção da diminuição proporcional da sua massa. Quando a massa entre o ATP e o PEAD são a mesma, o ATP ainda apresenta um impacto potencial superior ao PEAD em todas as metodologias de AICV. Mesmo que o ATP precise de uma menor temperatura na extrusão de seus grânulos o que acarreta numa diminuição do consumo elétrico, que segundo Morales-Méndez e Silva-Rodríguez (2018) é no processo de extrusão que se encontra o maior impacto ambiental potencial no

processo de produção de sacolas plásticas, o impacto potencial relacionado à produção do grânulo de ATP é superior ao impacto ambiental potencial na produção do grânulo de PEAD, assim mesmo com um melhor desempenho no processo de produção o material biológico ainda apresenta um pior impacto potencial ao se analisar todo o seu ciclo de vida.

Os resultados apresentados pelas metodologias demonstram que com uma redução de um pouco mais de 50% da massa original o ATP apresenta um menor impacto ambiental potencial quando comparado com o PEBD em todas as metodologias.

Desta forma, a receita apresentada nessa dissertação para o polímero biológico biodegradável pode apresentar um menor impacto ambiental potencial quando comparado ao PEBD caso haja uma redução significativa em sua massa, entretanto, mesmo igualando a sua massa a massa necessária para se produzir sacolas de PEAD o ATP não consegue apresentar um menor impacto ambiental potencial.

4.4 RESULTADOS DA ANÁLISE DE SENSIBILIDADE ENTRE AS CATEGORIAS DE IMPACTO AMBIENTAL POTENCIAL

Para realizar a análise de sensibilidade entre as categorias de impacto ambiental potencial que mais contribuem no impacto potencial do ciclo de vida das sacolas plásticas, no item 4.4.1 foi realizado a harmonização entre as categorias de impacto ambiental potencial e no item 4.4.2 foi realizado a análise de sensibilidade entre essas categorias de impacto ambiental potencial.

4.4.1 Harmonização entre as categorias de impacto ambiental potencial

Com a identificação das categorias de impacto ambiental potencial que apresentam a maior contribuição para o impacto ambiental potencial dos polímeros utilizados na fabricação das sacolas plásticas (toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce) e das categorias de impacto potencial de maior ocorrência nos artigos correlatos (aquecimento global e esgotamento da camada de ozônio), torna-se preciso a realização da padronização dos seus valores entre as metodologias. Para isso é importante que os resultados obtidos pela Caracterização sejam compatíveis entre os métodos de AICV.

Para a conversão foi utilizado como referência as unidades da metodologia de AICV ReCiPe 2016. Desta forma, os resultados da Caracterização das categorias de impacto potencial foram harmonizados considerando as unidades dos fatores de Caracterização, conforme o QUADRO 16 demonstra as unidades dos indicadores de impacto potencial.

QUADRO 16 - UNIDADES DAS CATEGORIAS DE IMPACTO AMBIENTAL POTENCIAL ENTRE AS METODOLOGIAS DE AICV

Categoria de impacto	ReCiPe 2016	CML-IA baseline	IMPACT World+
Aquecimento global	kg CO2 eq	kg CO2 eq	kg CO2 eq
Esgotamento da camada de ozônio	kg CFC11 eq	kg CFC-11 eq	kg CFC-11 eq
Toxicidade humana	-	kg 1,4-DB eq	-
Toxicidade cancerígena humana	kg 1,4-DCB	-	CTUh
Toxicidade não cancerígena humana	kg 1,4-DCB	-	CTUh
Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DCB	kg 1,4-DB eq	CTUe
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DCB	kg 1,4-DB eq	-
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DCB	kg 1,4-DB eq	-

FONTE: Autor (2022).

Para as categorias de impacto potencial aquecimento global e esgotamento da camada de ozônio todos os métodos utilizam como referência o modelo IPCC e *World Meteorological Organization* (WMO), para as categorias que envolvem toxicidade os métodos CML-IA baseline e IMPACT World+ utilizam o modelo USES-LCA, entretanto eles utilizam unidades diferentes e o método ReCiPe 2016 utiliza o modelo USEtox (BULLE et al., 2019; EUROPEAN COMMISSION - JOINT RESEARCH CENTRE, 2010; HUIJBREGTS et al., 2016).

Após a observação do quadro anterior, as categorias de impacto potencial aquecimento global e esgotamento da camada de ozônio apresentam as mesmas unidades entre as metodologias de impacto ambiental potencial, entretanto, para a metodologia IMPACT World+ a categoria aquecimento global é dividida entre alterações climáticas, curto prazo e alterações climáticas, longo prazo sendo a categoria alterações climáticas, longo prazo equivalente ao aquecimento global dos métodos ReCiPe 2016 e CML-IA baseline.

Para a categoria de impacto potencial toxicidade humana existe uma diferença entre a nomenclatura e abrangência das categorias entre os métodos de AICV. No

método CML-IA baseline há a união das categorias apresentadas no método ReCiPe 2016 e IMPACT World+, toxicidade cancerígena humana e toxicidade não cancerígena humana. Desta forma não há como realizar uma divisão clara entre os tipos de toxicidade. Assim, foi considerado a soma dos resultados da toxicidade cancerígena humana e toxicidade não cancerígena humana para cada um dos métodos, ReCiPe 2016 e IMPACT World+, para a comparação com o CML-IA baseline. Para a conversão da unidade do método IMPACT World+ (CTUh) para a unidade de referência de kg 1,4-DCB da metodologia ReCiPe 2016 usou o valor da substância *benzene, 1,4-dichloro* do método IMPACT World+.

A categoria de impacto potencial ecotoxicidade de água doce também apresenta uma diferença na nomenclatura entre as unidades das metodologias ReCiPe 2016 (kg 1,4-DCB) e CML-IA baseline (kg 1,4-DB) assim como na categoria de toxicidade humana, mas se trata da mesma unidade (*Benzene, 1,4-dichloro*). Assim, foi realizada a conversão de unidade do método IMPACT World+ para a unidade do método de referência (ReCiPe 2016) utilizando o valor da substância *benzene, 1,4-dichloro* do método IMPACT World+.

A categoria de impacto ambiental potencial ecotoxicidade marinha não é diretamente retratada para o método IMPACT World+ em *midpoint*, pois neste método se utiliza a ecotoxicidade de água doce como um substituto da ecotoxicidade marinha e terrestre por apresentar substâncias que podem ser tóxicas independente do ecossistema receptor (BULLE et al., 2019). Por esse motivo, para poder ser harmonizado e comparada as categorias ecotoxicidade marinha e terrestre dos métodos ReCiPe 2016 e CML-IA baseline foram considerados. A TABELA 13 demonstra os fatores de conversão entre as metodologias.

TABELA 13 - FATORES DE CONVERSÃO ENTRE OS MÉTODOS DE AICV

(continua)

Categorias de impacto com a unidade de referência	ReCiPe 2016	CML-IA baseline	IMPACT World+
Aquecimento global - kg CO2 eq	1	1	1
Esgotamento da camada de ozônio - kg CFC-11 eq	1	1	1
Toxicidade humana - kg 1,4-DCB	-	1	-
Toxicidade cancerígena humana - kg 1,4-DCB	1	-	5,52E+06
Toxicidade não cancerígena humana - kg 1,4-DCB	1	-	1,85E+07

TABELA 13 - FATORES DE CONVERSÃO ENTRE OS MÉTODOS DE AICV
(conclusão)

Categorias de impacto com a unidade de referência	ReCiPe 2016	CML-IA baseline	IMPACT World+
Ecotoxicidade de água doce - kg 1,4-DCB	1	1	1,02E-03
Ecotoxicidade marinha - kg 1,4-DCB	1	1	-
Ecotoxicidade terrestre - kg 1,4-DCB	1	1	-

FONTE: Autor (2022).

Após a definição dos fatores de conversão para a harmonização entre as categorias de impacto potencial das metodologias em um denominador comum foi possível realizar a comparação de seus resultados Normalizados. Na próxima subseção (4.4.2) é apresentada essa comparação.

4.4.2 Análise de sensibilidade entre as categorias de impacto ambiental potencial

A TABELA 14 demonstra os resultados harmonizados entre a metodologia ReCiPe 2016 e CML-IA baseline e a TABELA 15 demonstra os resultados harmonizados para as metodologias ReCiPe 2016 e IMPACT World+, ambas para os valores de Caracterização obtidos no estudo de ACV.

TABELA 14 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE ENTRE AS METODOLOGIAS RECIPE 2016 E CML-IA BASELINE PARA OS INDICADORES DE MAIOR INFLUÊNCIA NA ACV

	ReCiPe 2016			CML-IA baseline		
	PEBD	PEAD	ATP	PEBD	PEAD	ATP
Aquecimento global (kg CO2 eq)	6,24E-02	1,72E-02	2,38E-01	5,87E-02	1,60E-02	2,18E-01
% ReCiPe 2016	-	-	-	-5,93	-6,82	-8,61
Esgotamento da camada de ozônio (kg CFC-11 eq)	1,97E-08	4,56E-09	4,27E-06	3,31E-09	2,91E-10	4,06E-08
% ReCiPe 2016	-	-	-	-83,18	-93,61	-99,05
Toxicidade humana (kg 1,4-DCB)	1,55E-01	4,97E-02	4,34E-01	2,32E-02	6,50E-03	8,65E-02
% ReCiPe 2016	-	-	-	-85,04	-86,91	-80,06
Ecotoxicidade de água doce (kg 1,4-DCB)	1,15E-01	3,04E-02	3,95E-01	4,94E+01	1,31E+01	1,28E+02
% ReCiPe 2016	-	-	-	42861,21	42932,46	32305,05

FONTE: Autor (2022).

Os valores demonstrados na TABELA 14 apontam que a categoria de impacto potencial aquecimento global é o que apresenta a menor variação entre as

metodologias ReCiPe 2016 e CML-IA baseline, demonstrando a menor variação para o PEBD e a maior variação para o ATP, sendo que todos os polímeros apresentam uma variação negativa indicando que o impacto potencial mensurado pela metodologia CML-IA baseline é inferior ao da ReCiPe 2016.

Os valores obtidos pelas categorias esgotamento da camada de ozônio e toxicidade humana possuem um impacto potencial inferior para a metodologia CML-IA baseline em comparação com a ReCiPe 2016, entretanto a sua variação entre os polímeros fica entre 83,18 e 99,05% para o esgotamento da camada de ozônio e entre 80,06 e 86,91% para a toxicidade humana, demonstrando a maior variação para o ATP na categoria de impacto potencial esgotamento da camada de ozônio e para o PEAD na categoria toxicidade humana.

Para a categoria ecotoxicidade de água doce o método de AICV CML-IA baseline apresenta valores de impacto potencial superiores ao método ReCiPe 2016 para os polímeros, sendo a ecotoxicidade de água doce a categoria com a maior variação entre as categorias analisadas, variando entre 32305,05 e 42932,46% a mais na metodologia CML-IA baseline, demonstrando a maior diferença entre os impactos potenciais harmonizados para os polímeros petroquímicos.

A comparação entre os dois métodos de AICV, o ATP apresenta a maior variação para duas categorias de impacto potencial das quatro avaliadas: aquecimento global e esgotamento da camada de ozônio.

TABELA 15 - ANÁLISE DE SENSIBILIDADE ENTRE AS METODOLOGIAS RECIPE 2016 E IMPACT WORLD+ PARA OS INDICADORES DE MAIOR INFLUÊNCIA NA ACV

	ReCiPe 2016			IMPACT World+		
	PEBD	PEAD	ATP	PEBD	PEAD	ATP
Aquecimento global (kg CO₂ eq)	6,24E-02	1,72E-02	2,38E-01	5,03E-02	1,33E-02	2,10E-01
% ReCiPe 2016	-	-	-	-19,38	-22,49	-11,72
Esgotamento da camada de ozônio (kg CFC-11 eq)	1,97E-08	4,56E-09	4,27E-06	4,35E-09	3,74E-10	6,47E-08
% ReCiPe 2016	-	-	-	-77,90	-91,81	-98,48
Toxicidade humana (kg 1,4-DCB)	1,55E-01	4,97E-02	4,34E-01	1,42E-01	4,02E-02	4,59E-01
% ReCiPe 2016	-	-	-	-8,26	-19,03	5,73
Ecotoxicidade de água doce (kg 1,4-DCB)	1,15E-01	3,04E-02	3,95E-01	1,31E+00	4,13E-01	3,97E+00
% ReCiPe 2016	-	-	-	1038,38	1258,04	906,47

FONTE: Autor (2022).

A TABELA 15 demonstra que a toxicidade humana é a categoria de impacto potencial que apresenta a menor variação entre as metodologias ReCiPe 2016 e IMPACT World+, variando entre 5,73 e 19,03%, demonstrando a menor variação para o ATP e a maior para o PEAD, nessa categoria os valores obtidos pelo IMPACT World+ são inferiores aos do ReCiPe 2016 para o PEAD e PEBD e superior para o ATP.

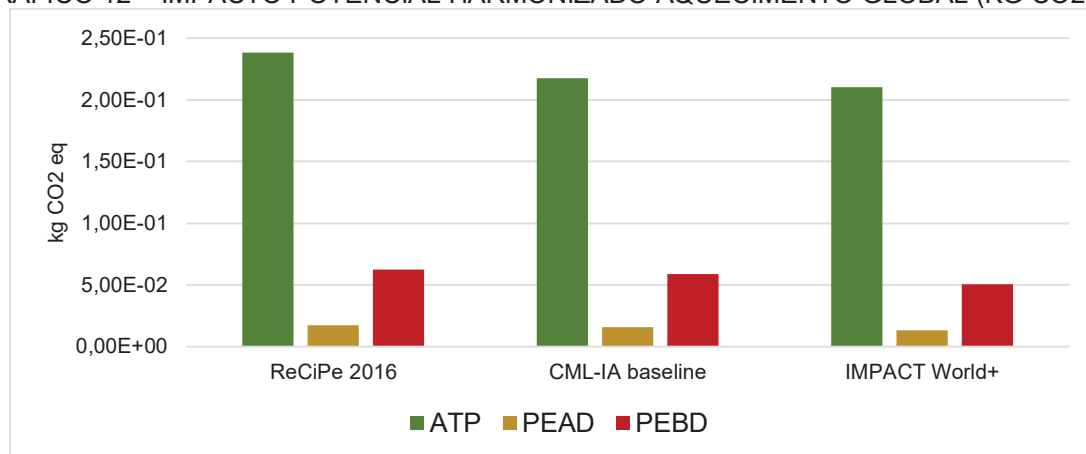
Os valores obtidos pelas categorias esgotamento da camada de ozônio apresentam valores inferiores de impacto potencial para a metodologia IMPACT World+ em relação à ReCiPe 2016, sua variação percentual fica entre 77,90 e 98,48. Diferente da categoria anterior, nesta categoria os polímeros petroquímicos apresentam uma variação inferior ao ATP.

A categoria aquecimento global possui um impacto potencial inferior para a metodologia IMPACT World+ em comparação com a ReCiPe 2016, a sua variação entre os polímeros fica entre 11,72 e 22,49%, demonstrando a menor variação para o ATP.

A categoria ecotoxicidade de água doce apresenta para o método IMPACT World+ valores de impacto potencial superiores ao método ReCiPe 2016, sendo a categoria de maior variação entre as categorias analisadas, variando entre 906,47 e 1258,04%, sendo a maior variação para o PEAD e a menor para o ATP.

Diferente da comparação entre as metodologias anteriores (ReCiPe 2016 – CML-IA baseline), na comparação ReCiPe 2016 – IMPACT World+ o ATP apresentou uma menor variação para as categorias aquecimento global, toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce uma maior variação para a categoria esgotamento da camada de ozônio.

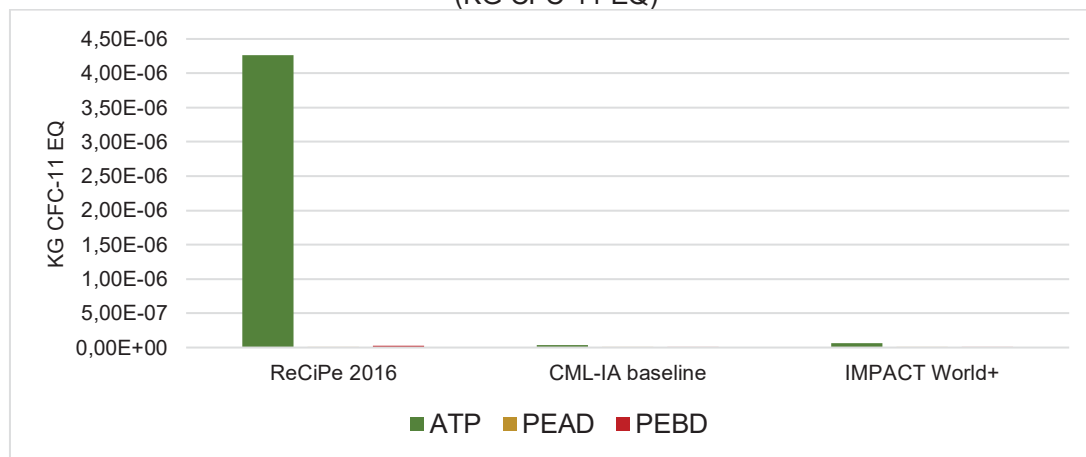
A seguir são demonstrados os gráficos com os valores harmonizados em todas as categorias de impacto ambiental potencial nas metodologias avaliadas, desta forma o GRÁFICO 12 demonstra os impactos potenciais harmonizados entre os polímeros para a categoria aquecimento global, o GRÁFICO 13 para a categoria esgotamento da camada de ozônio, o GRÁFICO 14 para a categoria toxicidade humana e o GRÁFICO 15 para a categoria ecotoxicidade de água doce.

GRÁFICO 12 – IMPACTO POTENCIAL HARMONIZADO AQUECIMENTO GLOBAL (KG CO₂ EQ)

FONTE: Autor (2022).

Os resultados entre as metodologias apresentam uma menor variação para a categoria aquecimento global, logo ele é menos sensível, esse resultado era esperado devido às metodologias utilizarem o mesmo modelo para a caracterização, o IPCC para 100 anos (BULLE et al., 2019; HUIJBREGTS et al., 2016).

GRÁFICO 13 - IMPACTO POTENCIAL HARMONIZADO ESGOTAMENTO DA CAMADA DE OZÔNIO (KG CFC-11 EQ)

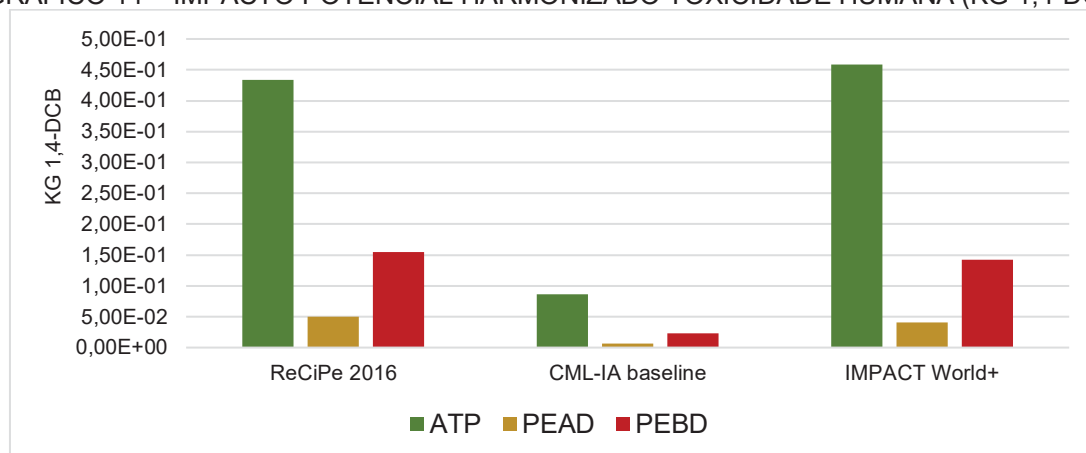


FONTE: Autor (2022).

Entretanto, para a categoria esgotamento da camada de ozônio, mesmo utilizando o mesmo modelo de caracterização (WMO) os resultados apresentam uma diferença de quase 100% entre os resultados obtidos pelo ATP nas duas metodologias quando comparadas com a ReCiPe 2016, isso demonstra que para essa categoria há sensibilidade nos resultados, segundo Dong et al. (2021) mesmo utilizando o mesmo

modelo para a caracterização que os outros métodos o ReCiPe considera algumas substâncias a mais que os outros métodos.

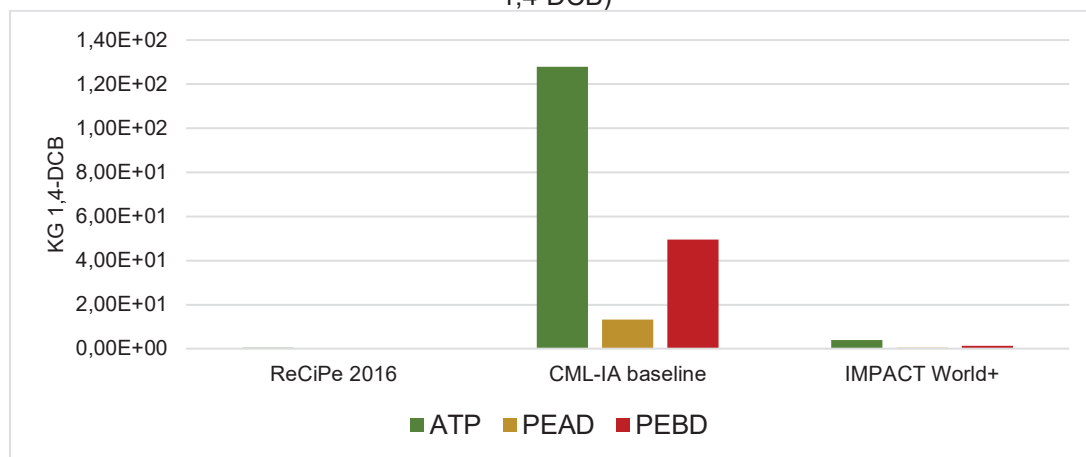
GRÁFICO 14 – IMPACTO POTENCIAL HARMONIZADO TOXICIDADE HUMANA (KG 1,4-DCB)



FONTE: Autor (2022).

A categoria toxicidade humana apresentou uma variação em seus resultados considerável entre as metodologias CML-IA baseline quando comparadas a ReCiPe 2016 e pouca variação quando comparada a metodologia IMPACT World+. Mesmo que os valores do método IMPACT World+ precisaram ser harmonizados para serem comparados com a metodologia ReCiPe 2016 a diferença entre as metodologias foi inferior a diferença observada entre a metodologia CML-IA baseline, demonstrando uma baixa sensibilidade entre as metodologias ReCiPe 2016 e IMPACT World+ e alta sensibilidade entre as metodologias ReCiPe 2016 e CML-IA baseline, mesmo que essas metodologias não precisaram ser harmonizadas para serem comparadas a metodologia CML-IA baseline atribui pesos mais expressivos as substâncias ao se analisar o impacto potencial da categoria, entretanto, devido ao método ReCiPe 2016 considerar mais substâncias na análise ele apresentou um maior impacto potencial, essa diferença entre os resultados apresentados pelas metodologias ReCiPe 2016 e CML-IA baseline também foi obtido por Dong et al. (2021) em seu estudo.

GRÁFICO 15 – IMPACTO POTENCIAL HARMONIZADO ECOTOXICIDADE DE ÁGUA DOCE (KG 1,4-DCB)



FONTE: Autor (2022).

A categoria ecotoxicidade de água doce é a categoria de impacto ambiental potencial em que há a maior diferença percentual entre os valores obtidos entre os métodos CML-IA baseline e IMPACT World+ quando comparadas a ReCiPe 2016, para o IMPACT World+, que precisou ser harmonizado, essa diferença fica numa grandeza por volta de 10 vezes enquanto para o CML-IA baseline essa diferença fica numa grandeza de 320 vezes para o ATP e em média 430 vezes para os polímeros petroquímicos, demonstrando uma alta sensibilidade para essa categoria de impacto potencial, essa alta sensibilidade também foi observado nos estudos de Cherubini et al. (2018) e Rosenbaum et al. (2008).

4.5 RESULTADOS DA ANÁLISE DE INCERTEZA DE MONTE CARLO

Para realizar a análise de incerteza utilizando a simulação de Monte Carlo, alguns passos devem ser seguidos conforme demonstrado na seção 3.2.4, para ser possível gerar as análises para as categorias de impacto potencial identificadas na seção da análise de sensibilidade, sendo elas: aquecimento global, esgotamento da camada de ozônio, toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce. Sendo realizados os mesmos agrupamentos para a comparação dos resultados.

A partir da delimitação dos valores de mínimo e máximo utilizados na geração do valor aleatório de Caracterização entre as metodologias para cada polímero por meio da distribuição triangular foi possível conduzir a simulação de incerteza de Monte Carlo entre os valores para as metodologias de impacto ambiental potencial.

Os resultantes da análise de incerteza foram obtidos através de 10.000 iterações para cada polímero. Para a realização da simulação utilizou-se o *Add-Ins* desenvolvido por Barreto e Hownland (2010) no *software* Microsoft Excel® e seus resultados são demonstrados nas próximas subseções para cada um dos indicadores de impacto ambiental potencial.

4.5.1 Análise de incerteza para a categoria de impacto potencial aquecimento global

A TABELA 16 demonstra o valor aleatório triangular obtido entre os resultados da Caracterização harmonizados para cada polímero entre as simulações de AICV para as metodologias na categoria de impacto potencial ambiental aquecimento global.

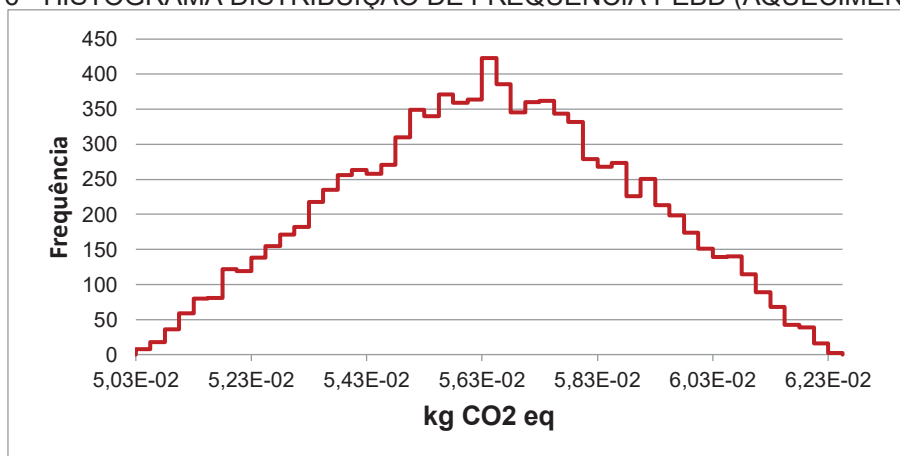
Os resultados obtidos pela simulação de Monte de Carlo são demonstrados no GRÁFICO 16 para o PEBD, pelo GRÁFICO 17 para o PEAD e pelo GRÁFICO 18 para o ATP.

TABELA 16 - VALOR ALEATÓRIO CARACTERIZAÇÃO ENTRE AS METODOLOGIAS PARA A CATEGORIA DE IMPACTO POTENCIAL AQUECIMENTO GLOBAL

Polímeros	ReCiPe 2016	CML-IA baseline	IMPACT World+	Valor aleatório
PEBD	6,24E-02	5,87E-02	5,03E-02	5,90E-02
PEAD	1,72E-02	1,60E-02	1,33E-02	1,66E-02
ATP	2,38E-01	2,18E-01	2,10E-01	2,16E-01

FONTE: Autor (2022).

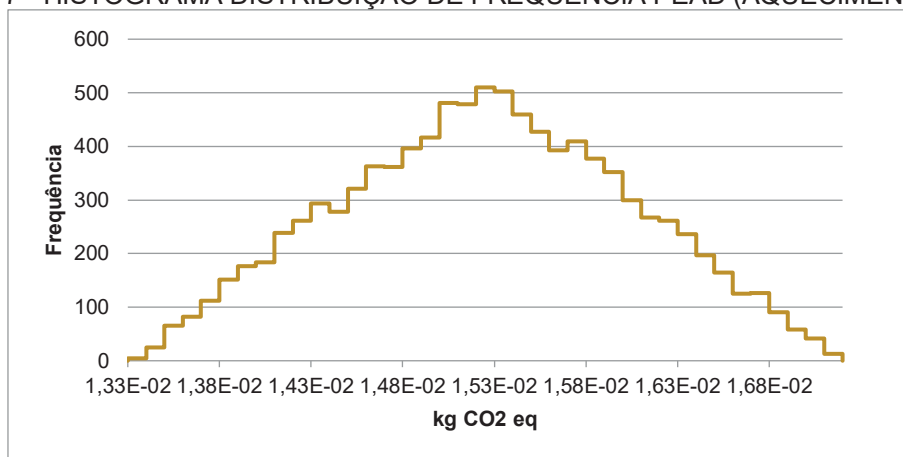
GRÁFICO 16 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA PEBD (AQUECIMENTO GLOBAL)



FONTE: Autor (2022).

O GRÁFICO 16 apresentou os seguintes dados estatísticos para o PEBD: média de $5,64\text{E-}02$; desvio padrão de $2,48\text{E-}03$ e valores de máximo e mínimo, respectivamente, $6,24\text{E-}02$ e $5,04\text{E-}02$.

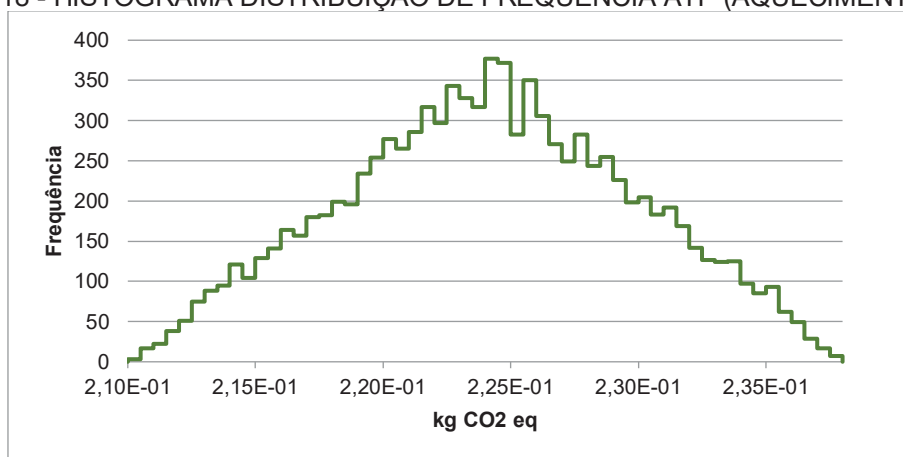
GRÁFICO 17 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA PEAD (AQUECIMENTO GLOBAL)



FONTE: Autor (2022).

O GRÁFICO 17 apresentou os seguintes dados estatísticos para o PEAD: média de $1,53\text{E-}02$; desvio padrão de $7,90\text{E-}04$ e valores de máximo e mínimo, respectivamente, $1,72\text{E-}02$ e $1,33\text{E-}02$.

GRÁFICO 18 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA ATP (AQUECIMENTO GLOBAL)

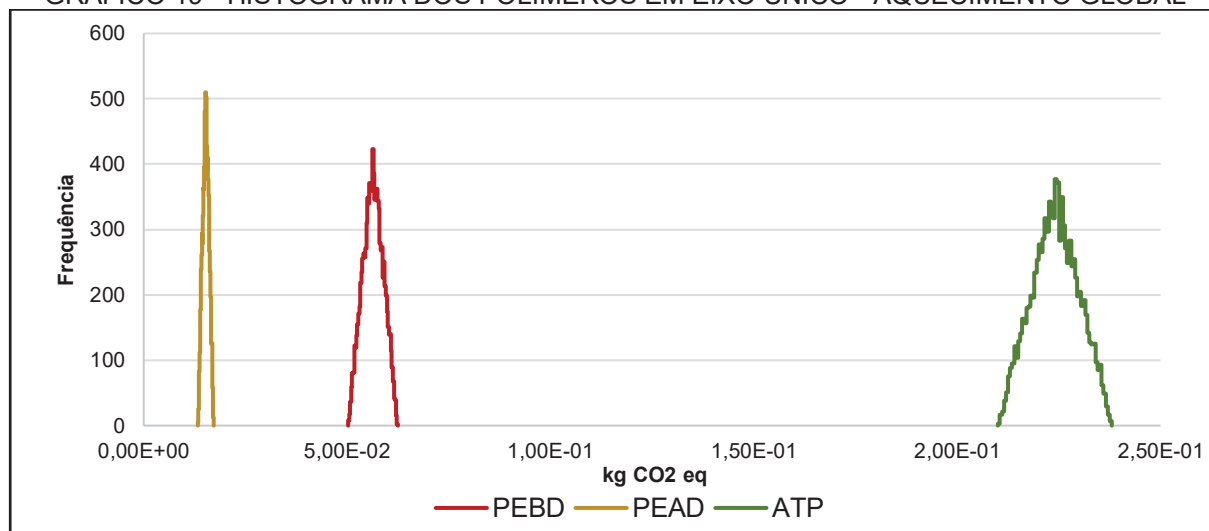


FONTE: Autor (2022).

O GRÁFICO 18 apresentou os seguintes dados estatísticos para o ATP: média de $2,24\text{E-}01$; desvio padrão de $5,71\text{E-}03$ e valores de máximo e mínimo, respectivamente, $2,38\text{E-}01$ e $2,10\text{E-}01$.

A seguir é demonstrado pelo GRÁFICO 19 os impactos potenciais dos polímeros em um único eixo para ser possível visualizar a discrepância entre os impactos potenciais harmonizados entre os polímeros.

GRÁFICO 19 - HISTOGRAMA DOS POLÍMEROS EM EIXO ÚNICO - AQUECIMENTO GLOBAL



FONTE: Autor (2022).

Analisando os valores obtidos após a simulação de Monte Carlo para cada polímero, o PEBD apresentou um coeficiente de variação de 4,40%, o PEAD um coeficiente de variação de 5,18% e o ATP um coeficiente de variação de 2,55% demonstrando que os dados entre as metodologias são homogêneos. Confirmando os resultados obtidos anteriormente na análise de sensibilidade, que as metodologias apresentam similaridade entre seus resultados, pois todas utilizam o modelo IPCC para um período de 100 anos (BULLE et al., 2019; GUINÉE et al., 2001a; HUIJBREGTS et al., 2016).

Pelo GRÁFICO 19 é visível que não há uma sobreposição entre os resultados dos impactos potenciais entre os polímeros, dessa forma é possível afirmar que PEAD tem o menor impacto potencial, o PEBD possui um impacto potencial intermediário e o ATP apresenta o maior impacto ambiental potencial.

4.5.2 Análise de incerteza para a categoria de impacto potencial esgotamento da camada de ozônio

Para a análise de incerteza da categoria de impacto potencial esgotamento da camada de ozônio a TABELA 17 demonstra a geração do valor aleatório triangular

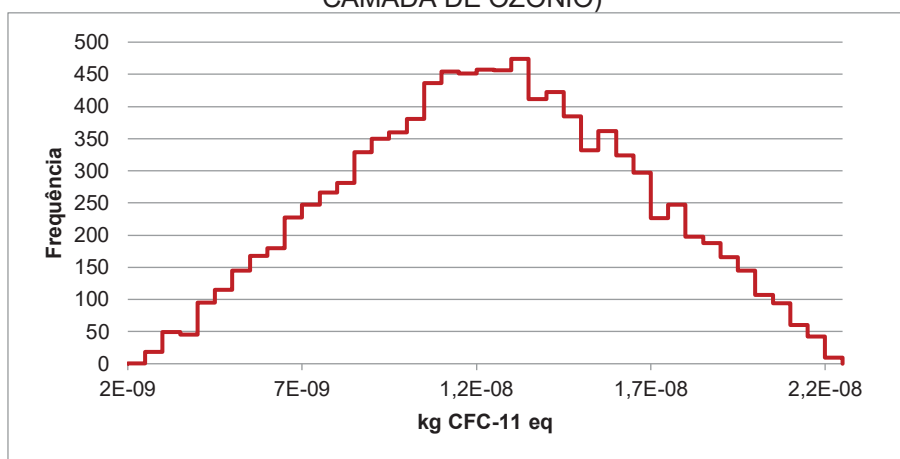
para os valores de Caracterização entre os polímeros., e em seguida é apresentado os gráficos obtidos pela simulação de Monte Carlo. O GRÁFICO 20 para o PEBD, o GRÁFICO 21 para o PEAB e O GRÁFICO 22 para o ATP

TABELA 17- VALOR ALEATÓRIO DE CARACTERIZAÇÃO ENTRE AS METODOLOGIAS (ESGOTAMENTO DA CAMADA DE OZÔNIO)

Polímeros	ReCiPe 2016	CML-IA baseline	IMPACT World+	Valor aleatório
PEBD	2,25E-08	2,42E-09	2,60E-09	1,22E-08
PEAD	7,52E-09	7,54E-10	8,60E-10	4,55E-09
ATP	4,27E-06	4,06E-08	6,47E-08	2,29E-06

FONTE: Autor (2022).

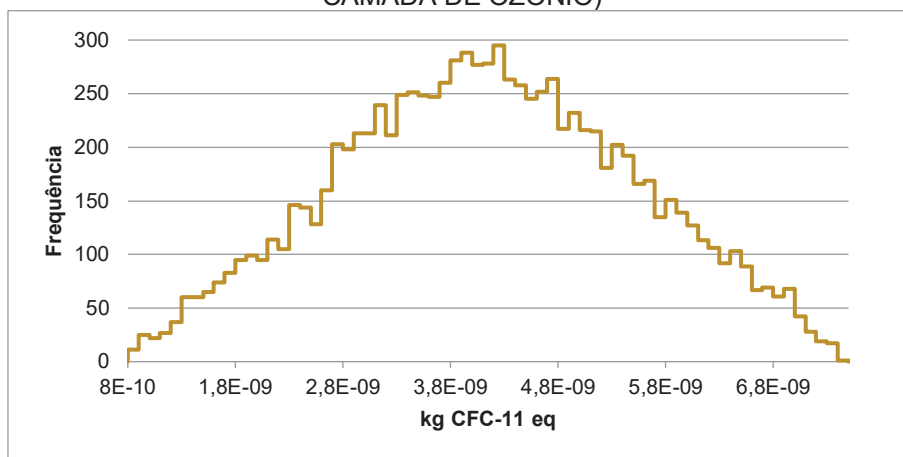
GRÁFICO 20 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA PEBD (ESGOTAMENTO DA CAMADA DE OZÔNIO)



FONTE: Autor (2022).

O GRÁFICO 20 apresentou os seguintes dados estatísticos para o PEBD: média de 1,25E-08; desvio padrão de 4,11E-09 e valores de máximo e mínimo, respectivamente, 2,24E-08 e 2,48E-09.

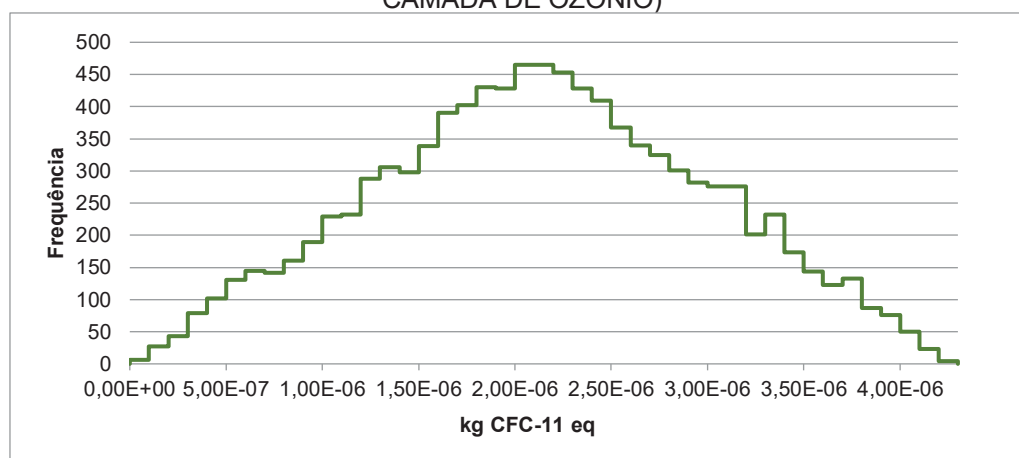
GRÁFICO 21 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA PEAD (ESGOTAMENTO DA CAMADA DE OZÔNIO)



FONTE: Autor (2022).

O GRÁFICO 21 apresentou os seguintes dados estatísticos para o PEAD: média de $4,14\text{E-}09$; desvio padrão de $1,37\text{E-}09$ e valores de máximo e mínimo, respectivamente, $7,44\text{E-}09$ e $8,04\text{E-}10$.

GRÁFICO 22 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA ATP (ESGOTAMENTO DA CAMADA DE OZÔNIO)

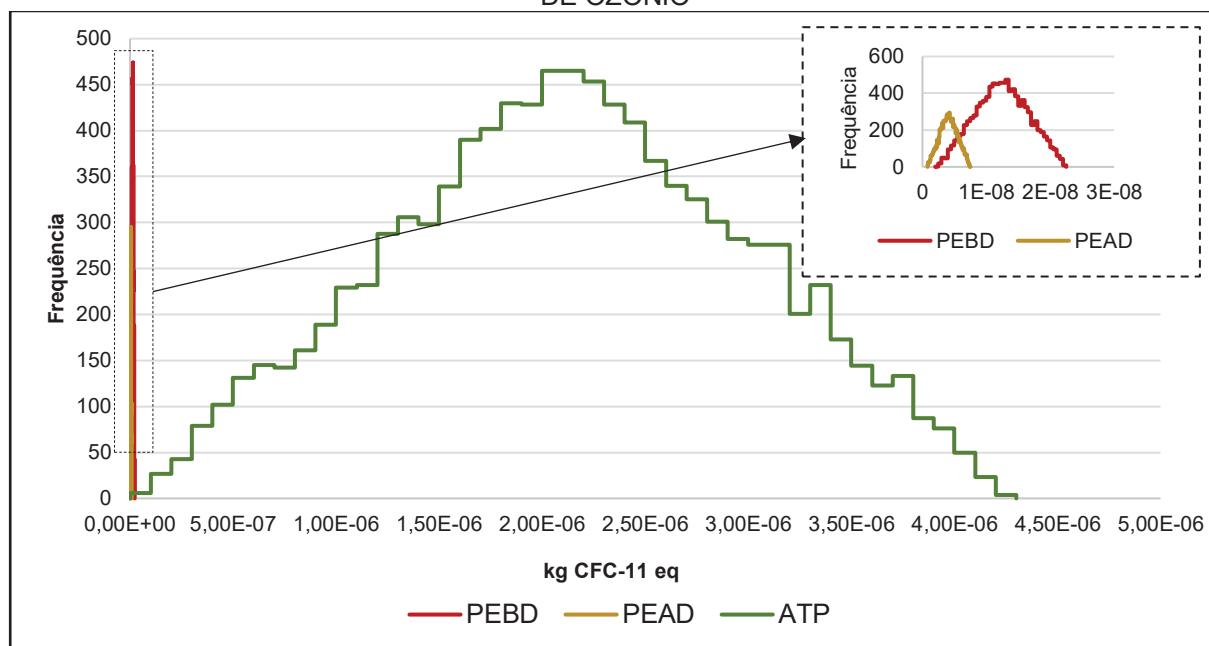


FONTE: Autor (2022).

O GRÁFICO 22 apresentou os seguintes dados estatísticos para o ATP: média de $2,14\text{E-}06$; desvio padrão de $8,63\text{E-}07$ e valores de máximo e mínimo, respectivamente, $4,22\text{E-}06$ e $5,81\text{E-}08$.

A seguir é demonstrado pelo GRÁFICO 23 os impactos potenciais dos polímeros em um único eixo para ser possível visualizar a diferença entre os impactos potenciais harmonizados entre os polímeros.

GRÁFICO 23 - HISTOGRAMA DOS POLÍMEROS EM EIXO ÚNICO - ESGOTAMENTO DA CAMADA DE OZÔNIO



FONTE: Autor (2022).

Analizando os valores obtidos após a simulação de Monte Carlo para cada polímero, o PEBD apresentou um coeficiente de variação de 32,98%, o PEAD um coeficiente de variação de 33,15% e o ATP um coeficiente de variação de 40,26% demonstrando que os valores entre as metodologias possuem uma alta dispersão entre seus impactos potenciais.

O GRÁFICO 23 demonstra uma sobreposição parcial dos valores do impacto potencial do PEAD e PEBD entre os valores $2,48\text{E}-09$ e $7,44\text{E}-09$, aproximadamente 74,80% dos valores obtidos pelo PEAD e nessa região não é possível realizar a diferenciação de qual polímero possui o maior e menor impacto ambiental potencial, porém é possível afirmar que o maior impacto ambiental potencial para o ATP, já que ele não apresentar sobreposição de nenhum valor com os outros polímeros.

4.5.3 Análise de incerteza para a categoria de impacto toxicidade humana

A TABELA 18 demonstra o valor aleatório triangular obtido entre os resultados da Caracterização harmonizado para cada polímero entre as simulações de AICV para as metodologias na categoria de impacto ambiental potencial toxicidade humana.

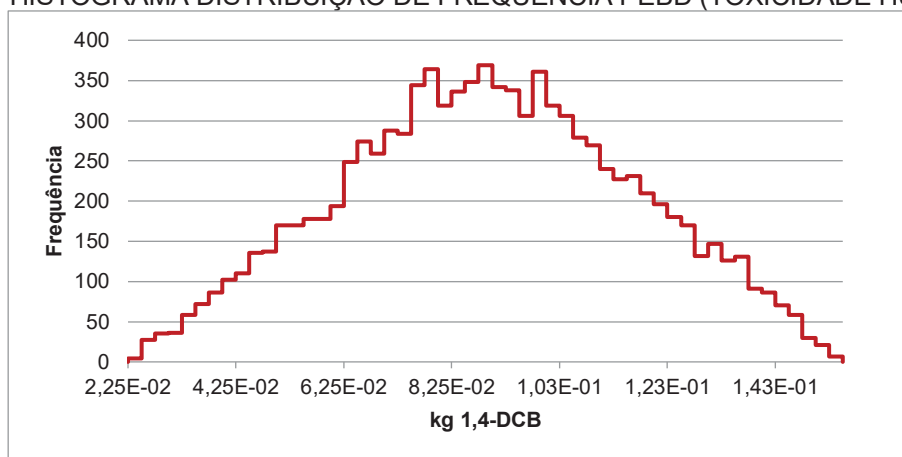
Os resultados obtidos pela simulação de Monte de Carlos são demonstrados no GRÁFICO 24 para o PEBD, pelo GRÁFICO 25 para o PEAD e pelo GRÁFICO 26 para o ATP.

TABELA 18 - VALOR ALEATÓRIO DE CARACTERIZAÇÃO ENTRE AS METODOLOGIAS (TOXICIDADE HUMANA)

Polímeros	ReCiPe 2016	CML-IA baseline	IMPACT World+	Valor aleatório
PEBD	1,55E-01	2,32E-02	1,42E-01	5,52E-02
PEAD	4,97E-02	6,50E-03	4,02E-02	4,21E-02
ATP	4,34E-01	8,65E-02	4,59E-01	1,96E-01

FONTE: Autor (2022).

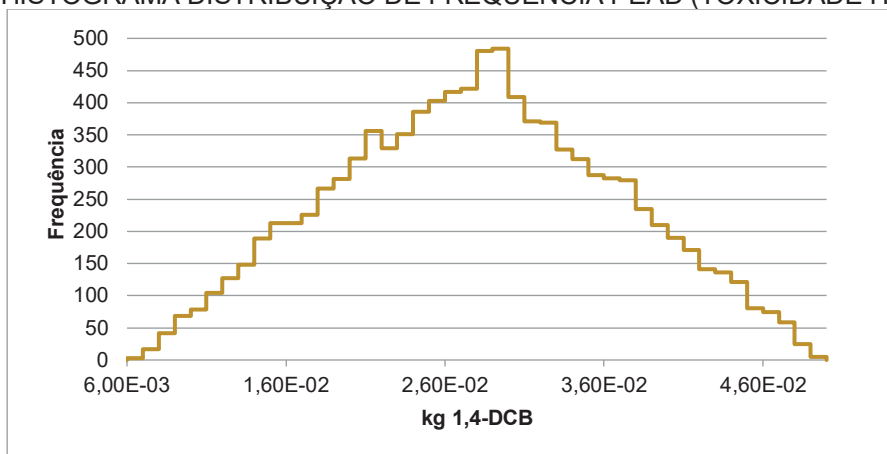
GRÁFICO 24 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA PEBD (TOXICIDADE HUMANA)



FONTE: Autor (2022).

O GRÁFICO 24 apresentou os seguintes dados estatísticos para o PEBD: média de 8,94E-02; desvio padrão de 2,69E-02 e valores de máximo e mínimo, respectivamente, 1,54E-01 e 2,42E-02.

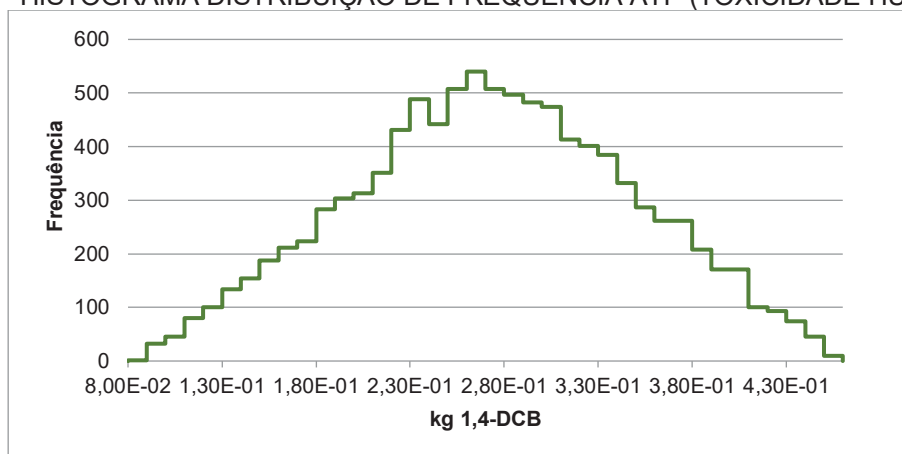
GRÁFICO 25 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA PEAD (TOXICIDADE HUMANA)



FONTE: Autor (2022).

O GRÁFICO 25 apresentou os seguintes dados estatísticos para o PEAD: média de $2,80\text{E-}02$; desvio padrão de $8,83\text{E-}03$ e valores de máximo e mínimo, respectivamente, $4,93\text{E-}02$ e $6,81\text{E-}03$.

GRÁFICO 26 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA ATP (TOXICIDADE HUMANA)

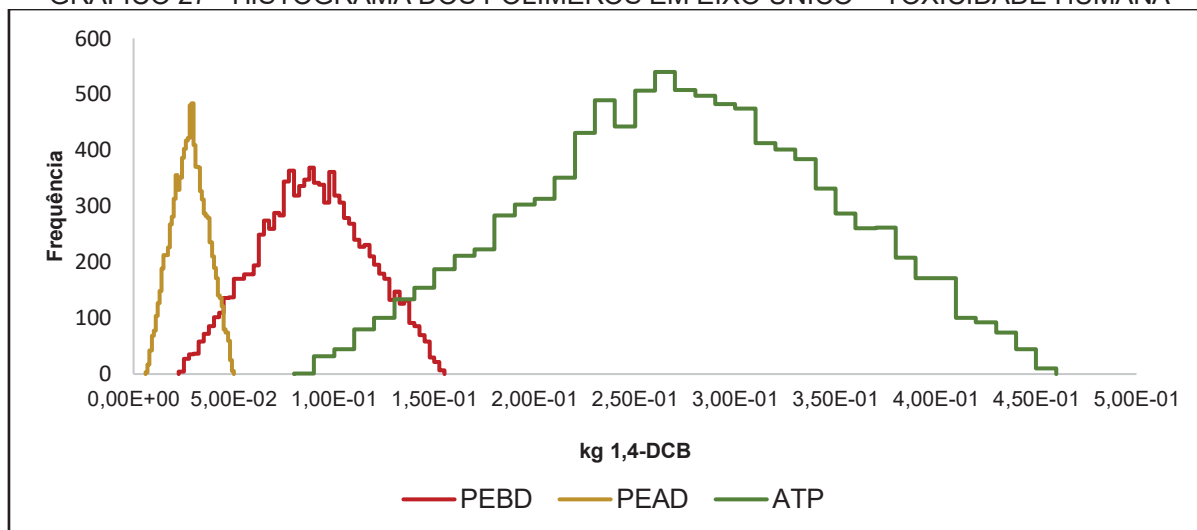


FONTE: Autor (2022).

O GRÁFICO 26 apresentou os seguintes dados estatísticos para o ATP: média de $2,74\text{E-}01$; desvio padrão de $7,50\text{E-}02$ e valores de máximo e mínimo, respectivamente, $4,56\text{E-}01$ e $8,92\text{E-}02$.

A seguir é demonstrado pelo GRÁFICO 27 os impactos potenciais dos polímeros em um único eixo para ser possível visualizar as áreas em que há uma sobreposição dos impactos potenciais harmonizados entre os polímeros.

GRÁFICO 27 - HISTOGRAMA DOS POLÍMEROS EM EIXO ÚNICO – TOXICIDADE HUMANA



FONTE: Autor (2022).

Analisando os valores obtidos após a simulação de Monte Carlo para cada polímero, o PEBD apresentou um coeficiente de variação de 30,13%, o PEAD um coeficiente de variação de 31,50% e o ATP um coeficiente de variação de 27,38% demonstrando que os valores de impacto potencial entre as metodologias possuem uma média dispersão entre seus resultados.

O GRÁFICO 27 demonstrou uma leve sobreposição dos valores do impacto ambiental potencial obtido pelo PEBD com o PEAD e com o ATP. Entretanto, podemos afirmar que o ATP apresenta impacto ambiental potencial superior ao PEAD nesta categoria de impacto potencial, pois não há sobreposição entre seus intervalos.

Entre o PEAD e o PEBD há uma sobreposição entre os valores $2,42E-02$ e $4,93E-02$, cerca de 59,08% do intervalo de impacto potencial do PEAD. Entre o PEBD e ATP há uma sobreposição entre os valores $8,92E-02$ e $1,54E-01$, cerca de 49,85% do intervalo de impacto potencial do PEBD. Dessa forma nessas regiões de sobreposição entre os polímeros não é possível diferenciar qual entre eles possui o menor e o maior impacto ambiental potencial.

4.5.4 Análise de incerteza para a categoria de impacto potencial ecotoxicidade de água doce

A TABELA 19 demonstra o valor aleatório triangular obtido entre os resultados da Caracterização harmonizado para cada polímero entre as simulações de AICV para

as metodologias na categoria de impacto ambiental potencial ecotoxicidade de água doce.

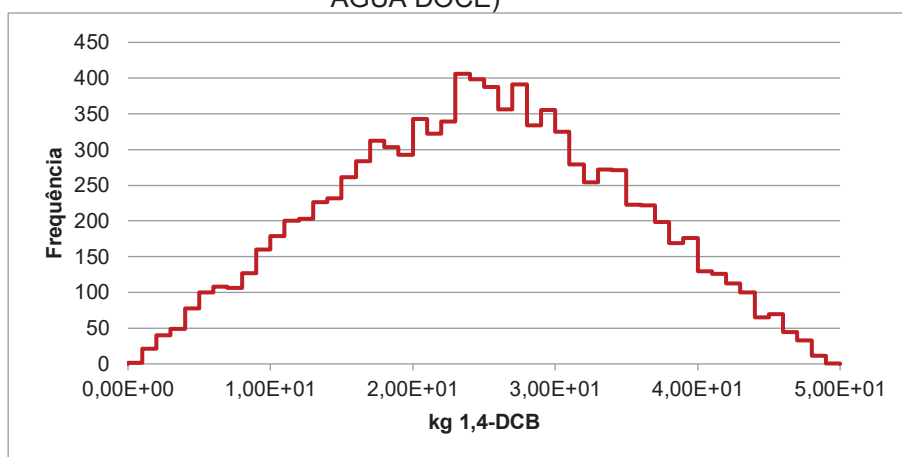
Os resultados obtidos pela simulação de Monte de Carlos são demonstrados no GRÁFICO 28 para o PEBD, pelo GRÁFICO 29 para o PEAD e pelo GRÁFICO 30 para o ATP.

TABELA 19 - VALOR ALEATÓRIO DE CARACTERIZAÇÃO ENTRE AS METODOLOGIAS (ECOTOXICIDADE DE ÁGUA DOCE)

Polímeros	ReCiPe 2016	CML-IA baseline	IMPACT World+	Valor aleatório
PEBD	1,15E-01	4,94E+01	1,31E+00	2,10E+01
PEAD	3,04E-02	1,31E+01	4,13E-01	3,08E+00
ATP	3,95E-01	1,28E+02	3,97E+00	4,30E+01

FONTE: Autor (2022).

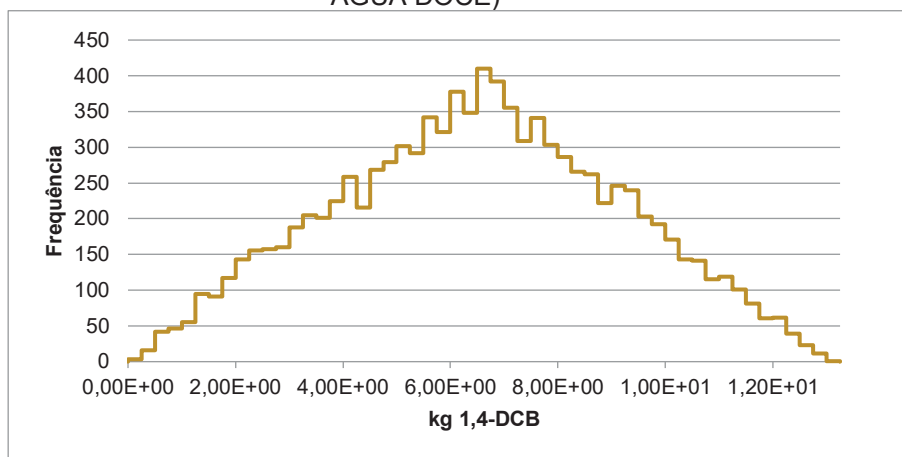
GRÁFICO 28 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA PEBD (ECOTOXICIDADE DE ÁGUA DOCE)



FONTE: Autor (2022).

O GRÁFICO 28 apresentou os seguintes dados estatísticos para o PEBD: média de 2,47E+01; desvio padrão de 1,00E+01 e valores de máximo e mínimo, respectivamente, 4,91E+01 e 9,05E-01.

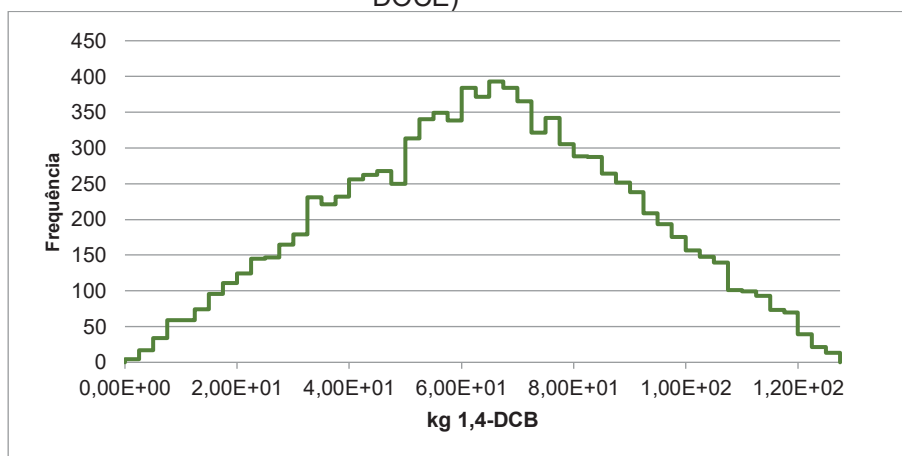
GRÁFICO 29 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA PEAD (ECOTOXICIDADE DE ÁGUA DOCE)



FONTE: Autor (2022).

O GRÁFICO 29 apresentou os seguintes dados estatísticos para o PEAD: média de $6,52E+00$; desvio padrão de $2,66E+00$ e valores de máximo e mínimo, respectivamente, $1,30E+01$ e $1,47E-01$.

GRÁFICO 30 - HISTOGRAMA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA ATP (ECOTOXICIDADE DE ÁGUA DOCE)

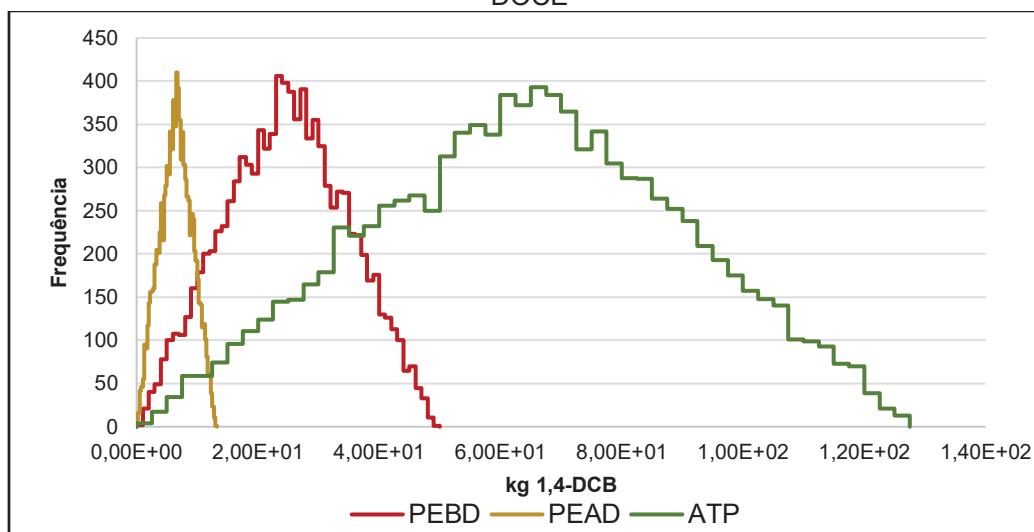


FONTE: Autor (2022).

O GRÁFICO 30 apresentou os seguintes dados estatísticos para o ATP: média de $6,45E+01$; desvio padrão de $2,59E+01$ e valores de máximo e mínimo, respectivamente, $1,27E+02$ e $1,23E+00$.

A seguir é demonstrado pelo GRÁFICO 31 os impactos potenciais dos polímeros em um único eixo para ser possível visualizar as áreas em que há uma sobreposição dos impactos potenciais harmonizados entre os polímeros.

GRÁFICO 31 – HISTOGRAMA DOS POLÍMEROS EM EIXO ÚNICO – ECOTOXICIDADE DE ÁGUA DOCE



FONTE: Autor (2022).

Analisando os valores obtidos após a simulação de Monte Carlo para cada polímero, o PEBD apresentou um coeficiente de variação de 40,56%, o PEAD um coeficiente de variação de 40,82% e o ATP um coeficiente de variação de 40,15% demonstrando uma alta dispersão entre os impactos potenciais caracterizados entre as metodologias.

O GRÁFICO 31 demonstrou uma sobreposição parcial dos valores entre os impactos potenciais dos polímeros, o impacto potencial obtido pelo PEAD está quase totalmente inserido no intervalo do impacto potencial do PEBD que está quase em sua totalidade inseridos no intervalo de valores obtidos pelo ATP.

Desta forma, o PEAD apresenta uma sobreposição com PEBD entre os valores $9,05E-01$ e $1,30E+01$, correspondente a 94,12% do seu intervalo, em relação ao ATP há uma sobreposição entre os valores $1,23E+00$ e $1,30E+01$, correspondente a 91,61% do seu intervalo. O PEBD apresenta uma sobreposição com ATP entre $1,23E+00$ e $4,91E+01$, correspondente a 99,33% do seu intervalo. Assim, entre esses intervalos não é possível diferenciar o polímero de menor e maior impacto ambiental potencial.

4.6 DISCUSSÃO

Diante dos resultados apresentados anteriormente, esse estudo confirmou os resultados obtidos nos estudos de Gómez e Escobar (2022), que demonstraram que as sacolas produzidas da matriz petroquímica possuem um menor impacto ambiental potencial quando comparadas as sacolas biológicas biodegradáveis, mesmo com a mudança na composição do ATP dos estudos em relação à composição apresentada por essa dissertação que não possuía uma avaliação prévia de impacto potencial do ciclo de vida.

Entretanto, os resultados encontrados com a simulação de cenários alternativos para a quantidade de massa na constituição do ATP coincidem parcialmente com os resultados obtidos por Broeren et al. (2017) que demonstram que as bases renováveis podem apresentar um menor impacto ambiental potencial que as bases petroquímicas, entretanto, diferente do estudo do autor, para a receita do polímero biológico apresentado mesmo com a redução de sua massa ele não conseguiu apresentar um cenário em que seu impacto potencial fosse inferior ao PEAD que é o polímero petroquímico que apresenta o menor impacto ambiental potencial.

Com isso, os resultados obtidos nessa dissertação estão em conformidade com os resultados obtidos em outros estudos, demonstrando que com as formulações atuais de polímeros biológicos biodegradáveis, devido à necessidade de maior massa necessária para a fabricação de sacolas plásticas, vão contra a crença popular que acreditam que quando temos um produto biológico biodegradável ele apresentará um impacto ambiental potencial inferior.

Isso acontece devido ao fato em que na avaliação do ciclo de vida são utilizados diferentes parâmetros que abrangem os impactos potenciais desde a extração da matéria-prima até a sua destinação final e a necessidade de uma maior quantidade de massa na composição da sacola plástica de ATP é o um dos fatores de maior contribuição para esse resultado, visto que para a produção de sacolas de ATP a energia necessária no processo de extrusão, que segundo Morales-Méndez e Silva-Rodríguez (2018) é o processo de maior impacto potencial na produção da sacola, opera com um consumo energético menor quando comparado ao material petroquímico devido à necessidade de uma menor temperatura para fundir os grânulos do polímero para gerar o filme plástico.

Em relação à análise de sensibilidade e análise de incerteza utilizando a simulação de Monte Carlo, o estudo demonstrou que para as sacolas plásticas entre as categorias de impacto potencial aquecimento global, esgotamento da camada de ozônio, ecotoxicidade humana e ecotoxicidade marinha, a única categoria de impacto potencial que possui pouca variação em seus resultados e uma correlação entre a sua resposta é a categoria de impacto potencial aquecimento global que segundo Cherubini et al. (CHERUBINI et al., 2018) é a categoria que usa o método de Caracterização mais consolidado. A diferença para o resultado das demais categorias também foi obtido em estudos para outros compostos devido à abrangência na análise de substâncias entre as demais categorias de impacto potencial e em diferentes pesos atribuídos as substâncias avaliadas (DONG et al., 2021).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta dissertação apresentou como material de estudo a comparação do impacto ambiental potencial por meio do método de ACV de três polímeros distintos, o amido termoplástico (ATP), polietileno de alta-densidade (PEAD) e o polietileno de baixa-densidade (PEBD) utilizados para a produção de sacolas plásticas.

No processo de produção foram definidos a aquisição de matéria-prima, processo de produção da sacola (processos de extrusão e de corte e solda), uso primária para carregar as compras, o uso secundário para o acondicionamento de resíduos sólidos domiciliares e pôr fim a destinação final em aterro sanitário, classificando o estudo com uma abordagem do berço ao túmulo.

A aplicação da ACV foi utilizada para comparar o impacto ambiental potencial das sacolas produzidas de ATP, PEAD e PEBD por meio das metodologias de impacto ReCiPe 2016, IMPACT World+ e CML-IA baseline simuladas utilizando o *software* SimaPro v 9.3.0.3.

Após a realização das simulações entre as metodologias de impacto ambiental potencial utilizando a Caracterização para demonstrar o comportamento das categorias de impacto potencial se utilizou a Normalização para demonstrar a pontuação do impacto ambiental potencial em cada categoria, sendo assim possível identificar quais são as categorias de maior influência no impacto potencial do ciclo de vida das sacolas plásticas.

Observou-se que existem três categorias de impacto potencial para a metodologia ReCiPe 2016 de maior contribuição, ecotoxicidade de água doce, ecotoxicidade marinha e toxicidade cancerígena humana, para a metodologia IMPACT World+ há uma categoria de impacto potencial de maior contribuição, a ecotoxicidade de água doce, longo prazo, e para a metodologia CML-IA baseline existe uma categoria maior influência no impacto potencial da sacola plástica, a ecotoxicidade marinha. As três metodologias apresentam o ATP nas categorias de maior influência, como o polímero de maior impacto ambiental potencial, ou seja, é o polímero que possui o pior desempenho ambiental.

Também foram demonstrados os processos que contribuem com pelo menos 70% da pontuação obtida na Normalização para as categorias de impacto potencial de cada polímero para cada metodologia de AICV, os seus impactos potenciais se

concentram quase que em sua totalidade no impacto potencial dos processos de tratamento de rejeitos dos processos de produção e no tratamento sanitário.

Após a Normalização e antes da análise de sensibilidade entre as categorias de impacto potencial de maior influência no ciclo de vida da sacola plástica, foi realizado uma simulação de cenário alternativos com a redução parcial da massa do ATP até sua massa se igualasse a massa do PEAD para verificar se a redução da massa do ATP poderia representar um impacto potencial inferior ao PEAD mas, para a receita do polímero biológico apresentado nessa dissertação não foi averiguado um menor impacto potencial do material biológico ao petroquímico.

Após a realização das simulações de Caracterização e Normalização dos métodos de AICV, foi realizado a análise de sensibilidade entre as categorias de impacto potencial de maior influência no impacto ambiental potencial das sacolas plásticas, demonstrando que entre as categorias de impacto potencial de maior influência o aquecimento global é a de menor sensibilidade e a ecotoxicidade de água doce a de maior sensibilidade entre as categorias de impacto potencial avaliadas na comparação dos resultados harmonizados entre as metodologias de AICV.

Em seguida foi realizado a simulação de Monte Carlo para as mesmas categorias de impacto ambiental potencial do estudo de sensibilidade. A categoria de impacto potencial aquecimento global foi a única que apresentou uma correlação entre as metodologias, não tendo grandes variações entre os resultados.

Neste contexto, analisando os resultados obtidos através do estudo comparativo dos resultados da ACV, a sensibilidade das categorias de impacto potencial de maior influência na ACV e da simulação de Monte Carlo entre as sacolas plásticas produzidas de ATP, PEAB e PEBD, evidenciou-se o ATP como o polímero que apresenta o pior desempenho ambiental.

Assim, os objetivos específicos delimitados para essa dissertação foram alcançados, pois, ao final do estudo foi possível identificar o polímero de melhor e pior desempenho ambiental para a fabricação de sacolas plásticas, neste caso a receita do polímero biológico apresentado por essa dissertação é quem apresenta o pior impacto potencial quando comparado aos polímeros petroquímicos que se encontram no mercado. Por esse motivo através do método de ACV foi evidenciado o maior impacto potencial do ATP em comparação aos polímeros petroquímicos e o

desenvolvimento de sacolas usando o material não se mostra competitivo aos petroquímicos.

Nessa perspectiva, devido à resposta obtida nos cenários alternativos com uma menor massa do ATP onde ele apresenta um impacto potencial inferior ao PEBD com a redução de sua massa, ficam como indicações para futuros estudos relacionados à polímeros biológicos biodegradáveis os seguintes itens:

1. Buscar novas receitas (composição) de polímeros biológicos biodegradáveis em que seja possível testes similares de resistência utilizando a menor massa possível;
2. Buscar aperfeiçoamentos de processos de produção para se conseguir fabricar sacolas plásticas de polímeros biológicos biodegradáveis competitivos aos polímeros petroquímicos, pois, ao se utilizar a mesma massa o seu impacto ambiental potencial é inferior;
3. Conduzir uma análise de circularidade entre os polímeros para averiguar se devido ao ciclo biológico do polímero biológico ele apresente uma melhor circularidade aos polímeros petroquímicos;
4. Conduzir uma análise sobre a influência que o material biológico tem no ciclo de vida de sacolas plásticas ao se avaliar a fragmentação do material no meio ambiente ao fim do ciclo de vida.

REFERÊNCIAS

ABBASZADEH, Peyman; GAVAH, Keyhan; ALIPOUR, Atieh; DEB, Proloy; MORADKHANI, Hamid. Bayesian Multi-modeling of Deep Neural Nets for Probabilistic Crop Yield Prediction. **Agricultural and Forest Meteorology**, [S. l.], 2021. DOI: 10.1016/j.agrformet.2021.108773. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108773>.

ACCINELLI, Cesare; ABBAS, Hamed K.; BRUNO, Veronica; NISSEN, Lorenzo; VICARI, Alberto; BELLALOU, Nacer; LITTLE, Nathan S.; THOMAS SHIER, W. Persistence in soil of microplastic films from ultra-thin compostable plastic bags and implications on soil *Aspergillus flavus* population. **Waste Management**, [S. l.], v. 113, p. 312–318, 2020. DOI: 10.1016/j.wasman.2020.06.011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.06.011>.

AHAMED, Ashiq; VALLAM, Pramodh; IYER, Nikhil Shiva; VEKSHA, Andrei; BOBACKA, Johan; LISAK, Grzegorz. Life cycle assessment of plastic grocery bags and their alternatives in cities with confined waste management structure: A Singapore case study. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 278, p. 123956, 2021. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.123956. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123956>.

AHUJA, Neha; SHARMA, Puneet. Life cycle assessment of HDPE and LDPE plastic bags using Simapro 8.3.0 (Yamunanagar, Haryana). **International Journal of Civil Engineering and Technology**, [S. l.], v. 8, n. 7, p. 340–345, 2017.

ALAM, Ohidul; BILLAH, Mukaddis; YAJIE, Ding. Characteristics of plastic bags and their potential environmental hazards. **Resources, Conservation and Recycling**, [S. l.], v. 132, p. 121–129, 2018. DOI: 10.1016/j.resconrec.2018.01.037.

ALYASERI, Isam; ZHOU, Jianpeng. Handling uncertainties inherited in life cycle inventory and life cycle impact assessment method for improved life cycle assessment of wastewater sludge treatment. **Heliyon**, [S. l.], 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02793>.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO. **Perfil 2019**. 2019. Disponível em: http://www.abiplast.org.br/wp-content/uploads/2020/09/Perfil_2019_web_abiplast.pdf. Acesso em: 25 mar. 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro, 2009. a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14044: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações**. Rio de Janeiro, 2009. b.

BAEK, Chun-Youl; PARK, Kyu-Hyun; TAHARA, Kiyotaka; CHUN, Yoon-Young. Data Quality Assessment of the Uncertainty Analysis Applied to the Greenhouse Gas Emissions of a Dairy Cow System. **Sustainability**, [S. l.], 2017. DOI:

10.3390/su9101676. Disponível em: www.mdpi.com/journal/sustainability.

BAHRAMIAN, Bahareh; FATHI, Ali; DEHGHANI, Fariba. A renewable and compostable polymer for reducing consumption of non-degradable plastics. **Polymer Degradation and Stability**, [S. l.], v. 133, p. 174–181, 2016. DOI: 10.1016/j.polymdegradstab.2016.08.014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2016.08.014>.

BALDONI, Edoardo; CODERONI, Silvia; GIUSEPPE, Elisa Di; D'ORAZIO, Marco; ESPOSTI, Roberto; MARACCHINI, Gianluca. A Software Tool for a Stochastic Life Cycle Assessment and Costing of Buildings' Energy Efficiency Measures. [S. l.], 2021. DOI: 10.3390/su13147975. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su13147975>.

BALESTRI, Elena; MENICAGLI, Virginia; LIGORINI, Viviana; FULIGNATI, Sara; RASPOLLI GALLETTI, Anna Maria; LARDICCI, Claudio. Phytotoxicity assessment of conventional and biodegradable plastic bags using seed germination test. **Ecological Indicators**, [S. l.], v. 102, p. 569–580, 2019. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.03.005.

BALESTRI, Elena; MENICAGLI, Virginia; VALLERINI, Flavia; LARDICCI, Claudio. Biodegradable plastic bags on the seafloor: A future threat for seagrass meadows? **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 605–606, p. 755–763, 2017. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.06.249. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.249>.

BANDEKAR, Prathamesh A.; PUTMAN, Ben; THOMA, Greg; MATLOCK, Marty. Cradle-to-grave life cycle assessment of production and consumption of pulses in the United States. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114062>. Disponível em: <https://reader.elsevier.com/reader/sd/pii/S0301479721021241?token=9DA52C46DB54905A33CD8306E2AE85372562B16B2331CBF4B48A0202FE5ADBDB5E6AFCFD87F8B3274241AC1C250BD53B&originRegion=us-east-1&originCreation=20220201110858>. Acesso em: 1 fev. 2022.

BARRETO, Humberto; HOWLAND, Frank M. **Excel Add-In: Monte Carlo Simulation**. 2010. Disponível em: <http://www3.wabash.edu/econometrics/EconometricsBook/BasicTools/ExcelAddIns/MCSim.htm>. Acesso em: 16 jan. 2022.

BÁTORI, Veronika; ÅKESSON, Dan; ZAMANI, Akram; TAHERZADEH, Mohammad J.; SÁRVÁRI HORVÁTH, Ilona. Anaerobic degradation of bioplastics: A review. **Waste Management**, [S. l.], v. 80, p. 406–413, 2018. DOI: 10.1016/j.wasman.2018.09.040.

BAUSTERT, Paul; BENETTO, Enrico. Uncertainty analysis in agent-based modelling and consequential life cycle assessment coupled models: A critical review. [S. l.], 2017. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.03.193. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.193>.

BENINI, Lorenzo; SALA, Serenella. POLICIES AND SUPPORT IN RELATION TO LCA Uncertainty and sensitivity analysis of normalization factors to methodological assumptions. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S. l.], 2016. DOI: 10.1007/s11367-015-1013-5.

BIONA, Jose Bienvenido Manuel M.; GONZAGA, Jeremias A.; UBANDO, Aristotle T.; TAN, Hazel Claire. A comparative life cycle analysis of plastic and paper packaging bags in the Philippines. *In: 8TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON HUMANOID, NANOTECHNOLOGY, INFORMATION TECHNOLOGY, COMMUNICATION AND CONTROL, ENVIRONMENT AND MANAGEMENT, HNICEM 2015 2015, Anais [...].* : Institute of Electrical and Electronics Engineers Inc., 2015. DOI: 10.1109/HNICEM.2015.7393237.

BROEREN, Martijn L. M.; KULING, Lody; WORRELL, Ernst; SHEN, Li. Environmental impact assessment of six starch plastics focusing on wastewater-derived starch and additives. **Resources, Conservation and Recycling**, [S. l.], v. 127, n. August, p. 246–255, 2017. DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.09.001. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.001>.

BULLE, Cécile et al. IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S. l.], v. 24, n. 9, p. 1653–1674, 2019. DOI: 10.1007/s11367-019-01583-0.

BUSSA, Maresa; EISEN, Anna; ZOLLFRANK, Cordt; RÖDER, Hubert. Life cycle assessment of microalgae products: State of the art and their potential for the production of polylactid acid. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 213, p. 1299–1312, 2019. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.12.048.

CÂMARA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. **Projeto de Lei 0760/2021**. 2021. Disponível em: <https://www.saopaulo.sp.leg.br/iah/fulltext/justificativa/JPL0760-2021.pdf>. Acesso em: 4 jul. 2022.

CARNEVALLI. **EXTRUSORAS**. 2016. Disponível em: <http://carnevalli.com/produtos/extrusao/>. Acesso em: 5 maio. 2021.

CAUCHICK-MIGUEL, Paulo Augusto et al. **Metodologia de pesquisa em engenharia de produção e gestão de operações**. 3ª edição ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2018.

CHEN, Xiaobo; LEE, Jacquetta. **The identification and selection of good quality data using pedigree matrix**. [s.l.] : Springer Singapore, 2021. v. 200 DOI: 10.1007/978-981-15-8131-1_2. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1007/978-981-15-8131-1_2.

CHERUBINI, Edivan; FRANCO, Davide; GUILHERME, &; ZANGHELINI, Marcelo; SOARES, Sebastião Roberto. Uncertainty in LCA case study due to allocation approaches and life cycle impact assessment methods. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [S. l.], v. 23, p. 2055–2070, 2018. DOI: 10.1007/s11367-017-1432-6. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1432-6>.

CIVANCIK-USLU, Didem; PUIG, Rita; HAUSCHILD, Michael; FULLANA-I-PALMER, Pere. Life cycle assessment of carrier bags and development of a littering indicator. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 685, p. 621–630, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.372. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.372>.

COWI A/S; UTRECHT UNIVERSITY. **European Commission, Environmental impact assessments of innovative bio-based product Task 1 of “Study on Support to R&I Policy in the Area of Bio-based Products and Services”**. Brussels. DOI: 10.2777/251887. Disponível em: <https://publications.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/15bb40e3-3979-11e9-8d04-01aa75ed71a1>.

CROWLEY, Julia. Plastic bag consumption habits in the Northern Philippines. **Resources, Conservation and Recycling**, [S. l.], v. 160, p. 104848, 2020. DOI: 10.1016/j.resconrec.2020.104848.

DESHKAR, Adwait; KAMLE, Saily; GIRI, Jayant; KORDE, Vivek. Design and evaluation of a Lean Manufacturing framework using Value Stream Mapping (VSM) for a plastic bag manufacturing unit. *In: MATERIALS TODAY: PROCEEDINGS 2018, Anais [...]*. : Elsevier Ltd, 2018. p. 7668–7677. DOI: 10.1016/j.matpr.2017.11.442.

DONG, Yahong; HOSSAIN, Md Uzzal; LI, Hongyang; LIU, Peng. Developing conversion factors of Lcia methods for comparison of Lca results in the construction sector. **Sustainability (Switzerland)**, [S. l.], v. 13, n. 16, 2021. DOI: 10.3390/su13169016. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su13169016>.

DORNHEIM, Tobias; MOLDABEKOV, Zhandos A.; VORBERGER, Jan; MILITZER, Burkhard. He without fixed nodes. **Scientific reports**, [S. l.], 2022. DOI: 10.1038/s41598-021-04355-9. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-04355-9>.

ECYCLE. **As sacolinhas de supermercado são recicláveis?** 2010. Disponível em: <https://www.ecycle.com.br/home/57-plastico/213-as-sacolinhas-de-supermercado-sao-reciclaveis.html>. Acesso em: 28 abr. 2021.

ECYCLE. **Aterro sanitário: como funciona, impactos e soluções**. 2020. Disponível em: <https://www.ecycle.com.br/aterro-sanitario/>. Acesso em: 28 maio. 2021.

EDWARDS, Chris; FRY, Jonna Meyhoff. **Life Cycle Assessment of Supermarket Carrier Bags**. BS1 5AH ed. Bristol: Environment Agency, 2011.

ENGELS, Philipp; CERDAS, Felipe; DETTMER, Tina; FREY, Christoph; HENTSCHEL, Jan; HERRMANN, Christoph; MIRFABRIKIKAR, Tina; SCHUELER, Maximilian. Life cycle assessment of natural graphite production for lithium-ion battery anodes based on industrial primary data. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 336, p. 130474, 2022. DOI: 10.1016/j.jclepro.2022.130474. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130474>.

ESNOUF, Antoine; HEIJUNGS, Reinout; COSTE, Gustave; LATRILLE, Éric; STEYER, Jean Philippe; HÉLIAS, Arnaud. A tool to guide the selection of impact categories for LCA studies by using the representativeness index. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 658, p. 768–776, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.194.

EUROPEAN COMMISSION - JOINT RESEARCH CENTRE. **Analysing of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment (ILCD Handbook)** Luxembourg: Publications Office of the European Union. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD->

Handbook-LCIA-Background-analysis-online-12March2010.pdf.

FARJANA, Shahjadi Hisan; HUDA, Nazmul; MAHMUD, M. A. Parve.; LANG, Candace. A global life cycle assessment of manganese mining processes based on Ecolnvent database. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 688, p. 1102–1111, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.184.

FERNÁNDEZ-BRAÑA, Álvaro; FEIJOO-COSTA, Gumersindo; DIAS-FERREIRA, Célia. Looking beyond the banning of lightweight bags: analysing the role of plastic (and fuel) impacts in waste collection at a Portuguese city. **Environmental Science and Pollution Research**, [S. l.], v. 26, n. 35, p. 35629–35647, 2019. DOI: 10.1007/s11356-019-05938-w. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-019-05938-w>. Acesso em: 25 ago. 2020.

FINZI-QUINTÃO, Cristiane M.; NOVACK, Kátia M.; BERNARDES-SILVA, Ana Cláudia. Identification of Biodegradable and Oxo-Biodegradable Plastic Bags Samples Composition. **Macromolecular Symposia**, [S. l.], v. 367, n. 1, p. 9–17, 2016. DOI: 10.1002/masy.201500156.

FURTADO, Josélia Borges de Moura; FILHO, Paulo Afonso Furtado; OLIVEIRA, Thalyta Pereira; CAETANO, Marlo Rodrigues; ARAUJO, Inês Maria de Souza; FIGUEIREDO, Francisco Cardoso; JÚNIOR, José Ribeiro dos Santos. Enhancement of the photodegradative potential of polymer composites containing babassu fiber. **Materials Research**, [S. l.], v. 23, n. 2, 2020. DOI: 10.1590/1980-5373-MR-2019-0438.

GALVÃO PATRIOTA, Alexandre; ALVES, Jônatas de Oliveira. A monotone frequentist measure of evidence for testing variance components in linear mixed models. **Journal of Statistical Planning and Inference**, [S. l.], v. 219, p. 43–62, 2022. DOI: 10.1016/j.jspi.2021.11.002. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jspi.2021.11.002>.

GIL, Antônio Carlos. **Como Elaborar Projetos de Pesquisa**. 6ª edição ed. São Paulo: Editora Atlas, 2017.

GOEDKOOOP, M.; SPRIENSMA, R. **The Eco-indicator 99: A damage oriented method for life cycle impact assessment**. Amersfoort, The Netherlands: PRÉ Consultants, 2000. a.

GOEDKOOOP, M.; SPRIENSMA, R. **Methodology Annex: The Ecoindicator 99: A damage oriented method for life cycle impact assessment**. Amersfoort, The Netherlands.

GÓMEZ, Iván Darío López; ESCOBAR, Alejandro Serna. The dilemma of plastic bags and their substitutes: A review on LCA studies. **Sustainable Production and Consumption**, [S. l.], v. 30, p. 107–116, 2022. DOI: 10.1016/J.SPC.2021.11.021.

GROEN, E. A.; HEIJUNGS, R. Ignoring correlation in uncertainty and sensitivity analysis in life cycle assessment: what is the risk? **Environmental Impact Assessment Review**, [S. l.], v. 62, p. 98–109, 2017. DOI: 10.1016/j.eiar.2016.10.006. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2016.10.006>.

GROEN, E. A.; HEIJUNGS, R.; BOKKERS, E. A. M.; DE BOER, I. J. M. Methods for uncertainty propagation in life cycle assessment. *[S. l.]*, 2014. DOI: 10.1016/j.envsoft.2014.10.006. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.10.006>.

GUINÉE, Jeroen B. et al. Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards – Parts 1 and 2. **Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML)**, Den Haag and Leiden, The Netherlands, 2001. a.

GUINÉE, Jeroen B. et al. Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards – Part 3: Scientific Background. **Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML)**, Den Haag and Leiden, The Netherlands, 2001. b.

HANUN, R. Siti Farah; SHARIZAL, A. S.; MAZLAN, M.; TER, T. Pao; ANDI, H.; AZFI ZAIDI, M. S. A.; MOHAMAD BASHREE, A. B.; NAJMI, M. Mohamad. Life-cycle assessment (LCA) of plastic bag: Current status of product impact. **International Journal of Advanced Science and Technology**, *[S. l.]*, v. 28, n. 18, p. 94–101, 2019.

HEIJUNGS, Reinout; HUIJBREGTS, Mark A. J. A Review of Approaches to Treat Uncertainty in LCA. *[S. l.]*, 2004. Disponível em: <https://former.iemss.org/sites/iemss2004/pdf/lca/heijarev.pdf>. Acesso em: 1 fev. 2022.

HONGXIANG, Chai; WEI, Chen. Uncertainty analysis by Monte Carlo simulation in a life cycle assessment of water-saving project in green buildings. **Information Technology Journal**, *[S. l.]*, v. 12, n. 13, p. 2593–2598, 2013. DOI: 10.3923/ITJ.2013.2593.2598.

HOTTLE, Troy A.; BILEC, Melissa M.; LANDIS, Amy E. Sustainability assessments of bio-based polymers. **Polymer Degradation and Stability**, *[S. l.]*, v. 98, n. 9, p. 1898–1907, 2013. DOI: 10.1016/j.polymdegradstab.2013.06.016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2013.06.016>.

HU, Ming; MILNER, David. Visualizing the research of embodied energy and environmental impact research in the building and construction field: A bibliometric analysis. **Developments in the Built Environment**, *[S. l.]*, v. 3, n. April, p. 100010, 2020. DOI: 10.1016/j.dibe.2020.100010.

HUIJBREGTS, MAJ; STEINMANN, Z. J. N.; ELSHOUT, P. M. F. M.; STAM, G.; VERONES, F.; VIEIRA, M. D. M.; ZIJP, M.; VAN ZELM, R. ReCiPe 2016 - A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization. **National Institute for Public Health and the Environment (RIVM)**, *[S. l.]*, p. 194, 2016. Disponível em: <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2016-0104.pdf>.

HUIJBREGTS, Mark. A critical view on scientific consensus building in life cycle impact assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, *[S. l.]*, v. 19, n. 3, p. 477–479, 2014. DOI: 10.1007/s11367-013-0674-1.

HUIJBREGTS, Mark A. J.; STEINMANN, Zoran J. N.; ELSHOUT, Pieter M. F.; STAM,

Gea; VERONES, Francesca; VIEIRA, Marisa; ZIJP, Michiel; HOLLANDER, Anne; VAN ZELM, Rosalie. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S. l.], v. 22, n. 2, p. 138–147, 2017. DOI: 10.1007/s11367-016-1246-y. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>.

HUNG, M. L.; MA, H. W. Quantifying system uncertainty of life cycle assessment based on Monte Carlo simulation Ming-Lung Hung & Hwong-wen Ma. **UNCERTAINTIES IN LCA • METHODOLOGY Int J Life Cycle Assess**, [S. l.], v. 14, p. 19–27, 2009. DOI: 10.1007/s11367-008-0034-8.

IBM CLOUD EDUCATION. **What is Monte Carlo Simulation?** 2020. Disponível em: <https://www.ibm.com/cloud/learn/monte-carlo-simulation>. Acesso em: 1 fev. 2022.

IGOS, Elorri; BENETTO, Enrico; MEYER, Rodolphe; BAUSTERT, Paul; OTHONIEL, Benoit. How to treat uncertainties in life cycle assessment studies? **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [S. l.], 2019. DOI: 10.1007/s11367-018-1477-1. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1477-1>.

ISO 14040. **Environmental management—life cycle assessment—principles and framework**. Geneva, Switzerland.

ISO 14044. **Environmental management—life cycle assessment—requirements and guidelines**. Geneva, Switzerland.

JACQUEMIN, Leslie; PONTALIER, Pierre Yves; SABLAYROLLES, Caroline. Life cycle assessment (LCA) applied to the process industry: a review. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S. l.], v. 17, n. 8, 2012. DOI: 10.1007/s11367-012-0432-9. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0432-9>. Acesso em: 1 jun. 2022.

KAUARK, Fabiana da Silva; MANHÃES, Fernanda Castro; MEDEIROS, Carlos Henrique. Metodologia da pesquisa: um guia prático. [S. l.], 2010.

KHOO, Hsien Hui; TAN, Reginald B. H.; CHNG, Kevin W. L. Environmental impacts of conventional plastic and bio-Based carrier bags. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S. l.], v. 15, n. 3, p. 284–293, 2010. DOI: 10.1007/s11367-010-0162-9.

KIM, Young-Jin; BAHADORY-JAHROMI, Ali. Monte Carlo vs. Fuzzy Monte Carlo Simulation for Uncertainty and Global Sensitivity Analysis. [S. l.], 2017. DOI: 10.3390/su9040539. Disponível em: www.mdpi.com/journal/sustainability.

KIMMEL, Robert M. Life Cycle Assessment of grocery bags in common use in the United States. **Environmental Studies** 6, [S. l.], 2014.

LIEBEREI, Jana; GHEEWALA, Shabbir H. Resource depletion assessment of renewable electricity generation technologies—comparison of life cycle impact assessment methods with focus on mineral resources. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S. l.], v. 22, n. 2, p. 185–198, 2017. DOI: 10.1007/S11367-016-1152-3.

LIU, Gengyuan; AGOSTINHO, Feni; DUAN, Huabo; SONG, Guanghan; WANG, Xueqi; GIANNETTI, Biagio F.; SANTAGATA, Remo; CASAZZA, Marco; LEGA, Massimiliano. Environmental impacts characterization of packaging waste generated by urban food delivery services. A big-data analysis in Jing-Jin-Ji region (China). **Waste Management**, [S. l.], v. 117, p. 157–169, 2020. DOI: 10.1016/j.wasman.2020.07.028. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.07.028>.

LIU, Shu; YOU, Jinhong; HU, Lixia. Unified statistical inference for a nonlinear dynamic functional/longitudinal data model. **Journal of Statistical Planning and Inference**, [S. l.], v. 219, p. 175–188, 2022. DOI: 10.1016/j.jspi.2021.12.009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jspi.2021.12.009>.

LO, Shih-Chi; MA, Hwong-Wen; LO, Shang-Lien. Quantifying and reducing uncertainty in life cycle assessment using the Bayesian Monte Carlo method. **Science of the Total Environment**, [S. l.], 2005. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2004.08.020. Disponível em: www.elsevier.com/locate/scitotenv.

LOH, Y. R.; SUJAN, D.; RAHMAN, M. E.; DAS, C. A. Review Sugarcane bagasse - The future composite material: A literature review. **Resources, Conservation and Recycling**, [S. l.], v. 75, p. 14–22, 2013. DOI: 10.1016/j.resconrec.2013.03.002. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.03.002>.

MACINTOSH, Andrew; SIMPSON, Amelia; NEEMAN, Teresa; DICKSON, Kirilly. Plastic bag bans: Lessons from the Australian Capital Territory. **Resources, Conservation and Recycling**, [S. l.], v. 154, p. 104638, 2020. DOI: 10.1016/j.resconrec.2019.104638.

MARTÍN-MARTÍN, Alberto; THELWALL, Mike; ORDUNA-MALEA, Enrique; DELGADO LÓPEZ-CÓZAR, Emilio. **Google Scholar, Microsoft Academic, Scopus, Dimensions, Web of Science, and OpenCitations' COCI: a multidisciplinary comparison of coverage via citations**. [s.l.] : Springer International Publishing, 2021. v. 126 DOI: 10.1007/s11192-020-03690-4. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11192-020-03690-4>.

MEDEIROS, Ivan L. De; VIEIRA, Alessandro; BRAVIANO, Gilson; GONÇALVES, Berenice S. **Revisão Sistemática e Bibliometria facilitadas por um Canvas**. São Paulo. v. 12

MEIJER, Ellen. **Consider your audience when doing LCA**. 2021. Disponível em: <https://pre-sustainability.com/articles/consider-your-audience-when-doing-lca/>. Acesso em: 25 out. 2021.

MENICAGLI, Virginia; BALESTRI, Elena; LARDICCI, Claudio. Exposure of coastal dune vegetation to plastic bag leachates: A neglected impact of plastic litter. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 683, p. 737–748, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.245. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.245>.

MENICAGLI, Virginia; BALESTRI, Elena; VALLERINI, Flavia; CASTELLI, Alberto; LARDICCI, Claudio. Adverse effects of non-biodegradable and compostable plastic

bags on the establishment of coastal dune vegetation: First experimental evidences. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 252, p. 188–195, 2019. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.05.108. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.108>.

MINITAB BLOG EDITOR. **The 4 Simple Steps for Creating a Monte Carlo Simulation with Engage or Workspace**. 2020. Disponível em: <https://blog.minitab.com/en/the-4-simple-steps-for-creating-a-monte-carlo-simulation-with-engage-or-workspace>. Acesso em: 1 fev. 2022.

MORAIS, Sérgio Alberto; DELERUE-MATOS, Cristina; GABARRELL, Xavier. Accounting for the dissociating properties of organic chemicals in LCIA: An uncertainty analysis applied to micropollutants in the assessment of freshwater ecotoxicity. **Journal of Hazardous Materials**, [S. l.], 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.01.002>.

MORALES-MÉNDEZ, Jonathan David; SILVA-RODRÍGUEZ, Ramón. Environmental assessment of ozone layer depletion due to the manufacture of plastic bags. **Heliyon**, [S. l.], v. 4, n. 12, 2018. DOI: 10.1016/j.heliyon.2018.e01020.

MORENO, Ruiz E. et al. **Documentation of changes implemented in the ecoinvent database v3.8**. Zurich, Switzerland: Ecoinvent, 2021.

NOCERA, Fabrizio; WANG, Junsong; FALESCHINI, Flora; DEMARTINO, Cristoforo; GARDONI, Paolo. Probabilistic models of concrete compressive strength and elastic modulus with rubber aggregates. **Construction and Building Materials**, [S. l.], 2022. DOI: 10.1016/j.conbuildmat.2021.126145. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.126145>.

NWAFOR, Ndubuisi; WALKER, Tony R. Plastic Bags Prohibition Bill: A developing story of crass legalism aiming to reduce plastic marine pollution in Nigeria. **Marine Policy**, [S. l.], v. 120, p. 104160, 2020. DOI: 10.1016/j.marpol.2020.104160.

OLIVATO, J. B.; GROSSMANN, M. V. E.; BILCK, A. P.; YAMASHITA, F.; OLIVEIRA, L. M. Starch/Polyester films: Simultaneous optimisation of the properties for the production of biodegradable plastic bags. **Polimeros**, [S. l.], v. 23, n. 1, p. 32–36, 2013. DOI: 10.1590/S0104-14282013005000017.

ONG, T. K.; TSHAI, K. Y.; CHOO, H. L.; KHIEW, P. S.; CHUNG, S. L. Mechanical performance and biodegradability of polyvinyl alcohol nanocomposite films. **Materialwissenschaft und Werkstofftechnik**, [S. l.], v. 51, n. 6, p. 740–749, 2020. DOI: 10.1002/mawe.202000030.

OWSIANIAK, Mikołaj; LAURENT, Alexis; BJØRN, Anders; HAUSCHILD, Michael Z. IMPACT 2002+, ReCiPe 2008 and ILCD's recommended practice for characterization modelling in life cycle impact assessment: a case study-based comparison. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S. l.], 2014. DOI: 10.1007/s11367-014-0708-3.

PARK, Seejeen. Factors influencing the citizen cost burden in managing the volume-based waste fee system in South Korea. **Waste Management**, [S. l.], v. 82, p. 285–

291, 2018. DOI: 10.1016/j.wasman.2018.10.026.

PODANI, János; PATONAI, Katalin; SZABÓ, Péter; SZILÁGYI, András. NC-ND license Coefficients of association between nominal and fully ranked ordinal variables with applications to ecological network analysis. **Ecological Modelling**, [S. l.], v. 466, p. 109873, 2022. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2022.109873. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.109873>.

QIN, Yuwei; SUH, Sangwon. What distribution function do life cycle inventories follow? **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S. l.], 2017. DOI: 10.1007/s11367-016-1224-4.

QUEIROZ, Guilherme De C.; GARCIA, Eloísa E. C. Reciclagem de sacolas plásticas de polietileno em termos de inventário de ciclo de vida Recycling of polyethylene plastic bags in terms of life cycle inventory. **Polímeros**, [S. l.], v. 20, n. 5, p. 401–406, 2010.

RAZZA, Francesco; BRIANI, Cristiana; BRETON, Tony; MARAZZA, Diego. Metrics for quantifying the circularity of bioplastics: The case of bio-based and biodegradable mulch films. **Resources, Conservation and Recycling**, [S. l.], v. 159, n. May 2019, 2020. DOI: 10.1016/j.resconrec.2020.104753.

RIVM. **LCIA: the ReCiPe model**. 2018. Disponível em: <https://www.rivm.nl/en/life-cycle-assessment-lca/recipe>. Acesso em: 25 out. 2021.

ROSENBAUM, Ralph K. et al. USEtox-the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. **Int J Life Cycle Assess**, [S. l.], v. 13, p. 532–546, 2008. DOI: 10.1007/s11367-008-0038-4.

SABARÁ, Marco Antônio. Uncertainties in Life Cycle Inventories: Monte Carlo and Fuzzy Sets Treatments. **Lecture Notes in Mechanical Engineering**, [S. l.], p. 177–197, 2020. DOI: 10.1007/978-3-030-53669-5_14. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-53669-5_14. Acesso em: 12 jan. 2022.

SAMPIERI, Roberto Hernández; COLLADO, Carlos Fernández; LUCIO, María Del Pilar Baptista. **Metodologia De Pesquisa**. 5. ed. São Paulo: Penso Editora, 2013.

SCHUMER, Clea; BOEHM, Sophie; FRANSEN, Taryn; HAUSKER, Karl; DELLESKY, Carrie. **Top IPCC Climate Change Mitigation Report Findings | World Resources Institute**. 2022. Disponível em: <https://www.wri.org/insights/ipcc-report-2022-mitigation-climate-change>. Acesso em: 1 jun. 2022.

SEBRAE-MG. **FÁBRICA DE SACOLA PLÁSTICA Para Início de Negócio**. 2006. Disponível em: www.sebraemg.com.br. Acesso em: 13 out. 2020.

SINGH, Jagdeep; COOPER, Tim. Towards a Sustainable Business Model for Plastic Shopping Bag Management in Sweden. *In: PROCEDIA CIRP 2017*, **Anais [...]**. : Elsevier B.V., 2017. p. 679–684. DOI: 10.1016/j.procir.2016.11.268.

SPIER, M. R.; GARCIA, L. A. G.; YAMAMOTO, C. I.; YAMASHITA, F. **Pedido de Patente BR102020005015-0: COMPOSTO BIODEGRADÁVEL DE MATRIZES POLIMÉRICAS** 2020.

STEUBING, Bernhard; DE KONING, Daniel; HAAS, Adrian; MUTEL, Christopher Lucien. The Activity Browser — An open source LCA software building on top of the brightway framework. **Software Impacts**, [S. l.], v. 3, p. 100012, 2020. DOI: 10.1016/j.simpa.2019.100012.

THOM, Howard. Deterministic and Probabilistic Analysis of a Simple Markov Model: How Different Could They Be? 1 Background. **Applied Health Economics and Health Policy**, [S. l.], 2021. DOI: 10.1007/s40258-021-00700-1. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40258-021-00700-1>.

TUROLLA, Edoardo; CASTALDELLI, Giuseppe; FANO, Elisa Anna; TAMBURINI, Elena. Life cycle assessment (LCA) proves that Manila clam farming (*Ruditapes philippinarum*) is a fully sustainable aquaculture practice and a carbon sink. **Sustainability (Switzerland)**, [S. l.], v. 12, n. 13, 2020. DOI: 10.3390/su12135252.

UGAYA, Cássia Maria Lie; NETO, José Adolfo de Almeida; FIGUEIREDO, Maria Cléa Brito De. **Rede de Pesquisa de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (RAICV). Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro**. Brasília, DF: Ibict, 2019.

UNEP. **From birth to ban: A history of the plastic shopping bag**. 2018. Disponível em: <https://www.unenvironment.org/news-and-stories/story/birth-ban-history-plastic-shopping-bag>. Acesso em: 13 out. 2020.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. Single-use plastic bags and their alternatives Recommendations from Life Cycle Assessments. [S. l.], 2020.

VOLPE, V.; DE FEO, G.; DE MARCO, I.; PANTANI, R. Use of sunflower seed fried oil as an ecofriendly plasticizer for starch and application of this thermoplastic starch as a filler for PLA. **Industrial Crops and Products**, [S. l.], v. 122, p. 545–552, 2018. DOI: 10.1016/J.INDCROP.2018.06.014.

WEGER, Maxx; CROSS, Peter; CUNLIFFE, Rachel. The effect of plastic bag containment of the head on the rate and pattern of decomposition. **Journal of Forensic and Legal Medicine**, [S. l.], v. 71, 2020. DOI: 10.1016/j.jflm.2020.101922.

WEIDEMA, B. P.; BAUER, C.; HISCHIER, R.; MUTEL, C.; NEMECEK, T.; REINHARD, J.; VADENBO, C. O.; WERNET, G. Overview and methodology. **Data quality guideline for the ecoinvent database version 3**, [S. l.], v. 3, n. 1, 2013.

WEIDEMA, Bo P. Comparing Three Life Cycle Impact Assessment Methods from an Endpoint Perspective. **Journal of Industrial Ecology**, [S. l.], v. 19, n. 1, 2014. DOI: 10.1111/jiec.12162.

WEIDEMA, Bo P. Comparing Three Life Cycle Impact Assessment Methods from an Endpoint Perspective. **Journal of Industrial Ecology**, [S. l.], v. 19, n. 1, p. 20–26, 2015. DOI: 10.1111/JIEC.12162. Disponível em:

<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/jiec.12162>. Acesso em: 26 out. 2021.

WEIDEMA, Bo Pedersen; WESNÆS, Marianne Suhr. Data quality management for life cycle inventories-an example of using data quality indicators. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 4, n. 3–4, p. 167–174, 1996. DOI: 10.1016/S0959-6526(96)00043-1.

WWF. **Brasil é o 4º país do mundo que mais gera lixo plástico**. 2019. Disponível em: <https://www.wwf.org.br/?70222/Brasil-e-o-4-pais-do-mundo-que-mais-gera-lixo-plastico>. Acesso em: 25 ago. 2020.

YI, Yi; WANG, Ziyi; WENNERSTEN, Ronald; SUN, Qie. Life Cycle Assessment of Delivery Packages in China. *In*: ENERGY PROCEDIA 2017, **Anais [...]**. : Elsevier Ltd, 2017. p. 3711–3719. DOI: 10.1016/j.egypro.2017.03.860.

YUAN, Yujun; LI, Tong; ZHAI, Qiang. Life Cycle Impact Assessment of Garbage-Classification Based Municipal Solid Waste Management Systems: A Comparative Case Study in China. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, [S. l.], v. 17, 2020. DOI: 10.3390/ijerph17155310. Disponível em: www.mdpi.com/journal/ijerph.

ZAMBRANO-MONSERRATE, Manuel A.; ALEJANDRA RUANO, Maria. Do you need a bag? Analyzing the consumption behavior of plastic bags of households in Ecuador. **Resources, Conservation and Recycling**, [S. l.], v. 152, 2020. DOI: 10.1016/j.resconrec.2019.104489.

ZELM, Rosalie Van; HUIJBREGTS, Mark A. J. Quantifying the Trade-off between Parameter and Model Structure Uncertainty in Life Cycle Impact Assessment. **Environmental Science and technology**, [S. l.], n. 47, p. 9274–9280, 2013. DOI: [dx.doi.org/10.1021/es305107s](https://doi.org/10.1021/es305107s).

ZHAI, Qiang; LI, Tong; LIU, Yizhi. Life cycle assessment of a wave energy converter: Uncertainties and sensitivities. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], 2021.

ZHANG, Tong; LIU, Yuanyuan; ZHONG, Shan; ZHANG, Lishan. **AOPs-based remediation of petroleum hydrocarbons-contaminated soils: Efficiency, influencing factors and environmental impacts** *Chemosphere* Elsevier Ltd, , 2020. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.125726. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653519329674>. Acesso em: 25 ago. 2020.

ZHAO, Ying; FAN, Da; LI, Yuelej; YANG, Fan. Application of machine learning in predicting the adsorption capacity of organic compounds onto biochar and resin. **Environmental Research journal**, [S. l.], 2022. DOI: 10.1016/j.envres.2022.112694. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112694>.

ZHOU, Xue; LI, Jing; ZHAO, Xinyue; YANG, Jixian; SUN, Hongliang; YANG, Shan-Shan; BAI, Shunwen. Resource recovery in life cycle assessment of sludge treatment: Contribution, sensitivity, and uncertainty. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 806, p. 150409, 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.150409. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150409>.

APÊNDICE 1 – DADOS REGIONALIZADOS DO ECOINVENT 3.8 PARA MONTAR O INVENTÁRIO DOS POLÍMEROS

Dados utilizados para a produção da sacola plástica utilizando ATP

Sequência para a produção da sacola: (1) PBAT, (2) grânulo de ATP, (3) processo de extrusão, (4) filme plástico e (5) corte e solda para a produção da sacola plástica.

(1) PBAT

PRODUTO		Quantidade	Unidade
Saída conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e coprodutos			
PBAT		1,00E+00	kg
ENTRADAS			
Entradas conhecidas esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Butane-1,4-diol {RoW} production Cut-off, U		3,70E-01	kg
Adipic acid {RoW} production Cut-off, U		3,60E-01	kg
Purified terephthalic acid {RoW} production Cut-off, U		3,00E-01	kg
Entradas conhecidas esfera tecnológica (eletricidade/calor)			
Electricity, medium voltage {BR-South-eastern grid} market for electricity, medium voltage Cut-off, U		1,43E-01	kWh
Heat, central or small-scale, natural gas {RER} market group for Cut-off, U		4,90E-01	MJ
Heat, district or industrial, other than natural gas {BR-Southern grid} treatment of bagasse, from sugarcane, in heat and power co-generation unit, 6400kW thermal Cut-off, U		7,11E-01	MJ
SAÍDAS			
Emissões para o ar			
Dinitrogen monoxide		3,01E-02	kg

(2) grânulo de ATP

PRODUTO		Quantidade	Unidade
Saída conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e coprodutos			
Grânulo de ATP		1,51E+00	kg
ENTRADAS			
Entradas conhecidas esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Chemical factory, organics {GLO} market for Cut-off, U		2,65E-10	p
Naphtha {BR} market for naphtha Cut-off, U		4,64E-03	kg
Natural gas, high pressure {BR} market for natural gas, high pressure Cut-off, U		2,39E-03	m3
Maize starch {RoW} production Cut-off, U		5,09E-01	kg
PBAT		3,39E-01	kg
Glycerine {RoW} production, from epichlorohydrin Cut-off, U		1,53E-01	kg
Entradas conhecidas esfera tecnológica (eletricidade/calor)			
Electricity, low voltage {BR} market group for electricity, low voltage Cut-off, U		1,21E+00	
Heat, district or industrial, natural gas {GLO} market group for Cut-off, U		1,16E+01	
Heat, district or industrial, other than natural gas {GLO} market group for Cut-off, U		1,00E-01	
SAÍDAS			
Emissões para o ar			
NM VOC, non-methane volatile organic compounds		1,67E-03	kg
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Resíduos e emissões para tratamento			
Hazardous waste, for incineration {RoW} market for hazardous waste, for incineration Cut-off, U		4,25E-03	kg
Waste plastic, mixture {BR} market for waste plastic, mixture Cut-off, U		6,64E-04	kg
Wastewater from maize starch production {GLO} market for Cut-off, U		2,12E-03	m3

(3) processo de extrusão

PRODUTO			Quantidade	Unidade
Saída conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e coprodutos				
<i>Extrusion, plastic film {adaptado para ATP BR}</i> extrusion, plastic film Cut-off, U			1,00E+00	kg
ENTRADAS				
Entrada conhecidas da natureza (recursos)				
<i>Water, cooling, unspecified natural origin, BR</i>			4,37E-02	m3
Entradas conhecidas esfera tecnológica (materiais/combustíveis)				
<i>Core board {GLO}</i> market for Cut-off, U			7,32E-03	kg
<i>EUR-flat pallet {RoW}</i> market for EUR-flat pallet Cut-off, U			1,44E-03	p
<i>Lubricating oil {RoW}</i> market for lubricating oil Cut-off, U			1,05E-04	kg
<i>Packaging box factory {GLO}</i> market for Cut-off, U			1,40E-09	p
<i>Particleboard, uncoated {RoW}</i> market for particleboard, uncoated Cut-off, U			2,15E-05	m3
<i>Polyethylene, low density, granulate {GLO}</i> market for Cut-off, U			2,15E-03	kg
<i>Polypropylene, granulate {GLO}</i> market for Cut-off, U			6,83E-04	kg
<i>Polyvinylchloride, suspension polymerised {GLO}</i> market for Cut-off, U			4,88E-05	kg
<i>Solid bleached and unbleached board carton {RoW}</i> market for solid bleached and unbleached board carton Cut-off, U			9,76E-04	kg
Entradas conhecidas esfera tecnológica (eletricidade/calor)				
<i>Electricity, medium voltage {BR}</i> market group for electricity, medium voltage Cut-off, U			4,86E-01	kWh
<i>Heat, district or industrial, natural gas {RoW}</i> market for heat, district or industrial, natural gas Cut-off, U			6,01E-01	MJ
<i>Heat, district or industrial, other than natural gas {RoW}</i> market for Cut-off, U			2,09E-01	MJ
<i>Steam, in chemical industry {RoW}</i> market for steam, in chemical industry Cut-off, U			5,80E-02	kg
SAÍDAS				
Emissões para o ar				
<i>Water/m3</i>			1,69E-02	m3
Emissões para a água				
<i>Water, BR</i>			2,68E-02	m3
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Resíduos e emissões para tratamento				
<i>Waste plastic, mixture {BR}</i> market for waste plastic, mixture Cut-off, U			2,41E-02	kg

(4) filme plástico

PRODUTO			Quantidade	Unidade
Saída conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e coprodutos				
Filme plástico			3,75E-02	kg
Entradas conhecidas esfera tecnológica (materiais/combustíveis)				
Thermoplastic starch, granulate {BR} production Cut-off, U			3,95E-02	kg
Extrusion, plastic film {adaptado para ATP BR} extrusion, plastic film Cut-off, U			3,95E-02	kg
SAÍDAS				
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Resíduos e emissões para tratamento				
Municipal solid waste {RoW} treatment of, sanitary landfill Cut-off, U			1,98E-03	kg

(5) corte e solda para a produção da sacola plástica

PRODUTO			Quantidade	Unidade
Saída conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e coprodutos				
Sacola plástica após corte e solda			3,38E+01	g
Entradas conhecidas esfera tecnológica (materiais/combustíveis)				
Filme plástico			3,75E+01	g
Entradas conhecidas esfera tecnológica (eletricidade/calor)				
Electricity, medium voltage {BR} market group for electricity, medium voltage Cut-off, U			1,40E-05	kWh
SAÍDAS				
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Resíduos e emissões para tratamento				
Municipal solid waste {RoW} treatment of, sanitary landfill Cut-off, U			3,75E+00	g

Dados utilizados para a produção da sacola plástica utilizando PEAD e PEBD

Os dados para o processo de extrusão são os mesmos para o PEAD e PEBD, os polímeros petroquímicos seguem a seguinte ordem: (1) processo de extrusão, (2) filme plástico e (3) corte e solda para a produção da sacola plástica.

(1) processo de extrusão

PRODUTO		Quantidade	Unidade
Saída conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e coprodutos			
<i>Extrusion, plastic film {adaptado para BR}</i>	<i>{extrusion, plastic film Cut-off, U</i>	1,00E+00	kg
ENTRADAS			
Entrada conhecidas da natureza (recursos)			
<i>Water, cooling, unspecified natural origin, BR</i>		4,37E-02	m3
Entradas conhecidas esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
<i>Core board {GLO}</i>	<i>{market for Cut-off, U</i>	7,32E-03	kg
<i>EUR-flat pallet {RoW}</i>	<i>{market for EUR-flat pallet Cut-off, U</i>	1,44E-03	p
<i>Lubricating oil {RoW}</i>	<i>{market for lubricating oil Cut-off, U</i>	1,05E-04	kg
<i>Packaging box factory {GLO}</i>	<i>{market for Cut-off, U</i>	1,40E-09	p
<i>Particleboard, uncoated {RoW}</i>	<i>{market for particleboard, uncoated Cut-off, U</i>	2,15E-05	m3
<i>Polyethylene, low density, granulate {GLO}</i>	<i>{market for Cut-off, U</i>	2,15E-03	kg
<i>Polypropylene, granulate {GLO}</i>	<i>{market for Cut-off, U</i>	6,83E-04	kg
<i>Polyvinylchloride, suspension polymerised {GLO}</i>	<i>{market for Cut-off, U</i>	4,88E-05	kg
<i>Solid bleached and unbleached board carton {RoW}</i>	<i>{market for solid bleached and unbleached board carton Cut-off, U</i>	9,76E-04	kg
Entradas conhecidas esfera tecnológica (eletricidade/calor)			
<i>Electricity, medium voltage {BR}</i>	<i>{market group for electricity, medium voltage Cut-off, U</i>	6,60E-01	kWh
<i>Heat, district or industrial, natural gas {RoW}</i>	<i>{market for heat, district or industrial, natural gas Cut-off, U</i>	6,01E-01	MJ
<i>Heat, district or industrial, other than natural gas {RoW}</i>	<i>{market for Cut-off, U</i>	2,09E-01	MJ
<i>Steam, in chemical industry {RoW}</i>	<i>{market for steam, in chemical industry Cut-off, U</i>	5,80E-02	kg
SAÍDAS			
Emissões para o ar			
<i>Water/m3</i>		1,69E-02	m3
Emissões para a água			
<i>Water, BR</i>		2,68E-02	m3
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Resíduos e emissões para tratamento			
<i>Waste plastic, mixture {BR}</i>	<i>{market for waste plastic, mixture Cut-off, U</i>	2,41E-02	kg

(2) filme plástico.

PEAD			
PRODUTO		Quantidade	Unidade
Saída conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e coprodutos			
Filme plástico		6,11E-03	kg
Entradas conhecidas esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Polyethylene, high density, granulate {RoW} production Cut-off, U		6,43E-03	kg
Extrusion, plastic film {BR} extrusion, plastic film Cut-off, U		6,43E-03	kg
SAÍDA			
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Resíduos e emissões para tratamento			
Inert waste, for final disposal {RoW} treatment of inert waste, inert material landfill Cut-off, U		3,20E-04	kg
PEBD			
PRODUTO		Quantidade	Unidade
Saída conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e coprodutos			
Filme plástico		1,83E-02	kg
Entradas conhecidas esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Polyethylene, high density, granulate {RoW} production Cut-off, U		1,93E-02	kg
Extrusion, plastic film {BR} extrusion, plastic film Cut-off, U		1,93E-02	kg
SAÍDA			
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Resíduos e emissões para tratamento			
Inert waste, for final disposal {RoW} treatment of inert waste, inert material landfill Cut-off, U		9,70E-04	kg

(3) corte e solda para a produção da sacola plástica.

PEAD			
PRODUTO		Quantidade	Unidade
Saída conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e coprodutos			
Sacola plástica após corte e solda		5,50E+00	g
Entradas conhecidas esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Filme plástico		6,11E+00	g
Entradas conhecidas esfera tecnológica (eletricidade/calor)			
Electricity, medium voltage {BR} market group for electricity, medium voltage Cut-off, U		1,40E-05	kWh
SAÍDAS			
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Resíduos e emissões para tratamento			
Inert waste, for final disposal {RoW} treatment of inert waste, inert material landfill Cut-off, U		6,10E-01	g

PEBD			
PRODUTO		Quantidade	Unidade
Saída conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e coprodutos			
Sacola plástica após corte e solda		1,65E+01	g
Entradas conhecidas esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Filme plástico		1,83E+01	g
Entradas conhecidas esfera tecnológica (eletricidade/calor)			
Electricity, medium voltage {BR} market group for electricity, medium voltage Cut-off, U		1,40E-05	kWh
SAÍDAS			
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Resíduos e emissões para tratamento			
Inert waste, for final disposal {RoW} treatment of inert waste, inert material landfill Cut-off, U		1,83E+00	g

APÊNDICE 2 – FATOR DE NORMALIZAÇÃO DOS MÉTODOS RECIPE 2016, CML-IA BASELINE E IMPACT WORLD+

CML-IA BASELINE (WORLD 2000)	
Categoria de impacto	Fator
Esgotamento abiótico	4,78E-09
Esgotamento abiótico (combustíveis fósseis)	2,63E-15
Aquecimento global	2,39E-14
Esgotamento da camada de ozônio	4,41E-09
Toxicidade humana	3,88E-13
Ecotoxicidade de água doce	4,23E-13
Ecotoxicidade marinha	5,16E-15
Ecotoxicidade terrestre	9,15E-13
Oxidação fotoquímica	2,72E-11
Acidificação	4,19E-12
Eutrofização	6,32E-12

ReCiPe 2016 (WORLD 2010 H)	
Categoria de impacto	Fator
Aquecimento global	1,25E-04
Esgotamento da camada de ozônio	1,67E+01
Radiação ionizante	2,08E-03
Formação de ozônio, saúde humana	4,86E-02
Formação de partículas finas	3,91E-02
Formação de ozônio, ecossistemas terrestres	5,63E-02
Acidificação terrestre	2,44E-02
Eutrofização de água doce	1,54E+00
Eutrofização marinha	2,17E-01
Ecotoxicidade terrestre	6,58E-05
Ecotoxicidade de água doce	3,97E-02
Ecotoxicidade marinha	2,30E-02
Toxicidade cancerígena humana	9,71E-02
Toxicidade não-cancerígena humana	3,20E-05
Uso do solo	1,62E-04
Escassez de recursos minerais	8,33E-06
Escassez de recursos fósseis	1,02E-03
Consumo de água	3,75E-03

IMPACT World+ (Stepwise 2006 values)		
Categoria de impacto	Categoria de danos	Fator
Alterações climáticas, saúde humana, curto prazo	Saúde humana	1,37E+01
Alterações climáticas, saúde humana, longo prazo		
Formação de oxidantes fotoquímicos		
Radiações ionizantes, saúde humana		
Esgotamento da camada de ozono		
Toxicidade cancerígena humana, curto prazo		
Toxicidade cancerígena humana, longo prazo		
Toxicidade não-cancerígena humana, curto prazo		
Toxicidade não-cancerígena humana, longo prazo		
Formação de matéria particulada		
Disponibilidade de água, saúde humana		
Alterações climáticas, qualidade do ecossistema, curto prazo	Qualidade do ecossistema	1,01E-04
Alterações climáticas, qualidade do ecossistema, longo prazo		
Acidificação marinha, curto prazo		
Acidificação marinha, longo prazo		
Ecotoxicidade da água doce, curto prazo		
Ecotoxicidade da água doce, longo prazo		
Acidificação da água doce		
Acidificação terrestre		
Eutrofização de água doce		
Eutrofização marinha		
Radiação ionizante, qualidade do ecossistema		
Transformação da terra, biodiversidade		
Ocupação do solo, biodiversidade		
Disponibilidade de água, ecossistemas de água doce		
Disponibilidade de água, ecossistema terrestres		
Água termicamente poluída		