

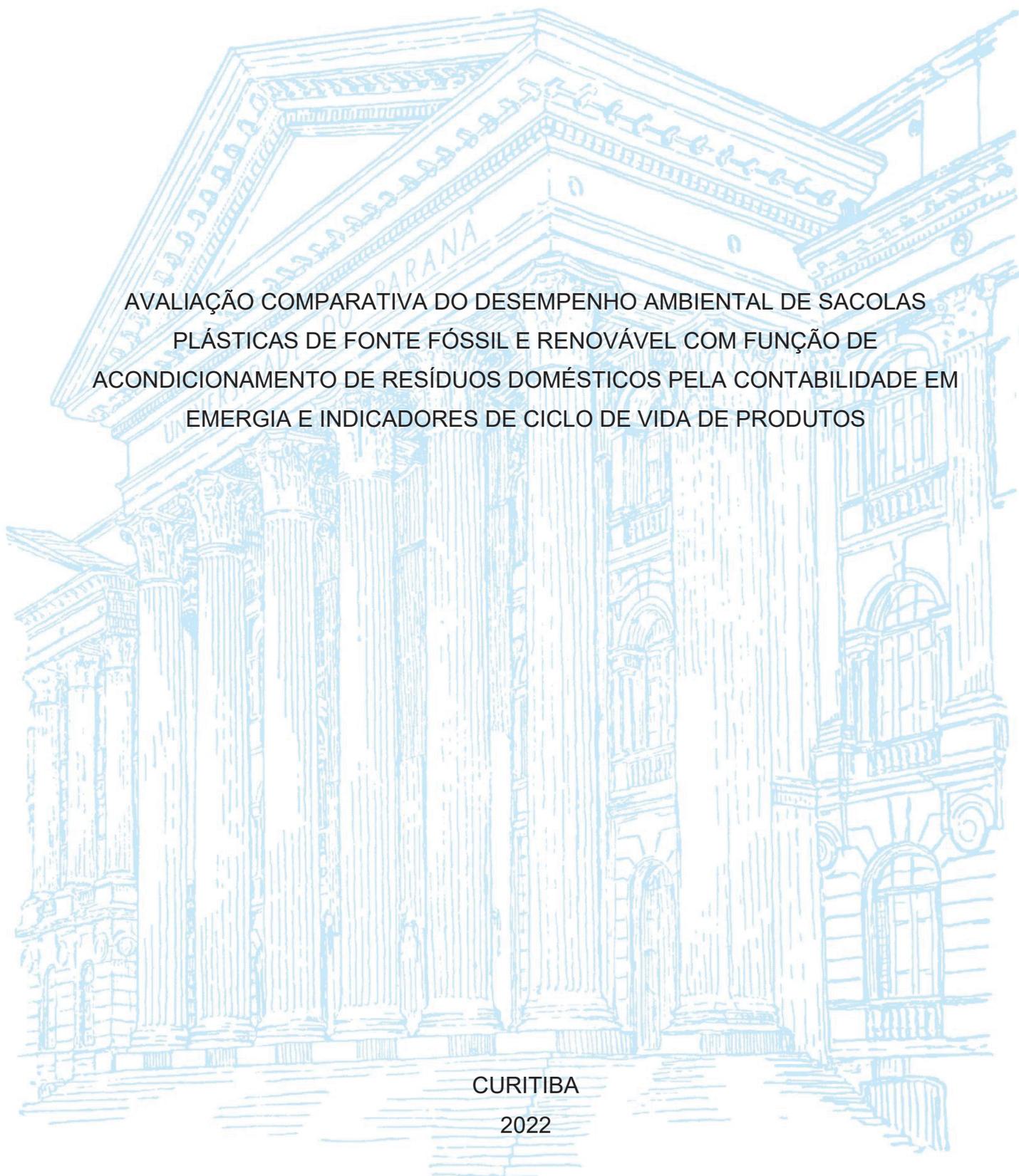
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MARCELO VITOR FIATKOSKI

AVALIAÇÃO COMPARATIVA DO DESEMPENHO AMBIENTAL DE SACOLAS
PLÁSTICAS DE FONTE FÓSSIL E RENOVÁVEL COM FUNÇÃO DE
ACONDICIONAMENTO DE RESÍDUOS DOMÉSTICOS PELA CONTABILIDADE EM
ENERGIA E INDICADORES DE CICLO DE VIDA DE PRODUTOS

CURITIBA

2022



MARCELO VITOR FIATKOSKI

AVALIAÇÃO COMPARATIVA DO DESEMPENHO AMBIENTAL DE SACOLAS
PLÁSTICAS DE FONTE FÓSSIL E RENOVÁVEL COM FUNÇÃO DE
ACONDICIONAMENTO DE RESÍDUOS DOMÉSTICOS PELA CONTABILIDADE EM
ENERGIA E INDICADORES DE CICLO DE VIDA DE PRODUTOS

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

Orientador: Prof. Dr. Marcell Mariano Correa Maceno

Coorientador: Prof. Dr. Feni Dalano Roosevelt Agostinho

CURITIBA

2022

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

Fiatkoski, Marcelo Vitor

Avaliação comparativa do desempenho ambiental de sacolas plásticas de fonte fóssil e renovável com função de acondicionamento de resíduos domésticos pela contabilidade em emergia e indicadores de ciclo de vida de produtos / Marcelo Vitor Fiatkoski. – 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: Marcell Mariano Correa Maceno

Coorientador: Feni Dalano Roosevelt Agostinho

1. Economia circular. 2. Contabilidade ambiental. 3. Ciclo de vida do produto. 4. Redução de resíduos. 5. Bolsas – Aspectos ambientais. I. Universidade Federal do Paraná. II. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. III. Maceno, Marcell Mariano Correa. IV. Agostinho Feni Dalano Roosevelt. V. Título.

Bibliotecário: Elias Barbosa da Silva CRB-9/1894



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

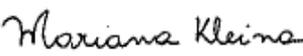
Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ENGENHARIA DE PRODUÇÃO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **MARCELO VITOR FIATKOSKI** intitulada: **Avaliação comparativa do desempenho ambiental de sacolas plásticas de fonte fóssil e renovável com função de acondicionamento de resíduos domésticos pela contabilidade em energia e indicadores de ciclo de vida de produtos**, 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 Junho de 2022.


MARCELL MARIANO CORRÊA MACENO
Presidente da Banca Examinadora


MARCELO RISSO ERRERA
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)


MARIANA KLEINA
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pelo dom da vida e por nunca abandonar um filho seu.

Agradeço ao Professor Dr. Eng. Marcell Mariano Correa Maceno, pela perseverança e incansável dedicação, por compartilhar sua história, sua competência, seu conhecimento, seu tempo, sua paciência e principalmente por não ter desistido de mim.

Agradeço ao Prof. Dr. Feni Dalano Roosevelt Agostinho por compartilhar seu conhecimento para que este projeto pudesse ser executado.

Dedico o sucesso e os frutos deste intenso trabalho à minha filha Leandra V. Pereira Fiatkoski, que me incentivou em ir em busca dos meus sonhos. Ao meu querido companheiro Adan Carlos Silva, que está sempre ao meu lado e aguentou todo o estresse deste período. À minha mãe, Nalmir Baumel, pelas belas palavras de carinho. E aos amigos e amigas que entenderam minha ausência durante esse período.

Cada página deste trabalho tem um pouco de vocês.

“Amar é um ato de coragem!” Paulo Freire

“Você nunca sabe a força que tem, até que a sua última alternativa seja ser forte.” Jhonny Depp

RESUMO

O excessivo uso de sacolas plásticas, dado sua praticidade e baixo custo, tem se tornado um problema no planeta. Essa prática de consumo tem levantado muitos questionamentos junto ao meio científico, governos e instituições, que, preocupadas com as questões ambientais têm buscado maneiras de diminuir seu uso e até substituir as matérias-primas que as compõe. Uma alternativa encontrada foi a substituição da matriz petroquímica por uma matriz biológica. Assim, para que tais impactos possam ser contabilizados e ações de melhorias definidas é necessário o uso de ferramentas de avaliação ambiental que suportem a decisão. Para realizar a comparação dos impactos ambientais entre essas duas matrizes, 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 de impacto ambiental utilizou-se a ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), que compara os processos desde a extração das matérias-primas utilizando a metodologia de impacto ambiental *ReCiPe* 2016 e a metodologia de Contabilidade Ambiental em Emergia (EMA), capaz de agregar fluxos de energia e matéria de diferentes naturezas em uma unidade comum, apresentando assim uma análise completa do esforço necessário para que um sistema possa ser executado. Desta forma, este estudo propôs avaliar comparativamente o uso de sacolas plásticas de modo a contabilizar o desempenho ambiental de sistemas circulares e/ou lineares para os cenários propostos. Para isto, foram conceituados oito cenários diferentes em que foram aplicados a EMA e a ACV, sendo avaliados o processo produtivo e de consumo, considerando uso - descarte, e uso - reuso - descarte. Na sequência deste, foram elaborados os diagramas de fluxos de energia para cada cenário, a identificação e seleção dos indicadores aplicados à economia circular e a coleta de dados para contabilização dos indicadores de energia e ACV, por fim, os cálculos desempenho ambiental. Os resultados obtidos entre os polímeros demonstraram que o ATP possui um maior impacto em todas as categorias de impacto avaliadas. 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.

Palavras-chave: Economia Circular, Contabilidade Ambiental em Emergia, Avaliação de Ciclo de vida, Sacolas Plásticas.

ABSTRACT

The excessive use of plastic bags, given their practicality and low cost, has become a problem on the planet. This consumption practice has raised many questions from the scientific community, governments and institutions, which, concerned with environmental issues, have sought ways to reduce their use and even replace the raw materials that compose them. An alternative found was the replacement of the petrochemical matrix by a biological matrix. Thus, for such impacts to be accounted for and improvement actions defined, it is necessary to use environmental assessment tools that support the decision. To compare the environmental impacts between these two matrices, three polymers were used, two from a petrochemical matrix, high density polyethylene (HDPE) and low-density polyethylene (LDPE) and one from a renewable biological matrix, thermoplastic starch (ATP). For the comparison of environmental impact, the Life Cycle Assessment (LCA) tool was used, which compares the processes from the extraction of raw materials using the environmental impact methodology ReCiPe 2016 and the methodology of Environmental Accounting in Energy (EMA), capable of aggregating flows of energy and matter of different natures into a common unit, thus presenting a complete analysis of the effort required for a system to be executed. Thus, this study proposed to comparatively evaluate the use of plastic bags in order to account for the environmental performance of circular and/or linear systems for the proposed scenarios. For this, eight different scenarios were conceptualized in which EMA and LCA were applied, being evaluated the production and consumption process, considering use - disposal, and use - reuse - disposal. Following this, energy flow diagrams were prepared for each scenario, the identification and selection of indicators applied to the circular economy and the collection of data for accounting for energy and LCA indicators, finally, the environmental performance calculations. The results obtained between the polymers showed that ATP has a greater impact in all impact categories evaluated. The worse performance associated with ATP can be explained by the need for a greater amount of mass in its production since the electrical consumption in the extrusion process is lower than that of petrochemical polymers.

Keywords: Circular Economy, Environmental Accounting in Energy, Life Cycle Assessment, Plastic Bags.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – CONCEITOS QUE SUSTENTAM A ECONOMIA CIRCULAR.....	28
FIGURA 2– DIAGRAMA BUTTERFLY DA ECONOMIA CIRCULAR.	29
FIGURA 3 – DIAGRAMA RESUMIDO DE FLUXOS DE EMERGIA.	39
FIGURA 4 – FASES DA ACV.	42
FIGURA 5 – MECANISMO AMBIENTAL SIMPLIFICADO.	47
FIGURA 6 – ETAPAS DE SELEÇÃO DE ARTIGOS.....	52
FIGURA 7 – ETAPAS DE SELEÇÃO DE ARTIGOS.....	59
FIGURA 8 – PROCESSO DE FABRICAÇÃO DE SACOLAS.....	77
FIGURA 9 – MATERIAIS UTILIZADOS NA PRODUÇÃO DE SACOLAS.	80
FIGURA 10 – CLASSIFICAÇÃO DA PESQUISA.....	82
FIGURA 11 – ETAPAS DA PESQUISA.....	84
FIGURA 12 – MODELO LINEAR/USO DA SACOLA PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS E POSTERIOR DESCARTE EM ATERRO SANITÁRIO.	86
FIGURA 13 – MODELO CIRCULAR/USO PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS E REUSO PARA ACONDICIONAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES.	87
FIGURA 14 SACOLAS PLÁSTICAS- MODELO CIRCULAR/ USO DA SACOLA PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS E POSTERIOR RECICLAGEM.....	87
FIGURA 15 - DIAGRAMA DA MANUFATURA DAS SACOLAS.....	97
FIGURA 16 - DIAGRAMA DA FABRICAÇÃO DE ATP.....	98
FIGURA 17 - DIAGRAMA DOS CENÁRIOS I, IV E VII.....	98
FIGURA 18 - DIAGRAMA DOS CENÁRIOS II, V E III.....	99
FIGURA 19 - DIAGRAMA DOS CENÁRIOS III E VI.....	99

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 1 – TIPOS DE MATERIAIS E OCORRÊNCIA.	67
GRÁFICO 2 – INDICADORES DE ACV.....	68
GRÁFICO 3 – COMPARAÇÃO DA EMERGIA TOTAL ENTRE OS CENÁRIOS 10101	
GRÁFICO 4 – PERCENTUAL DE RENOVABILIDADE.....	122
GRÁFICO 5 - RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO DOS INDICADORES DE AICV.....	126
GRÁFICO 6 - RESULTADO DA NORMALIZAÇÃO DOS INDICADORES DE AICV PELO MÉTODO RECIPE 2016 MIDPOINT.....	128

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 – NÍVEIS DE ABRANGÊNCIA DA EC.....	31
QUADRO 2 – SÍMBOLOS UTILIZADOS NA ELABORAÇÃO DE DIAGRAMAS SISTÊMICOS.....	37
QUADRO 3 – INDICADORES TRADICIONAIS DA EMA.....	39
QUADRO 4 – PASSOS DA RSL.....	49
QUADRO 5 – GRUPOS DE BUSCA E OPERADORES LÓGICOS BOOLEANOS.....	51
QUADRO 6 – SELEÇÃO DE ESTUDOS EM EMERGIA.....	53
QUADRO 7 – STRINGS DE BUSCA.....	59
QUADRO 8 – ARTIGOS UTILIZADOS NA RSL.....	61
QUADRO 9 – POLÍMEROS BIODEGRADÁVEIS.....	79
QUADRO 10 – CLASSIFICAÇÃO DOS PLÁSTICOS BIODEGRADÁVEIS.....	80
QUADRO 11 – TERMOS E DEFINIÇÕES.....	81
QUADRO 12 – RELAÇÃO MATERIAIS/CENÁRIOS.....	85
QUADRO 13 - FUNÇÃO DE PRODUTO E UNIDADE FUNCIONAL.....	93
QUADRO 14 – RESUMO DAS DEFINIÇÕES DE OBJETIVO E ESCOPO DA ACV...	94
QUADRO 15 – ORIGEM DOS DADOS.....	95
QUADRO 16– RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO DOS INDICADORES DE AICV PELO RECIPE 2016 MIDPOINT.....	124

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - TABELA DE CÁLCULO DE FLUXOS DE EMERGIA.....	39
TABELA 2 - ICV DO PEAD, PEBD E ATP - DADOS POR UNIDADE DE SACOLA..	95
TABELA 3 - CENÁRIO I - USO DA SACOLA (PEAD) SOMENTE PARA O TRANSPORTE DE MERCADORIAS.....	102
TABELA 4 - CENÁRIO II - USO DA SACOLA (PEAD) PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS E RESÍDUOS DOMICILIARES.....	104
TABELA 5 - CENÁRIO III - USO DA SACOLA (PEAD) PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS E POSTERIOR RECICLAGEM.....	106
TABELA 6 - CENÁRIO IV - USO DA SACOLA (PEBD) SOMENTE PARA O TRANSPORTE DE MERCADORIAS.....	109
TABELA 7 - CENÁRIO V - USO DA SACOLA (PEBD) PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS E RESÍDUOS DOMICILIARES.....	110
TABELA 8 - CENÁRIO VI - USO DA SACOLA (PEBD) PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS E POSTERIOR RECICLAGEM.....	112
TABELA 9 - CENÁRIO VII - USO DA SACOLA (ATP) SOMENTE PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS.....	116
TABELA 10 - CENÁRIO VIII - USO DA SACOLA (ATP) PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS E RESÍDUOS DOMÉSTICOS.....	118
TABELA 11 - MEMORIAL DE CÁLCULO - CENÁRIO I.....	151
TABELA 12 - MEMORIAL DE CÁLCULO - CENÁRIO II.....	153
TABELA 13 - MEMORIAL DE CÁLCULO - CENÁRIO III.....	154
TABELA 14 - MEMORIAL DE CÁLCULO - CENÁRIO IV.....	155
TABELA 15 - MEMORIAL DE CÁLCULO - CENÁRIO V.....	158
TABELA 16 - MEMORIAL DE CÁLCULO - CENÁRIO VI.....	159
TABELA 17 - MEMORIAL DE CÁLCULO - CENÁRIO VII.....	161
TABELA 18 - MEMORIAL DE CÁLCULO - CENÁRIO VIII.....	163
TABELA 19 - MEMORIAL DE CÁLCULO - GRÂNULO DE ATP.....	164

LISTA DE ABREVIATURAS OU SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida
ATP	Amido Termoplástico
BS	<i>British Standards Institution</i>
ABIPLAST	Associação Brasileira da Indústria do Plástico
Bio-PP	Bio-Propileno
Bio-PET	Bio-Politereflato de etileno
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de Carbono
EMA	<i>Emergy Accounting</i>
EMF	<i>Ellen MacArthur Foundation</i>
EC	Economia Circular
EER	Razão de intercâmbio emergético
EIR	Razão de investimento emergético
EL	Economia Linear
ELR	Razão de Carga Ambiental
ESI	Razão da Sustentabilidade Ambiental
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EYR	Razão de Rendimento Emergético
GEB	<i>Geobisphere Emergy Baseline</i>
ICV	Análise de Inventário do Ciclo de Vida
NEAB	<i>National Environmental Accounting Database</i>
PABD	Polietileno de Alta Densidade
PBS	Succinato de polibutileno
PCL	Policaprolactona
PBAT	Polibutileno
PE	Polietileno
PEBD	Polietileno de Baixa Densidade
PELBB	Polietileno linear de baixa densidade
PET	Politereftalato de etileno
PEUADM	Polietileno Ultra Alto Peso Molecular
PEUBD	Polietileno Ultrabaixa Densidade
PGA	Poliglicólídeo
PHA	Polihidroxialcanoato
PHB	Polihidroxibutirato

PHBV
WWF

Copolímeros de Hidroxibutirato e Hidroxivalerato
World Wildlife Fund

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
1.1 JUSTIFICATIVA	20
1.2 OBJETIVOS	22
1.2.1 Objetivo geral	23
1.2.2 Objetivos específicos.....	23
1.3 DELIMITAÇÃO DA PESQUISA.....	23
1.4 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	24
2 REVISÃO DE LITERATURA	26
2.1 ECONOMIA CIRCULAR (EC)	26
2.2 CONTABILIDADE EM EMERGIA/ <i>EMERGY ACCOUNTING</i> - EMA	32
2.2.1 Procedimento de Contabilidade em Emergia	36
2.3 AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE PRODUTOS (ACV)	41
2.3.1 Limitações da ACV	48
2.4 REVISÃO SISTEMÁTICA DA LITERATURA	48
2.4.1 RSL sobre emergia, economia circular e sacolas plásticas.....	50
2.4.2 RSL sobre ACV e sacolas/filmes plásticos.....	57
2.5 SACOLAS PLÁSTICAS	75
3 MATERIAL E MÉTODOS	82
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA PESQUISA	82
3.2 ETAPAS METODOLÓGICAS.....	83
3.2.1 Seleção dos polímeros e dos cenários para o estudo	84
3.2.2 Contabilidade em Emergia.....	88
3.2.3.1 Definição de objetivo da ACV	88
3.2.3.2 Construção de Diagramas de fluxo de Emergia	89
3.2.3.3 Construção das tabelas de Emergia.....	89
3.2.3.4 Cálculo de desempenho ambiental para os cenários	91
3.2.3 Avaliação de Ciclo de Vida (ACV)	91
3.2.3.1 Definição de objetivo da ACV	92
3.2.3.2 Definição do escopo da ACV.....	93
3.2.3.3 Inventário de ciclo de vida	94
3.2.3.4 Avaliação de impacto de ciclo de vida	96
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	97
4.1 RESULTADOS DA CONTABILIDADE EM EMERGIA	97

4.1.1 Diagramas de Fluxos de Energia	97
4.1.2 Tabelas de Energia	100
4.2 RESULTADOS DOS INDICADORES DE CICLO DE VIDA.....	124
5CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	129
REFERÊNCIAS.....	131
ÂPENDICE.....	151

1 INTRODUÇÃO

Os plásticos, empregados em embalagens, coberturas, utensílios, equipamentos, estruturas e diversas outras funcionalidades, são amplamente utilizados em todo o mundo, podendo ser substituído por materiais como vidro, madeira, celulose e tecidos, com alto desempenho e eficiência. A matéria-prima dos plásticos pode ser biomassa vegetal, porém, historicamente, a principal matéria-prima utilizada para sua produção é o petróleo (PIATTI e RODRIGUES, 2005).

O aprimoramento de suas aplicações e seu baixo custo garantiram comodidade e praticidade à sociedade contemporânea (ABIPLAST, 2019).

O número de aplicações desse produto cresceu acentuadamente nas últimas décadas, à medida que a tecnologia, principalmente a composição química das resinas, aprimorou suas propriedades (VIANA, 2010).

Amplamente utilizadas a partir da década de 1970, as sacolas plásticas caíram no gosto dos consumidores, uma vez que sua distribuição é feita, normalmente, de forma gratuita pelos estabelecimentos comerciais, oferecendo ao consumidor uma forma prática para guardar e transportar seus produtos (FABRO *et al.*, 2007).

De acordo com a WWF Brasil (2019), o Brasil é o quarto maior produtor de resíduo plástico no mundo, ficando atrás apenas dos Estados Unidos, China e Índia. O consumo nacional de plástico estimado ficou em torno de 11,3 milhões de toneladas no ano de 2019.

Em relação as sacolas plásticas, além de serem consumidas como um facilitador para o transporte de mercadorias, após cumprirem este primeiro ciclo, são normalmente utilizadas para acomodar resíduos sólidos domésticos domiciliares e depois são encaminhados para aterros sanitários (NWAFOR e WALKER, 2020).

Sendo assim, o acúmulo desse material em aterros sanitários e até mesmo no meio ambiente, vem se mostrando em níveis cada vez maiores ao longo dos anos, devido ao seu consumo elevado e por conta do longo tempo de decomposição do material que é utilizado na fabricação de sacolas, estimado entre 100 e 400 anos para a decomposição completa (ACCINELLI *et al.*, 2020).

Além das proposições de políticas públicas, a mobilização da sociedade, para reduzir a geração de resíduos e garantir um descarte correto, são essenciais (ANDRADE e MAGALHÃES, 2016).

Diante deste cenário, novos materiais vêm sendo constantemente pesquisados na intenção de reduzir os impactos ambientais. Estudos tem buscado a substituição da matéria-prima não-renovável de fonte fóssil, as quais apresentam uma vida longa até a decomposição, por materiais biodegradáveis, de fontes renováveis, que podem apresentar vida mais curta até a decomposição, variando entre 6 meses e 2 anos dependendo do polímero utilizado (ZAMBRANO-MONSERRATE e RUANO, 2020).

No atual modelo de produção, os recursos naturais são extraídos e, por meio de processos produtivos, são transformados em produtos que serão disponibilizados aos consumidores. Uma vez finalizada a etapa de consumo, ocorre a conversão automática do que restou dos produtos em resíduos os quais, são considerados como passivos ambientais, resultando em consequências negativas que ameaçam os ecossistemas naturais essenciais para a humanidade (GHISELINNI *et al.*, 2016).

Como contraponto a esse modelo linear ditado pela sequência extração-produção-consumo-descarte de recursos, surgiu a Economia Circular (EC) com a proposta de promover o equilíbrio entre o ciclo biológico da natureza e o ciclo técnico ditado pela indústria de transformação (GHISELINNI *et al.*, 2018).

Um dos fundamentos da EC está na ideia de que resíduos são matérias-primas que, embora sejam de segunda mão, sua valorização se dá considerando o contexto global de escassez de recursos, de busca constante por otimização de processos, de maior eficácia organizacional e de pressões sociais por um desenvolvimento mais sustentável (NAUSTDALSLID, 2014; GHISELINNI *et al.*, 2016). A ideia é que ao invés de descartar produtos, antes seu valor seja totalmente utilizado e reutilizado (SANTAGATA *et al.*, 2020).

A economia circular foi definida como sendo restaurativa e regenerativa, baseada no princípio de prolongar pelo maior tempo possível o valor e o tempo de vida útil de produtos, componentes e materiais, modelo proposto pela Ellen MacArthur Foundation (EMF, 2015).

Uma característica relevante proposta pela EMF (2015) diz respeito a diferenciação entre os chamados ciclos biológicos e técnicos. No ciclo biológico, materiais não tóxicos retornam à biosfera como um ciclo de renovação da natureza, reconstituindo assim seu capital natural próprio, mantendo um equilíbrio de massa e energia entre o que a natureza fornece e absorve. Já no ciclo técnico isso ocorre não naturalmente. Ou seja, para garantir o prolongamento máximo da vida útil dos bens

industrializados é importante a participação humana ativa através de ações intencionais como reparo, manutenção, reuso, reutilização, remanufatura, reforma e reciclagem de produtos e de seus componentes (EMF,2015).

A este respeito, o desenvolvimento de indicadores adequados para avaliar a circularidade ainda é um assunto que merece uma investigação mais aprofundada, para além daqueles indicadores de circularidade desenvolvidos pela Fundação MacArthur (EMF e GRANTA DESIGN, 2015).

Tais indicadores propostos abrangem toda a cadeia de suprimentos, alguns outros indicadores semelhantes foram desenvolvidos no nível micro contemplando produtos e empresas (HUYSMAN *et al.*, 2015).

A ACV tem como objetivos, contabilizar o desempenho ambiental dos processos produtivos e auxiliar no desenvolvimento de produtos sustentáveis (*ecodesign*). Nas políticas públicas, a ACV contribui para a formação de critérios e requisitos de sustentabilidade ambiental, além de fornecer base científica para a implementação de normas e regulações ambientais (IPEA, 2016).

Entretanto, no contexto da EC, a literatura científica já identificou a falta de indicadores abrangentes que considerem aspectos sociais, urbanos, preventivos, entre outros, ressaltando que tais indicadores não são capazes de compreender a complexidade dos recursos de feedback sistêmico e de malha fechada da EC (GENG *et al.*, 2012).

Por esta razão, indicadores adequados de EC são necessários para o monitoramento cuidadoso e avaliação adequada dos sistemas humanos e economias. Indicadores inovadores são necessários para avaliar o desempenho ambiental dos sistemas orientados para EC e quantificar os benefícios, custos e gargalos em toda a cadeia do processo (GENG *et al.*, 2016).

Os indicadores convencionais de energia e material podem não ser capazes de capturar totalmente o desempenho ambiental gerado pelos padrões de circuito fechado de EC (GENG *et al.*, 2012), na medida em que esses indicadores não são capazes de acompanhar adequadamente os feedbacks e as interconexões dentro dos sistemas orientados para EC (BROWN e ULGIATI, 2011; GIANNETTI *et al.*, 2015).

Isto posto, uma possibilidade alternativa é representada pela aplicação da abordagem de “*Emergy Accounting*” ou Contabilidade Ambiental em Emergia (EMA), também conhecida como Síntese Emergética. A EMA pode não abordar todos os elementos que precisam ser levados em consideração para avaliar os sistemas de

EC. No entanto, ela pode oferecer uma perspectiva suplementar que possibilite a contabilização de recursos oferecidos pelos ecossistemas, que dificilmente seriam considerados por outras abordagens, ou seja, aquelas abordagens que são baseadas em saldos de materiais (MARVUGLIA *et al.*, 2018).

O conceito de Emergia foi desenvolvido pelo ecologista americano H.T. Odum na década de 1980 (ODUM, 1986; ODUM, 1996), e é definido como a energia total disponível, de um tipo, que foi necessária (usada) direta ou indiretamente no trabalho de fabricação de um produto ou serviço (BROWN e ULGIATI, 2016).

A EMA pode, portanto, agregar fluxos de energia e matéria de naturezas diferentes em uma unidade comum, usando fatores de conversão chamados Valores Unitários de Emergia (UEVs), que expressam a quantidade de energia solar equivalente investida na produção de uma quantidade unitária de um recurso, medido em emjoules solares por grama, sej / g. Se o recurso entregue é energia, as UEVs são chamadas de transformidades (MARVUGLIA *et al.*, 2018).

De acordo com Geng *et al.* (2012), aspectos críticos na avaliação atual da EC nas cadeias de suprimentos são a falta de:

- Indicadores socioambientais;
- Indicadores de sinergias urbanas / industriais;
- Indicadores para responsáveis e negócios sustentáveis;
- Indicadores orientados para a prevenção (ou seja, redução de material/ energia, taxa de rede).

Portanto, indicadores de EC têm a necessidade de incorporar a dimensão ambiental, como conservação do capital natural, diminuição da poluição e proteção ambiental, bem como a dimensão social como a qualidade da alimentação e educação, empregos, participação estratégica entre outros. Além disso, deve-se dar atenção aos diferentes tipos de impactos das opções alternativas dentro das restrições ambientais e socioeconômicas circundantes, conforme destacado por Kuriqi *et al.* (2017) e Kuriqi *et al.* (2019).

Novos sistemas de indicadores orientados para EC que incorporam a análise de rede e o método *Emergy Accounting* podem ajudar os formuladores de políticas e guiar a implementação das ações de EC (MARVUGLIA *et al.*, 2018).

Conforme descreve Marvuglia *et al.* (2018) os indicadores de emergia podem ser utilizados para a avaliação e monitoramento de processos circulares, dado que:

- Emergia não permite a contagem dupla de fluxos de retorno;
- A contabilidade emergética acompanha as interações entre os componentes do sistema em todas as escalas;
- Emergia permite, entre outras coisas, quantificar fluxos de informação, investimento em mão de obra, capital humano e natural, produzindo assim uma imagem completa do esforço necessário para executar o sistema em seu determinado nível de complexidade.

A este respeito, a EMA tem a característica de possibilitar a avaliação de sistemas que não pertencem apenas as estruturas constituídas pelo trabalho humano no espaço da biosfera, chamada de “Tecnosfera”, como também aqueles em que a natureza está inserida no sistema tecnológico (BAKSHI *et al.* 2015; SALADINI *et al.* 2018).

Desta forma, esta pesquisa buscou responder a seguinte questão problema: Qual seria o desempenho ambiental, baseado na EMA e em ACV, de sacolas plásticas produzidas a partir de diferentes polímeros (renováveis e não renováveis), quando ações relacionadas a Economia linear, como extração-uso-descarte, e/ou ações de Economia circular, como reuso, reciclagem e uso de materiais renováveis, estão sendo avaliadas nas atividades de transporte de mercadorias e acondicionamento de resíduos sólidos domiciliares?

1.1 JUSTIFICATIVA

O plástico está presente em quase tudo o que a humanidade utiliza, nas mais diversas formas. Uma dessas formas são as sacolas plásticas, utilizadas no transporte de produtos (UNEP, 2018).

As sacolas plásticas se tornaram itens indispensáveis na vida das pessoas, devido a praticidade e baixo custo. Porém, em razão do seu elevado consumo, acabam se tornando um problema, devido as grandes quantidades de resíduos que acabam indo direto para os aterros sanitários, uma vez que a reciclagem não se mostra interessante pelo baixo custo do material e elevado volume (venda por peso).

Estimativas apontam um consumo anual entre 500 bilhões e 1,5 trilhões de sacolas plásticas por todo o mundo (CROWLEY, 2020).

A reciclagem, enquanto política pública, poderia ser uma alternativa para mitigar o impacto ambiental causado pelo descarte de sacolas plásticas. No entanto, para que este processo seja eficiente, as sacolas não podem estar molhadas e/ou contaminadas com outras substâncias (FERNÁNDEZ-BRAÑA *et al.*, 2019; ZAMBRANO-MONSERRATE e ALEJANDRA RUANO, 2020).

As sacolas plásticas descartáveis, também chamadas de sacolas plásticas de uso único (*single-use plastic bags*) transportam muito mais do que mercadorias, mas dão comodidade aos comércios e consumidores. Entretanto, elas trazem um custo substancial para o meio ambiente e para os municípios que buscam manter suas ruas e cursos d'água limpos (TAYLOR e VILLAS-BOAS, 2016).

O descarte inadequado gera o acúmulo de sacolas nos ambientes terrestre e aquático, sendo que muitas acabam em rios e conseqüentemente atingindo os oceanos. Estima-se que 90% do lixo plástico encontrado nos oceanos são provenientes desse descarte inadequado que chegam aos rios e depois ao mar (ACCINELLI *et al.*, 2020; HANUN *et al.*, 2019).

Quando se avalia o ciclo de vida das sacolas, nota-se que elas apresentam grande impacto ambiental, devido ao material apresentar um longo tempo de decomposição, entre 100 e 400 anos, e durante este processo, ainda são liberados micro plásticos, que são nocivos ao meio ambiente (CIVANCIK-USLU *et al.*, 2019).

Considerando todos os aspectos observados referentes à produção, uso e descarte de sacolas plásticas, ações em todo o mundo vêm sendo realizadas para diminuir e até mesmo banir a sua utilização. O uso das sacolas plásticas acontece por uma questão cultural e de comodidade, mesmo a maioria dos usuários sendo conscientes dos impactos ambientais que o uso exagerado causa (OLIVEIRA *et al.*, 2012). Assim, medidas restritivas não são bem aceitas por uma parcela da população (LIU *et al.*, 2020).

Uma alternativa pode ser a utilização de novos materiais em substituição aos polímeros de base fóssil, como por exemplo, o uso dos materiais biodegradáveis e renováveis, de origem animal e vegetal (BALESTRI *et al.*, 2019).

Para Zhang *et al.* (2020), tais materiais podem concorrer em características mecânicas similares para uso no cotidiano e possuem um curto tempo de vida até a decomposição, que podem variar entre seis meses e dois anos. Eles têm ainda como

principal vantagem o fato de que ao se decomporem viram nutrientes orgânicos, incorporados naturalmente ao ambiente.

Contudo, em qualquer cenário, a produção e a utilização de sacolas, seja de base fóssil ou biológica, pode resultar em impactos ambientais similares (BALESTRI *et al.*, 2019; ZHANG *et al.*, 2020).

Neste sentido, ações da Economia Circular, como uso de fontes renováveis, uso-reuso e reciclagem, podem contribuir para uma melhoria do desempenho ambiental destes produtos. Para Homrich *et al.* (2018) pensar no ciclo de vida do produto é indispensável para garantir condições favoráveis para melhores estratégias de fim de vida nos círculos mais restritos da EC.

No caso das sacolas de base fóssil e renovável, caso específico deste estudo, avaliar o seu desempenho ambiental requer uma abordagem que calcule os impactos com base na modelagem do sistema e recursos ao longo do ciclo de vida do produto / sistema.

Assim, a abordagem da Contabilidade Ambiental em Emergia (EMA) mostra-se uma metodologia promissora para a avaliação sistêmica, considerando tais fluxos (MARVUGLIA *et al.*, 2018). Além disso, a utilização dos indicadores de ACV podem ser úteis em complementação da EMA, considerando o foco da ACV na avaliação de impactos ambientais potenciais de *downstream*, ou seja, ligados as emissões ao ambiente.

Neste contexto, a principal contribuição desta pesquisa consiste na utilização da EMA e dos indicadores de ACV para avaliação do desempenho ambiental de sacolas plásticas produzidas a partir de Polietileno de Alta Densidade (PEAD), Polietileno de Baixa Densidade (PEBD), ambos de fonte não renovável e Amido Termoplástico (ATP), de fonte renovável, utilizadas para transporte de mercadorias e/ou acondicionamento de resíduos sólidos domiciliares.

1.2 OBJETIVOS

O objetivo geral e os objetivos específicos deste estudo são apresentados nas subseções 1.2.1 e 1.2.2, respectivamente.

Objetivo geral

Avaliar comparativamente o desempenho ambiental de sacolas plásticas de base fóssil e de base renovável, para uso no transporte de mercadorias e como acondicionante de resíduos sólidos domiciliares, através da metodologia de contabilidade em emerggia (EMA) e da técnica de avaliação de ciclo de vida (ACV).

Objetivos específicos

- Elaborar os cenários de análise de sacolas plásticas de PEAD, PEBD e ATP para avaliação sistêmica.
- Elaborar os diagramas de emerggia do sistema em estudo, considerando a identificação dos limites do sistema e as ações de economia circular.
- Identificar os indicadores de emerggia e ACV para avaliação de ações de circularidade no ciclo de vida de sacolas plásticas (PEAD, PEBD e ATP);
- Calcular os indicadores de emerggia e ACV para cada cenário de forma a embasar a avaliação comparativa.

1.3 DELIMITAÇÃO DA PESQUISA

A presente dissertação tem como foco o estudo de sacolas plásticas, considerando as variações entre os sistemas linear e circular a partir da matéria prima que são fabricadas e de ações de uso, reuso e reciclagem ao longo do ciclo de vida delas. Foram analisados os dados de três polímeros distintos, sendo dois de base fóssil, polietileno de alta densidade (PEAD) e polietileno de baixa densidade (PEBD), e um terceiro de base biológica, o amido termoplástico (ATP), produzido através de amido de milho, copolímero e plasticizante orgânico.

O PEAD e PEBD são os mais usados no mercado nacional e o ATP é um novo polímero de amido termoplástico desenvolvido na Universidade Federal do Paraná (UFPR) em parceria com a Universidade Estadual de Londrina (UEL).

Para isso, foram montados oito cenários para esta análise. Três cenários para a avaliação do PEAD, três cenários para a avaliação do PEBD e outros dois cenários para a avaliação do ATP, considerando o contexto de fabricação de sacolas, uso, reuso, destinação para aterro ou reciclagem ocorrendo na Região Metropolitana de

Curitiba. Ressalta-se que variações das medidas logísticas para os cenários podem levar a generalizações para outras regiões do Planeta.

Além disso, os impactos ambientais referente ao transporte desde a extração da matéria-prima até o abastecimento da manufatura das sacolas não foram considerados neste estudo. E ainda, a massa de resíduos sólidos domésticos e de mercadorias adquiridas em estabelecimentos comerciais como supermercados não foram consideradas nas simulações de desempenho ambiental dos sistemas, devido ao entendimento que estas massas estão relacionados a outros ciclos de vida, externos ao ciclo de vida das sacolas plásticas.

1.4 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A dissertação está organizada em cinco capítulos principais, seguidos pelas referências bibliográficas e pelo apêndice.

O primeiro capítulo – **Introdução** – é constituído pela descrição do tema, problema, justificativa, objetivo geral, objetivos específicos, delimitação e estrutura do trabalho.

O segundo capítulo – **Revisão de Literatura** - traz os assuntos abordados nesta dissertação fundamentados e contextualizados para sustentar as principais discussões apresentadas no capítulo de resultados. Inicia pelo estudo da Economia Circular (EC), posteriormente as sessões de Contabilidade em Emergia (EMA), Sacolas Plásticas e ainda o **Estado da Arte**, onde os resultados da revisão bibliométrica e sistemática da literatura são apresentados e descritos detalhadamente, servindo como suporte para a escolha dos métodos de AICV (Avaliação do Impacto de Ciclo de Vida) e categorias de impacto analisadas no estudo de caso realizado nessa dissertação.

O terceiro capítulo – **Metodologia** - onde são abordados os procedimentos metodológicos empregados na elaboração dessa pesquisa, juntamente com o protocolo de pesquisa e a descrição de cada etapa de trabalho e o levantamento quantitativo de materiais e todas as fases da ACV e Emergia para o estudo de caso proposto são definidos com detalhes, para posterior cadastramento e simulação no *software SimaPro®*.

O quarto capítulo – **Resultados e Análises** - são apresentados os resultados quantitativos e discussões acerca dos impactos ambientais das sacolas plásticas, em

uma análise comparativa dos resultados da caracterização e da normalização entre os métodos de AICV e as categorias de impacto dos diferentes polímeros usados neste estudo. Nesse capítulo, foi realizada, também, a comparação dos resultados normalizados das metodologias de ACV com os resultados normalizados a partir de uma referência com fatores de normalização globais.

No quinto capítulo – **Considerações Finais**, as principais recomendações e limitações do estudo são apresentadas, assim como as sugestões para trabalhos futuros.

2 REVISÃO DE LITERATURA

Este capítulo tem como objetivo apresentar os principais conceitos para o entendimento sobre os assuntos tratados nesta dissertação. Desta forma, são detalhados os seguintes temas nas seções 2.1 a 2.5: Economia Circular, Contabilidade em Emergência, Avaliação de Ciclo de Vida de Produtos, Revisão Sistemática de Literatura e Sacolas plásticas.

2.1 ECONOMIA CIRCULAR (EC)

Muito tem se falado sobre economia circular nas últimas décadas, sendo que os conceitos propostos a partir dos modelos circulares chamam a atenção da comunidade científica e de entidades, empresas e governos no mundo inteiro (GHISELLINI; CIALANI e ULGIATI; 2016).

Este crescente interesse se deve ao fato do modelo baseado na economia circular fornecer uma alternativa melhor ao modelo de desenvolvimento econômico dominante, denominado “*take, make and dispose*”, ou no português “pegar, fazer e descartar” (EMF, 2015).

O modelo linear de produção e consumo depende de grandes quantidades de recursos baratos, matérias-primas abundantes e facilmente acessíveis (EC, 2014; EMF, 2015). Como novas tecnologias e produtos, a ideia “pegar, fazer e descartar” tornou-se o centro do desenvolvimento industrial (STAHEL, 2010; EMF, 2015).

Os efeitos negativos causados por este modelo ameaçam a estabilidade das economias e a integridade dos ecossistemas naturais, essenciais para a sobrevivência da humanidade (EC, 2014a).

Para Kitzes *et al.* (2008) e Korhonen *et al.* (2018), os padrões de produção e consumo da Economia Linear (EL) estão exigindo mais do que o ambiente natural suporta. A economia predominante (neoclássica), definem Ghisellini; Cialani e Ulgiati (2016), assume um padrão de economia linear e tem sido a base teórica para o desenvolvimento econômico até recentemente.

A economia linear se concentra principalmente no uso de recursos, no mercado e consumo, e não fornece ferramentas que levem em consideração o esgotamento de recursos naturais. A transição desta economia linear para uma

economia circular é um assunto recorrente na literatura acadêmica, governança pública e domínio corporativo (LINDGREEN *et al.*, 2020).

Em contrapartida ao conceito linear de produção, a economia circular, tem como essência, um modelo de negócios que leva em consideração um desenvolvimento sustentável e uma sociedade harmoniosa (EMF, 2015). Novos padrões de produção e consumo, vitais tanto pela intenção quanto pelo design, tornam-se cada vez mais importantes, tendo como objetivos a sustentabilidade e o bem-estar humano (GHISELLINI *et al.*, 2018).

Além disso, este modelo contribui positivamente para conciliar todos os elementos, principalmente ambientais e políticos, bem como econômicos e empresariais (EMF 2012).

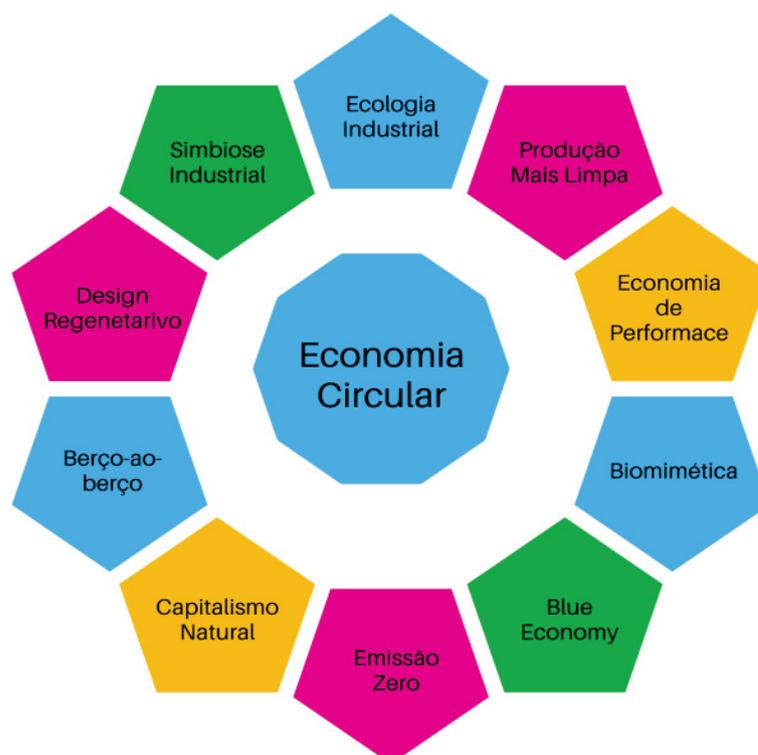
A Economia Circular promove a utilização mais adequada e correta dos recursos naturais, visando a implementação de uma economia sustentável, reconhecida por um novo modelo de negócios e oportunidades de emprego inovadores (EMF, 2012; STAHEL, 2016). Ela propõe a utilização das matérias-primas em todas as suas potencialidades, a redução na extração de novos recursos e principalmente a diminuição da geração de resíduos por meio de estratégias de reutilização e reciclagem (GHISELLINI *et al.*, 2016).

A EC tem potencial para compreender e implementar padrões radicalmente novos e ajudar a sociedade a alcançar maior sustentabilidade e bem-estar, com reduzido custo de material, energia e meio ambiente (GHISELLINI *et al.* 2016). Há de se considerar ainda que os padrões de sustentabilidade, não requerem apenas conceitos inovadores, mas também atores inovadores (EMF, 2012), e a economia circular contribui nesse sentido.

Fundada no ano de 2010 e mantida por um grupo de parceiros – B&Q, BR, Cisco, National Grid e Renault – a EMF foi criada com o objetivo de “inspirar uma geração a repensar, redesenhar e construir um futuro positivo” (EMF, 2013). No ano de 2013, a empresa de consultoria *McKinsey & Company* estruturou o projeto cujas análises subsidiaram a *Ellen MacArthur Foundation* na criação da cartilha “*Towards the Circular Economy – Volume 1*”. Segundo Geissdoerfer *et al.* (2016), esse documento tornou-se o grande guia de conhecimento a respeito da Economia Circular, pois apresentou a mais difundida definição de Economia Circular, seus princípios norteadores, os conceitos de Ciclo Técnico e Ciclo Biológico, e as 4 fontes ou poderes de criação de valor na EC.

A EMF organizou conceitos de outras teorias como design regenerativo, economia de desempenho, *cradle to cradle*, biomimética e economia azul, importantes contribuições para o aprimoramento e desenvolvimento do conceito de economia circular, conforme pode ser observado na FIGURA 1 (EMF, 2015).

FIGURA 1 – CONCEITOS QUE SUSTENTAM A ECONOMIA CIRCULAR.



FONTE: Adaptado de EMF (2015)

Em constante processo de construção e aperfeiçoamento, a EC vem se desenvolvendo com base em 3 princípios fundamentais (EMF, 2015):

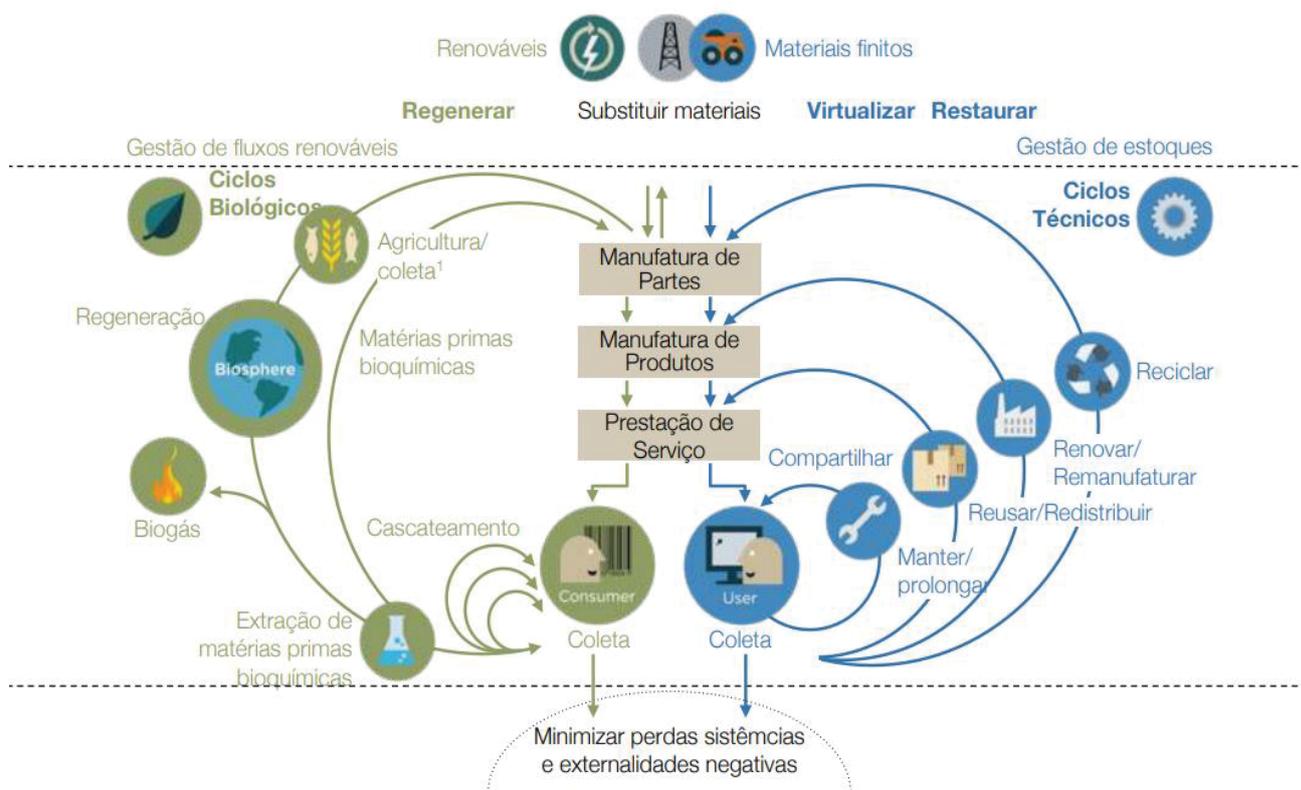
Princípio 1: Preservar e melhorar o capital natural, controlando os finitos estoques e balanceamento de fluxos de recursos renováveis;

Princípio 2: Otimizar os rendimentos de recursos, circulando produtos, componentes e materiais com a maior utilidade em todos os momentos em ambos os ciclos técnico e biológico;

Princípio 3: Fomentar a eficácia do sistema, revelando, projetando e excluindo as externalidades negativas.

Tais princípios orientadores estão presentes no Diagrama Borboleta, proposto pela Ellen MacArthur Foundation, conforme FIGURA 1.

FIGURA 1– DIAGRAMA BUTTERFLY DA ECONOMIA CIRCULAR.



FONTE: EMF (2015)

No topo do diagrama vê-se a separação entre as matérias-primas renováveis, compreendidas pelos sistemas biológicos, que podem se decompor, retornando a natureza, e as não renováveis, compreendidas pelos sistemas técnicos, com seus ciclos finitos, razão pela qual, sua vida útil precisa ser preservada (EMF, 2015).

Tecnologias e processos que utilizem recursos renováveis e que busquem um melhor desempenho no uso de recursos naturais fazem parte do sistema circular. Além disso, o capital natural é aperfeiçoado, o que propicia o fluxo de nutrientes dentro do sistema e cria condições para regeneração (EMF, 2015; TIOSSI *et al.*, 2017).

Assim, deve-se projetar produtos visando a remanufatura, a renovação e a reciclagem. Sistemas circulares apresentam circuitos internos menores, o que preserva a energia presente nos materiais e nos componentes, prolonga a vida útil do produto e favorece sua reutilização. Também estimula, por meio da decomposição, a reinserção de nutrientes biológicos na biosfera. Isto porque os materiais biológicos, ao serem consumidos e metabolizados, podem gerar novos valores na economia, o que consiste na essência da criação de valor. Devem também ser favorecidas as

soluções que promovam a utilização de recursos de forma partilhada, potencializando sua utilidade (EMF, 2015).

Do lado dos nutrientes biológicos, a solução mais próxima do consumidor é a reutilização em cascata, em que os recursos são reaproveitados ciclicamente. Em ambos os ciclos, sempre que possível, devem ser favorecidas as alternativas mais próximas ao consumidor e ao mesmo tempo devem ser aplicadas medidas que prolonguem a vida dos bens, reduzindo assim a necessidade de se produzir novos componentes.

A implementação do modelo de economia circular proposto pela EMF precisa ser apoiada por designers de inovação e operadores que forneçam serviços e projetos para mudanças radicais adequadas em ambas as práticas, políticas e ferramentas de tomada de decisão (KÜÇÜKSAYRAÇ *et al.*, 2015).

Ao passo que crescem as pesquisas, o interesse pela EC cresce em empresas, governos e entidades, que veem a necessidade de preparar estratégias de transição, a partir das informações sobre seu desempenho circular, riscos e oportunidades associados (WBCSD, 2018). Deste modo a avaliação da circularidade não está apenas no interesse da academia, mas também para empresas e governos (STAHEL, 2016). As empresas buscam as métricas circulares para se comunicar com seus clientes (VANEGAS *et al.*, 2018). Conseqüentemente, tendo em vista todas estas mudanças, é importante que os resultados e ganhos desta transição possam ser expressos, garantindo a confiabilidade da proposta circular (JABBOUR *et al.*, 2019).

Ghisellini *et al.* (2016) e Kirchherr, Reike e Hekkert (2017), definem que o campo de aplicação da Economia Circular apresenta 3 níveis de abrangência: Macro, Meso e Micro.

Para Kirchherr, Reike e Hekkertc (2017):

Uma economia circular descreve um sistema econômico que se baseia em modelos de negócios que substituem o conceito de 'fim de vida' pela redução, reutilização, reciclagem e recuperação de materiais nos processos de produção / distribuição e consumo, operando assim no nível micro (produtos, empresas, consumidores), nível meso (parques eco industriais) e nível macro (cidade, região, nação e além), com o objetivo de alcançar o desenvolvimento sustentável, o que implica a criação de qualidade ambiental, prosperidade econômica e equidade social, para a benefício das gerações atuais e futuras. (Kirchherr *et al.*, 2017, p. 76).

Ghisellini *et al.* (2016) caracterizaram o nível macro para o desenvolvimento de EC em cidades, províncias ou regiões, sendo que a ideia é redesenhar sistemas

de infraestrutura, como energia limpa, transporte, a estrutura cultural e o sistema social. Balanay e Halog (2016) descreveram o nível meso como aquele que apresenta estratégias de EC para eco parques industriais ou associações entre empresas conhecidas como simbiose industrial. Por sua vez, Franklin-Johnson *et al.* (2016) disseram que o nível micro está relacionado ao progresso da CE para os consumidores, uma única empresa ou um produto e seus componentes. Tais afirmações atendem à Norma Britânica BS 8001 (*British Standards Institution*, 2017) e são expostas de forma resumida no QUADRO 1.

QUADRO 1 – NÍVEIS DE ABRANGÊNCIA DA EC.

NÍVEIS	DESCRIÇÃO
Nível macro	Indicadores medem o impacto socioeconômico da economia circular implementada por países ou cidades.
Nível meso	Indicadores avaliam a simbiose entre indústrias e o sistema urbano.
Nível micro	Indicadores conduzem à redução de custos, novas fontes de inovação e receita, melhor relacionamento com os clientes e melhoria da resiliência para organizações

FONTE: Adaptado de Pauliuk (2018).

A EMF (2015) desenvolveu indicadores para avaliar o desempenho de um produto ou empresa, segundo o contexto da economia circular, permitindo que as empresas possam estimar seus avanços nesse contexto circular. Neste sentido, os indicadores buscam descomplicar as informações e apontar para melhorias de desempenho (SAIDANI e KIM, 2022). Indicadores adequados de EC são necessários para o monitoramento e avaliação dos sistemas humanos e economias (GENG *et al.*, 2016).

Entretanto, uma das principais dificuldades de implementação e análise da EC está na ausência de dados suficientes para medir a circularidade (ELIA *et al.*, 2017), e fornecer informações necessárias aos *stakeholders* (BIANCHINI *et al.*, 2018).

Marvuglia *et al.* (2018) apontam que os indicadores recomendados na avaliação de circularidade ainda precisam ser aprofundados e que a literatura científica já identificou a falta de indicadores abrangentes (sociais, urbanos, preventivos), destacando que tais indicadores unidimensionais não são capazes de compreender a complexidade dos recursos de *feedback* sistêmico da EC (GENG *et al.*, 2012).

Marvuglia *et al.* (2018) dizem:

Os indicadores de energia provavelmente não abordarão todos os elementos que precisam ser levados em consideração para avaliar os sistemas envolvidos em uma EC. No entanto, eles podem oferecer uma perspectiva nova ou complementar para permitir a contabilização até mesmo de recursos (incluindo também os serviços oferecidos por ecossistemas) que seriam desconsiderados por outras abordagens (...) ou seja, aquelas abordagens que são basicamente baseadas em saldos de materiais. (Marvuglia et al., 2018, p. 180).

Ou seja, a utilização da contabilidade em energia pode ser uma opção para se avaliar a circularidade de um sistema de produto. Neste sentido, o tópico 2.2 traz a apresentação da contabilidade em energia.

2.2 CONTABILIDADE EM ENERGIA/ *EMERGY ACCOUNTING* - EMA

Uma vez que o crescimento ilimitado em um planeta limitado e com recursos limitados é claramente impossível (BROWN e ULGIATUI, 2011), novos padrões de produção-consumo, que são restauradores tanto pela intenção quanto do ponto de vista de design, tornam-se cada vez mais importantes e são os objetivos ambientais de sustentabilidade e bem-estar humano (GHISELLINI et al., 2018, GHISELLINI 2016).

O método de análise emergética ou contabilidade ambiental em energia ou ainda síntese emergética foi desenvolvido na década de 1980 pelo ecologista norte-americano Howard T. Odum.

A EMA, do inglês *Emergy Accounting*, assim referido neste trabalho, é um sistema de teoria de valor baseado na ecologia de sistemas e energia solar (ODUM, 1996).

A contabilidade ambiental emergética pode ser aplicada a um ecossistema natural, assim como, a um sistema socioeconômico humano. Para entender este processo, pode-se entender que diferentes tipos de energias incomparáveis são convertidos na mesma energia padrão para medir e avaliar seu papel e função no sistema (ODUM, BROWN e WILLIANS, 2000).

Odum (1996) acreditava que qualquer energia consumida direta ou indiretamente na formação de qualquer recurso, produto ou serviço pode ser convertida em energia solar de acordo com o princípio da equivalência de energia solar, sendo sua unidade o emjoules solares (abreviado como SeJ).

A emergia solar é calculada pela transformidade da energia (QIN e TAM, 2001). A transformidade emergética se refere ao valor da energia solar necessária para tornar disponível 1 J ou 1 g de produto ou serviço, e sua unidade é SeJ / J ou SeJ / g (BROWN e ULGIATI, 1997). Com base na equivalência de energia solar, todas as formas de energia, recursos e serviços humanos podem ser medidos e comparados diretamente, o que permite que todos os aspectos do sistema pesquisado sejam avaliados de forma abrangente (CHEN *et al.*, 2018).

Por definição, a EMA é baseada em uma perspectiva holística, ou seja, alude a contextos e complexidades que se estão relacionados entre si, por estarem ligados por interações constantes e do lado do doador, voltada para a natureza (ODUM, 1995). Sendo assim, esta pode considerar os sistemas ecológicos, industriais, econômicos e astronômicos (ODUM, 1995). A partir de 1983, o princípio da energia incorporada passou a ser entendido como '*EMERGY*' e dada a unidade, emjoule (ODUM, 1983).

Para Brown (2004) a emergia é uma medida universal de trabalho da natureza e da sociedade feita em uma base comum. Assim:

O trabalho de natureza e sociedade resultam em transformações de energia que quando vistos na totalidade estão interconectados em teias de fluxo de energia. Todas as transformações de energia da geobiosfera pode ser organizada em uma série ordenada para formar uma hierarquia de energia. Por exemplo, muitos joules de luz do sol são necessários para fazer um joule de matéria orgânica, muitos joules de matéria orgânica para fazer um joule de combustível, vários joules de combustível são necessários para produzir um joule de energia elétrica e assim por diante. (Brown, 2004, p. 329).

Nessa perspectiva, uma vez que diferentes tipos de energia não são iguais em contribuição para os processos, o trabalho é tornado comparável, expressando cada forma de energia em unidades equivalentes. Para conseguir isso, a energia disponível de diferentes formas é avaliada por meio da energia de um tipo previamente necessário para produzi-lo. Esta quantidade de energia usada anteriormente é chamada emergia.

Assim, a contabilidade em emergia é usada como a principal ferramenta conceitual para expressar a inter-relação de fluxos energéticos e qualidade dos recursos, bem como, conectar sistemas de natureza, meio ambiente e economia humana (ODUM, 1971; ODUM, 1988).

Como resultado, a análise em emergia é um tipo de análise de energia incorporada que pode fornecer unidades comuns (emergia) para comparação de fatores ambientais e bens econômicos, somando a energia de um tipo necessário direta ou indiretamente para sua produção (ODUM, 1988).

Do ponto de vista energético, a EMA pode ser utilizada para combinar o estudo de ecossistemas e sistemas econômicos (WANG, 2019).

Por exemplo, luz solar, combustível, eletricidade e serviço humano podem ser colocados em uma base comum, expressando-os todos em emjoules de energia solar necessários para produzir cada um destes. Neste caso, o valor é uma unidade de emergia solar expressa em energia solar emjoules (abreviado Sej).

Os parágrafos a seguir contêm definições e um breve explicação dos conceitos da contabilidade em emergia de Odum (1996).

Os Valores Unitários de Emergia (UEVs) são calculados com base na emergia necessária para produzi-las. Há três principais tipos de UEVs, da seguinte forma:

- a) Transformidade: é um exemplo de Valor Unitário de Emergia (UEV) e é definida como a emergia por unidade de emergia disponível. A transformidade solar da luz do sol absorvido pela terra é 1,0 por definição.
- b) Emergia específica: é o Valor Unitário de Emergia de matéria definida como a emergia por massa, geralmente expressa como emergia solar por grama (sej / g) e pode ser mais bem avaliada com dados sobre emergia por unidade de massa para sua concentração. Porque a emergia é necessária para concentrar materiais, o valor de emergia unitário de qualquer substância aumenta com a concentração. Elementos e compostos não abundantes na natureza, portanto têm razões de emergia / massa mais altas quando encontradas em forma concentrada, pois mais trabalho foi necessário para concentrá-los, tanto espacialmente quanto quimicamente.

c) Emergia por unidade de dinheiro: é um valor unitário de emergia usado para converter pagamentos em dinheiro em unidades de emergia. Uma vez que o dinheiro é pago às pessoas por seus serviços e não para o meioambiente, a contribuição para um processo representado por pagamentos monetários é a emergia do que as pessoas compram com o dinheiro. Os recursos que o dinheiro pode comprar dependem da quantidade de emergia apoiando a economia e a quantidade de dinheiro circulando. Uma emergia por dinheiro médio relacionada em emjoules solares/\$ pode

ser calculada dividindo o uso de energia total de um estado ou nação por seu produto econômico bruto. Variando de acordo com o país e tem diminuído a cada ano.

Quando a Energia acompanha um fluxo (energia, matéria, informação etc.), ela é facilmente calculada se a sua UEV é conhecida. O fluxo expresso em suas unidades usuais é multiplicado pela energia por unidade desse fluxo. Por exemplo, o fluxo de combustíveis em joules pode ser multiplicado pela transformidade desse combustível (energia por unidade de energia em emjoules solares/joule), ou a massa de uma entrada de material pode ser multiplicada por sua energia específica (energia por unidade de massa na energia solar emjoules/grama).

A energia de um armazenamento é calculada multiplicando a quantidade de armazenamento em suas unidades usuais pela energia por unidade ou UEV (ODUM, 1996; BROWN et al. 1997), conforme Equação 1.

$$Y_i = F_i \cdot UEV_i \quad (1)$$

Onde,

Y_i : Energia de armazenamento de um fluxo i de energia, matéria ou informação;

F_i : Fluxo i de energia, matéria ou informação;

UEV_i : É a transformidade, ou Valor Unitário de Energia de Fluxo i de energia, matéria ou informação.

As UEVs são um tipo de eficiência medida, uma vez que relacionam todas as entradas a uma saída. Quanto menor for a transformidade ou energia específica, mais eficiente é a conversão. Segue-se da Segunda lei da Termodinâmica que há alguma unidade mínima de valores de energia para processos, que são consistentes com operações de potência máxima. Enquanto não houver maneira de calculá-los diretamente, a menor transformidade encontrada em sistemas operacionais de longa duração é usada como uma aproximação.

Ao estimar um teórico potencial de algum sistema, é apropriado usar a melhor (mais baixa) transformidade conhecida (ODUM, 1996; BROWN et al., 1997).

Empower é um fluxo de energia (ou seja, energia por tempo). Os fluxos de energia podem ser expressos na unidade sej/tempo (ODUM, 1996).

A contabilidade em energia, portanto é uma metodologia que analisa as relações entre os componentes antropogênicos dos sistemas e os recursos necessários para mantê-los, permitindo o cálculo de índices ambientais (ODUM, 1996; BROWN *et al.*, 1997).

Diferentes formas de energia contribuem para os processos ecológicos, assim como para as atividades econômicas. As diferentes energias que são usadas nos processos de produção são consideradas energias incorporadas aos produtos.

Na sequência, está detalhado o procedimento de avaliação energética.

2.2.1 Procedimento de Contabilidade em Energia

A EMA usa a base termodinâmica de todas as formas de energia, materiais e serviços humanos, e as converte em equivalentes de uma forma de energia (BROWN *et al.*, 2016).

Segundo Odum (1996) a contabilidade em energia é organizada como uma abordagem de cima para baixo, onde um primeiro diagrama de sistema do processo é desenhado para organizar a avaliação e responsável por todas as entradas e saídas.

A partir do diagrama são construídas tabelas dos fluxos reais de materiais, trabalho e energia, assim todos os fluxos são avaliados. A etapa final de uma avaliação energética envolve a interpretação dos resultados quantitativos.

Em determinados casos, a avaliação é feita para determinar a adequação de uma proposta de desenvolvimento ou então comparar diferentes alternativas. A avaliação pode buscar o melhor uso dos recursos para maximizar a vitalidade econômica (ODUM, 1996).

Pode-se dizer, portanto, que o procedimento da EMA compreende quatro grandes fases, sendo elas: Construção do diagrama de energia, Elaboração da tabela de energia, Cálculo dos indicadores de energia, e Interpretação dos resultados.

A primeira fase está organizada em cinco passos, conforme Odum (1988), sendo eles:

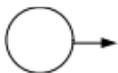
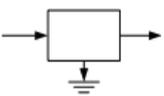
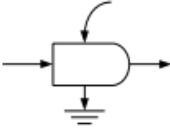
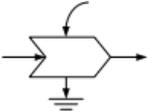
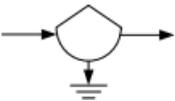
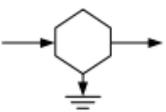
- a) Definição do limite do sistema em análise;
- b) Lista de fontes importantes;

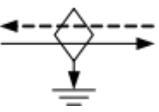
- c) Lista dos componentes do sistema;
- d) Lista dos fluxos de processos ou valor;
- e) Desenho do Diagrama de energia.

O diagrama de energia deve ser estruturado, considerando a simbologia de energia. O primeiro passo para conhecer um sistema é identificar seus componentes, as entradas e saídas. Uma lista com os principais símbolos utilizados em diagramas de energia está apresentada no QUADRO 2 .

QUADRO 2 – SÍMBOLOS UTILIZADOS NA ELABORAÇÃO DE DIAGRAMAS SISTÊMICOS.

(continua)

	<p>Fonte: Fonte de energia externa.</p>
	<p>Sumidouro de energia: Dispersão de energia potencial empregada no sistema. A energia potencial é utilizada para produzir trabalho e o custo dessa transformação é a degradação da energia, a qual deixa o sistema como energia de baixa intensidade (2ª Lei da Termodinâmica).</p>
	<p>Caixa: Símbolo de uso múltiplo que pode ser usado para representar uma unidade de consumo e produção dentro de um sistema maior, representando assim, um subsistema.</p>
	<p>Produtor: Unidade que coleta e transforma energia de baixa qualidade (baixa intensidade) em energia com qualidade superior.</p>
	<p>Interação: Intersecção de dois fluxos para produzir uma saída em proporção a uma função de ambos ou controle de ação de um fluxo sobre outro.</p>
	<p>Depósito: Uma reserva energética dentro do sistema, que guarda uma quantidade de energia de acordo com o balanço de entrada e saída.</p>
	<p>Consumidor: Unidade que transforma a qualidade da energia, armazena e retroalimenta energia à etapa anterior (sistema auto catalítico) para melhorar o fluxo de energia que recebe.</p>

	<p>Transação: Uma unidade que indica a venda de bens ou serviços (linha contínua) em troca de um pagamento em dinheiro (linha tracejada).</p>
	<p>Fluxo de Energia: um fluxo cuja vazão é proporcional ao volume do estoque ou à qualidade da fonte que produz.</p>

FONTE: Adaptado de Odum (1996)

A segunda fase corresponde a elaboração da Tabela de energia. Cada um dos fluxos se converte em uma linha curva que vai desde a fonte de energia até o componente ou os componentes que a utilizam. Depois, cada fluxo converte-se em uma linha de cálculo na tabela de avaliação de energia. Esta tabela pode ser composta por 6 colunas, sendo organizadas da seguinte forma:

Coluna 1: **Nota do Item** – Enumera os itens a serem avaliados e apresenta a nota de cada item, que corresponde ao detalhamento de cálculo realizado para ele;

Coluna 2: **Item** – Apresenta o nome do item das entradas do sistema, seguido das unidades de medidas quando necessário;

Coluna 3: **Dados** – Nesta coluna são inseridos os valores de cada fluxo de entrada em suas unidades de medidas;

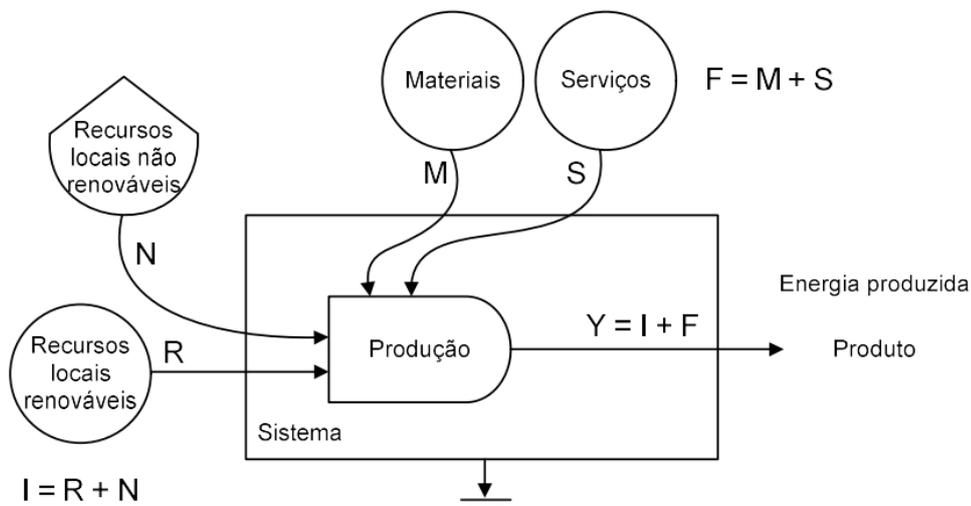
Coluna 4: **Transformidades (UEVs)** – Apresenta os valores das transformidade;

Coluna 5: **Energia** – Resultado da multiplicação das colunas 3 e 4 e representa os fluxos de energia ou armazenamentos do sistema;

Coluna 6: **Emdollars** – Corresponde a relação entre energia e fluxos econômicos.

Como forma complementar as fases 1 e 2, são apresentados o diagrama de energia, também chamado de diagrama de 4 braços, FIGURA 2, e a tabela de cálculo de energia, TABELA 1.

FIGURA 2 – DIAGRAMA RESUMIDO DE FLUXOS DE EMERGIA.



FONTE: Adaptado de ODUM (1996)

No diagrama da Figura 3, vê-se os seguintes fluxos de energia:

N → Contribuições da natureza não renováveis;

R → Contribuições da natureza renováveis;

M → Materiais da economia;

S → Serviços da economia;

I → Entradas da natureza renováveis e não renováveis, ou seja, $I = N + R$;

F → Entradas da economia e serviços, ou seja, $F = M + S$;

Y → Energia do sistema, ou seja, $Y = I + F$;

TABELA 1 - TABELA DE CÁLCULO DE FLUXOS DE EMERGIA.

Nº do Item	Item	Dados	Transformidades
	Energia	Em\$1	
2			
3			
...			
	R: Recursos da natureza renováveis		
	R: Recursos da natureza não renováveis		
	M: Materiais da economia		
	S: Serviços da economia		

FONTE: Adaptado de Odum (1996)

A terceira fase corresponde ao cálculo dos indicadores de emergia. Através destes indicadores é possível analisar diferentes comportamentos do sistema em estudo.

Pode-se dizer que os indicadores de emergia relacionam os fluxos de emergia do sistema que está sendo avaliado com os do meio ambiente e da economia (ODUM, 1996). Os principais indicadores de emergia são apresentados no QUADRO 3.

QUADRO 3 – INDICADORES TRADICIONAIS DA EMA.

Indicador	Identificação	Forma de cálculo	Descrição
(Tr)	Transformidade solar	Y/E	Razão entre a emergia total que dirige o sistema pela emergia total produzida.
(%R)	Renovabilidade	$100 * \left(\frac{R}{Y}\right)$	Razão entre os recursos renováveis da natureza pela emergia total que dirige o sistema.
(ELR)	Razão de carga ambiental	$\frac{F + N}{R}$	Razão da emergia da economia e não renovável da natureza pela emergia renovável da natureza.
(EIR)	Razão de investimento emergético	$\frac{F}{R + N}$	Razão entre os recursos da economia pela emergia da natureza.
(EYR)	Razão do rendimento emergético	Y/R	Razão da emergia total que dirige o sistema pela emergia da economia.
(ESI)	Índice de sustentabilidade emergético	$\frac{EYR}{ELR}$	Indica a relação custo/benefício do sistema.
(EER)	Razão de intercâmbio emergético	$\frac{Y}{\left[(\$) * \left(\frac{seJ}{\$}\right) \right]}$	Razão entre a emergia total que dirige o sistema pela emergia recebida na venda dos produtos.

FONTE: Adaptado de Odum (1996)

Por fim, a fase 4 constitui a interpretação dos resultados. A interpretação dos resultados visa avaliar o desempenho do sistema, conforme os indicadores selecionados e calculados.

Vale ressaltar que a abordagem em Emergia é capaz de avaliar sistemas circulares, dado o foco desta metodologia na análise de recursos e na avaliação de sistemas (SANTAGATA *et al.*, 2020). Além disso, a Avaliação do Ciclo de Vida de produtos (ACV) pode ser considerada como complementação à EMA, pois essa técnica possibilita o cálculo do potencial de impactos ambientais de emissões, que podem ser relevantes quando se fala em fim de vida e ciclagem de plásticos.

2.3 AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE PRODUTOS (ACV)

A crescente preocupação com as questões ambientais, sobretudo, as decorrentes do lixo plástico resultaram em muitos estudos que investigam o impacto ambiental da poluição plástica e gestão de resíduos. Neste contexto a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem sido amplamente utilizada e é considerada uma das principais técnicas para avaliação de impactos ambientais de produtos e processos em todo o ciclo de vida (AHUJA; SHARMA, 2017). Ela realiza o levantamento de fluxos de entradas e saídas de um sistema (GOLSTEIJN, 2020), definida pela ABNT NBR ISO 14044 (2009).

Tem como objetivos, melhorar o desempenho ambiental dos processos produtivos e auxiliar no desenvolvimento de produtos sustentáveis (*ecodesign*). Nas políticas públicas, a ACV contribui para a formação de critérios e requisitos de sustentabilidade, além de fornecer base científica para a implementação de normas e regulações ambientais (IPEA, 2016).

Os estudos de ACV no contexto de resíduos plásticos têm se desenvolvido principalmente na área de gestão de resíduos e focada na avaliação do impacto ambiental de diferentes métodos de tratamento de fim de vida, como reciclagem, incineração e aterro (LOU; NAIR, 2009), com a demonstração de resultados numéricos e de gráficos do impacto ambiental causados pelos diferentes polímeros (AHUJA; SHARMA, 2017).

Pode ser realizada com vários escopos, como: do berço ao portão (da extração da matéria-prima ao portão da fábrica); do portão ao portão (foco apenas na fabricação processos); ou do berço ao túmulo (da extração da matéria-prima ao descarte). Além disso, a ACV ajuda os pesquisadores a quantificar o uso de recursos, poluição, emissões para o ar, água e solo, descarte de resíduos e outras externalidades negativas do ciclo de vida de produtos/atividades (GOLSTEIJN, 2020).

Os indicadores obtidos em um estudo de ACV podem identificar problemas ambientais e permitir a realização de simulações nos processos para se avaliar os efeitos sobre consumos e emissões geradas (FIGUEIREDO et al, 2020).

Uma ACV permite reconhecer ineficiências nas fases do ciclo de vida e escolher entre materiais para desenvolvimento de produtos, sendo uma ferramenta valiosa para formuladores de políticas (GOLSTEIJN, 2020).

Sendo assim, a abordagem em ACV pode também ser utilizada na tomada de decisão, como ferramenta no processo de seleção, otimização de design e identificação de tecnologias inovadoras, para processos e produtos novos ou mudanças significativas nos que já estão no mercado (PIERAGOSTINI, et al., 2012).

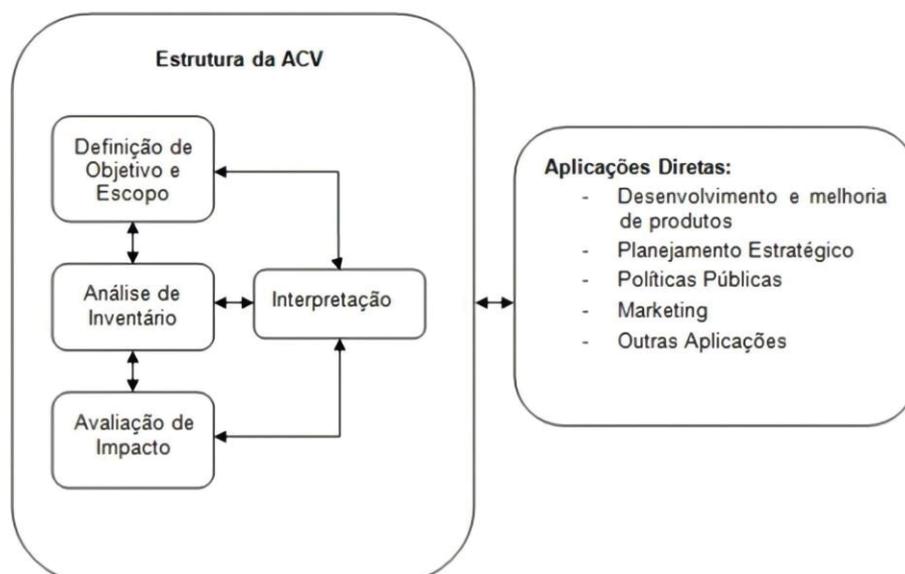
Quanto à classificação, a ACV é essencialmente quantitativa, pois os resultados numéricos traduzem as categorias de impacto e permitem comparações entre produtos semelhantes (IBICT, 2015).

Pelo fato da abordagem ACV ser organizada por uma norma internacional ISO (*International Organization for Standardization*), havendo assim, uma padronização da estrutura dos estudos de ACV, que permite a comparação deles para diferentes regiões, quanto aos impactos obtidos (ABNT, 2009a).

No Brasil, essa ISO foi incorporada junto a ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), sob a denominação, ABNT NBR ISO 14040 (2009) e ABNT NBR ISO 14044 (2009).

A ISO 14040 organiza a ACV em quatro etapas: (i) definição do objetivo e escopo, (ii) criação do inventário do ciclo de vida (ICV), (iii) cálculo e avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) e (iv) interpretação dos resultados, conforme a FIGURA 3.

FIGURA 3 – FASES DA ACV.



Fonte: ABNT (2009)

A primeira etapa (i) consiste na definição de objetivos e escopo.

Define o sistema de produto; as funções do sistema de produto; a unidade funcional; procedimentos de alocação; metodologia de AICV e tipos de impacto ambiental; tipo de interpretação; requisitos de dados; pressupostos; escolha de valores e elementos opcionais; limitações; requisitos de qualidade dos dados; tipo de revisão crítica e tipo e formato do relatório (IBICT, 2015, p. 22).

O objetivo em uma ACV deve informar de forma clara e precisa as razões pela qual o estudo está sendo conduzido, a aplicação pretendida, se há intenção de divulgação pública dos resultados e o público-alvo (ABNT, 2009a). Logo após definido o objetivo, deve-se estabelecer o escopo, “para assegurar que a abrangência, profundidade e detalhamento do estudo sejam compatíveis e suficientes para atender ao objetivo declarado” (ABNT, 2009a, p. 12).

Para isso, a NBR ISO 14040 indica que o escopo deve incluir e detalhar o sistema de produto, função do sistema de produto, unidade funcional, fluxo de referência, fronteira do sistema, procedimentos de alocação, metodologias de AICV, categorias de impacto, pressupostos, limitações e requisitos de qualidade dos dados (ABNT, 2009a).

De acordo com as normas ISO 14040, 14044 e 14049 (ABNT, 2009a; ABNT 2009b; ISO, 2012), define-se como:

- **Sistema de produto:** conjunto de processos elementares, com fluxos elementares e de produto, que desempenha uma ou mais funções definidas e que modela o ciclo de vida de um produto (IBICT, 2015, p. 43);

- **Função e unidade funcional:** a unidade funcional é a quantificação da função do produto, sendo a função definida como as características de desempenho esperado (IBICT, 2015, p. 45);

- **Fluxo de referência:** refere-se à quantidade de produtos necessária para desempenhar a função determinada na quantidade estabelecida pela unidade funcional (IBICT, 2015, p. 26);

- **Fronteira do sistema:** interface entre um sistema de produto e o meio ambiente (IBICT, 2015, p. 28), definida por critérios que especificam quais processos elementares fazem parte do sistema de produto;

- **Alocação:** convém que seja considerada a necessidade de procedimentos de alocação, quando os sistemas envolvem múltiplos produtos (processos industriais

com uma relação não linear entre entradas de matérias-primas e saídas) (IBICT, 2015, p. 6);

- **Categoria de impacto e indicador de categoria:** categoria de impacto é a classe que representa as questões ambientais relevantes às quais os resultados da análise do inventário do ciclo de vida podem ser associados e indicador de categoria é representação quantificável de uma categoria de impacto (ABNT, 2009a, p. 6);

- **Requisitos de qualidade dos dados:** tipificam em termos gerais as características dos dados necessários para o estudo (IBICT, 2015, p. 39).

Dentro desta etapa, um aspecto relevante a ser analisado é a unidade funcional (UF), empregada para explicar os fenômenos sob investigação. A Unidade Funcional é o desempenho quantificado de um sistema de produto para uso como material de referência em um estudo de avaliação de ciclo de vida (NBR ISO 14050:2004, p. 8) e representa as unidades de produto (por exemplo, um automóvel, uma caneta) ou quantidades de produto (por exemplo, 1 kg de plástico).

Nesta mesma etapa há, ainda, a alocação, definida como a “repartição dos fluxos de entrada ou saída de um processo ou sistema de produto entre o sistema de produto em estudo e outro(s) sistema(s) de produto” (IBICT, 2015, p. 6) e caracteriza-se pela distribuição proporcional destas entradas e saídas (NBR ISO 14044:2009, p. 4).

Golsteijn (2020) diz que quando objetivo e escopo estão bem definidos, a ACV será realizada de forma consistente.

A segunda etapa (ii), chamada de inventário do ciclo de vida (ICV) é o processo de coleta de dados e quantifica entradas de cada fase do ciclo de vida (recursos consumidos) e sua saída (emissões) (ABNT, 2013).

A classificação quanto a coleta de dados varia 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).

Ou seja, com o sistema de produto definido, deve-se ter conhecimento dos fluxos de entrada e saída, ou seja, provindos (recursos do ar, água e solo) ou destinados ao meio ambiente (emissões atmosféricas, despejos de efluentes e deposições do solo). Além disso, à medida em que os dados são coletados, ajustes no objetivo e escopo do estudo podem ser realizados a partir da identificação de novos requisitos ou limitações dos dados (ABNT, 2009a).

Os principais elementos que fazem parte da análise ICV são descritos pela NBR ISO 14040 como:

- **Coleta de dados:** “Processo de obter dados de uma Avaliação de Ciclo de Vida de Produto” (IBICT, 2015, p. 16). Os dados para cada processo básico dentro da fronteira do sistema de produto podem ser classificados como entradas de energia, matérias-primas, auxiliares, e outras entradas físicas; produtos, coprodutos e resíduos; emissões atmosféricas, descargas para a água e solo e; outros aspectos ambientais (ABNT, 2009a). Dentro deste processo a coleta desses dados demanda muitos recursos, para isto, existem diversas bases de dados que fornecem essas informações sobre muitos processos e produtos. No escopo da ACV, deve-se justificar os dados utilizados, refiram-se eles à fontes primárias ou secundárias. Os dados primários são dados que foram coletados diretamente no sistema em avaliação, enquanto os dados secundários são os dados disponíveis em bases de dados, ou seja, relacionados com o sistema em avaliação (RODRIGUES, 2015).

- **Cálculos com os dados:** após a coleta de dados, os procedimentos de cálculo são realizados, incluindo a validação dos dados coletados, a correlação dos dados aos processos elementares e a correlação dos dados aos fluxos de referência e a unidade funcional (ABNT, 2009a).

- **Alocação de fluxos e liberações:** “Distribuição proporcional das entradas e saídas de um processo ou sistema de produto, entre o sistema de produto em estudo e outros sistemas de produto” (IBICT, 2015, p. 6). A alocação pode ser caracterizada como: Alocação Baseada em Fatores Econômicos, Alocação Baseada em Propriedades Físicas, Alocação por Energia, Alocação por Massa (IBICT, 2015, p. 6).

Esta é uma das fases da ACV que exige maior dedicação, visto que é necessário conhecer com profundidade o processo avaliado, para a coleta de dados consistente. Quando não é possível realizar a coleta de todos os dados sobre determinado processo ou produto, é possível pesquisar e incorporar dados de base de dados, as quais contêm uma ampla biblioteca sobre produtos e processos.

Existem diversos bancos de dados, como o *EcoInvent*, *Agri-footprint* ou *Exiobase*, e consistem de milhares de conjuntos de dados de ICV em produtos, processos ou indústria (*SimaPro*, 2020).

Todos os diferentes processos dentro dos limites do sistema precisam ser coletados para todas as atividades. A biblioteca de dados *Ecoinvent* é uma das mais utilizadas por ser uma das mais completas (FARJANA et al., 2019).

A terceira etapa (iii) “envolve a quantificação dos impactos ambientais potenciais a um sistema de produto, ao longo de todo o seu ciclo de vida.” (IBICT, 2015, p. 11). Nesta fase os dados do inventário do ciclo de vida são transformados em uma informação mais explícita, capaz de fornecer uma contribuição útil e objetiva ao processo de tomada de decisão (VITALE et al., 2018).

A AICV, segundo a ABNT NBR ISO 14.044:2009, possui os seguintes elementos: Categoria de impacto, Indicadores da categoria e Modelos de caracterização; Correlação dos resultados de ICV; Resultados calculados dos indicadores.

Alguns softwares podem ser utilizados para que os dados do ICV sejam adicionados e seja possível realizar a elaboração das avaliações dos impactos ambientais. Dentre esses softwares, os mais utilizados são o *SimaPro*; *OpenLCA* e o *Gabi* (STEUBING et al. 2020).

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 pontos.

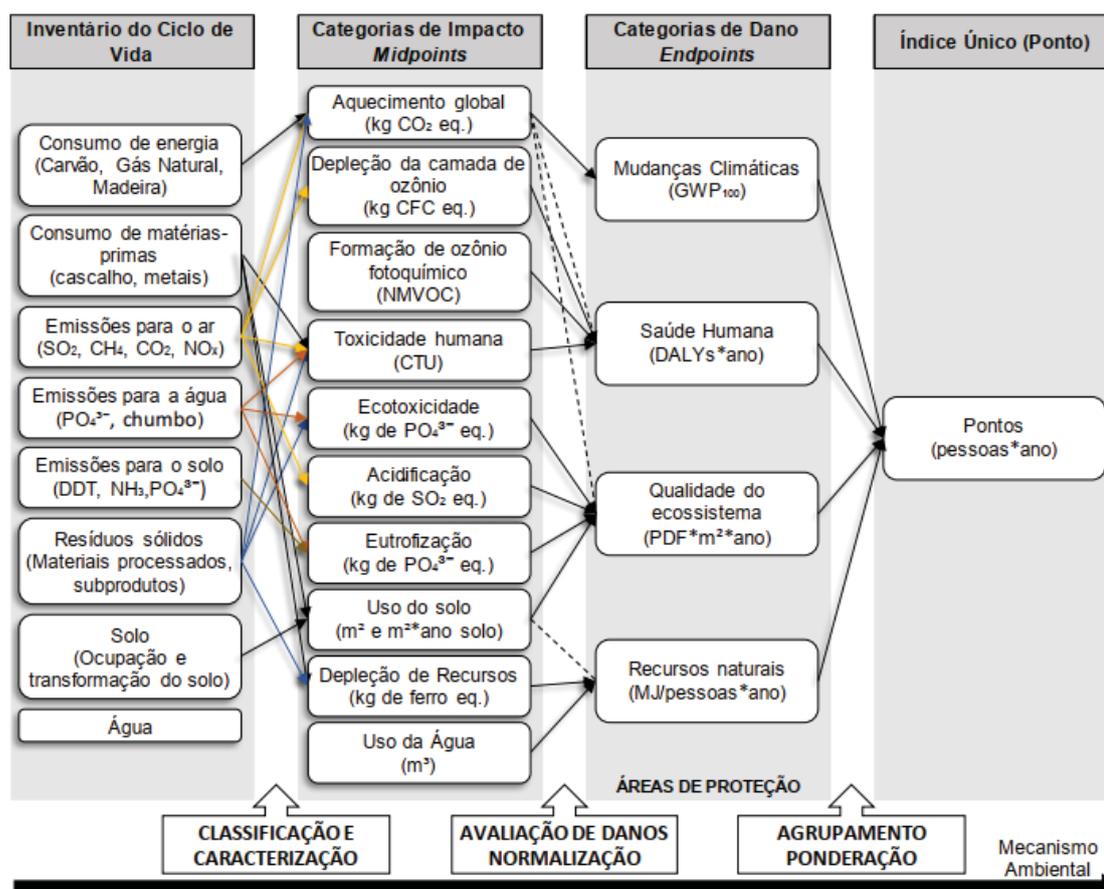
Para Cavalett et al (2013), a classificação *midpoint* consiste em uma modelagem quantitativa de todas as substâncias inventariadas durante o ICV e de acordo com as categorias de impacto, determinando assim os indicadores de impacto em potencial.

Já os métodos classificados como *endpoint*, Alvarenga (2012) descreve como uma modelagem que define a gravidade dos aspectos ambientais do ICV e os correlaciona aos danos finais. Os métodos *endpoint*, por serem direcionados aos danos finais, possuem maior vantagem em relação à tomada de decisão. No entanto, possuem alta subjetividade, ao contrário dos métodos *midpoint* (ALVARENGA 2012).

Estes métodos estão integrados as bases de dados (como por exemplo a Ecoinvent) e implementados aos *softwares* de ACV (PIZZOL et al, 2011).

A FIGURA 4 apresenta os conceitos desta fase, onde são apresentados os dados relacionados aos fluxos elementares do ICV, as categorias de impacto *midpoint*, *endpoint* e de pontuação única.

FIGURA 4 – MECANISMO AMBIENTAL SIMPLIFICADO.



Fonte: DE SOUZA, TEIXEIRA e OSTERMANN (2015)

A etapa final (iv), chamada de interpretação, inclui a identificação de pontos significativos, a apresentação e avaliação dos resultados seguida de uma discussão das recomendações, considerando a verificação da completeza, sensibilidade e consistência (IBICT, 2015, p. 29).

A interpretação é baseada nos resultados apresentados de potenciais efeitos ambientais e não apontam os impactos reais sobre os pontos finais de categoria, excedendo limites, margens de segurança ou riscos (ABNT, 2009b).

Diante do que foi exposto, pode-se notar a complexidade e o grande número de informações necessárias para avaliar o ciclo de vida de produtos. A ACV constrói uma cultura de ciclo de vida à medida que as empresas de uma cadeia produtiva constroem e compartilham seus dados, o processo de criação do ICV e sua interpretação ficam mais rápidos. Assim, a ACV representa um esforço coletivo, com resultados coletivos (IPEA, 2016).

2.3.1 Limitações da ACV

Como acontece com todas as ferramentas de avaliações complexas, a ACV tem suas limitações. Embora a metodologia ACV seja padronizada de acordo com a ISO e fornece uma estrutura geral, muito da interpretação dos resultados ficam a cargo da pessoa que realiza a avaliação (CHANG *et al.* 2017).

Além disso, os dados coletados durante o ICV são demorados e o conjuntos de dados adicionais podem não estar incluídos na ferramenta de software utilizada. Os diferentes conjuntos de dados, por exemplo, no banco de dados *Ecoinvent*, nem sempre fornecem informações detalhadas sobre as suposições feitas no processo de coleta de dados (CURRAN, 2012).

Embora a ACV ambiental seja um método transparente para estimar impactos e fornecer análises ambientais úteis, esta não considera os aspectos sociais ou dimensões econômicas (ABNT, 2009b). Sua difusão e popularidade, pode não se mostrar um bom instrumento de análise quando os impactos ambientais envolvidos são complexos e difusos (multicausais) e os fluxos do sistema analisado têm uma temporalidade de médio e longo prazo, ou são difíceis de serem expressos, em valores monetários ou em fluxos de massa e energia (IPEA, 2016)

Em se tratando de economia circular, entre o berço e o túmulo do produto, diversas etapas, com seus insumos, produtos e impactos, bem como processos de retroalimentação, devem ser analisadas e dependendo do escopo, da unidade funcional utilizada e das dimensões de análise ambiental escolhidas, pode-se chegar a resultados muito diferentes (IPEA, 2016).

Segundo IPEA (2016), o papel da ACV é contribuir para entender o ciclo de vida do produto e possibilitar a melhora do desempenho produtivo e ambiental do sistema de produção.

A ACV, portanto, possibilita a contabilização dos impactos ambientais de emissões, importante quando se fala em fim de vida e reciclagem de plásticos.

2.4 REVISÃO SISTEMÁTICA DA LITERATURA

Uma pesquisa científica é sustentada por uma Revisão Sistemática da Literatura, e tem como característica principal a busca por tópicos que se assemelham com o que há de interesse a retratado (SAMPIERI; COLLADO; LUCIO, 2013).

Para Medeiros *et al.* (2015), o método científico tem início pela pesquisa bibliográfica. Nesta fase inicial, o objetivo é buscar tópicos que possuam relação com o assunto que o autor possui interesse em se aprofundar. Marconi e Lakatos (2002) afirmam que qualquer pesquisa científica tem como passo inicial a pesquisa bibliográfica e que, uma vez iniciada a pesquisa, é indispensável buscar estudos precedentes a fim de evitar trabalhos duplicados.

Buscando contornar as limitações inerentes a uma revisão bibliográfica e garantir a credibilidade do estudo, Medeiros *et al.* (2015) sugerem a realização de uma Revisão Bibliométrica e uma Revisão Sistemática de Literatura. Em sua obra, os referidos autores apresentam um estudo para descrever as etapas para a Revisão Sistemática da Literatura e para a Análise Bibliométrica, etapas essas que serviram de embasamento para este estudo e são apresentadas no QUADRO 4:

QUADRO 4 – PASSOS DA RSL.

ETAPA	PASSOS
Revisão Sistemática	1. Definição do objetivo
	2. Definir as palavras-chave e operados booleanos utilizados na busca:
	3. Escolha de base de dados bem-conceituadas e de relevância
	4. Busca nas bases com as strings que foram definidas no passo 2
	5. Filtrar a busca do passo 4 por critérios
	6. Escolha de software para gerenciamento bibliográfico
	7. Sintetização da bibliografia
Análise Bibliométrica	8. Demonstrar os indicadores bibliométricos mais relacionadas
	9. Apresentar os resultados
Resultado	10. Elaborar relatório

FONTE: Adaptado de MEDEIROS *et al.*, (2015)

Neste estudo, foram realizadas duas Revisões Sistemáticas de Literatura, seguindo os passos demonstrados do QUADRO 4. A primeira RSL buscou compreender o estado da arte de estudos focados em análise emergética para sistemas circulares, e de modo mais específico, aplicados às sacolas plásticas. Esta primeira RSL é apresentada na subseção 2.4.1 RSL sobre energia, economia circular e sacolas plásticas.

A segunda RSL trata da busca dos temas avaliação de ciclo de vida e sacolas/filmes plásticos, visando identificar quais são os principais indicadores de ciclo de vida em nível *midpoint* que são utilizados para avaliação de sistemas de produto relacionados a sacolas/filmes plásticos. Esta segunda RSL é apresentada na subseção 2.4.2 RSL sobre ACV e sacolas/filmes plásticos .

2.4.1 RSL sobre emergia, economia circular e sacolas plásticas

Esta RSL teve como foco abordar estudos que trataram da Contabilidade em emergia como metodologia para avaliar a economia circular em sistemas produtivos, sendo que, quando possível, foram buscados estudos relacionados a análise de bioplásticos e/ou de plástico petroquímico convencional.

O foco desta revisão foi em estudos que avaliaram ou compararam, por meio da Síntese em Emergia, a eficiência ambiental do bioplástico e do plástico petroquímico convencional.

Neste sentido, buscou-se relações entre os termos “Economia Circular”, “Sacolas Plásticas” e “Contabilidade em Emergia” e suas variações, que representam as palavras-chave desta pesquisa e, conforme sustentam Medeiros et al. (2015), devem compor os algoritmos de busca de uma Revisão Sistemática de Literatura.

Para criar tais algoritmos, foram definidos, inicialmente, três grupos de palavras para cada um dos três grandes temas da pesquisa, conectadas com o auxílio do operador Booleano AND. Essa busca se concentrou em encontrar a combinação de palavras chaves em artigos publicados a partir do ano de 2015 delimitados na pesquisa nos seguintes campos: título, palavras-chave e resumo.

Para a realização das buscas foram utilizadas duas bases de dados, *Scopus* e *Web of Science*, uma vez que são bases bem-conceituadas e possuem em sua biblioteca artigos de relevância (MARTÍN-MARTÍN et al., 2021).

As palavras-chave selecionadas resultaram em 20 combinações de buscas em cada uma das bases de dados. Sem resultados para estas combinações foi necessário recombina as palavras duas a duas, que resultaram em 24 combinações. O QUADRO 5 apresenta as *strings* de busca e seus respectivos resultados.

QUADRO 5 – GRUPOS DE BUSCA E OPERADORES LÓGICOS BOOLEANOS.

(continua)

<i>Strings</i>					<i>Scopus</i>	<i>Web of Science</i>
"Circular Economy"	and	"Emergy"	and	"Plastic bags"	0	0
"Circular Economy"	and	"Emergy"	and	"Single-Use plastic"	0	0
"Circular Economy"	and	"Emergy"	and	"Bags"	0	0

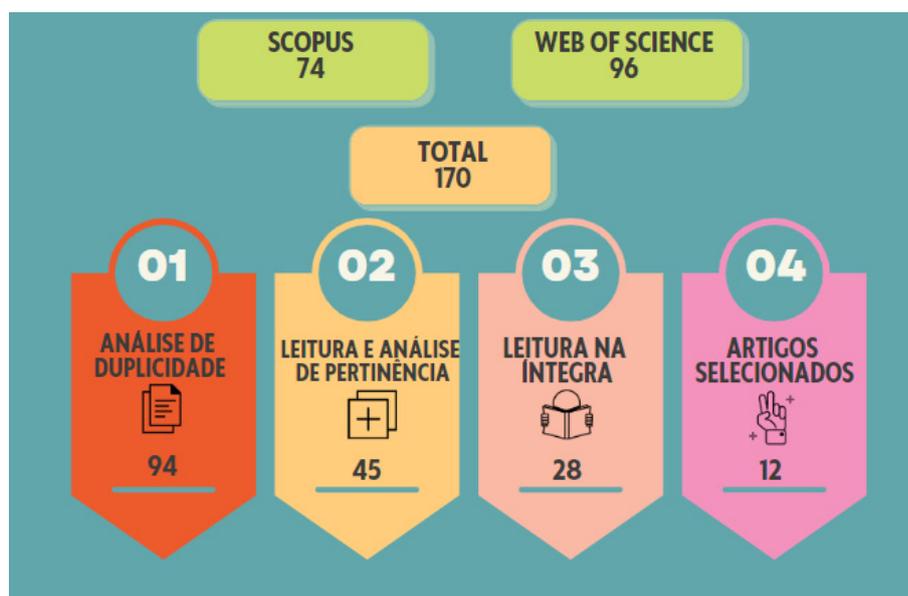
"Circular Economy"	and	"Emergy"	and	"single-use plastic bag"	0	0
"Circular Economy"	and	"Emergy"	and	"plastic bags "	0	0
"Circular Economy"	and	"Emergy"	and	"Carrier Bags"	0	0
"Circular Economy"	and	"Emergy"	and	"Bioplastic"	0	0
"Circular Economy"	and	"Emergy"	and	"Biobase"	0	0
"Circular Economy"	and	"Emergy"	and	"bio base"	0	0
"Circular Economy"	and	"Emergy"	and	"starch"	1	0
"Circularity Evaluation"	and	"Emergy analysis"	and	"Plastic bags"	0	0
"Circularity Evaluation"	and	"Emergy analysis"	and	"Single-Use plastic"	0	0
"Circularity Evaluation"	and	"Emergy analysis"	and	"Bags"	0	0
"Circularity Evaluation"	and	"Emergy analysis"	and	"single-use plastic bag"	0	0
"Circularity Evaluation"	and	"Emergy analysis"	and	"plastic bags "	0	0
"Circularity Evaluation"	and	"Emergy analysis"	and	"Carrier Bags"	0	0
"Circularity Evaluation"	and	"Emergy analysis"	and	"Bioplastic"	0	0
"Circularity Evaluation"	and	"Emergy analysis"	and	"Biobase"	0	0
"Circularity Evaluation"	and	"Emergy analysis"	and	"bio base"	0	0
"Circularity Evaluation"	and	"Emergy analysis"	and	"starch"	0	0
		"Emergy"	and	"Plastic bags"	0	0
		"Emergy"	and	"Single-Use plastic"	0	0
		"Emergy"	and	"Bags"	1	1
		"Emergy"	and	"single-use plastic bag"	0	0
		"Emergy"	and	"plastic bags "	0	0
		"Emergy"	and	"Carrier Bags"	0	0
		"Emergy"	and	"Bioplastic"	0	0
		"Emergy"	and	"Biobase"	0	0
		"Emergy"	and	"bio base"	0	0
		"Emergy"	and	"starch"	1	1
		"Emergy analysis"	and	"Plastic bags"	0	0
		"Emergy analysis"	and	"Single-Use plastic"	0	0
		"Emergy analysis"	and	"Bags"	0	0

		"Emergy analysis"	and	"single-use plastic bag"	0	0
		"Emergy analysis"	and	"plastic bags "	0	0
		"Emergy analysis"	and	"Carrier Bags"	0	0
		"Emergy analysis"	and	"Bioplastic"	0	0
		"Emergy analysis"	and	"Biobased"	0	0
		"Emergy analysis"	and	"bio base"	0	0
		"Emergy analysis"	and	"starch"	0	
"Circular Economy"	and	"Emergy"	-	-	43	60
"Circular Economy"	and	"Emergy analysis"	-	-	27	34
"Circularity Evaluation"	and	"Emergy"	-	-	1	0
"Circularity Evaluation"	and	"Emergy analysis"	-	-	0	0

FONTE: Elaborado pelo Autor (2022)

Depois dessa busca, foi realizada a análise de duplicidade das publicações, a leitura do resumo e dos resultados dos artigos encontrados, sendo possível selecionar a base de artigos que serviram para a análise sistemática, conforme pode ser observado na FIGURA 5.

FIGURA 5 – ETAPAS DE SELEÇÃO DE ARTIGOS.



FONTE: Elaborado pelo Autor (2022)

Sendo assim, foram selecionados 12 artigos que possuíam correspondência com o tema em estudo, os quais foram analisados integralmente. O QUADRO 6 apresenta de forma resumida as publicações selecionadas.

QUADRO 6 – SELEÇÃO DE ESTUDOS EM EMERGIA.

(continua)

AUTOR(ES) ANO	TÍTULO	JOURNAL	FOCO DO ESTUDO
Chen e Liu (2022)	<i>Improving eco-efficiency in coal mining area for sustainability development: An emergy and super-efficiency SBM-DEA with undesirable output</i>	<i>Journal of Cleaner Production</i>	Realizar um estudo combinando a análise em emergia com SBM-DEA, para avaliar a ecoeficiência da mineração de carvão em Longkou (China). De acordo com o estudo, o avanço da tecnologia de mineração e a queda na emissão de resíduos, possibilitaram a melhoria na ecoeficiência.
Wang et al. (2021)	<i>Evaluation and optimization of a Circular economy model integrating planting and breeding based on the coupling of emergy analysis and life cycle assessment</i>	<i>Environmental Science and Pollution Research</i>	O estudo combinou os conceitos da análise em emergia e da ACV. Os autores destacam que a análise em emergia compensa efetivamente as deficiências da ACV em termos de avaliação de impacto econômico e ambiental, e os resultados da avaliação podem refletir melhor a situação real do sistema.
Oliveira et al. (2021)	<i>Circular economy in the agro-industry: Integrated environmental assessment of dairy products</i>	<i>Renewable and Sustainable Energy Reviews</i>	O estudo integra os métodos de ACV e EMA em uma cadeia de produção de laticínios, proposto como um novo procedimento de avaliação e impactos ambientais. Destaca a avaliação de dois cenários e as possíveis medidas para melhorar o desempenho destes.
Liu et al. (2021)	<i>Environmental and economic sustainability of key sectors in China's steel industry chain: An application of the Emergy Accounting approach</i>	<i>Ecological Indicators</i>	O estudo utiliza a EMA para avaliar o desempenho ambiental da indústria siderúrgica chinesa. Os resultados mostraram que os impactos ambientais do uso do aço são significativamente maiores nos setores da habitação e veículos.
Santagata et al. (2021)	<i>Food waste recovery pathways: Challenges and opportunities for an emerging bio-based circular economy. A systematic review and an assessment</i>	<i>Journal of Cleaner Production</i>	O estudo teve como objetivo revisar os padrões e estratégias de tratamento de resíduos a fim de identificar os desafios e buscar opções inovadoras. Após uma análise das opções de descarte e conversão de resíduos de alimentos atualmente disponíveis, foi realizada a ACV e EMA.

AUTOR(ES) ANO	TÍTULO	JOURNAL	FOCO DO ESTUDO
Alkhuzaim et al. (2021)	<i>Evaluating Emery Analysis at the Nexus of Circular Economy and Sustainable Supply Chain Management</i>	<i>Sustainable Production and Consumption</i>	Os autores destacam que a EMA tem ganhado destaque como ferramenta de contabilidade ambiental na perspectiva da economia circular. A discussão da gestão sustentável da cadeia de suprimentos e a circularidade são destacadas pelas medições de desempenho baseadas na análise em Emergia.
Spagnolo et al. (2020)	<i>Sustainability assessment of bioenergy at different scales: An emery analysis of biogas power production</i>	<i>Journal of Cleaner Production</i>	O estudo avaliou na perspectiva da EMA uma usina de biogás alimentada com biomassa em dois cenários diferentes. Os resultados mostraram que a geração de energia a biogás não é suficientemente “verde”, pois a fração renovável dos recursos explorados localmente disponíveis permanece menor do que os não renováveis.
Patrizi et al. (2020)	<i>Sustainability Assessment of Biorefinery Systems Based on Two Food Residues in Africa</i>	<i>Frontiers in Sustainable Food Systems</i>	O estudo avaliou a sustentabilidade da produção de biocombustível produzido a partir do amido de milho e outro produzido a partir de biomassa lignocelulósica, considerando a ACV e a Emergia.
De Souza Junior et al. (2020)	<i>Measuring the environmental performance of a circular system: Emery and LCA approach on a recycle polystyrene system</i>	<i>Science of the Total Environment</i>	O estudo compara os aspectos ambientais entre um sistema linear e outro circular pela ACV e EMA. A partir de um estudo de caso, o estudo analisa a entrada de matéria prima virgem e outra reciclada.
Santagata et al. (2020)	<i>Assessing the sustainability of urban eco-systems through Emery-based circular economy indicators</i>	<i>Ecological Indicators</i>	A EMA foi utilizada para projetar em uma abordagem aprimorada dos aspectos sistêmicos da EC, com foco na importância de novos indicadores capazes de capturar tanto as dimensões de geração de recursos (<i>upstream</i>), produto (<i>downstream</i>) e sistemas.
Wang et al. (2019)	<i>Comprehensive emery evaluation and optimization of corn straw power generation system: a case study</i>	<i>Chinese Journal of Population Resources and Environment</i>	A EMA foi usada para avaliar o sistema de geração de energia a partir da palha do milho, baseada em conceitos da EC. O estudo propõe que o método de projeto de otimização do princípio 3Rs possa fornecer referências no campo da reciclagem de recursos.
Marvuglia et al. (2018)	<i>Emery-based indicators to measure circularity: Promises and problems</i>	<i>Polityka Energetyczna</i>	O artigo apresenta uma perspectiva sobre um conjunto dos indicadores baseados em Emergia identificados como adequados para avaliar sistemas circulares e delinea as diferentes

AUTOR(ES) ANO	TÍTULO	JOURNAL	FOCO DO ESTUDO
			perspectivas em relação aos indicadores de circularidade propostos pela Fundação <i>Ellen MacArthur</i> .

FONTE: Elaborado pelo Autor (2022)

A pesquisa mostrou que a maioria dos estudos selecionados (cerca de 85%) tratavam da avaliação de sistemas em nível macro e meso, o que limitou o número de artigos relacionados a este estudo. Ou seja, a RSL revelou que o sistema proposto nesta dissertação ainda foi pouco explorado, quando se considera a Contabilidade em emergia como metodologia de avaliação.

Neste sentido, pode-se apontar a necessidade em se ampliar os estudos da emergia em nível micro, o que corrobora com a proposta desta dissertação.

A seguir é apresentado um breve resumo de parte dos artigos analisados nesta revisão.

Chen e Liu (2022) combinaram a síntese em emergia e a análise envoltória de dados de medida baseada em *Slacks* de super eficiência (SBM-DEA) para avaliar a ecoeficiência, considerando os preceitos da economia circular em uma área de mineração, em Longkou na China, no período de 2008 a 2020. A metodologia se deu através da síntese de emergia como referência para o método de avaliação de ecoeficiência *SBM-DEA* de super eficiência indesejável. De acordo com os resultados da análise, as áreas de mineração de carvão devem desenvolver produção mais limpa e estender a cadeia industrial da economia circular.

Wang *et al.* (2021) consideraram os conceitos da economia circular e o CEMIPB, que é a promoção e aplicação do modelo de economia circular no campo agrícola, para propor um novo modelo acoplando a ACV e a EMA, chamado de *EM-LCA*. A análise de sensibilidade foi usada para diagnosticar e identificar substâncias críticas no sistema. Os resultados da avaliação do sistema de indicadores do modelo *EM-LCA* e do modelo EMA mostram que o modelo anterior pode refletir melhor a situação real do desenvolvimento sustentável do sistema.

Liu *et al.* (2021) utilizaram a EMA para avaliar o desempenho ambiental da indústria siderúrgica chinesa. Considerando cenários alternativos, como a reciclagem e a utilização de sucata, com o objetivo de propor e avaliar a produção em conceito

de economia circular. A referida pesquisa utilizou pela primeira vez a contabilidade em energia para calcular o desempenho ambiental da cadeia siderúrgica. Criando indicadores relacionados à Energia com base em estudos anteriores para avaliar a sustentabilidade do meio ambiente, comércio e recursos da terra na perspectiva dos ciclos de vida. Os resultados, entre outras considerações, mostraram que a indústria siderúrgica coloca uma carga enorme no desempenho ambiental da economia chinesa como um todo, devido à alta demanda de recursos em todas as etapas da cadeia de suprimentos. A reciclagem de sucatas de aço melhora a sustentabilidade, embora esse esforço possa não ser suficiente, considerando outros recursos não renováveis e de alta emergência envolvidos no processo.

Oliveira *et al.* (2021) destacam em seu estudo que a ACV avalia os recursos sob controle humano e a EMA amplia a escala de tempo, considerando o trabalho da biosfera necessário para a geração de recurso. Segundo os autores, o procedimento *LEAF* foi aplicado para avaliar o setor produtivo da agroindústria na região da Campânia (Itália), avaliando a produção de muçarela de búfala e coprodutos de queijo. O estudo propõe melhorias em dois cenários avaliados, sendo produtos de limpeza e no consumo de eletricidade identificados como os contribuintes mais significativos para os encargos ambientais totais na ACV.

Santagata *et al.* (2021) partiram de uma revisão de 58 artigos para identificar o processo do estudo e o tipo de desperdício alimentar, revisando a produção científica recente sobre as vias de recuperação de resíduos alimentares em uma perspectiva bioeconômica. A ACV buscou avaliar cargas potenciais e esgotamento de recursos ao longo do ciclo de vida de um produto. ACV e EMA foram aplicadas a caminhos selecionados de descarte e/ou recuperação dos resíduos gerados. O tipo de avaliação apresentado mostra como diferentes soluções podem ser implementadas ao lidar com um problema.

De Souza Junior *et al.* (2020) abordaram em um estudo de caso a atuação de uma indústria localizada no sul do Brasil onde resíduos de outros setores, como embalagens de alimentos e de uso industrial são coletados e processados em novos produtos. O estudo compara a fabricação de um rodapé de EPS reciclado, comparando-o em dois, um circular com matéria prima reciclada e outro cenário com matéria prima virgem. Os resultados demonstraram que o sistema baseado na economia circular pode não ser viável quando analisadas todas as questões deste sistema.

Santaga *et al.* (2020) relatam que o modelo de economia circular tem ganhado destaque frente às questões ambientais, ressaltam a necessidade da transição entre a economia de modelo linear para um modelo capaz de atender às demandas crescentes de consumo e principalmente otimizar o uso de recursos atendendo à expectativa socioambiental. Para tanto, os autores apontam que a presença de indicadores precisos para indicar o crescimento sustentável devem ser revistos uma vez que estes utilizados até agora não são abrangentes e, portanto, não traduzem com segurança os caminhos que precisam ser percorridos para um modelo circular. A partir de um estudo de caso construído para a cidade de Napoli, na Itália, os pesquisadores utilizaram o modelo *Emergy Accounting* (EMA) para avaliar o progresso da região rumo à circularidade e a partir deste modelo puderam acompanhar as melhorias geradas pelos padrões de circularidade implementados a partir da Emergia calculada para o sistema em questão. O documento destaca ainda a importância de indicadores abrangentes, que possam ser capazes de captar tanto a geração de recursos (*upstream*), produtos (*downstream*) quanto às dimensões do sistema.

Marvuglia *et al.* (2018) destacam a importância que indicadores de circularidade precisam ser úteis, confiáveis e informativos ao mesmo que simples e transparentes. Para estes pesquisadores, o modelo de Economia Circular necessita de indicadores de circularidade mais abrangentes e que indicadores globais podem ser utilizados. Para tanto, a contabilidade em emergia (EMA), foi uma das abordagens identificadas com potencial de capturar a geração de recursos e a dimensão de entrega de produtos e, portanto, fornecer um sistema aprimorado de avaliação na perspectiva da economia circular, destacando que esta ferramenta tem a característica de permitir a avaliação em sistemas constituídos pelo trabalho em sistemas tecnológicos que incorporam a natureza.

2.4.2 RSL sobre ACV e sacolas/filmes plásticos

Este tópico buscou obter dados acerca dos indicadores de ACV em nível *midpoint* que aparecem com maior frequência na literatura, quando relacionados a aplicação da ACV para sacolas/filmes plásticos. Tais indicadores foram utilizados posteriormente como complementares aos resultados obtidos na análise da

metodologia em Emergia, de modo a se avaliar os diferentes cenários propostos neste estudo.

Neste sentido, seguindo os estágios apresentados no Protocolo de Revisão Sistemática de Literatura (2.4), foi definido o tema desta etapa da pesquisa, que compreendeu a avaliação do ciclo de vida de sacolas produzidas a partir de diferentes polímeros, e os indicadores de ACV obtidos nesses estudos, bem como a relação entre os resultados obtidos em cada estudo.

Em seguida foram definidas as palavras-chave, conectadas com o auxílio do operador Booleano AND. A pesquisa incluiu variações das seguintes palavras-chave: *avaliação do ciclo de vida, análise do ciclo de vida ou LCA*. E considerou a conexão com combinações, como: *plásticos, sacolas plásticas, e filme plástico*. E ainda variações de termos para *bioplásticos*, incluindo: *bioplástico, plástico de base biológica, bio-polímero, polímero de base biológica, plástico renovável, plástico verde, plástico sustentável e plástico biodegradável*.

Essa busca se concentrou em encontrar a combinação de palavras-chave nos seguintes itens dos artigos publicados nos bancos de dados delimitados na pesquisa: título, palavras-chave e resumo.

Para a realização das buscas, foram escolhidas duas bases de dados, *Scopus* e *Web of Science*, assim como na RSL sobre emergia.

A busca na literatura incluiu estudos que foram publicados entre 2013 e 2022 e esta triagem relacionada ao tempo se deu para refletir o estado da arte sobre a metodologia de ACV das sacolas, resultados e sua evolução. Apenas artigos de periódicos revisados por pares foram considerados nesta revisão.

As palavras-chave selecionadas resultaram em 17 combinações de buscas em cada uma das bases de dados, porém, houve combinações que não resultaram em nenhuma correspondência de artigos. O QUADRO 7 apresenta as *strings* de busca e seus respectivos resultados.

QUADRO 7 – STRINGS DE BUSCA.

(continua)

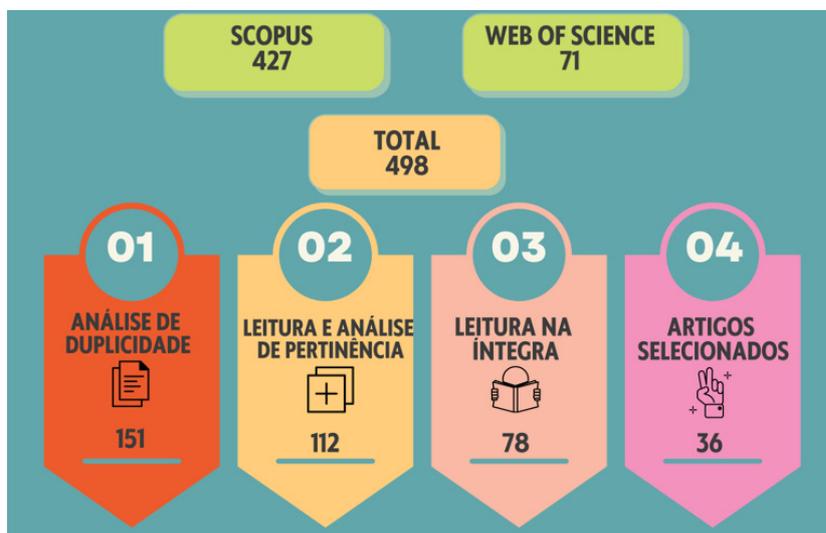
Strings				Scopus	Web Of Science	
<i>"life cycle assessment"</i>	AND	<i>"plastic bags"</i>	AND	<i>"environmental indicators"</i>	0	0
<i>"LCA"</i>	AND	<i>"plastic bags"</i>	AND	<i>"environmental indicators"</i>	0	0

"environmental performance"	AND	"plastic bags"			4	0
"environmental performance"	AND	"carrier bags"			2	0
"life cycle assessment"	AND	"single-use plastic bag"			2	0
"life cycle assessment"	AND	"plastic bags"			27	1
"life cycle assessment"	AND	"carrier bags"			10	8
"environmental performance"	AND	"bioplastic"			11	8
"life cycle assessment"	AND	"bioplastic"			76	14
"life cycle assessment"	AND	"biobase"			0	0
"life cycle assessment"	AND	"bio base"			0	0
"life cycle assessment"	AND	"starch"			0	22
"LCA"	AND	"bioplastic"			70	11
"LCA"		"bio base"			30	2
"LCA"	AND	"biobase"			37	0
"LCA"	AND	"bio base"			17	0
"LCA"	AND	"starch"			141	16
TOTAL					427	82

FONTE: Elaborado pelo autor (2022)

Depois dessa busca, foi realizada a análise de duplicidade das publicações, a leitura do resumo e dos resultados dos artigos encontrados, conforme pode ser observado na FIGURA 6.

FIGURA 6 – ETAPAS DE SELEÇÃO DE ARTIGOS.



FONTE: Elaborado pelo Autor (2022)

A revisão buscou evidenciar os pontos: i) tratava de um estudo de ACV, ii) quais tipos de polímeros avaliados (base fóssil, base biológica ou ambas), iii) a avaliação era sobre sacola plástica ou filme plástico, e por fim iiiii) os resultados apresentaram quais indicadores foram selecionados. Desta forma, descartados aqueles que tinham outro enfoque, foi possível selecionar a base de estudos correlatos que serviram de base para esta dissertação. Sendo assim, foram selecionados 36 artigos que possuíam correspondência com os pontos propostos, os quais foram analisados integralmente para saber como foram conduzidas as avaliações do ciclo de vida.

Entre os artigos analisados foram considerados também aqueles que se propuseram a revisar junto à literatura os dados relacionados à produção, uso e descarte de plásticos. Dos 36 artigos selecionados, 26 deles trataram da análise de desempenho ambiental, descreveram o método utilizado e reuniram informações relacionadas aos impactos causados por, pelo menos, um tipo de material utilizado ou mais de um tipo de plástico (petroquímico ou bioplástico), 9 artigos se propuseram a revisão de estado da arte da ACV de sacolas e filmes plásticos e 1 artigo tratou da análise de legislação e sua evolução ao longo dos anos na Índia.

Além disso, cabe destacar que 2 artigos mencionam o uso secundário das sacolas plásticas para a descarte com o acúmulo de resíduos domésticos, corroborando com o foco deste estudo.

O primeiro, de autoria de Fernández-Braña, Feijoo-Costa e Dias-Ferreira (2019), avaliou os impactos das sacolas plásticas de PEAD quando utilizadas no transporte resíduos domésticos, constatando que as sacolas têm um alto impacto ambiental na coleta destes resíduos quando comparados a outras formas de armazenamento.

O segundo artigo, de autoria de Civancik-Uslu, *et al.* (2019), utilizaram o software *GaBi* para modelar o ciclo de vida de diferentes tipos de sacolas, fazer o inventário e estimar as cargas ambientais relacionadas. Os resultados da ACV foram apoiados pela definição de um indicador qualitativo que representou o impacto das sacolas no ambiente e demonstrou que as sacolas plásticas de PEAD e biodegradáveis quando usadas para o transporte de resíduos domésticos, podem reduzir de forma significativa os impactos ambientais.

Assim, ficou evidenciada a lacuna quanto aos estudos de ACV que relacionam o uso das sacolas plásticas para o acúmulo de resíduos domésticos. Essa percepção

corroborar com a delimitação desta pesquisa, que é comparar os polímeros mais utilizados na fabricação de sacolas, sendo eles de base fóssil (PEAD e PEBD), com um polímero alternativo de base renovável (ATP).

O QUADRO 8 apresenta de forma resumida as publicações selecionadas, as abordagens e objetivos.

QUADRO 8 – ARTIGOS UTILIZADOS NA RSL.

(continua)

AUTOR(ES) ANO	TÍTULO	JOURNAL	FOCO DO ESTUDO
PITAWALA <i>et al.</i> (2022)	<i>Life cycle assessment of paper and plastic grocery bags used in sri lankan supermarkets</i>	<i>International journal of environmental science and technology</i>	Realizar um estudo comparativo de ACV de sacolas de supermercado de PEBD e suas alternativas de papel, para definir as categorias de impacto de cada uma delas.
GÓMEZ e ESCOBAR (2022)	<i>The dilemma of plastic bags and their substitutes: a review on lca studies</i>	<i>Sustainable production and consumption</i>	Realizar uma revisão, buscando a comparação de diferentes materiais e o tratamento de fim de vida para cada deles.
AHAMED <i>et al.</i> (2021)	<i>Life cycle assessment of plastic grocery bags and their alternatives in cities with confined waste management structure: a singapore case study</i>	<i>Journal of cleaner production</i>	Analisar os impactos ambientais de sacolas plásticas produzidas a partir de PEAD e comparar aos impactos das sacolas produzidas de papel, algodão, polímero biodegradável e polipropileno.
BISHOP, GEORGE <i>et al.</i> (2021)	<i>Environmental performance of bioplastic packaging on fresh food produce: a consequential life cycle assessment</i>	<i>Journal of cleaner production</i>	Avaliar o deslocamento de embalagens petroquímicas de alimentos usados para frutas e vegetais frescos com o bioplástico, produzido a partir de PLA, considerando sua produção. Oito cenários de fim de vida de embalagens de bioplástico foram avaliados em relação a um cenário de embalagem de origem petroquímica (blenda).
BISHOP, GEORGE <i>et al.</i> (2020)	<i>Environmental performance comparison of bioplastics and petrochemical plastics: a review of life cycle assessment (lca) methodological decisions</i>	Resources, conservation and recycling	Revisar artigos que tenham comparado, por meio de ACV, a eficiência ambiental do bioplástico em relação ao plástico petroquímico convencional, destacar as categorias de impacto ambiental e verificar quais estudos relacionaram tais impactos aos possíveis aditivos destes materiais.

CHEN <i>et al.</i> 2021	<i>Single-use plastics: production, usage, disposal, and adverse impacts</i>	<i>Science of the total environment</i>	Mapear o destino dos plásticos de uso único e os principais impactos, nos diferentes ecossistemas, devido ao seu uso. Apresentar ferramentas regulatórias para reduzir seu uso e minimizar o desperdício.
RAFEY E SIDDIQUI (2021)	<i>A review of plastic waste management in India - challenges and opportunities</i>	<i>International journal of environmental analytical chemistry</i>	Analisar as regras, legislações, políticas e práticas de gestão de resíduos plásticos na Índia durante o período 1992-2020. Verificar se a tendência mundial de projetos de bioplástico se reflete em estudos na Índia, indicando uma mudança na percepção dos bioplásticos como fonte alternativa aos plásticos convencionais.
CAMPS-POSSINO <i>et al.</i> (2021)	<i>Potential climate benefits of reusable packaging in food delivery services. A chinese case study</i>	<i>Science of the total environment</i>	Estimar o impacto das mudanças climáticas das embalagens atuais para entrega de alimentos e seu tratamento de resíduos, através da ACV, com uma abordagem do berço ao túmulo, explorar os benefícios potenciais do aumento das taxas de reciclagem, bem como o uso de embalagens reutilizáveis.
ATIWESH <i>et al.</i> (2021)	<i>Environmental impact of bioplastic use: a review</i>	<i>Helyion</i>	Reunir dados primários produzidos e apresentados por estudiosos acadêmicos e industriais por meio de suas pesquisas sobre bioplástico e seu impacto no meio ambiente, identificar quais bioplásticos estão em uso ou em desenvolvimento pela indústria.
WALKER e ROTHMAN (2020)	Life cycle assessment of bio-based and fossil-based plastic: a review	<i>Journal of cleaner production</i>	Avaliar o estado da arte de estudos de ACV de polímeros de base fóssil e de base biológica. O estudo ainda comparou sete polímeros de base biológica e sete polímeros de base fóssil em sete categorias de impacto.
CIVANCIK-USLU, D. <i>et al.</i> (2019)	<i>Life cycle assessment of carrier bags and development of a littering indicator</i>	<i>Science of the total environment</i>	Identificar os impactos ambientais de sacolas plásticas compostas por PEAD, PEBD, polipropileno e biodegradável (50% de amido, 50% de policaprolactona), assim como seu impacto quando utilizado para armazenamento de resíduos domésticos.
FERNÁNDEZ-BRAÑA <i>et al.</i> (2019)	<i>Looking beyond the banning of lightweight bags: analysing the role of plastic (and fuel) impacts in waste collection at a portuguese city</i>	<i>Environmental science and pollution research</i>	Analisar o impacto ambiental causado pela coleta de resíduos domiciliares, tendo como foco o impacto das sacolas plásticas produzidas com material reciclado e outras de base biológica.
KHANDELWAL <i>et al.</i> (2019)	<i>Application of life cycle assessment in municipal solid waste management:</i>	<i>Journal of cleaner production</i>	Revisar os estudos de ACV, de acordo com a sua distribuição geográfica, considerando aspectos econômicos e metodologia aplicada.

	<i>a worldwide critical review</i>		
HANUN, <i>et al.</i> (2019)	Life-cycle Assessment (lca) of plastic bag: current status of product impact.	International journal of advanced science and technology	Analisar os impactos ambientais de sacolas plásticas produzidas a partir PEAD, PEBD e PE.
ZHANG, D <i>et al.</i> (2019)	<i>Life cycle assessments for biomass derived sustainable biopolymer & energy co-generation</i>	<i>Sustainable production and consumption</i>	Explorar os fatores mais influentes que determinam os impactos ambientais e de saúde no processo para produção de carbonato de biopolilimonemo, como melhorar o desempenho do sistema para que a rota de síntese deste polímero recém-proposto possa ser eficiente em termos energéticos, ambientalmente sustentável e carbono-negativo
BUSSA <i>et al.</i> (2019)	<i>Life cycle assessment of microalgae products: state of the art and their potential for the production of polylactid acid</i>	<i>Journal of cleaner production</i>	Revisar artigos publicados sobre a utilização de microalgas para produção de lipopeptídeos como matéria-prima para a produção de PLA.
MORALEZ-MÉNDEZ, e SILVA-RODRIGUEZ (2018)	<i>Environmental assessment of ozone layer depletion due to the manufacture of plastic bags</i>	<i>Heliyon</i>	Analisar os impactos causados na camada de ozônio pelo uso de sacolas plásticas produzidas de PEAD e PEBD.
CHOI, B; <i>et al.</i> (2018)	<i>Carbon footprint of packaging films made from ldpe, pla, and pla/pbat blends in south korea</i>	Sustainability	Avaliar e comparar a pegada de carbono de filmes de embalagens feitos de PEBD, PLA e PLA/PBT usando a técnica de ACV, utilizando os cenários de aterro, incineração e reciclagem.
HELMES <i>et al.</i> (2018)	<i>Environmental impacts of experimental production of lactic acid for bioplastics from ulva spp.</i>	Sustainability	Avaliar os impactos ambientais do uso da alga verde <i>Ulva spp.</i> como matéria-prima, para produção de bioplástico. O estudo se concentrou na produção de ácido láctico como precursor do ácido polilático e considerou todo o processo de produção e processamento da biomassa.
MORALEZ-MÉNDEZ, e SILVA-RODRIGUEZ, (2018)	<i>Environmental assessment of ozone layer depletion due to the manufacture of plastic bags</i>	<i>heliyon</i>	Estimar o impacto ambiental potencial da destruição da camada de ozônio pela fabricação de sacolas plásticas em uma fábrica localizada no norte da Colômbia.
SPIERLING <i>et al.</i> (2018)	<i>Bio-based plastics - a review of environmental,</i>	<i>Journal of cleaner production</i>	Revisar os estudos de sustentabilidade em plásticos de base biológica, considerando

	<i>social and economic impact assessments</i>		aspectos ambientais, sociais e econômicos.
YI, YI. <i>et al.</i> (2017)	<i>Life cycle assessment of delivery packages in china</i>	<i>Energy procedia</i>	Analisar os impactos ambientais de pacotes de entrega compostos por plásticos e papelão e ainda identificar as categorias de impacto nas etapas de produção transporte das embalagens.
HOTTLE <i>et al.</i> (2017)	<i>Biopolymer production and end of life comparisons using life cycle assessment</i>	<i>Resources, conservation and recycling</i>	Realizar uma revisão sobre ACVs de diferentes polímeros, comparando os de base biológica aos de base fóssil.
AHUJA e SHARMA (2017)	Life cycle assessment of hdpe and ldpe plastic bags using simapro 8.3.0 (yamunanagar, haryana)	International journal of civil engineering and technology	Comparar os impactos ambientais de sacolas plásticas produzidas a partir de PEAD e PEBD.
BROEREN <i>et al.</i> (2017)	Environmental impact assessment of six starch plastics focusing on wastewater-derived starch and additives.	<i>Resources, conservation and recycling</i>	Analisar os impactos ambientais na produção de plásticos que usam como base de uma mistura de amido com poliéster, comparando seus impactos aos plásticos de base fóssil.
DE LÉIS <i>et al.</i> (2017)	<i>Environmental and energy analysis of biopolymer film based on cassava starch in brazil</i>	<i>Journal of cleaner production</i>	Analisar o impacto ambiental e da produção de filme plástico produzido a partir de amido de mandioca.
SAIBUATRONG <i>et al.</i> (2017)	Life cycle assessment focusing on the waste management of conventional and bio- based garbage bags.	<i>Journal of cleaner production</i>	Analisar o impacto ambiental de sacolas utilizadas no transporte de resíduos domiciliares fabricados a partir de PE, bio-PE e PBAT/amido em dois cenários, com diferentes processos de fim de vida.
RIGHI <i>et al.</i> (2017)	<i>A life cycle assessment of poly-hydroxybutyrate extraction from microbial biomass using dimethyl carbonate</i>	<i>Journal of cleaner production</i>	Comparar o desempenho ambiental na fabricação de filme plástico baseado na extração de PHB com <i>dimethyl carbonate</i> (DMC) de células microbianas.
STEENSGAARD <i>et al.</i> (2017)	<i>From macro- to microplastics - analysis of eu regulation along the life cycle of plastic bags</i>	<i>Environmental pollution</i>	Mapear o ciclo de vida das sacolas plásticas tradicionais com foco na produção, uso e legislação. Mapear as legislações com foco ao destino ambiental e o comportamento dos plásticos em cada etapa de produção, o uso/reutilização e resíduos/reciclagem, excluindo o destino do plástico uma vez lançado no meio ambiente.
BIONA <i>et al.</i> (2015)	<i>A comparative life cycle analysis of plastic and paper</i>	8th international conference on humanoid, nanotechnology,	Estimar os impactos ambientais da produção de sacolas plásticas e sacos de papel.

	<i>packaging bags in the philippines</i>	information technology, communication and control, environment and management,	
TSIROPOULOS <i>et al.</i> (2015)	Life cycle impact assessment of bio-based plastics from sugarcane ethanol	Journal of cleaner production	Analisar os impactos ambientais do bio-PE e bio-PET produzidos a partir da cana de açúcar em comparação aos plásticos de base fóssil.
BENETTO <i>et al.</i> (2015)	<i>Using atmospheric plasma to design multilayer film from polylactic acid and thermoplastic starch: a screening life cycle assessment</i>	<i>Journal of cleaner production</i>	Verificar a contribuição do uso de plasma extraído da concha de um molusco na produção de filme plástico produzido com PLA e TPS para a redução do impacto ambiental em três cenários.
SIRACUSA <i>et al.</i> (2014)	<i>Environmental assessment of a multilayer polymer bag for food packaging and preservation: an lca approach</i>	<i>Food research international</i>	Analisar os impactos ambientais dos sacosplásticos, para embalar alimentos produzidos com uma camada de PEBD e a outra de PA (poliamida), utilizando o <i>Simapro</i> e dados extraídos do <i>Ecoinvent 3.2</i> .
BROGAARD <i>et al.</i> (2014)	<i>Evaluation of life cycle inventory data for recycling systems</i>	<i>Resources, conservation and recycling</i>	Revisar artigos de ACV de sistemas de gestão de resíduos, que tratam da reciclagem de materiais. Dados da produção e reciclagem de papel jornal, plástico PEAD e vidro, entre outros foram analisados e comparados.
HOTTLE <i>et al.</i> (2013)	<i>Sustainability assessments of bio-based polymers</i>	<i>Polymer degradation and stability</i>	Realizar uma revisão sobre avaliações do ciclo de vida de polímeros de base biológica e de base petroquímica.
TONIOLO <i>et al.</i> (2013)	<i>Comparative lca to evaluate how much recycling is environmentally favourable for food packaging</i>	<i>Resources, conservation and recycling</i>	Avaliar os aspectos ambientais de filme plástico multicamada e bandeja produzida a partir de plástico PET reciclado, considerando o processo de uso e fim de vida do produto, usando a metodologia ReCiPe 2008.

FONTE: Elaborado pelo Autor (2022)

Com a análise sistemática dos artigos selecionados, foi possível analisar: a unidade funcional utilizada; sistema de produto considerado; tipos de dados considerados; tipos de destinos finais considerados; tipo de plástico analisado; e indicadores *midpoint* utilizados.

O primeiro item comparado entre os artigos analisados foi a unidade funcional utilizada. Cerca de 21 artigos (aproximadamente 81%) utilizaram o número de sacolas

como unidade funcional. Alguns autores utilizaram o consumo de sacolas/período/região, outros autores consideraram os números de mercado de grandes lojas, e outros, ainda, na quantidade de itens a serem transportados.

Em relação ao sistema de produto, 21 dos artigos tiveram escopo definido do berço ao túmulo e 26 (aproximadamente 70%) registraram de forma clara e objetiva o método utilizado e foram coerentes à metodologia descrita.

Em relação aos dados utilizados para realização da ACV, oito estudos (aproximadamente 30% da amostra) utilizaram dados primários (medidos pelo autor ou empresas diretamente envolvidas no estudo de ACV), os demais estudos utilizaram dados secundários.

No que diz respeito aos processos de descarte das sacolas plásticas, em 22 dos 26 artigos (aproximadamente 85%), foram avaliados três ou mais tipos de tratamento de fim de vida, sendo o primeiro o destino a aterro sanitário, seguido da reutilização e, por fim, a reciclagem. Outros tipos de tratamento de fim de vida analisados foram a incineração com captura de energia e a compostagem, no caso das sacolas biodegradáveis.

Em se tratando das sacolas produzidas a partir de base petroquímica, o reaproveitamento é a opção com menor impacto ambiental em função da distribuição dos impactos em diversos usos e a redução de utilização de matéria-prima virgem para a sua fabricação (AHAMED *et al.*, 2021).

Para Durkin *et al.* (2019) os diferentes tipos de sacolas devem ter diferentes métodos de abordagem, para que se tenham todos os encargos ambientais das matérias-primas sejam avaliados e segundo Saibuatrong *et al.* (2017) a incineração com recuperação de energia é um cenário benéfico ao meio ambiente para as sacolas de PE e compostável.

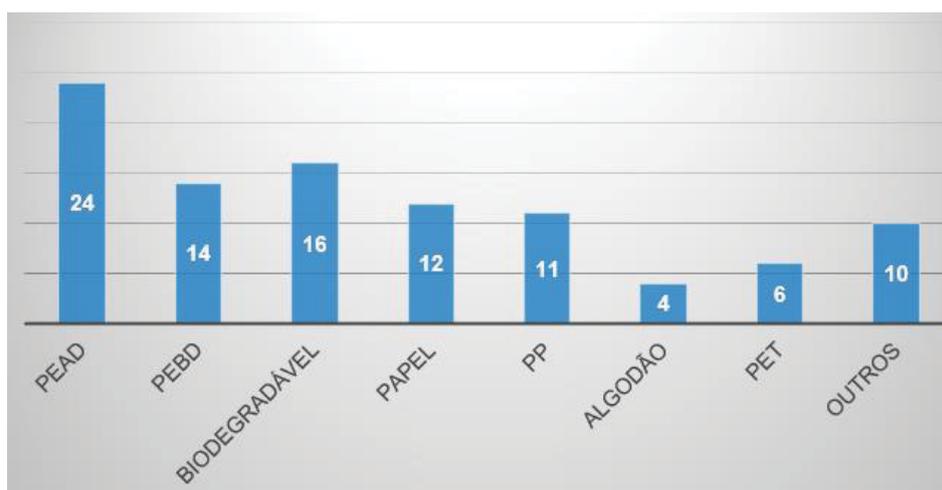
Ahamed *et al.* (2021) afirmam que as sacolas compostáveis são opções viáveis quando não se tem alternativa de coleta e descarte adequado. Por outro lado, as sacolas plásticas de uso único são uma boa opção em áreas fechadas e bem estruturadas, onde o gerenciamento de resíduos previne seu descarte inadequado.

Dentre os resultados obtidos, cabe destacar ainda que não há consenso entre pesquisadores sobre como abordar o impacto dos resíduos em ambiente marinho, conforme destacado nos estudos Civancik-Uslu *et al.* (2019).

Observando os diferentes materiais utilizados que compõem os estudos analisados, as sacolas plásticas produzidas a partir de PEAD e PEBD foram as mais

avaliadas e isto se deve ao fato de serem as mais utilizadas. Os estudos avaliaram também o desempenho ambiental de sacolas biodegradáveis e muitos estudos objetivaram a comparação entre sacolas de base petroquímica e de base biodegradável. Outros compararam o desempenho das sacolas plásticas em relação as sacolas de papel, conforme pode ser verificado no GRÁFICO 1.

GRÁFICO 1 – TIPOS DE MATERIAIS E OCORRÊNCIA.



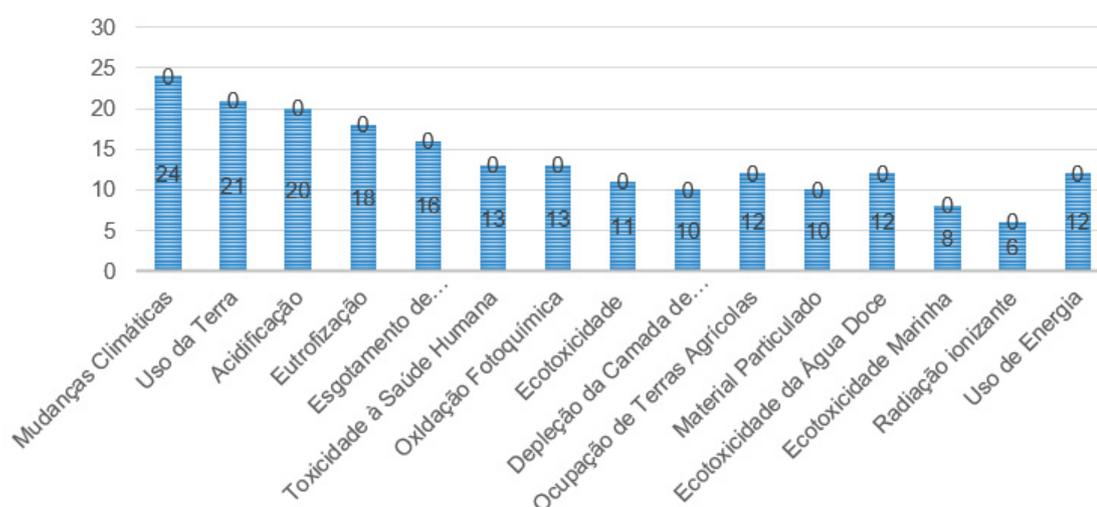
FONTE: Elaborado pelo autor 2022

No que se refere às categorias e aos indicadores de impacto ambiental em ACV, de maneira geral, os artigos analisados fizeram uso de pelo menos sete indicadores de ponto médio, com intervalo de um a dezoito, sendo que o número de categorias de impacto de cada estudo está relacionado ao método de avaliação empregado. Quatro estudos observaram o maior número de categorias de impacto e utilizaram a metodologia de avaliação de impacto *ReCiPe Midpoint* em seus estudos.

Assim, os indicadores mais utilizados foram “Mudanças Climáticas”, seguido de “Uso da Terra”, “Acidificação” e “Eutrofização”, conforme o GRÁFICO 2.

Os indicadores apresentados no gráfico 2 são os mais citados nos estudos selecionados. A situação apresentada trata de estudos, onde o fim de vida, em sua maioria, é considerado um sistema fechado, ou seja, trata o fim de vida como um destino único. Por exemplo, considera como destino final o aterro sanitário ou a incineração, analisando os diferentes fins de vida e as diferentes relações que o material depositado pode ter com o ambiente. Contudo, quando analisados os impactos relacionados aos resultados normalizados, os estudos podem revelar resultados diferentes.

GRÁFICO 2 – INDICADORES DE ACV.



FONTE: Elaborado pelo autor 2022

As categorias de impacto similares, ou seja, com variações de abordagem nos métodos de AICV, foram agrupadas nas categorias de acidificação, eutrofização e ecotoxicidade. A grande variação da terminologia é consequência das particularidades dos métodos de AICV aplicados nos estudos. Enquanto alguns métodos, como o *TRACI*, apresentam os resultados da caracterização em termos de potencial de eutrofização, métodos como o *ILCD* especificam os resultados para essa categoria em relação ao potencial de eutrofização terrestre, de água doce e marinha.

Verificou-se que não há um consenso sobre o melhor método para a análise do ciclo de vida, ainda que os métodos possuam diversas categorias de impacto similares, cada método engloba uma série de categorias de impacto, que são delimitadas conforme o objetivo e escopo dos estudos de ACV.

Os modelos de caracterização das metodologias também apresentam variações e semelhanças, como os métodos criados com base em modelos de caracterização de métodos mais antigos.

A categoria de impacto mais comum nos estudos de ACV é a de potencial de aquecimento global, *Global Warming Potential (GWP)*, que estima a contribuição dos gases de efeito estufa (GEE) lançados na atmosfera que contribuem com o aquecimento global. As questões relacionadas a esta categoria aparecem em todos os artigos analisados.

Outro aspecto importante está relacionado à deposição dos resíduos plásticos em ambiente marinho. De acordo com o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, 86% dos resíduos encontrado em praias e encostas é de origem plástica

(Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, 2018) e apesar dos esforços em diminuir esses problemas, os estudos revelam a grande preocupação dos pesquisadores com este tema.

A poluição plástica tem impactos amplos e significativos na qualidade do ecossistema, na saúde humana e nas mudanças climáticas (BISHOP *et al.*, 2021).

Os estudos analisados mostraram na categoria de Ecotoxicidade importantes resultados que ainda precisam ser aprofundadas. A categoria de impacto denominada Ecotoxicidade é subdivida em três: Ecotoxicidade de água doce, Ecotoxicidade marinha e Ecotoxicidade terrestre. As questões relacionadas aos resíduos marinhos tem sido um ponto comum de preocupação entre os pesquisadores, conforme destacam Sonnemamn e Valdívia (2017).

Essa categoria examina os efeitos de produtos químicos em um ecossistema. Tais impactos podem levar a danos de qualidade do ecossistema, ocasionando perda de biodiversidade e extinção de espécies (UNEP, 2018).

Civancik-Uslu *et al.* (2019) propuseram o desenvolvimento de uma categoria de impacto: “Risco devido ao abandono de sacos de lixo em ambiente marinho” em seu estudo. Esta categoria de impacto foi criada com base na combinação de quatro parâmetros: 1) a quantidade de sacos necessários para a mesma função, com base no número de sacos utilizados e na área de superfície; 2) a probabilidade de as sacolas serem liberadas no meio ambiente, com base no baixo custo das sacolas; 3) a dispersão das sacolas no ambiente, com base no peso da sacola; e 4) a persistência ambiental do material da sacola, baseada na biodegradabilidade.

As embalagens plásticas estão associadas a danos nos ecossistemas terrestres e são a principal fonte de poluição nos ecossistemas marinhos, pois aproximadamente 55% dos produtos plásticos são descartados diretamente nestes ambientes todos os anos (FAQS ON PLASTICS, 2020).

Uma das categorias ligadas à produção e consumo de produtos plásticos é a de Toxicidade Marinha, devido aos micros plásticos oriundos da decomposição dos plásticos de origem petroquímica.

... as evidências sugerem que o plástico não flutua por muito tempo. Correntes, interações biológicas e degradação fazem com que ele se mova gradualmente para águas rasas, ao fundo do mar e para as praias. Processos químicos, abrasão mecânica e fotodegradação pela luz solar e luz ultravioleta gradualmente degradam o plástico presente na superfície ou próximo à superfície, dividindo-o em pedaços cada vez menores. A maior parte afunda: elas perdem flutuabilidade à medida que se degradam, a colonização por organismos marinhos as torna mais pesadas ou são comidas pela vida

marinha e depois excretadas nas fezes. À medida que os pedaços de plástico se tornam cada vez menores, é improvável que desapareçam completamente. Um estudo recente sobre agregados de micróbios marinhos sobre micro plásticos descobriu que as bactérias não podem decompor o plástico e que é duvidoso que adquiram essa capacidade através da evolução (ATLAS DO PLÁSTICO, 2020, p.32).

Em relação a categoria de impacto de Uso da Terra, cerca de 60% dos estudos apresentaram resultados significativos, dado que esta categoria é normalmente utilizada para a comparação entre plásticos de base biológica e de base fóssil.

O uso da terra e suas mudanças são aspectos importantes dos impactos ambientais derivados dos bioplásticos produzidos a partir de matérias-primas agrícolas. A contabilização das emissões e mudanças no uso da terra pode modificar as conclusões dos estudos de ACV sobre o potencial de impacto ambiental dos bioplásticos (BISHOP *et al.* 2021).

As mudanças diretas no uso da terra (dLUC) referem-se, por exemplo, à conversão de florestas tropicais em plantações, enquanto a mudança indireta no uso da terra (iLUC) refere-se ao processo em que há troca de cultura cultivada, sem incorrer em uma mudança direta no uso da terra (BISHOP *et al.* 2021).

Embora as matérias-primas para a produção de bioplásticos sejam de fontes renováveis, elas requerem terras que poderiam servir a outra função, como provisão de habitats naturais ou produção de alimentos (BISHOP *et al.* 2021).

Neste sentido, considerando os resultados da contabilização das categorias de impacto, foram selecionadas para aplicação neste estudo as categorias de: Aquecimento global, Acidificação, Eutrofização, Toxicidade humana e Ecotoxicidade.

As categorias de uso do solo e esgotamento de combustíveis fósseis não foram consideradas, pois são categorias de impacto relacionadas ao consumo de recursos, o que já espera que esteja sendo mensurado através da Contabilidade em energia.

A seguir é apresentado um breve resumo dos artigos analisados que mais contribuíram com esta RSL.

Gómez e Escobar (2021) buscaram na revisão bibliográfica a comparação de materiais e tratamentos de fim de vida para diferentes materiais (vidro, metal, plástico, papelão) e diferentes polímeros (PP, PE, PS, PLA, EVOH, PA). Os limites principais dos sistemas, dentre os artigos selecionados, foram definidos como sendo do berço ao portão e do berço ao túmulo. Como método, os autores destacam que a maioria

dos estudos revisados utilizou o *ReCIPE* (RIVM, 2020), *CML 2001 Leiden University*, 2020) e *TRACI* (O.US EPA 2015). *Impact 2002+* (Jolliet et al. 2003) e *Eco-indicator 99* (Anon, 2021) também são citados outros, porém, menos utilizados. Os autores destacaram ainda que a categoria de impacto mais comum nos estudos de ACV é o potencial de aquecimento global. Outra categoria frequentemente utilizada quando se deseja comparar os polímeros fósseis e os polímeros de fontes renováveis é o uso da terra.

No estudo de Ahamed *et al.* (2021), os resultados discutidos forneceram os impactos comparativos de três sacolas de uso único (PEAD, plástico biodegradável, papel kraft) e 2 sacolas reutilizáveis (algodão e polipropileno não tecidos). A fronteira do sistema foi definida do berço ao túmulo. O fluxo de referência foi de 1 uso para as sacolas de uso único e 50 usos para sacolas de algodão e de tecido de polipropileno. O método de avaliação foi o *CML 2001* usando o *software GaBi*. O estudo foi realizado em Singapura e os resultados apontaram que a troca para sacos de papel ou pano aumentaria a pegada ambiental, resultando em efeitos negativos aumentados, como aquecimento global e potenciais de ecotoxicidade. O estudo diz que é aconselhável optar por sacos plásticos reutilizáveis. Sacolas de PEAD, de uso único, são recomendados ao invés de papel kraft ou opções biodegradáveis de uso único. No entanto, minimizar o consumo global facilitaria a redução substancial dos impactos ambientais. Reutilizar ou reprocessar as sacolas de PEAD descartáveis pode ser uma opção para evitar o consumo excessivo das sacolas plásticas.

Civancik-Uslu, D. *et al.* (2019) analisaram os impactos ambientais de sacolas plásticas fabricadas a partir de PEAD, PEBD, PP e material biodegradável (50% de amido, 50% de policaprolactona). O sistema teve fronteira definida do berço ao portão com fluxo de referência do número de sacolas plásticas utilizadas em um ano de compras. O método de avaliação usado para a comparação não foi descrito, sendo que apenas citou a utilização do *software GaBi* para a realização das avaliações.

Fernández-Braña *et al.* (2019) trataram da ACV na coleta de resíduos sólidos urbanos (RSU). O estudo buscou avaliar o impacto do uso dos plásticos e propôs ainda a avaliação de cenários tendo a utilização de sacolas produzidas de material reciclado e de base biológica em um bairro selecionado da cidade portuguesa de Aveiro. A fronteira foi definida como sendo do portão ao túmulo. O método de avaliação utilizado foi o *ReCiPe* e o *software o SimaPro*, considerando as sacolas

plásticas para armazenamento e transporte de resíduos, caixas de recolhimento utilizadas para guardar o lixo em casa, contêineres de rua, e finalmente, o recolhimento e transporte do lixo por caminhão de coleta dos resíduos sólidos urbanos. O fluxo de referência foi o total de lixo anual coletado. Os resultados da ACV destacaram o papel das sacolas plásticas no manuseio dos resíduos doméstico como o elemento com maior contribuição para os impactos ambientais, superando até mesmo a contribuição do outro fator de influência relevante, que foi o consumo de combustível pelos veículos de coleta. Este estudo apontou que o uso de materiais alternativos para sacolas, como polímeros biodegradáveis, não são uma opção ambientalmente positiva quando comparada a reciclagem de sacolas convencionais de polietileno.

Choi *et al.* (2018) avaliaram a pegada de carbono de filmes de embalagem feitas das blendas de PEBD, PLA e PLA/PBT. Neste estudo foram utilizados três cenários de resíduos diferentes com base no banco de dados da Coreia do Sul, em uma análise do berço ao túmulo. A unidade funcional foi definida como 400.000 peças de um filme de 300 × 250 mm com espessura de 0,06 mm para fabricação de sacolas. Os tratamentos de resíduos considerados foram incineração, aterro e reciclagem. Os autores destacaram que a categoria de impacto ambiental de maior relevância foi a de potencial de aquecimento global quando ocorre a incineração do material, no método *CML*.

Morales-Méndez e Silva-Rodríguez (2018) avaliaram os impactos ambientais associados à fabricação de sacolas plásticas e as consequências destas nos ecossistemas. O estudo apontou que o indicador ligado a destruição e exaustão da camada de ozônio está relacionado ao uso de sacolas plásticas produzidas a partir de PEAD, PEBD e PELBD. A fronteira do sistema foi definida do portão ao portão, o fluxo de referência foi o processo de fabricação de sacolas plásticas, e o método de AICV foi o *EDIP 2007*, utilizando o software *SimaPro*. A extrusão para produção do filme plástico é o processo de maior impacto ligado ao indicador de esgotamento da camada de ozônio. A impressão é o segundo processo que tem impacto ambiental significativo na camada de ozônio, pois são utilizados produtos químicos como álcool, acetato e tintas. Além disso, os motores trabalham com a menor eficiência de todo o processo, resultando em maior consumo de energia.

Hottle *et al.* (2017) apresentaram uma ACV de biopolímeros e plásticos tradicionais, com base em dados coletados e inventários existentes. O artigo analisou

métodos comumente disponíveis de descarte de plásticos tradicionais a base de fósseis e a compostagem de ácido polilático e amido termoplástico. Foram analisados os polímeros PLA, TPS, PEAD, PEBD, PET, PP e PS, comparando seus impactos da produção e cenários de reciclagem, compostagem e aterro. As fronteiras do sistema foram do berço ao portão para os polímeros de base fóssil e PLA, com fluxo de referência de 1kg de grânulos, e para o TPS utilizou-se 1 kg de amido processado. O método de AICV utilizado foi o *TRACI v2.1*, considerando as categorias de impacto de aquecimento global, eutrofização, ecotoxicidade, acidificação, destruição da camada de ozônio, formação de *smog*, cancerígenos, não cancerígenos, efeitos respiratórios e esgotamento de combustível fóssil. O estudo concluiu que os impactos da produção de plásticos de bioetileno, ou seja, Bio-PET, Bio-PEAD e Bio-PELD, fabricados com cana-de-açúcar cultivadas no Brasil, são maiores em todas as categorias de impacto, exceto aquecimento global e esgotamento de combustíveis fósseis em relação aos plásticos tradicionais.

Ahuja e Sharma (2017) compararam os impactos ambientais de sacolas plásticas produzidas com PEAD e PEBD. A fronteira do sistema foi definida do berço ao túmulo, e o fluxo de referência foi a produção de 500 sacolas plásticas de cada tipo. O estudo concluiu que o impacto ambiental causado pelo PEBD pode ser 14 vezes maior do que o produzido PEAD.

Broeren *et al.* (2017) estudaram os impactos ambientais na produção de plásticos que utilizam a mistura de amido e poliéster produzidos a partir de matéria-prima virgem ou recuperada de processos industriais, comparando seus impactos aos plásticos convencionais. A fronteira do sistema foi definida do berço ao portão com fluxo de referência de 1 kg de grânulos de plástico de amido. O método de avaliação utilizado foi o *IPCC* utilizando o *software SimaPro*. O estudo conclui que os plásticos de amido permitem reduções nas emissões de gases de efeito estufa (GEE) e no uso de energia não renovável, porém exigem mais do uso da terra agrícola em comparação com os plásticos petroquímicos comuns. Já entre os plásticos que utilizam amido, os produzidos com o amido recuperado tem um menor impacto do que os produzidos com o amido virgem.

De Léis *et al.* (2017) avaliaram o impacto ambiental da produção de filme plástico produzido a partir de amido de mandioca. A fronteira do sistema foi definida do berço ao portão, e o fluxo de referência foi a fabricação de 1kg de filme plástico. O método de AICV utilizado foi o *Cumulative Energy Demand (CED)* e composto por

cinco etapas: (i) caracterização dos perfis energéticos e de impacto ambiental associados à produção de biofilme; (ii) identificação das etapas da cadeia produtiva que mais influenciam o desempenho; (iii) proposição de ações para melhoria de desempenho; (iv) especificação e modelagem de tais ações; e (v) verificação de sua eficácia energética e ambiental, utilizando o *software SimaPro*. Os resultados mostraram que os principais impactos energéticos e ambientais estão relacionados ao cultivo da mandioca, o consumo de energia elétrica durante a fabricação do filme e a produção dos aditivos utilizados na produção do filme.

Yi *et al.* (2017) utilizaram a ACV para avaliar pacotes de entrega na China. O estudo adotou o método *CML-IA* para analisar os impactos ambientais, que incluem potencial de aquecimento global, potencial de acidificação, potencial de eutrofização e oxidação fotoquímica. Para os autores, a maior parte do potencial de aquecimento global vem do processo de transporte. As demais contribuições vêm de incineração e processo de produção de papelão ondulado. No ciclo de vida da caixa, a incineração contribui em grande parte para a oxidação fotoquímica. Quanto as embalagens plásticas, o processo de produção e estágio de transporte fazem a maior parte da oxidação fotoquímica. A fase de produção das embalagens de entrega é a que mais contribui para a eutrofização. O aquecimento global é o impacto ambiental mais proeminente dentre as categorias de impacto analisadas.

Biona *et al.* (2015) analisaram os impactos ambientais da produção de sacolas plásticas e sacos de papel nas Filipinas. O fluxo de referência foi de 1 kg de material, a fronteira do sistema foi do berço ao túmulo, e o método de avaliação foi o *EDIP 97*. O estudo concluiu que os impactos das sacolas plásticas são menores do que dos sacos de papel, nos indicadores de aquecimento global, acidificação, toxicidade humana e oxidação fotoquímica.

Saibuatrong *et al.* (2017) avaliaram o impacto ambiental de sacos plásticos para transporte de resíduos fabricados com PE, *bio-PE* e PBAT/amido. Um cenário proposto utilizou a fronteira do sistema do berço ao portão e o outro cenário do berço ao túmulo. O fluxo de referência utilizado para ambos os cenários foi de 1 saco de lixo, e o método de AICV utilizado foi o *Eco-indicator 99*, implementado através do *software SimaPro*. O estudo concluiu que a melhor maneira para se reduzir os impactos ambientais desses materiais, é a compostagem para o PBAT/amido, em relação ao *bio-PE* a incineração com recuperação de energia.

Por fim, Tsiropoulos *et al.* (2015) compararam os impactos ambientais do polietileno de alta densidade de base biológica (*bio-PE*) e tereftalato de polietileno parcialmente biológico de etanol de cana-de-açúcar (*bio-PET*) no mercado brasileiro e indiano com a produção de seus equivalentes petroquímicos na Europa. A fronteira do sistema foi definida do berço ao portão, o fluxo de referência foi de 1 kg de material, e o método de avaliação foi o *IPCC2007* utilizando o *software SimaPro*. O estudo concluiu que a emissão de gases do efeito estufa é reduzida para os plásticos de materiais biológicos. Na saúde humana e na qualidade do ecossistema, o impacto dos polímeros de base biológica apresentou dados de até 2 ordens de magnitude maior, quando comparados aos de base petroquímica, principalmente devido ao uso de agrotóxicos, práticas de queimadas na pré-colheita no Brasil e ocupação do solo.

2.5 SACOLAS PLÁSTICAS

O plástico teve seu uso difundido após a II Guerra Mundial, com a expansão do varejo, quando loja de variedades e supermercados começaram a se instalar nos grandes centros, com distribuição gratuita para o acondicionamento das mercadorias e alimentos, vendidos em maior escala (ABIPLAST 2016).

Desde sua inserção no comércio, os plásticos e principalmente as sacolas plásticas se mostraram um utensílio capaz de atender às necessidades de uso dos consumidores. Para Ahamed *et al.*, (2021), além do baixo custo, a praticidade do uso das sacolas plásticas, tornaram seu uso distinto, podendo ter ainda um uso secundário, no acondicionamento e transporte dos resíduos sólidos domésticos.

Abandonados em aterros, esses sacos plásticos impedem a passagem da água retardando a decomposição dos materiais biodegradáveis e dificultando a compactação dos detritos (ABIPLAST, 2020).

Por serem de origem fóssil, em sua maioria, esses materiais não são biodegradáveis, podendo permanecer por centenas de anos na natureza após o seu descarte, causando muitos danos ao meio ambiente, além de serem apontados como responsáveis por inundações, decorrentes do entupimento de sistemas de esgoto (MACINTOSH *et al.*, 2020).

Quando descartadas na natureza, as sacolas plásticas são carregadas pelo vento e pelas águas por longas distâncias e podem se concentrar também nos oceanos, onde poluem as águas e causam prejuízos à vida marinha. Nos oceanos, as

principais vítimas são as baleias, os golfinhos, as focas, as tartarugas e as aves marinhas, que morrem ao ficarem presas nesses materiais ou mesmo por ingeri-los ao confundi-los com comida (BISHOP, 2021). Estima-se que mais de cem mil mamíferos e pássaros morram por ano, no mundo, devido à ingestão de embalagens plásticas (SILVA, 2013).

Esses danos ambientais são intensificados quando se considera a sua durabilidade (BISHOP, 2021), pois este é um material que mesmo existindo a pouco mais de um século, ainda não se tem com precisão dados de sua decomposição, estimada em mais de um século. As mesmas vantagens atribuídas ao uso do plástico comum, como a durabilidade, resistência à umidade e aos produtos químicos, são aquelas que lhe contrapõem a aspectos negativos, impedindo sua decomposição (BISHOP, 2021).

Os polímeros derivados de petróleo, podem variar de acordo com as especificações dos fabricantes e sua finalidade, de uso único ou para múltiplos usos, em quantidade de polímero utilizada (ALAM et al. 2018). Entre os polímeros que podem ser utilizados na produção de sacola tem-se: Polietileno de baixa densidade (PEBD); Polietileno de alta densidade (PEAD); Polietileno linear de baixa densidade (PELBD); Polietileno de ultra alto peso molecular (PEUAPM); Polietileno de ultrabaixa densidade (PEUBD); Polipropileno (PP); Cloreto de Polivinila (PVC) (ALAM et al. 2018; KIMMEL, 2014).

Em refinarias, o petróleo é purificado até sua conversão em etileno, que posteriormente é polimerizado e solidificado até criar o polietileno. O polietileno é então cortado em pequenos grãos para serem utilizados na indústria, onde são utilizados na fabricação de sacolas, cabos, fios, utensílios domésticos, entre outros (ABC-PACK, 2006).

No caso das sacolas de supermercado, a principal matéria prima é o plástico filme, produzido a partir de uma resina chamada polietileno de alta densidade (PEAD) ou polietileno de baixa densidade (PEBD) (ABIPLAST, 2016).

Nesses grupos existem muitas variações que dão o resultado esperado nas sacolas plásticas como, maior ou menor brilho, resistência, tato, e facilidade de abertura, por exemplo. Quando a resina de polietileno chega às instalações industriais, seguem-se uma série de passos para a sua conversão, entre estes destacam-se a extrusão, a impressão e o corte (ABIPLAST, 2016).

FIGURA 7 – PROCESSO DE FABRICAÇÃO DE SACOLAS.



FONTE: Elaborada pelo autor (2022)

A extrusão é o primeiro passo na cadeia de transformação da resina de polietileno em filme plástico. Nessa fase, se misturam ao material os aditivos para atender às especificações de produto, como: alta ou baixa densidade ou ainda polietileno linear, deslizante ou antideslizante, pigmentação de cor, superfície porosa ou lisa, entre outras. Essa mistura é fundida e recolhida em forma de bobina, o que constitui um rolo de película tubular (ABIPLAST, 2016).

Posteriormente, os rolos chegam ao corte. Nesta fase é programada a cortadora, com os parâmetros necessários para dar-lhe a forma desejada, ajustando-se as suas medidas dimensionais e então passam então pelo processo de impressão, quando necessário. (ABIPLAST, 2016). O processo completo pode ser visualizado na FIGURA 7.

Em uma tentativa de atender aos desafios de proteção ao meio ambiente, o uso dos plásticos de origem fóssil vem sendo substituído por polímeros naturais, de origem renovável e, que após seu ciclo de vida, tornam-se fonte de nutrientes para o meio (FINZI-QUINTÃO, NOVACK e BERNARDES-SILVA, 2016).

Plásticos biodegradáveis podem ser alternativas sustentáveis de longo prazo para embalagem de plástico não biodegradável convencional. Os plásticos biodegradáveis podem potencialmente ajudar no problema do descarte e promover o desenvolvimento sustentável de longo prazo (SIRACUSA *et al.*, 2008).

Conseqüentemente, polímeros biodegradáveis, também chamados de biopolímeros ou bioplásticos, têm ganhado grande atenção em aplicações de embalagem com base na vida útil. Biopolímeros podem substituir o plástico de origem fóssil em embalagens, especialmente para o uso único e de curta duração do plástico (FINZI-QUINTÃO *et al.*, 2016).

O interesse da pesquisa acadêmica e industrial em bioplásticos aumentou significativamente nas últimas duas décadas e deve continuar crescendo gradualmente nos próximos anos (BISHOP, 2021).

Hoje encontram-se no mercado diversos polímeros biodegradáveis, que podem ser produzidos a partir de diferentes materiais, conforme QUADRO 9.

QUADRO 9 – POLÍMEROS BIODEGRADÁVEIS.

Material	Referência
Polihidroxialcanoato (PHA)	(KHOO; TAN; CHNG, 2010)
Bagaço da cana-de-açúcar	(LOH <i>et al.</i> , 2013)
Ecoflex® (poliéster PBAT (poli(butileno adipato co tereftalato)) misturado com amido de mandioca	(OLIVATO <i>et al.</i> , 2013)
Eco-flex® (Resina de poli (carbonato de propileno)	(BAHRAMIAN; FATHI; DEHGhani, 2016)
Mater-Bi obtido a partir de óleos vegetais e amido de milho	(BALESTRI <i>et al.</i> , 2017)
Biodegradável Mater-Bi™ (copolímeros de amido e álcool vinílico)	(FERNÁNDEZ-BRAÑA, EIJO-COSTA, e DIAS-FERREIRA, (2019); MENICAGLI, BALESTRI e LARDICCI, (2019)
Fibra de Babaçu	(FURTADO <i>et al.</i> , 2020)
Pó de álcool poli vinílico	(ONG <i>et al.</i> , 2020)
Bioplásticos de milho, batata e trigo	(RAZZA <i>et al.</i> , 2020)

FONTE: Elaborado pelo autor (2022)

Materiais que tem como matérias-primas as bases biodegradáveis, estão recebendo atenção distinta pela possibilidade de apresentar uma pegada de carbono reduzida em comparação com plásticos convencionais (ABIPLAST, 2016).

Os plásticos biodegradáveis podem replicar o ciclo de vida da biomassa que inclui a preservação de recursos fósseis, água e produção de CO₂ (LCI, 2020),

A produção das embalagens biodegradáveis se alinha a alguns princípios da economia circular e ainda dá ênfase à sustentabilidade, pela qualidade do material biológico e ciclos de produção (LCI, 2020). Vale ressaltar que embalagens produzidas

a partir de biomassa não deixam o sistema biológico, uma vez que retornam ao ambiente pós- uso (AHAMED, 2021). Neste sentido, os principais atributos ambientais dos biopolímeros são a sua biodegradabilidade e compostabilidade (AHAMED, 2021).

Existem várias abordagens na classificação de polímeros biodegradáveis, como sua composição química, método de síntese e de acordo com sua importância econômica ou áreas de aplicação (LCI, 2020).

Para Fabra *et al.*, (2011), os biopolímeros podem ser divididos em três grupos principais, com base em seu processo de produção:

- a) Simplesmente extraído direto de materiais naturais como polissacarídeos (por exemplo, celulose, amido, quitina), ligninas, proteínas e lipídios;
- b) Feitos através da síntese química de fontes renováveis, tal como o ácido polilático (PLA);
- c) Materializado por microrganismos ou geneticamente transformado por bactérias que incluem polihidroxialcanoatos (PHA), polihidroxibutirato (PHB) e copolímeros de hidroxibutirato e hidroxivalerato (PHBV).

Segundo a Embrapa (2016), os plásticos biodegradáveis são aqueles que se decompõem em cerca de 18 semanas, e são classificados de acordo com o seu processo de decomposição, conforme QUADRO 10.

QUADRO 10 – CLASSIFICAÇÃO DOS PLÁSTICOS BIODEGRADÁVEIS.

Classificação	Característica
Compostável	Aqueles que se deterioram facilmente em processos de compostagem.
Hidrossolúvel	Aqueles que iniciam seu processo de decomposição através do contato com a água.
Oxi-biodegradável	Aqueles que recebem aditivos para que se despedacem em contato com raios ultravioleta e oxigênio.

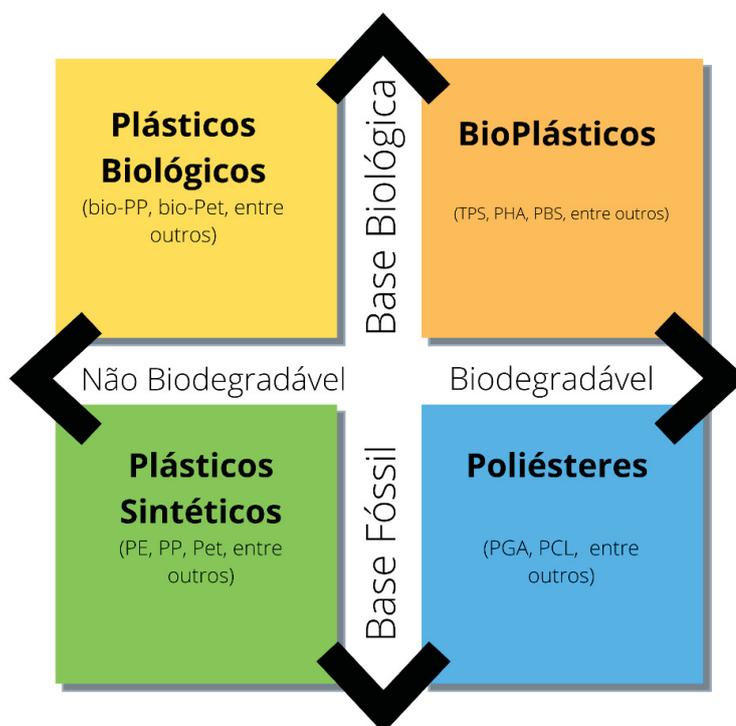
Fonte: EMBRAPA (2016)

Por fim, alguns biopolímeros podem apresentar baixa resistência e/ou alta permeabilidade, diferentemente de polímeros de base fóssil, fazendo com que eles não satisfaçam a requisitos de aplicação do material para fins específicos, como o uso como sacolas plásticas.

Neste sentido, a imiscibilidade e a baixa compatibilidade destes biopolímeros podem ser melhoradas por meio de estratégias de compatibilização (BÁTOLI *et al.*, 2018). Assim, é realizada uma mistura entre os polímeros biodegradáveis com os polímeros tradicionais, de origem fóssil, resultando numa diminuição do tempo de vida das sacolas plásticas, quando comparado ao tempo de vida de polímeros de base fóssil (BÁTOLI *et al.*, 2018).

Como complementação, a FIGURA 9 apresenta as variações de composições dos polímeros utilizados em sacolas plásticas.

FIGURA 8 – MATERIAIS UTILIZADOS NA PRODUÇÃO DE SACOLAS.



FONTE: Adaptado de Bátoli et al. (2018)

Além disso, para um melhor entendimento sobre alguns dos materiais citados neste estudo, o QUADRO 11 descreve alguns dos termos utilizados neste trabalho.

QUADRO 11 – TERMOS E DEFINIÇÕES.

(continua)

Termo	Definição
Plástico de base biológica	Categoria de plástico derivado de biomassa, como resíduos orgânicos ou culturas cultivadas especificamente para esse fim, que podem ou não ser biodegradáveis.
Bioplástico/ Biopolímero	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, CO ₂ (dióxido de carbono) / CH ₄ (metano), energia e nova biomassa por microrganismos (bactérias e fungos).
Oxi-degradável	Contém pró-oxidantes que induzem a degradação em condições favoráveis. Quando se decompõem podem gerar fragmentos de microplástico (não biodegradável).

Termo	Definição
Polihidroxicanoato	É uma categoria de polímero termoplástico biodegradável, produzido através da fermentação de açúcar ou óleos vegetais.
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.
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 biopolietileno é produzido inteiramente a partir de matéria-prima de biomassa.

FONTE: Adaptado de *United Nations Environment Programme* (2020)

3 MATERIAL E MÉTODOS

Este Capítulo apresenta a proposta metodológica da pesquisa, organizada nas seguintes etapas: Caracterização da pesquisa e Etapas metodológicas.

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA PESQUISA

Os princípios fundamentais de pesquisa podem ser observados na FIGURA 9.

FIGURA 9 – CLASSIFICAÇÃO DA PESQUISA

<i>Natureza da Pesquisa</i>	<i>APlicada</i>
<i>Forma de Abordagem</i>	<i>Qualitativa/ Quantitativa</i>
<i>Processo de Raciocínio</i>	<i>Indutivo</i>
<i>Tipo de Investigação</i>	<i>Exploratória</i>
<i>Método de Pesquisa</i>	<i>Estudo de Caso</i>

FONTE: Autor (2022)

- Quanto à natureza de pesquisa: este estudo é classificado como de natureza aplicada, dado que uma pesquisa aplicada tem o objetivo de gerar/produzir conhecimentos práticos que resolvam problemas reais específicos (GIL, 2017);
- Quanto à forma de abordagem: este estudo é classificado como de forma de abordagem Qualitativa e Quantitativa. A pesquisa qualitativa, interpreta e analisa fenômenos, requer uma avaliação direta entre o pesquisador e o objeto de estudo. Ou seja, ocorre segundo a visão do pesquisador e

fundamenta-se na visão subjetiva dos autores que compõem a revisão bibliográfica (MIGUEL *et al.*, 2012). Já a pesquisa quantitativa, corresponde a quantificação dedados. Tais dados observados são traduzidos em números para que possam ser analisados e classificados.

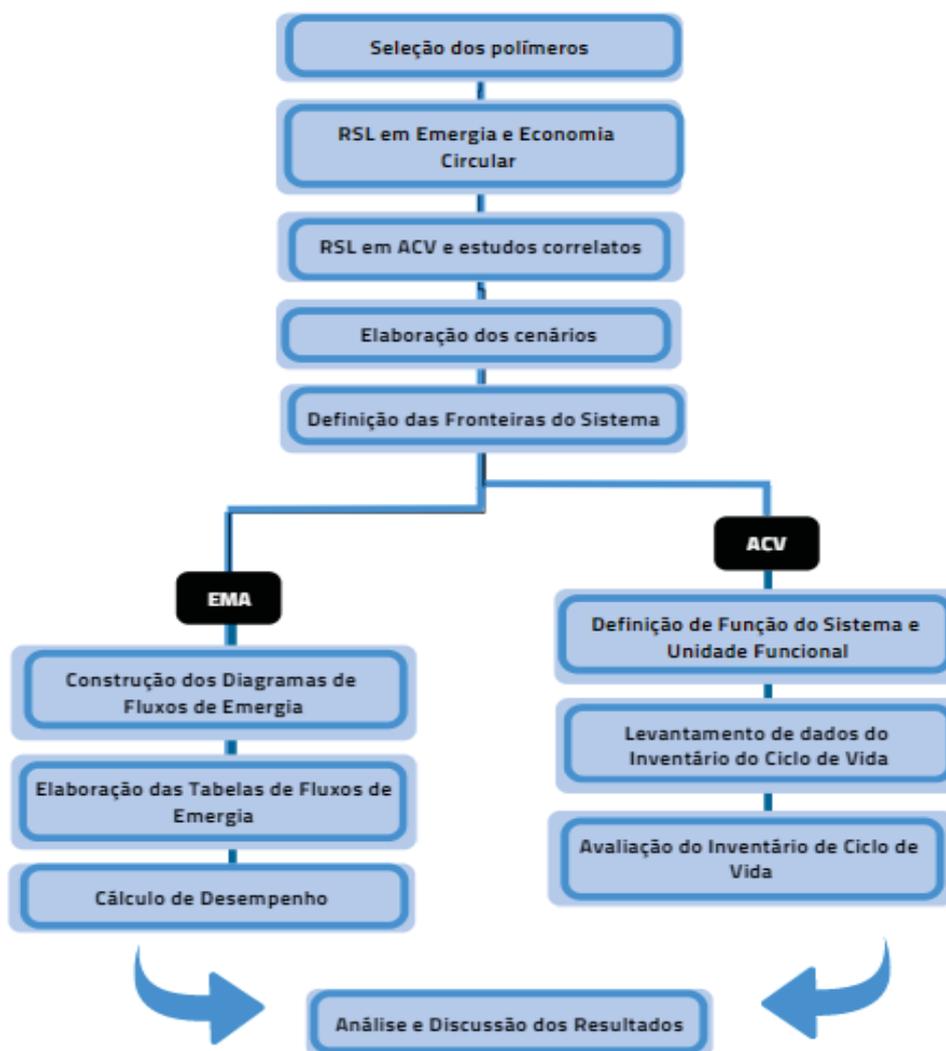
- Quanto ao processo de raciocínio: este estudo é classificado como indutivo, dado que o método indutivo parte do objetivo geral para o específico e, portanto, busca descrever a natureza do objeto de estudo após uma série de observações (CAUCHICK-MIGUEL *et al.*, 2018);
- Quanto ao tipo de investigação: este estudo é classificado como Exploratório, caracterizado por realizar um levantamento bibliográfico, avaliar exemplos que estimulem a compreensão do assunto estudado e proporcionar familiaridade com o tema (GIL, 2016);
- Quanto ao método de pesquisa: este estudo é classificado como Estudo de caso, o qual busca avaliar um fenômeno de forma ampla e complexa (CAUCHICK-MIGUEL *et al.*, 2018). Neste caso, esta pesquisa busca realizar um estudo aprofundado através da contabilidade em energia e dos indicadores de ciclo de vida na perspectiva da EC, para sacolas plásticas, fabricadas a partir de matéria-prima fóssil e/ou renovável utilizadas como também para acondicionar resíduos domésticos.

3.2 ETAPAS METODOLÓGICAS

Com o objetivo de consolidar este estudo, foi elaborada uma divisão das etapas da pesquisa demonstradas na FIGURA 10. A seção 3.2.1 traz informações referente a seleção dos polímeros e a elaboração dos cenários, a subseção 3.2.2 Contabilidade em Energia que trata da Contabilidade em Energia e a subseção 3.2.3 Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) que reúne as informações referentes à Avaliação de Ciclo de Vida.

Vale ressaltar apenas que as duas etapas referentes as Revisões já foram descritas na subseção 2.4 - REVISÃO SISTEMÁTICA DA LITERATURA.

FIGURA 10 – ETAPAS DA PESQUISA



FONTE: Elaborada pelo autor (2022)

3.2.1 Seleção dos polímeros e dos cenários para o estudo

O objetivo deste trabalho envolveu avaliar comparativamente o desempenho ambiental de sacolas plásticas produzidas a partir de três polímeros, um de origem renovável e dois de origem não renovável, utilizados como matéria-prima base no processo produtivo.

Neste sentido, após a análise dos artigos selecionados através da Revisão Sistemática da Literatura (FIGURA 6), ficou evidenciado que os polímeros mais utilizados de base fóssil/não renovável para a produção de sacolas plásticas são o polietileno de alta densidade (PEAD) e o polietileno de baixa densidade (PEBD).

Essa opção se dá pelo fato que o material apresenta as propriedades físicas de maleabilidade e impermeabilidade, além de seu baixo custo de aquisição/produção, tornando-os melhores em custo-benefício (ABRIPLAST, 2019).

Por estes motivos foram escolhidos para serem os polímeros da matriz não renovável utilizados neste estudo. Já o terceiro polímero 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). 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). Além disso, ele se diferencia das Blendas existentes no mercado, que não fazem parte do foco deste estudo.

Definido os três materiais, iniciou-se o processo de elaboração dos cenários para este estudo, com a finalidade de estruturar situações em que ocorrem ações similares de um sistema baseado na Economia Linear, ou seja, a fabricação, o uso e o descarte do produto para fins convencionais, como o aterro sanitário, e situações em que ocorrem ações alinhadas a ideia de Economia Circular, como o reuso e/ou a reciclagem do produto. Assim, foram traçados oito cenários para análise neste trabalho, conforme QUADRO 12 e FIGURA 11 (modelo linear), FIGURA 12 (modelo circular com reuso) e FIGURA 13 (modelo circular com reciclagem).

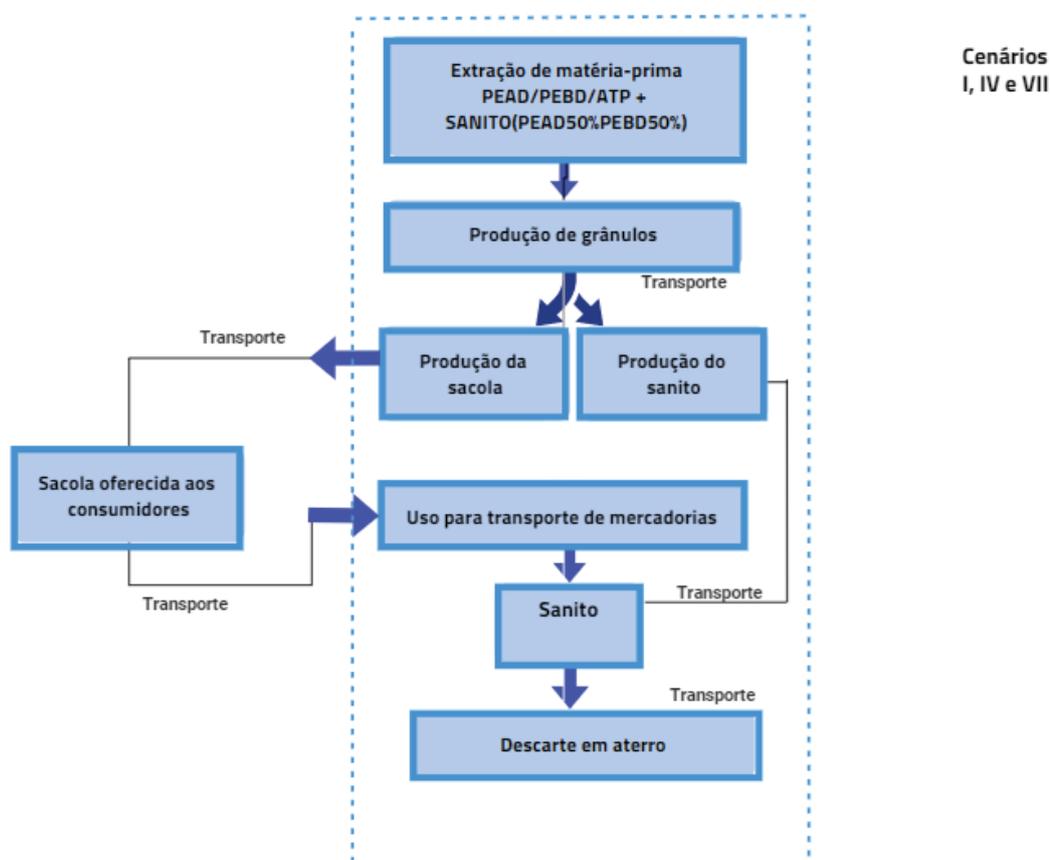
QUADRO 12 – RELAÇÃO MATERIAIS/CENÁRIOS.

MATERIAL	CENÁRIOS AVALIADOS
PEAD	I. Descarte direto em aterro sanitário
	II. Descarte no transporte de resíduos sólidos domiciliares
	III. Reciclagem
PEBD	IV. Descarte direto em aterro sanitário
	V. Descarte no transporte de resíduos sólidos domiciliares
	VI. Reciclagem
ATP	VII. Descarte direto em aterro sanitário
	VIII. Descarte no transporte de resíduos sólidos domiciliares

FONTE: Elaborado pelo autor (2022)

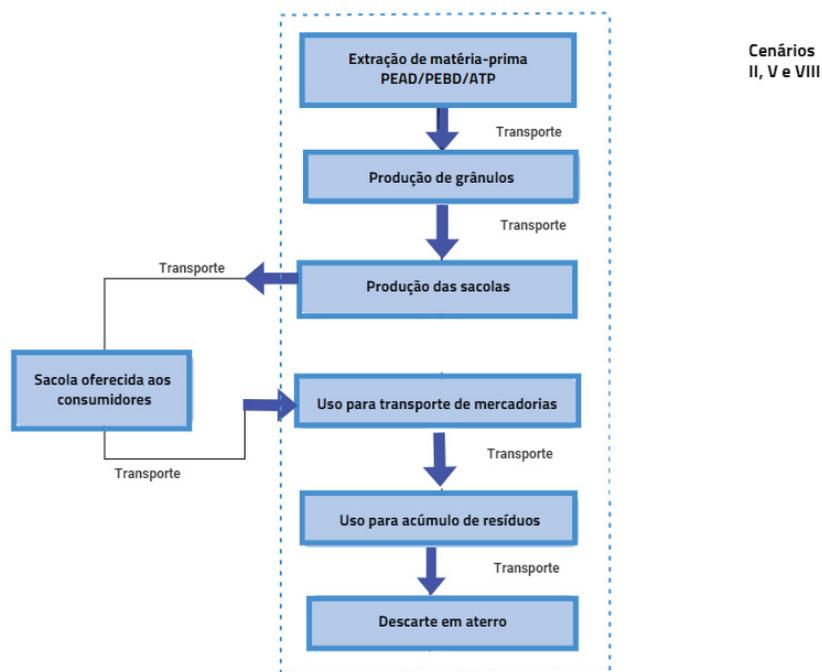
Cabe ressaltar que, nos cenários em que não ocorreu o reuso da sacola de plástico (PEAD, PEBD ou ATP) para o acondicionamento de resíduos, houve a necessidade da entrada de um novo tipo de sacola, chamado neste trabalho de Sanito. O sanito corresponde a um saco de lixo preto, ou seja, fabricado especificamente para o acondicionamento de resíduos, com capacidade de 100 L.

FIGURA 11 – MODELO LINEAR/USO DA SACOLA PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS E POSTERIOR DESCARTE EM ATERRO SANITÁRIO.



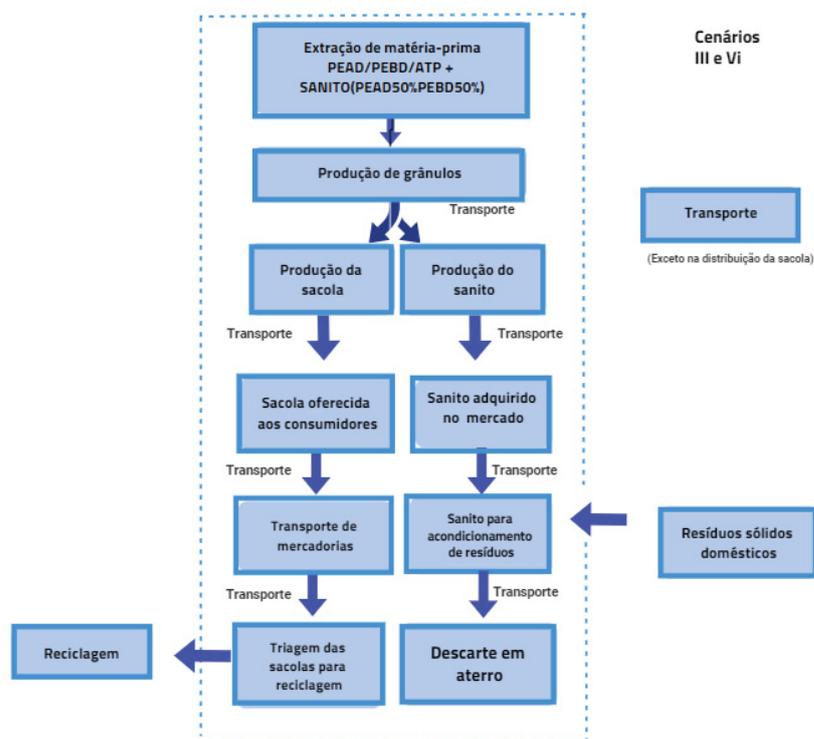
FONTE: Elaborado pelo autor (2022)

FIGURA 12 – MODELO CIRCULAR/USO PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS E REUSO PARA ACONDICIONAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES.



FONTE: Elaborada pelo autor (2022)

FIGURA 13 – MODELO CIRCULAR/USO DA SACOLA PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS E POSTERIOR RECICLAGEM



FONTE: Elaborado pelo autor (2022)

Em relação aos cenários, aqueles relacionados a sacolas produzidas a partir de PEAD e PEBD formam três cenários cada. No caso da sacola fabricada de ATP, foram considerados dois cenários. Isto porque a sacola de ATP tem o potencial de ser compostável e entendeu-se que não seria adequado criar um cenário que envolvesse a reciclagem desta.

Na sequência, para se avaliar o desempenho ambiental de cada cenário, utilizou-se a metodologia de Contabilidade Emergética, que se mostrou uma ferramenta robusta, capaz de avaliar sistemas focando em seus consumos (abordagem *upstream*), juntamente com a utilização de indicadores de ciclo de vida, visando complementar a avaliação, dado que estes indicadores possibilitam avaliar sistemas focando nas emissões (abordagem *downstream*).

A partir do estabelecimento dos cenários para o sistema de produção, consumo e descarte em estudo (sacolas plásticas), foi possível obter informações e dados a serem considerados para aplicação da contabilidade em energia e a avaliação do ciclo de vida. Estes dados são detalhados no item 0, referente ao Inventário de dados da ACV.

3.2.2 Contabilidade em Energia

A EMA é uma metodologia de contabilidade ambiental desenvolvida por Odum (1996), que tem como base os fluxos de energia que permeiam sistemas. É empregada na avaliação dos serviços ambientais necessários para se obter um produto ou serviço.

Almeida *et al.* (2017) estruturam quatro etapas-base para a utilização da EMA como metodologia de apoio à tomada de decisão: 1) definição da fronteira do sistema e levantamento de dados; 2) construção do diagrama de fluxos de energia; 3) tabela emergética; e 4) cálculo dos índices energéticos.

3.2.2.1. Definição da fronteira do sistema

A fase inicial da EMA se assemelha às duas primeiras etapas da ACV: Definição de Escopo e Objetivo, e elaboração do ICV. Nesta fase, as fronteiras do sistema estudado são estabelecidas, e seus pressupostos levantados.

Com o propósito de estabelecer relações que possibilitem comparações entre os resultados obtidos na ACV e EMA, foi definida a mesma fronteira do sistema, os mesmos cenários e os mesmos pressupostos para ambas Emergia e ACV. Os dados em relação à sistema e fronteiras e os pressupostos são apresentados na subseção 3.2.3.1 Definição de objetivo da ACV. Já os dados sobre os cenários são apresentados na subseção 3.2.1 Seleção dos polímeros e dos cenários para o estudo.

A unidade funcional aplicada aos cenários foi o transporte de 1056 kg/família/ano, referente a massa a ser transportada por uma família através de suas compras, e a massa de resíduos sólidos domésticos a serem acondicionados para destinação final. Conseqüentemente, o fluxo de referência definido foi de 264 sacolas/família/ano, correspondente ao número de sacolas necessário para transportar a massa total de mercadorias/resíduos.

Vale ressaltar que, a fim de manter maior grau de semelhança entre os processos de cálculo da EMA e da ACV, utilizou-se a mesma Unidade Funcional (UF) e Fluxo de referência para ambas as ferramentas.

A sequência seguiu com a construção dos diagramas de fluxo de energia.

3.2.2.2 Construção de diagramas de Emergia

Esta fase compreendeu a elaboração dos fluxos de energia, considerando as entradas e saídas significativas em cada um dos cenários. Neste sentido, foi considerado um corte de 5% em relação aos fluxos de energia, contabilizando apenas os fluxos mais relevantes para os cenários em estudo.

Para a elaboração dos fluxos de energia propostos foi utilizada a simbologia descrita no item 2.2 deste trabalho.

3.2.2.3 Construção das tabelas de Emergia

A tabela de Emergia é o instrumento de cálculo da EMA. Neste estudo foram elaboradas uma tabela para cada cenário proposto. As tabelas apresentam o memorial de cálculo em emergia referente ao sistema analisado. Tendo como base os dados levantados previamente no inventário de dados e diagramas de Emergia, foi possível realizar a construção das tabelas de emergia.

Os dados de inventário seguem o Item 0. Estes dados acompanham sua quantidade levantada, considerando a unidade de medida específica de cada fluxo.

Além disso, foram levantados os dados de UEVs para cada fluxo (material ou energia) através da busca em artigos de aplicação da Contabilidade em energia. As referências de cada UEV são identificadas em cada Tabela de energia.

Para o cálculo da Energia de cada fluxo (material ou energia), os valores referentes a cada componente do sistema de produto foram multiplicados pela sua respectiva UEV, conforme Equação 1.

Para a obtenção da Energia total de cada cenário, foi utilizada a Equação (2), conforme segue:

$$Y_n = \sum_{i=1}^m F_i \cdot UEV_i \quad (2)$$

Onde,

Y_n : Energia solar total do sistema de produto referente ao cenário n ;

F_i : Fluxo de matéria ou energia i , considerando um total de m fluxos;

UEV_i : Valor unitário de energia do fluxo de matéria ou energia i .

A qualidade dos resultados de um estudo da EMA tem correspondência direta com a confiabilidade das UEV utilizadas (BJÖRKLUND *et al.*, 2001). Assim, esta pesquisa buscou selecionar as UEVs encontradas em artigos recentes e, quando não houve dados de UEV recentemente publicados, buscou-se a utilização de valores empregados em artigos de base, como por exemplo, os valores presentes nos estudos de Odum (1996), Ulgiati (2006), ou Brown e Ulgiati (2010).

A confiabilidade dos resultados da EMA tem valores atualizados para a *Geobisphere Emery Baseline* (GEB), sendo esta a linha de base para a obtenção das UEVs. Ou seja, uma base para o cálculo atualizado da energia do sistema. Esta pesquisa adota o GEB mais recente, calculado por Brown e Ulgiati (2016), correspondente ao valor de $12,00E+24$ seJ/ano.

A avaliação de sistemas que envolvem a reciclagem pela EMA ainda é uma discussão recente e não existe consenso sobre como avaliar tais sistemas (CORCELLI *et al.*, 2017). Neste sentido, a abordagem tratada nesta pesquisa propõe a reciclagem do produto, mas não calcula o seu retorno ao sistema.

3.2.2.4 Cálculo de desempenho ambiental para os cenários

Para a mensuração do desempenho ambiental de cada um dos cenários, foram considerados 2 indicadores da Contabilidade em emergia, sendo eles: (a) Emergia total do sistema; (b) Índice de renovabilidade do sistema. O cálculo da Emergia total do sistema segue Equação 2. Já para o cálculo do índice de renovabilidade, utilizou-se a Equação 3.

$$R\% = \frac{R}{Y} = \frac{(M_r + S_r)}{(M_r + M_{nr} + S_r + S_{nr})} \quad (3)$$

Onde,

R%: Percentual de renovabilidade do sistema em análise;

R: Fluxo de matéria ou energia renováveis;

Y: Emergia total do sistema em análise

M_r: Massa dos recursos renováveis do sistema em análise;

M_{nr}: Massa dos recursos não renováveis do sistema em análise;

S_r: Serviços renováveis do sistema em análise;

S_{nr}: Serviços não renováveis do sistema em análise.

Após a realização dos cálculos dos indicadores de Emergia total do sistema para cada cenário em análise, e também do índice de renovabilidade de cada cenário, foi possível analisar o desempenho ambiental deles considerando o contexto da Síntese em emergia.

3.2.3 Avaliação de Ciclo de Vida (ACV)

A metodologia de ACV foi conduzida conforme a estrutura, princípios, requisitos e diretrizes presentes nas normas ISO 14040 e ISO 14044 (ABNT, 2009a; ABNT, 2009b). Assim, o detalhamento das fases de: 1) Definição do objetivo da ACV, 2) Definição do escopo da ACV, 3) Inventário do ciclo de vida (ICV) e 4) avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV) são apresentados nas subseções 3.2 a 3.2.3.

3.2.3.1 Definição de objetivo da ACV

O objetivo iniciou-se pela definição da aplicação pretendida do estudo, sendo: comparar o impacto ambiental de sacolas plásticas produzidas a partir de PEAD e PEBD (matriz fóssil/petroquímica) e ATP (matriz biológica), utilizadas em diferentes cenários.

A razão do estudo foi identificar, a partir do estudo de caso, os polímeros e cenários de melhor e pior desempenho ambiental, pela técnica de Avaliação de Ciclo de Vida e pela metodologia da Síntese em Emergia.

O público-alvo foi delimitado como sendo a comunidade acadêmica, indústrias relacionadas a produção de plásticos, cidadãos preocupados com as questões ambientais e governos, considerando o apoio em políticas públicas.

3.2.3.2 Definição do escopo da ACV

Conforme a perspectiva do escopo, a escolha da unidade funcional, de acordo com a função do produto selecionado para a avaliação, é um dos elementos mais importantes dessa fase (HEIJUNGS; SUH, 2011). Isso porque os resultados finais da ACV são diretamente afetados se a unidade funcional for definida de forma equivocada.

É importante que a unidade funcional esteja claramente definida e mensurável, e que comparações entre sistemas de produtos sejam feitas com base nas mesmas funções, unidades funcionais e fluxos de referência (ABNT, 2009b).

Cabe ressaltar que a função de produto considerada neste estudo envolve duas funções em conjunto. A primeira função é a de carregar mercadorias do supermercado até a residência do consumidor, e a segunda função é o uso das sacolas plásticas como acondicionantes de resíduos sólidos domiciliares.

Além disso, o fluxo de referência é o equivalente ao uso de 264 sacolas/ano, consumo este referente a uma família média brasileira composta por 4 pessoas. Com relação ao fluxo de referência, o número de sacolas foi definido com base em dados do Ministério do Meio Ambiente de 2016, ano em que foi feita a última atualização referente ao uso deste material.

Os dados relacionados ao produto, à função, unidade funcional e fluxo de referência, definidos para este estudo são representados no QUADRO 13.

QUADRO 13 - FUNÇÃO DE PRODUTO E UNIDADE FUNCIONAL.

ÍTEM	PRODUTO
Produto	<ul style="list-style-type: none"> Sacolas produzidas a partir de PEAD, PEBD e ATP
Função do Produto no Sistema em Análise	<ul style="list-style-type: none"> Transporte de mercadorias com possibilidade de posterior uso como acondicionante de resíduos domésticos domiciliares
Unidade Funcional	<ul style="list-style-type: none"> 1056 (mercadoria/resíduos) kg/família/ano
Fluxo de Referência	<ul style="list-style-type: none"> 264 sacolas/família/ano, considerando que cada sacola pode carregar em média 4 kg de compras uma única vez ou 4 kg de resíduos domésticos, quando utilizadas para acondicionamento de resíduos.

FONTE: Elaborado pelo autor (2022)

O

QUADRO 14 apresenta os itens observados na construção deste escopo.

QUADRO 14 – RESUMO DAS DEFINIÇÕES DE OBJETIVO E ESCOPO DA ACV.

Componente		Característica
O B J E T I V O	Aplicação pretendida	Comparar o impacto ambiental das sacolas plásticas, produzidas a partir de PEAD e PEAD, matriz fóssil/petroquímica, com sacolas plásticas produzidas a partir de ATP (amido de milho, copolímero e plasticizante orgânico) de matriz biológica, utilizando a técnica de ACV e a metodologia de Análise em Emergia.
	Público-alvo	Comunidade acadêmica, indústrias relacionadas a produção de plásticos, cidadãos preocupados com as questões ambientais e governos, considerando o apoio em políticas públicas.
	Razão	Identificar os polímeros e cenários de melhor e pior desempenho ambiental, pela técnica de Avaliação de Ciclo de Vida e pela metodologia da Síntese em Emergia.
E S C O P O	Função de produto	Carregar mercadorias do supermercado até a residência do consumidor, e acondicionar resíduos sólidos domiciliares até o aterro ou reciclagem
	Unidade funcional	1056 (mercadoria/resíduos) kg/família/ano, referente ao transporte de mercadorias (4 kg de compras) e posterior uso para o acondicionamento de resíduos sólidos domiciliares (4 kg de resíduos).
	Fluxo de referência	264 sacolas/família/ano
	Sistema de produto	Extração das matérias-primas, produção dos grânulos, produção das sacolas plásticas, uso das sacolas plásticas e destinação final ao aterro sanitário.
	Fronteira do sistema	Do berço ao túmulo (da extração de matéria-prima até a destinação final, considerando cada um dos destinos observados nos cenários descritos.
	Metodologia de impacto	ReCiPe 2016 <i>Midpoint</i> (H), IMPACT World+ <i>Midpoint</i> e CML-IA <i>baseline</i> .
	Software	SimaPro 9.2.0.1, da fabricante holandesa Pré-Consultants.

FONTE: Elaborado pelo autor (2022)

Em relação ao sistema de produto, este estudo considera todas as etapas do ciclo de vida das sacolas, que vão da extração da matéria-prima, produção, utilização e posterior destinação final, considerando os aspectos definidos em cada um dos cenários propostos. Ou seja, caracteriza-se como um sistema do berço ao túmulo (*cradle to grave*).

Em relação as fronteiras do sistema, a massa de produtos/mercadorias para transporte e de resíduos sólidos domiciliares foram consideradas apenas para se obter a Unidade funcional e Fluxo de referência do estudo. Ou seja, estes valores não foram considerados quando da contabilização pela ACV ou Emergia.

Além disso, o item transporte foi considerado apenas na distribuição das sacolas pós fabricação e no transporte destas sacolas pós uso (aterro ou reciclagem). Para isso, utilizou-se um único valor aproximado representando uma distância média prevista. Os transportes nas demais etapas, como entre extração de matéria-prima e fabricação dos grânulos não foram considerados, dado que não se tinha valores mínimos para a indicação deles.

3.2.3.3 Inventário de ciclo de vida

Para a elaboração do inventário de dados para a ACV e Síntese em Emergia, foram utilizados dados coletados em estudos, dados coletados *in loco* (Laboratório do PPGEAL-UFPR), e dados provenientes do *Ecoinvent*, versão 3.7.1.

A quantidade de massa de PEAD e PEBD presentes em sacolas plásticas foram obtidos da especificação técnica deste tipo de produto, considerando uma sacola com capacidade máxima de carregamento de 5 kg (sacola comumente utilizada em supermercados). A constituição química dos grânulos de PEAD e PEBD, uso de equipamentos e aditivos foram extraídos do banco de dados *Ecoinvent*.

Já os dados relacionados ao biopolímero à base de amido de mandioca (ATP), sua constituição química, quantidade de massa necessária para a fabricação das sacolas, espessura, capacidade e aditivos, foram cedidos pelo PPGEAL-UFPR (Programa de Pós-graduação em Engenharia de Alimentos da UFPR). Os dados relativos aos processos de fabricação dos grânulos de ATP foram adaptados do processo de fabricação de grânulos de ácido polilático (PLA), obtidos da base de dados *Ecoinvent*, versão 3.7.1.

Os dados referentes ao uso das sacolas foram definidos, considerando que na média não se utiliza a capacidade total da sacola, seja para o transporte de mercadorias ou para o acondicionamento de resíduos. Assim, foi considerado que cada sacola acondiciona em média 4 kg de mercadoria ou resíduos sólidos domiciliares. O

QUADRO 15 apresenta de forma resumida a origem dos dados utilizados nessa pesquisa.

QUADRO 15 – ORIGEM DOS DADOS.

Material/Processo	Origem dos dados
Grânulos PEAD	Especificação técnica de sacola e <i>Ecoinvent</i>
Grânulos PEBD	Especificação técnica de sacola e <i>Ecoinvent</i>
Grânulos ATP	PPGEAL-UFPR e <i>Ecoinvent</i>
Extrusão	<i>Ecoinvent</i>
Corte e solda	Especificação técnica de máquina e <i>Ecoinvent</i>

FONTE: Autor (2022)

A partir dos dados coletados e dos dados adaptados do *Ecoinvent*, versão 3.7.1, foi possível elaborar a TABELA 2 que apresenta os dados referentes a fase de manufatura dos três polímeros sob estudo, e também do Sanito (sacola plástica de 100 L feita de 50% de PEAD e 50% de PEBD), normalmente utilizada como saco de lixo, quando adquirido em estabelecimentos comerciais.

TABELA 2– ICV DO PEAD, PEBD E ATP (DADOS POR UNIDADE DE SACOLA).

Fase do Ciclo de vida	Processos	Material	PEAD	PEBD	ATP	Sanito (PEAD/PEBD)
Manufatura	Aquisição de matéria-prima	Grânulos	6,43g	19,30g	39,51g	72,50 g
	Extrusão	Massa de entrada (grânulos)	6,43g	19,30g	39,51g	72,50 g
	Extrusão	Consumo elétrico	0,00424 kWh	0,0127 kWh	0,0261 kWh	0,0508 kWh
	Extrusão	Consumo de água	280,99 g	843,41 g	1730 g	2185 g
	Extrusão	Massa de saída (filme plástico)	6,11g	18,33g	37,53g	6,88 g
	Corte e solda	Consumo elétrico	0,000014 kWh	0,000014 kWh	0,000014 kWh	0,000014 kWh
	Corte e solda	Massa de entrada (filme plástico)	6,11g	18,33g	37,53g	6,88 g
	Corte e solda	Massa de saída (sacola plástica)	5,50g	16,50g	33,78g	50 g
	Extrusão e Corte e solda	Massa de saída (resíduos)	0,93 g	2,80 g	5,73 g	22,5 g

FONTE: Autor (2022)

O software *SimaPro* foi utilizado para a realização das simulações da avaliação de ciclo de vida das sacolas produzidas a partir dos diferentes polímeros.

Em relação aos dados da base de dados *Ecoinvent 3.7.1.*, foi utilizada a biblioteca "*Ecoinvent 3 – allocation, cut-off by classification - unit*", devido a essa biblioteca ter uma abordagem na qual 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).

A perda de materiais durante o processo de fabricação das sacolas foi calculada com base nos índices de perdas dos maquinários utilizados, sendo 5% para perda na extrusão e 10% para perda no corte e solda.

Para que os dados da *Ecoinvent* se aproximassem mais da realidade brasileira, o consumo de água e a energia dos processos foram adaptados para a água do Brasil e para a matriz energética brasileira.

3.2.3.4 Avaliação de impacto de ciclo de vida

Para a avaliação da significância ambiental dos resultados do ICV e análise comparativa da normalização entre várias metodologias de AICV, delimitou-se para esse estudo a utilização da metodologia *ReCiPe 2016 Midpoint (H)*.

O método de AICV foi selecionado levando em consideração os resultados da análise de conteúdo da RSL. O método apresenta a etapa de normalização e os resultados dos impactos são modelados no ponto médio do mecanismo ambiental (*midpoint*).

As categorias de impacto a serem utilizadas neste estudo foram selecionadas com base na RSL, e considerando que a Síntese em Emergia já foca na análise de consumo de recursos. Neste sentido, foram consideradas as seguintes categorias de impacto: Aquecimento global; Acidificação; Eutrofização de água doce; Eutrofização marinha; Ecotoxicidade terrestre; Ecotoxicidade de água doce; Ecotoxicidade marinha; Toxicidade humana (cancerígenos); e Toxicidade humana (não-cancerígenos).

Para a realização da análise comparativa dos resultados das categorias de impacto, foram considerados os fatores de normalização globais existentes no método *ReCiPe 2016 Midpoint (H)*.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste Capítulo são apresentados os resultados da contabilidade em energia e da avaliação ciclo de vida para os diferentes cenários analisados em relação ao uso de sacolas plásticas e diferentes tipos de polímeros, considerando as funções de transporte de mercadorias e acondicionamento de resíduos sólidos domiciliares. Além disso, é realizada uma discussão a respeito dos resultados. Neste sentido, este Capítulo se organiza da seguinte forma: 4.1 Resultados da Contabilidade em energia; 4.2 Resultados dos indicadores de ACV

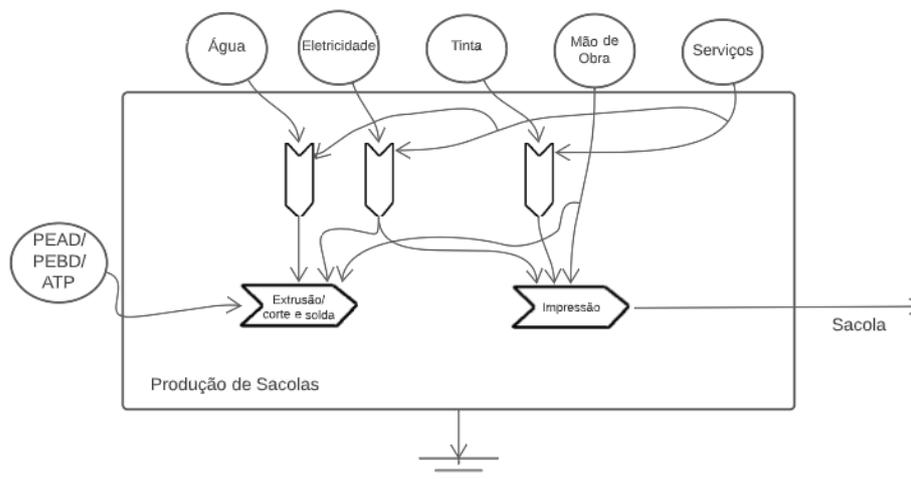
4.1 RESULTADOS DA CONTABILIDADE EM ENERGIA

Os resultados pertinentes à EMA foram divididos entre i) Diagrama de Fluxos de Energia, ii) Tabelas de Energia, iii) Índices de Energia.

4.1.1 Diagramas de Fluxos de Energia

Nesta etapa do trabalho foram elaborados os Diagramas de fluxos de energia para cada um dos 8 cenários estudados. Inicialmente foi elaborado um diagrama sobre a produção das sacolas, a FIGURA 14 representa a manufatura das sacolas.

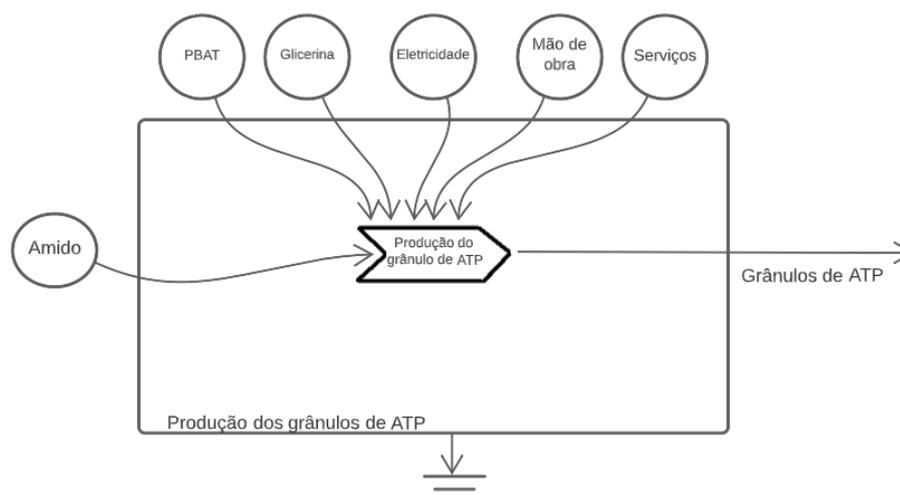
FIGURA 14 – DIAGRAMA DA MANUFATURA DAS SACOLAS



FONTE: Elaborado pelo autor (2022)

O diagrama representado na FIGURA 15 mostra o processo de fabricação dos grânulos do ATP. Essa representação foi necessária para que se pudesse estimar a Energia total e a UEV deste item (APÊNDICE 1).

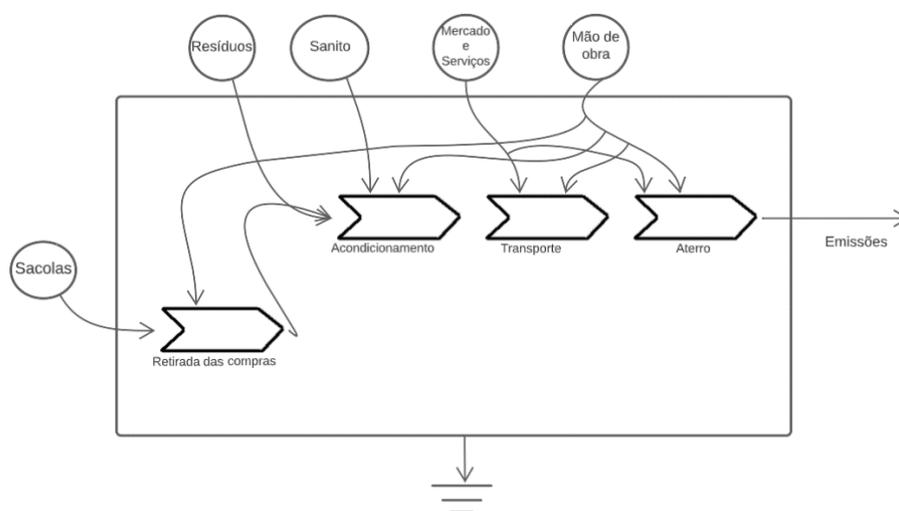
FIGURA 15 – DIAGRAMA DA FABRICAÇÃO DOS GRÂNULOS DO ATP



FONTE: Elaborado pelo autor (2022)

O diagrama representado na FIGURA 16 corresponde aos cenários I, IV e VII, onde simula-se uma situação em que a família compra o Sanito como saco de lixo para acondicionamento de resíduos sólidos domiciliares, e acaba descartando as sacolas de supermercado (PEAD, PEBD ou ATP) na própria massa de resíduo sólido domiciliar. Neste caso, tem-se a entrada de uma sacola para esse transporte (Sanito), onde são acondicionados os resíduos domiciliares e as sacolas de compras.

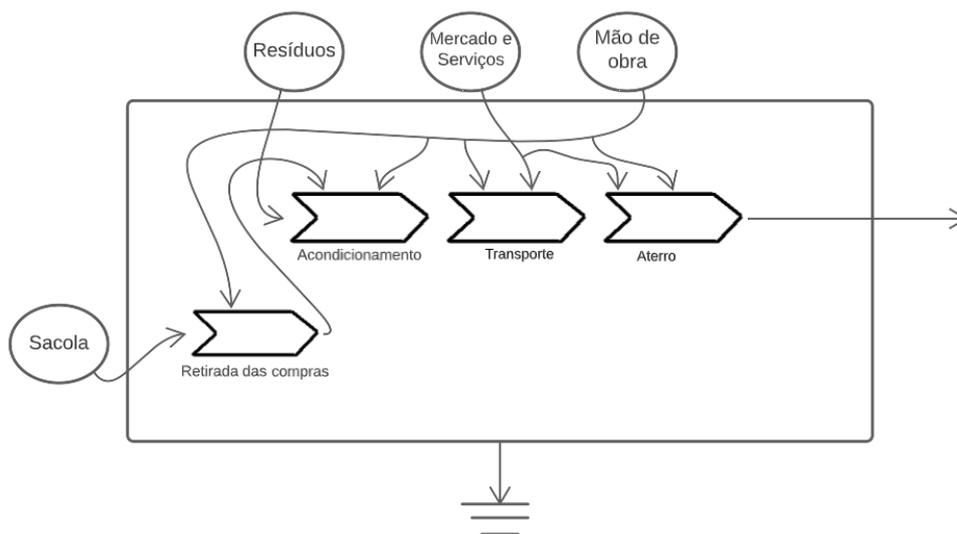
FIGURA 16 – CENÁRIOS I, IV E VII



FONTE: Elaborado pelo autor (2022)

O diagrama representado na FIGURA 17 corresponde aos cenários II, V e VIII, onde as sacolas são utilizadas para o acondicionamento e transporte de resíduos sólidos domiciliares. Neste caso, não se tem a entrada de uma sacola específica para resíduos (sanito), pois a própria sacola de compras (PEAD, PEBD ou ATP) é reusada com a esta finalidade.

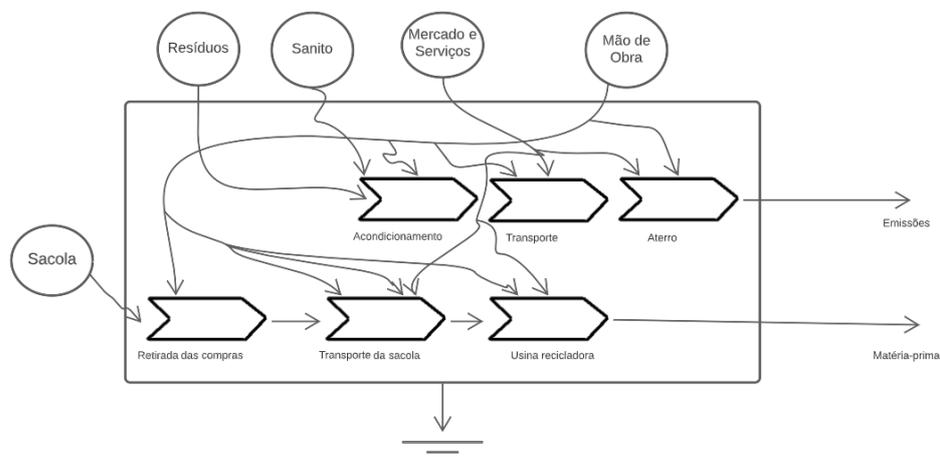
FIGURA 17 – CENÁRIOS II, V E VIII



FONTE: Elaborado pelo Autor (2022)

A FIGURA 18 corresponde aos cenários III e VI em que a reciclagem é vista como opção de fim de vida para as sacolas de supermercado (PEAD ou PEBD). Para estes cenários, conta-se com a entrada da sacola para transporte de resíduos (sanito), em que os resíduos são acondicionados e encaminhados para o aterro.

FIGURA 18 – CENÁRIOS III e VI



FONTE: Elaborado pelo Autor (2022)

Os *inputs* do sistema de produto são representados pelos círculos na parte superior e lado esquerdo da fronteira do sistema (FIGURA 16, FIGURA 17 e FIGURA 18). Na extremidade direita do Diagrama encontram-se a representação de mercado e serviços e mão-de-obra, que representam a interação do sistema de produto e suas fases de produção e consumo. Os resíduos não são considerados no sistema. A parte inferior do Diagrama conta com sumidouro de calor, que representa a saída de toda energia que passa pelo sistema sem ser utilizada.

A elaboração dos diagramas em conjunto com a análise dos dados levantados pelo ICV proporcionou a delimitação dos fluxos de energia a serem contabilizados no procedimento de cálculo da energia total e do índice de renovabilidade do sistema, que são apresentados na sequência.

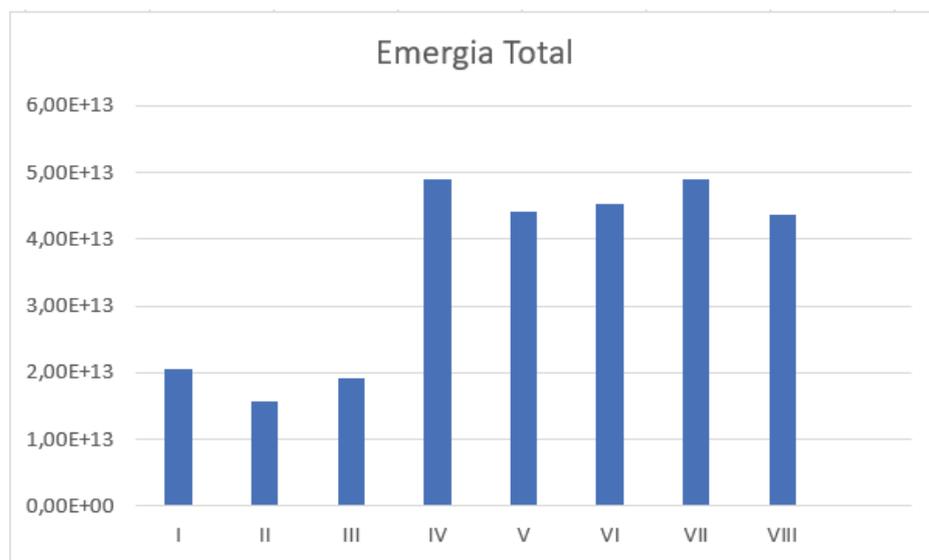
4.1.2 Tabelas de Energia

Foram elaboradas oito tabelas de cálculo, sendo uma para cada cenário proposto. As tabelas 3, 4 e 5 refletem os cálculos acerca do uso do plástico PEAD. As tabelas 6, 7 e 8 do plástico PEBD e as tabelas 9 e 10 tratam dos cálculos relacionados ao ATP.

Os resultados para o transporte rodoviário, demonstram os encargos ambientais da rede logística necessária para o transporte das sacolas plásticas da fábrica aos postos de consumo (como por exemplo supermercados), e dos locais de uso da sacola até seu destino final, como o transporte ao aterro ou as centrais de triagem de resíduos recicláveis. Neste sentido, entendeu-se que uma distância de 100 km seria aceitável para representar estes deslocamentos, considerando a fábrica de sacolas na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), bem como o aterro e a central de triagem de resíduos recicláveis. Vale ressaltar que o transporte desde a extração da matéria-prima até a entrada destas na fabricação das sacolas não foi considerado, por não se ter um conhecimento mínimo sobre possíveis distâncias a serem consideradas.

O GRÁFICO 3 apresenta a comparação gráfica entre a energia total avaliada para os cenários propostos.

GRÁFICO 3 – COMPARAÇÃO DA ENERGIA TOTAL ENTRE OS CENÁRIOS



FONTE: Elaborado pelo autor (2022)

A seguir são apresentadas as tabelas e uma análise do desempenho do sistema. O memorial de cálculo dos diferentes cenários de energia se encontram no APÊNDICE 1 – MEMORIAL DE CÁLCULO DA ENERGIA.

TABELA 3 – CENÁRIO I – USO DA SACOLA SOMENTE PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS

Nota	Item	Unidade	Quantidade por 264 sacolas	Classificação	UEV sej/Unidade	Energia sej/264 sacolas	%	Referência
Materiais utilizados na manufatura da sacola de PEAD								
1	Grânulo de PEAD	g	1,70E+03	Mn	5,76E+09	9,79E+12	47,70	Buranakarn <i>et al.</i> , 1998
2	Sanito (PEBD, PEAD, Misto)	g	5,08E+02	Mn	5,76E+09	2,92E+12	14,25	Buranakarn <i>et al.</i> , 1998
Materiais e energia para a operação Sacola PEAD								
3	Eletricidade (68% R)	kWh	7,64E-01	Mr	5,29E+11	4,04E+11	1,97	Gianetti <i>et al.</i> , 2015
	Eletricidade (32% N)	kWh	3,60E-01	Mn	5,29E+11	1,90E+11	0,93	
4	Água (50% R)	g	3,71E+04	Mr	3,27E+05	1,21E+10	0,06	Buenfil, A.A., 2001
	Água (50% N)	g	3,71E+04	Mn	3,27E+05	1,21E+10	0,06	
Materiais e energia para o sanito								
5	Eletricidade (68% R)	kWh	2,28E-01	Mr	5,29E+11	1,21E+11	0,59	Gianetti <i>et al.</i> , 2015
	Eletricidade (32% N)	kWh	1,07E-01	Mn	5,29E+11	5,68E+10	0,28	
6	Água (50% R)	g	1,11E+04	Mr	3,27E+05	3,63E+09	0,02	Buenfil, A.A., 2001
	Água (50% N)	g	1,11E+04	Mn	3,27E+05	3,63E+09	0,02	
Mão de obra na manufatura								
7	Trabalho (mão de obra; 15,2% R)	h	4,44E-02	Sr	7,21E+12	3,20E+11	1,56	Agostinho <i>et al.</i> , 2013
	Trabalho (mão de obra; 84,8% N)	h	2,48E-01	Sn	7,21E+12	1,79E+12	8,71	
Logística								
8	Transporte (100% N)	tkm	2,21E-01	Mn	6,61E+11	1,46E+11	0,71	Buranakarn <i>et al.</i> , (1998)

Destinação para aterro - PEAD+Sanifto									
9	Aterro sanitário (100% N)	g	2,21E+03	Mn	9,57E+08	2,11E+12	10,29	Adaptado de Sullis et al., 2021	
Custo total									
10	Serviços (itens 3-6, 10-11) 15,2%R	USD	9,47E-02	Sr	4,24E+12	4,01E+11	1,96	Gianetti et al., 2015	
	Serviços (itens 3-6, 10-11) 84,8%N	USD	5,28E-01	Sn	4,24E+12	2,24E+12	10,91		
					Emergia total =	2,05E+13	100,00		

Fonte: (autor)

TABELA 4 – CENÁRIO II - USO DA SACOLA PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS E DE RESÍDUOS DOMÉSTICOS

Nota	Item	Unidade	Quantidade por 264 sacolas	Classificação	UEV sej/Unidade	Energia sej/264 sacolas	%	Referência
Materiais utilizadas na manufatura da sacola de PEAD								
1	Grânulo de PEAD	g	1,70E+03	Mn	5,76E+09	9,79E+12	62,29	Buranakam <i>et al.</i> , 1998
2	Sanito (PEBD, PEAD, Misto)	g	0,00E+00	Mn	5,76E+09	0,00E+00	0,00	
Materiais e energia para a operação Sacola PEAD								
3	Eletricidade (68% R)	kWh	7,64E-01	Mr	5,29E+11	4,04E+11	2,57	Gianetti <i>et al.</i> , 2015
	Eletricidade (32% N)	kWh	3,60E-01	Mn	5,29E+11	1,90E+11	1,21	
4	Água (50% R)	g	3,71E+04	Mr	3,27E+05	1,21E+10	0,08	Buenfil, A.A., 2001
	Água (50% N)	g	3,71E+04	Mn	3,27E+05	1,21E+10	0,08	
Mão de obra na manufatura								
5	Trabalho (mão de obra; 15,2% R)	h	3,21E-02	Sr	7,21E+12	2,31E+11	1,47	Agostinho <i>et al.</i> , 2013
	Trabalho (mão de obra; 84,8% N)	h	1,79E-01	Sn	7,21E+12	1,29E+12	8,21	
Logística								
6	Transporte (100% N)	tkm	1,70E-01	Mn	6,61E+11	1,12E+11	0,71	Buranakam <i>et al.</i> , 1998
Destinação para aterro - PEAD								
7	Aterro sanitário (100% N)	g	1,70E+03	Mn	9,57E+08	1,63E+12	10,35	Adaptado de Sullis <i>et al.</i> , 2021
Custo total								

8	Serviços (itens 3-6, 10-11) 15,2%R	USD	7,34E-02	Sr	4,24E+12	3,11E+11	1,98	Gianetti <i>et al.</i> , 2015
	Serviços (itens 3-6, 10-11) 84,8%N	USD	4,09E-01	Sn	4,24E+12	1,74E+12	11,04	
Emergia total =					1,57E+13	100,00		

Fonte: (autor)

TABELA 5 – CENÁRIO III - USO DA SACOLA PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS E POSTERIOR RECICLAGEM

Nota	Item	Unidade	Quantidade por 264 sacolas	Classificação	UEV sej/Unidade	Energia sej/264 sacolas	%	Referência
Materiais utilizados na manufatura da sacola de PEAD								
1	Grânulo de PEAD	g	1,70E+03	Mh	5,76E+09	9,79E+12	51,01	Buranakam <i>et al.</i> , 1998
2	Sanito (PEBD, PEAD, Misto)	g	5,08E+02	Mh	5,76E+09	2,92E+12	15,23	
Materiais e energia para a operação Sacola PEAD								
3	Elettricidade (68% R)	kWh	7,64E-01	Mr	5,29E+11	4,04E+11	2,11	Gianetti <i>et al.</i> , 2015
	Elettricidade (32% N)	kWh	3,60E-01	Mh	5,29E+11	1,90E+11	0,99	
4	Água (50% R)	g	3,71E+04	Mr	3,27E+05	1,21E+10	0,06	Buenfil, A.A., 2001
	Água (50% N)	g	3,71E+04	Mh	3,27E+05	1,21E+10	0,06	
Materiais e energia para o sanito								
5	Elettricidade (68% R)	kWh	2,28E-01	Mr	5,29E+11	1,21E+11	0,63	Gianetti <i>et al.</i> , 2015
	Elettricidade (32% N)	kWh	1,07E-01	Mh	5,29E+11	5,68E+10	0,30	
6	Água (50% R)	g	1,11E+04	Mr	3,27E+05	3,63E+09	0,02	Buenfil, A.A., 2001
	Água (50% N)	g	1,11E+04	Mh	3,27E+05	3,63E+09	0,02	
Mão de obra na manufatura								
7	Trabalho (mão de obra; 15,2% R)	h	4,44E-02	Sr	7,21E+12	3,20E+11	1,67	Agostinho <i>et al.</i> , 2013
	Trabalho (mão de obra; 84,8% N)	h	2,48E-01	Sn	7,21E+12	1,79E+12	9,31	
Logística								

8	Transporte (100% N)	tkm	2,21E-01	Mh	6,61E+11	1,46E+11	0,76021	Buranakam et al., 1998
Destinação para aterro - Sanito								
9	Aterro sanitário (100% N)	g	7,54E+02	Mh	9,57E+08	7,22E+11	3,76	Adaptado de Sulis et al., 2021
Destinação para Reciclagem - PEAD								
10	Eletricidade (68% R)	kWh	6,87E-03	Mr	5,29E+11	3,63E+09	0,02	Gianetti et al., 2015
	Eletricidade (32% N)	kWh	3,23E-03	Mh	5,29E+11	1,71E+09	0,01	
11	Trabalho (mão de obra; 15,2% R)	h	5,87E-04	Sr	7,21E+12	4,23E+09	0,02	Agostinho et al., 2013
	Trabalho (mão de obra; 84,8% N)	h	3,27E-03	Sn	7,21E+12	2,36E+10	0,12	
Custo total								
12	Serviços (itens 3-6, 10-11) 15,2%R	USD	9,56E-02	Sr	4,24E+12	4,05E+11	2,11	Gianetti et al., 2015
	Serviços (itens 3-6, 10-11) 84,8%N	USD	5,33E-01	Sn	4,24E+12	2,26E+12	11,78	
						Energia total =	1,92E+13	100,00

Fonte: (autor)

TABELA 5 apresentam os resultados dos Cenários I, II e III, respectivamente. Essas simulações correspondem ao uso da sacola de PEAD. A energia total corresponde às entradas de todos os materiais, transporte e serviços do sistema. Em ambos os cenários, a matéria-prima utilizada para a fabricação das sacolas de PEAD corresponde ao item de maior impacto PEAD. Nota-se que no cenário II, onde a sacola é usada para o transporte de mercadorias e, posteriormente, é reusada para acondicionar e transportar os resíduos sólidos domésticos, a energia total foi menor em relação aos demais cenários. Isto se deve ao fato de não haver necessidade de uma sacola (sanito) para o transporte desses resíduos, gerando uma menor carga de serviços ambientais para a execução das duas ações (transporte de mercadorias e acondicionamento de resíduos). Nos cenários I e III, por haver necessidade do sanito para o transporte de resíduos, as energias totais dos sistemas foram maiores.

Ainda nesta análise, o aterro sanitário tem um percentual de impacto considerável em relação a todos os fluxos de energia nos cenários I e II, que não possui a triagem para a reciclagem do plástico.

TABELA 6– CENÁRIO IV – USO DA SACOLA SOMENTE PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS

Nota	Item	Unidade	Quantidade por 264 sacolas	Classificação	UEV sej/Unidade	Energia sej/264 sacolas	%	Referência
Materiais utilizados na manufatura da sacola de PEBD								
1	Grânulo de PEBD	g	5,10E+03	Mn	5,76E+09	2,93E+13	59,89	Buranakarn <i>et al.</i> , 1998
2	Sanito (PEBD, PEAD, Misto)	g	5,08E+02	Mn	5,76E+09	2,92E+12	5,97	
Materiais e energia para a operação Sacola PEBD								
3	Eletricidade (68% R)	kWh	2,29E+00	Mr	5,29E+11	1,21E+12	2,47	Gianetti <i>et al.</i> , 2015
	Eletricidade (32% N)	kWh	1,08E+00	Mn	5,29E+11	5,70E+11	1,16	
4	Água (50% R)	g	1,11E+05	Mr	3,27E+05	3,64E+10	0,07	Buenfil, A.A., 2001
	Água (50% N)	g	1,11E+05	Mn	3,27E+05	3,64E+10	0,07	
Materiais e energia para o sanito								
5	Eletricidade (68% R)	kWh	2,28E-01	Mr	5,29E+11	1,21E+11	0,25	Gianetti <i>et al.</i> , 2015
	Eletricidade (32% N)	kWh	3,28E-01	Mn	5,29E+11	1,74E+11	0,35	
6	Água (50% R)	g	1,11E+04	Mr	3,27E+05	3,63E+09	0,01	Buenfil, A.A., 2001
	Água (50% N)	g	1,11E+04	Mn	3,27E+05	3,63E+09	0,01	
Mão de obra na manufatura								
7	Trabalho (mão de obra; 15,2% R)	h	4,44E-02	Sr	7,21E+12	3,20E+11	0,65	Agostinho <i>et al.</i> , 2013
	Trabalho (mão de obra; 84,8% N)	h	2,48E-01	Sn	7,21E+12	1,79E+12	3,65	
Logística								
8	Transporte (100% N)	tkm	5,60E-01	Mn	6,61E+11	3,70E+11	0,75573 4297	Buranakarn <i>et al.</i> , 1998

Destinação para aterro - PEBD+sanito							
9	Aterro sanitário (100% N)	g	5,60E+03	Mn	9,57E+08	5,36E+12	10,94 Adaptado de Sullis et al., 2021
Custo total							
10	Serviços (itens 3-6, 10-11) 15,2%R	USD	2,42E-01	Sr	4,24E+12	1,02E+12	2,09 Gianetti et al., 2015
	Serviços (itens 3-6, 10-11) 84,8%N	USD	1,35E+00	Sn	4,24E+12	5,71E+12	11,66
						Emergia total =	4,90E+13 100,00

Fonte: Elaborado pelo autor (2022)

TABELA 7– CENÁRIO V - USO DA SACOLA PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS E DE RESÍDUOS DOMÉSTICOS

Nota	Item	Unidade	Quantidade por 264 sacolas	Classificação	UEV sej/Unidade	Emergia sej/264 sacolas	%	Referência
Materiais utilizadas na manufatura da sacola de PEBD								
1	Grânulo de PEBD	g	5,10E+03	Mn	5,76E+09	2,93E+13	66,57	Buranakam et al., 1998
2	Sanito (PEBD, PEAD, Misto)	g	0,00E+00	Mn	5,76E+09	0,00E+00	0,00	
Materiais e energia para a operação Sacola PEBD								
3	Eletricidade (68% R)	kWh	2,29E+00	Mr	5,29E+11	1,21E+12	2,75	Gianetti et al., 2015
	Eletricidade (32% N)	kWh	1,08E+00	Mn	5,29E+11	5,70E+11	1,29	
4	Água (50% R)	g	1,11E+05	Mr	3,27E+05	3,64E+10	0,08	Buenfil, A.A., 2001
	Água (50% N)	g	1,11E+05	Mn	3,27E+05	3,64E+10	0,08	
5	Trabalho (mão de obra: 15,2% R)	h	3,21E-02	Sr	7,21E+12	2,31E+11	0,53	Agostinho et al., 2013
	Trabalho (mão de obra: 84,8% N)	h	1,79E-01	Sn	7,21E+12	1,29E+12	2,93	
Logística								
6	Transporte (100% N)	tkm	5,10E-01	Mn	6,61E+11	3,37E+11	0,76	Buranakam et al., 1998
Destinação para aterro - PEBD								
7	Aterro sanitário (100% N)	g	5,10E+03	Mn	957000000	4,88E+12	11,06	Adaptado de Sullis et al., 2021
Custo total								
8	Serviços (itens 3-6, 10-11) 15,2%R	USD	0,2204	Sr	4,24E+12	9,34E+11	2,1197	Gianetti et al., 2015
	Serviços (itens 3-6, 10-11) 84,8%N	USD	1,23E+00	Sn	4,24E+12	5,21E+12	11,83	
Emergia total =						4,41E+13	100,00	

Fonte: Elaborado pelo autor (2022)

TABELA 8 - CENÁRIO VI - USO DA SACOLA PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS E POSTERIOR RECICLAGEM

Nota	Item	Unidade	Quantidade por 264 sacolas	Classificação	UEV sej/Unidade	Emergia sej/264 sacolas	%	Referência
Materiais utilizadas na manufatura da sacola de PEAD								
1	Grânulo de PEAD	g	5,10E+03	Mh	5,76E+09	2,93E+13	64,82	Buranakarn <i>et al.</i> , 1998
2	Sanito (PEBD, PEAD, Misto)	g	5,08E+02	Mh	5,76E+09	2,92E+12	6,46	
Materiais e energia para a operação Sacola PEAD								
3	Eletricida de (68% R)	kWh	2,29E+00	Mr	5,29E+11	1,21E+12	2,67	Gianetti <i>et al.</i> , 2015
	Eletricida de (32% N)	kWh	1,08E+00	Mh	5,29E+11	5,70E+11	1,26	
4	Água (50% R)	g	1,11E+05	Mr	3,27E+05	3,64E+10	0,08	Buenfil, A.A., 2001
	Água (50% N)	g	1,11E+05	Mh	3,27E+05	3,64E+10	0,08	
Materiais e energia para o sanito								
5	Eletricida de (68% R)	kWh	2,28E-01	Mr	5,29E+11	1,21E+11	0,27	Gianetti <i>et al.</i> , 2015
	Eletricida de (32% N)	kWh	3,28E-01	Mh	5,29E+11	1,74E+11	0,38	
6	Água (50% R)	g	1,11E+04	Mr	3,27E+05	3,63E+09	0,01	Buenfil, A.A., 2001

	Água (50% N)	g	1,11E+04	Mn	3,27E+05	3,63E+09	0,01	
Mão de obra na manufatura								
7	Trabalho (mão de obra; obra; 15,2% R)	h	4,44E-02	Sr	7,21E+12	3,20E+11	0,71	Agostinho et al., 2013
	Trabalho (mão de obra; obra; 84,8% N)	h	2,48E-01	Sn	7,21E+12	1,79E+12	3,95	
Logística								
8	Transporte (100% N)	tkm	5,60E-01	Mn	6,61E+11	3,70E+11	0,817984961	Buranakarn et al., 1998
Destinação para aterro - Sanito								
9	Aterro sanitário (100% N)	g	1,25E+03	Mn	9,57E+08	1,19E+12	2,63	Adaptado de Sullis et al., 2021
Destinação para Reciclagem - PEBD								
10	Eletricidade de (68% R)	kWh	6,87E-01	Mr	5,29E+11	3,63E+11	0,80	Gianetti et al., 2015
	Eletricidade de (32% N)	kWh	3,23E-03	Mn	5,29E+11	1,71E+09	0,00	
11	Trabalho (mão de obra; obra; 15,2% R)	h	5,87E-04	Sr	7,21E+12	4,23E+09	0,01	Agostinho et al., 2013
	Trabalho (mão de obra; obra; 84,8% N)	h	3,27E-03	Sn	7,21E+12	2,36E+10	0,05	

Custo total									
12	Serviços (itens 3- 6, 10-11) 15,2%R	USD	2,43E-01	Sr	4,24E+12	1,03E+12	2,28	Gianetti et al., 2015	
	Serviços (itens 3- 6, 10-11) 84,8%N	USD	1,36E+00	Sn	4,24E+12	5,75E+12	12,71		
					Emergência total =	4,53E+13	100,00		

Fonte: Elaborado pelo autor (2022)

A TABELA 6, TABELA 7 e TABELA 8 apresentam os resultados dos Cenários IV, V e VI, respectivamente. As simulações correspondem ao uso da sacola de PEBD. A energia total corresponde às entradas de todos os materiais, transporte e serviços considerados nos sistemas. Em ambos os cenários, a matéria-prima utilizada para a fabricação das sacolas de PEBD representa o maior impacto ambiental dos sistemas. Seguindo a característica do cenário II, o cenário V, onde a sacola é usada para o transporte de mercadorias e, posteriormente, reusada para acondicionar e transportar os resíduos sólidos domésticos, a energia total foi menor. Isto se deve ao fato de não haver necessidade de uma sacola (sanito) para o transporte desses resíduos, gerando uma menor carga por serviços ambientais, como visto no cenário II. Nos cenários IV e VI, por haver necessidade do sanito para o transporte de resíduos, as energias totais dos sistemas foram maiores, comportamento similar aos cenários I e III do PEAD.

Assim como aconteceu nos cenários I e II da análise do PEAD, o item Aterro Sanitário e o item Serviços tem um percentual de impacto considerável em relação ao sistema nos cenários IV e V, onde não ocorre a reciclagem do material.

O uso das sacolas de PEBD, conforme se evidencia nas tabelas, tiveram energia total superior quando comparadas com o PEAD e isto se deve principalmente à diferença entre as massas que compõe as sacolas.

TABELA 9 – CENÁRIO VII – USO DA SACOLA SOMENTE PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS

Nota	Item	Unidade	Quantidade por 264 sacolas	Classificação	UEV sej/Unidade	Emergia sej/264 sacolas	%	Referência
Materiais utilizadas na manufatura da sacola de ATP								
1	Grânulo de ATP	g	1,05E+04	Mn	1,49E+09	1,56E+13	31,79	Estimado neste estudo
2	Sanito (PEBD, PEAD, Misto)	g	5,08E+02	Mn	5,76E+09	2,92E+12	5,97	Buranakarn <i>et al.</i> , 1998
Materiais e energia para a operação Sacola ATP								
3	Eletricidade de (68% R)	kWh	4,70E+00	Mr	5,29E+11	2,48E+12	5,07	Gianetti <i>et al.</i> , 2015
	Eletricidade de (32% N)	kWh	2,21E+00	Mn	5,29E+11	1,17E+12	2,39	
4	Água (50% R)	g	2,28E+05	Mr	3,27E+05	7,47E+10	0,15	Buenfil, A.A., 2001
	Água (50% N)	g	2,28E+05	Mn	3,27E+05	7,47E+10	0,15	
Materiais e energia para o sanito								
5	Eletricidade de (68% R)	kWh	2,28E-01	Mr	5,29E+11	1,21E+11	0,25	Gianetti <i>et al.</i> , 2015
	Eletricidade de (32% N)	kWh	1,07E-01	Mn	5,29E+11	5,68E+10	0,12	
6	Água (50% R)	g	1,11E+04	Mr	3,27E+05	3,63E+09	0,01	Buenfil, A.A., 2001

	Água (50% N)	g	1,11E+04	Mh	3,27E+05	3,63E+09	0,01		
Mão de obra na manufatura									
7	Trabalho (mão de obra; 15,2% R)	h	4,44E-02	Sr	7,21E+12	3,20E+11	0,65	Agostinho <i>et al.</i> , 2013	
	Trabalho (mão de obra; 84,8% N)	h	2,48E-01	Sn	7,21E+12	1,79E+12	3,65		
Logística									
8	Transporte e (100% N)	tkm	1,10E+00	Mh	6,61E+11	7,25E+11	1,479	Buranakarn <i>et al.</i> , 1998	
Destinação para aterro - ATP+Sanito									
9	Aterro sanitário (100% N)	g	1,10E+04	Mh	9,57E+08	1,05E+13	21,41	Adaptado de Sulis <i>et al.</i> , 2021	
Custo total									
10	Serviços (itens 3-6, 10-11) 15,2%R	USD	4,73E-01	Sr	4,24E+12	2,00E+12	4,09	Gianetti <i>et al.</i> , 2015	
	Serviços (itens 3-6, 10-11) 84,8%N	USD	2,64E+00	Sn	4,24E+12	1,12E+13	22,82		
						Emergia total =	4,90E+13	100,00	

Fonte: Elaborado pelo autor (2022)

TABELA 10 – CENÁRIO VIII - USO DA SACOLA PARA TRANSPORTE DE MERCADORIAS E DE RESÍDUOS DOMÉSTICOS

Nota	Item	Unidade	Quantidade por 264 sacolas	Classificação	UEV sej/Unidade	Emergia sej/264 sacolas	%	Referência
Materiais utilizadas na manufatura da sacola de ATP								
1	Grânulo de ATP	g	1,05E+04	Mh	1,49E+09	1,56E+13	35,62	Estimado neste estudo
2	Sanito (PEBD, PEAD, Mistro)	g	0,00E+00	Mh	5,76E+09	0,00E+00	0,00	
Materiais e energia para a operação Sacola ATP								
3	Eletricidade (68% R)	kWh	4,70E+00	Mr	5,29E+11	2,48E+12	5,68	Gianetti et al., 2015
	Eletricidade (32% N)	kWh	2,21E+00	Mh	5,29E+11	1,17E+12	2,67	
4	Água (50% R)	g	1,11E+05	Mr	3,27E+05	3,64E+10	0,08	Buenfil, A.A., 2001
	Água (50% N)	g	1,11E+05	Mh	3,27E+05	3,64E+10	0,08	
Mão de obra na manufatura								
5	Trabalho (mão de obra; 15,2% R)	h	3,21E-02	Sr	7,21E+12	2,31E+11	0,53	Agostinho et al., 2013
	Trabalho (mão de obra; 84,8% N)	h	1,79E-01	Sn	7,21E+12	1,29E+12	2,95	
Logística								
6	Transporte (100% N)	tkm	1,05E+00	Mh	6,61E+11	6,91E+11	1,5803	Buranakam et al., 1998
Destinação para aterro - ATP								
7	Aterro sanitário (100% N)	g	1,05E+04	Mh	9,57E+08	1,00E+13	22,88	Adaptado de Sulis et al., 2021
Custo total								
8	Serviços (itens 3-6, 10-11) 15,2%R	USD	4,38E-01	Sr	4,24E+12	1,86E+12	4,24	Gianetti et al., 2015

A TABELA 9 e TABELA 10 apresentam os resultados dos Cenários VII e VIII, respectivamente. As simulações correspondem ao uso da sacola de ATP. A energia total corresponde às entradas de todos os materiais, transporte e serviços considerados nos sistemas. Em ambos os cenários, o material de maior impacto é o plástico ATP, seguido do item serviços e aterro sanitário. Ou seja, o comportamento de maior carga de serviços ambientais relacionada a matéria-prima foi similar entre os cenários, independentemente do tipo de sacola plástica (PEAD, PEBD ou ATP).

Seguindo as características do cenário II e V, o cenário VIII onde a sacola é usada para o transporte de mercadorias e, posteriormente, reusada para acondicionar e transportar os resíduos sólidos domésticos, a energia total foi menor. Isto ocorreu pelo mesmo motivo já apresentado aos outros dois cenários (PEAD e PEBD), que, devido a não necessidade de consumo de uma sacola a mais no sistema (sanito), a carga por serviços ambientais reduz. Ou seja, a ação de reuso da sacola plástica no sistema é caracterizada como positiva na redução da carga por serviços ambientais, reduzindo conseqüentemente o impacto ambiental do sistema. No cenário VII, por haver necessidade do sanito para o transporte de resíduos, a energia total do sistema foi maior.

O uso das sacolas de ATP, tiveram energia total superior quando comparadas com o uso de sacolas de PEAD e PEBD. Ou seja, apesar da transformidade do ATP ser menor em relação as transformidade dos polímeros de petróleo (PEAD e PEBD), a necessidade de maior massa para a fabricação de uma sacola que apresente desempenho de função de produto (massa cerca de 6 vezes maior que a do PEAD e cerca de 2 vezes maior que a do PEBD), fez com que a carga por serviços ambientais deste tipo de sacola fosse maior que as de polímeros fósseis.

Quando as sacolas de ATP são comparadas com as sacolas produzidas de PEBD, nos cenários onde ocorre o uso e reuso da sacola (cenários VII e VIII), a sacola de ATP apresenta um desempenho ambiental melhor que o da sacola de PEBD, mesmo que a massa do ATP seja o dobro das sacolas de PEBD.

Outro aspecto relevante na comparação entre os diferentes polímeros que compõe as sacolas, é que as sacolas de ATP têm percentual de uso de energia elétrica superior quando comparadas as de PEAD e PEBD. Isto ocorreu, pois foi considerado o consumo de energia elétrica de forma proporcional a quantidade de massa a ser processada no processo de extrusão. Assim, como o ATP apresentou

maior massa, conseqüentemente apresentou maior consumo de eletricidade. Vale aqui ressaltar que a extrusão do ATP ocorre a uma temperatura cerca de 50° C inferior a temperatura do PEAD e PEBD. Entretanto, não se tinha uma referência do consumo de eletricidade *in loco* para a fabricação da sacola para cada tipo de polímero. Assim, percebe-se que a energia total do sistema de ATP pode ser menor que a estimada.

Como análise geral, em todos os cenários analisados, as energias de maior relevância estão ligados à matéria-prima, seguidos do item serviços e aterro, com pequenas variações.

Como ponderado por Corcelli et al. (2017) e Pan et al. (2019), dentre outros autores, valores de energia total estão estreitamente relacionados ao impacto ambiental de um sistema, pois, quanto maior o valor da energia, maiores são os encargos ambientais necessários para sua produção (recursos, serviços ambientais, coprodutos, etc.) e quanto menor a energia total, melhor o desempenho do sistema. Assim, os resultados dos valores absolutos e percentuais apresentados nas Tabelas de Energia podem ser entendidos como indicadores diretos de impacto ambiental.

Neste sentido, seguindo este contexto, e considerando que os cenários em que há o uso da sacola de mercado para transporte de mercadorias e o reuso delas para o acondicionamento de resíduos sólidos domiciliares (cenários II, V e VIII) podem ser os mais comuns para um contexto de consumo deste produto no Brasil, pode-se dizer que as sacolas de PEBD, segundo a metodologia da contabilidade em energia, foram aquelas de maior impacto ambiental, seguidas das sacolas de ATP e por último, as sacolas produzidas de PEAD. Esse fato pode ser explicado, principalmente pela diferença de massa entre as sacolas analisadas e pelo menor valor da UEV do grânulo de ATP, que acaba reduzindo a energia proporcional para este material em relação aos polímeros de petróleo.

Outro índice utilizado nesta dissertação refere-se a renovabilidade emergética ($R\%$), calculada conforme a Equação 3 (item 3.2.2.4).

De certa forma, pode-se dizer que quanto maior este índice, maior a quantidade de fluxos de energia renovável presentes no sistema. Fazendo uma correlação entre a ideia de renovabilidade e circularidade, pode-se dizer que, quando maior o $R\%$, maior a circularidade do sistema em estudo.

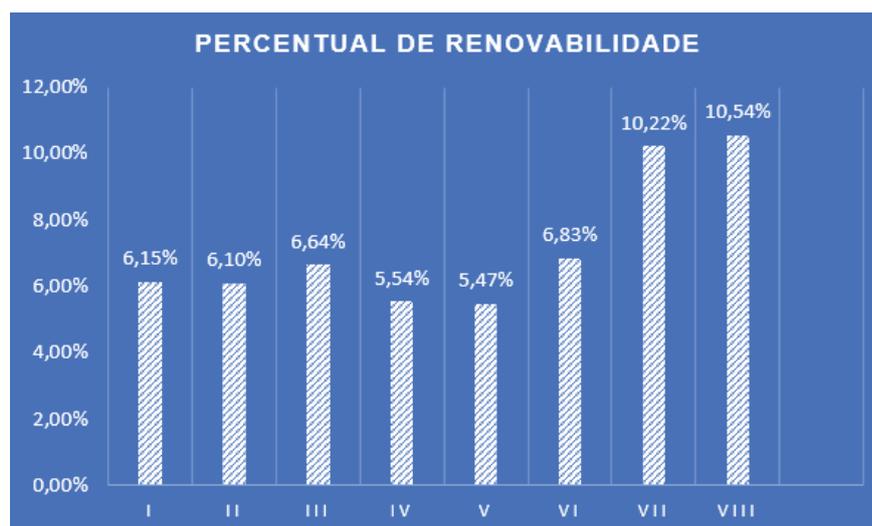
No estudo em questão, obteve-se os percentuais representados no GRÁFICO 4.

Os cenários VII e VIII tem maior percentual de renovabilidade. Isto acontece devida à matriz renovável do ATP. As sacolas de PEAD aparecem em seguida, pois sua massa é menor que aquelas constituídas de PEBD, que tem o menor percentual de renovabilidade.

Quando analisadas as simulações de reciclagem do PEAD e PEBD, cenários III e VI, respectivamente, nota-se a melhora do desempenho do sistema proposto em relação a circularidade.

Outro aspecto a ser considerado é a adoção do reuso das sacolas plásticas para o acondicionamento de resíduos sólidos domésticos, nos cenários I, IV e VII. Nestes casos, houve uma melhora no desempenho dos sistemas em relação ao descarte das sacolas (PEAD, PEBD ou ATP + sanito) para o aterro sanitário.

GRÁFICO 4 – PERCENTUAL DE RENOVABILIDADE



FONTE: Elaborado pelo autor (2022)

Dessa forma, pode-se dizer que as sacolas plásticas de base renovável apresentam maior circularidade que as sacolas de base fóssil. Entretanto, quando se fala em desempenho ambiental, os sistemas que utilizaram a sacola de PEAD apresentaram melhor desempenho ambiental, devido principalmente a menor massa utilizada de polímeros, reduzindo consequentemente os encargos por serviços ambientais dos sistemas.

Sistemas dependentes de recursos externos não renováveis, como os analisados nesta pesquisa, são menos resilientes e podem enfrentar problemas para manter sua operação em um cenário marcado por pressões negativas (por exemplo,

distúrbios econômicos, menor disponibilidade de recursos, questões sociais como as relacionadas à disponibilidade de mão-de-obra humana ou mesmo a oscilação do mercado, por exemplo) (AGOSTINHO *et al.*, 2019). Entretanto, o sistema de produto dos cenários III e VI demonstra que a reciclagem em ciclo aberto caracteriza um sistema mais resiliente e menos impactante, uma vez que necessita de menor exploração de recursos naturais não renováveis.

As discussões levantadas por esta pesquisa em relação aos resultados da EMA, considerando ações de Economia Circular, como o reuso, a reciclagem e o uso de matérias-primas de origem renovável, e ações de um sistema totalmente linear, evidenciam o comportamento do sistema de gerar menor pressão por serviços ambientais, quando da adoção de ações de Economia Circular. Entretanto, conceitos como o de desmaterialização ou mesmo a redução da massa material agregada aos produtos, são importantes e estão alinhados a ideia de Economia Circular. Ou seja, mesmo com o uso de materiais renováveis, quando da necessidade de maior massa para fabricação de determinado produto, isto acarreta em um aumento da carga por serviços ambientais, gerando um aumento dos impactos ambientais. Este comportamento foi evidenciado quando da análise dos cenários envolvendo as sacolas de ATP.

4.2 RESULTADOS DOS INDICADORES DE CICLO DE VIDA

Na avaliação dos impactos ambientais potenciais, foram utilizados os resultados da caracterização e normatização, para os indicadores selecionados da metodologia de AICV *ReCiPe 2016 Midpoint* (H).

Conforme já apresentado na RSL de ACV e na Metodologia deste trabalho, foram analisados os indicadores de Aquecimento Global, Acidificação, Eutrofização de água doce, Eutrofização marinha, Ecotoxicidade terrestre, Ecotoxicidade de água doce, Ecotoxicidade marinha, Toxicidade humana – não carcinogênicos, e Toxicidade Humana – carcinogênicos.

Os resultados foram gerados para os 3 diferentes polímeros estudados (PEAD, PEBD e ATP), considerando as variações entre os cenários, que envolveram o descarte sem reuso da sacola plástica, o descarte com reuso da sacola plástica

como acondicionante de resíduos sólidos domésticos, e a reciclagem da sacola plástica.

Os primeiros resultados aqui apresentados referem-se as categorias de impacto selecionadas para a metodologias *ReCiPe 2016 Midpoint (H)*. O QUADRO 16 apresenta os valores obtidos para cada categoria de impacto, considerando os 8 cenários avaliados.

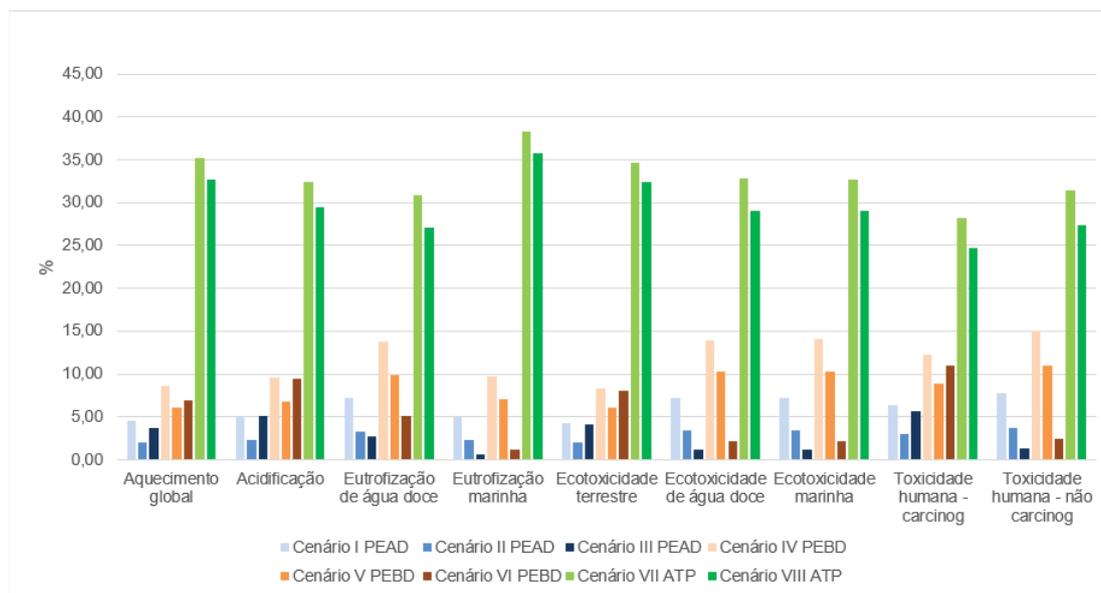
QUADRO 16– RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO DOS INDICADORES DE AICV PELO RECIPE 2016 MIDPOINT

Categorias de impacto	Un.	Cenários							
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Aquecimento Global	kg CO ₂ eq	12,51	5,64	10,23	23,80	16,93	19,27	97,14	90,27
Acidificação	kg SO ₂ eq	0,03	0,01	0,03	0,06	0,04	0,05	0,19	0,17
Eutrofização de água doce	kg P eq	0,01	0,00	0,00	0,02	0,01	0,01	0,05	0,04
Eutrofização marinha	kg N eq	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,02	0,02
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DCB	17,77	8,60	17,61	34,97	25,81	34,30	146,69	137,54
Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DCB	1,55	0,74	0,25	3,02	2,22	0,47	7,12	6,31
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DCB	2,03	0,97	0,33	3,98	2,91	0,62	9,28	8,22
Toxicidade humana - carcinogênicos	kg 1,4-DCB	0,48	0,22	0,43	0,92	0,66	0,82	2,12	1,86
Toxicidade humana – não carcinogênicos	kg 1,4-DCB	33,83	15,99	5,88	65,82	47,99	10,87	137,72	119,88

FONTE: Elaborado pelo autor (2022)

Como forma de facilitar a visualização dos resultados da caracterização, foi elaborado o GRÁFICO 5, que traz os resultados em percentuais para cada categoria de impacto analisada, considerando os 8 cenários de estudo.

GRÁFICO 5 - RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO DOS INDICADORES DE AICV



FONTE: Elaborado pelo autor (2022)

Os resultados apresentados no GRÁFICO 5 apontam que o ATP é o polímero que apresenta o maior impacto ambiental potencial para cada categoria, quando comparado ao PEAD e PEBD. Entre os polímeros fósseis, o PEBD é o que apresenta o maior impacto ambiental. Ou seja, percebe-se uma tendência de aumento de impacto ambiental potencial dos cenários do PEAD aos cenários do ATP.

Além disso, é possível verificar que há uma tendência de comportamento de menor impacto ambiental potencial para os cenários que possuem o uso e reuso das sacolas plásticas (Cenários II, V e VIII), quando se compara com os cenários de uso e descarte em aterro com o auxílio do Sanito (Cenários I, IV e VII), e os cenários de uso e reciclo das sacolas com auxílio do Sanito (Cenários III e VI). Isto ocorre para os indicadores de Aquecimento Global, Acidificação, Ecotoxicidade terrestre e Toxicidade humana – carcinogênicos.

Já para as categorias de Eutrofização de água doce e marinha, Ecotoxicidade de água doce e marinha, e Toxicidade humana – não carcinogênicos, os cenários que continham a reciclagem (Cenários III e VI) apresentaram um menor impacto em relação aos cenários de uso e reuso (Cenários II e V). Note que, para os cenários com ATP, esta análise não pôde ser realizada por não existir o cenário de reciclagem.

Este comportamento ocorreu, pois para as categorias de impacto de Eutrofização de água doce e marinha, Ecotoxicidade de água doce e marinha, e

Toxicidade humana – não carcinogênicos, a destinação de resíduos para aterro sanitário foi o processo mais impactante, sendo representado pelo “*Municipal solid waste {RoW}| treatment of, sanitary landfill | Cut-off, U*” da base de dados Ecoinvent 3.7.1. Consequentemente, como os cenários que possuem o uso e reuso das sacolas plásticas (Cenários II, V e VIII) e os cenários de uso e descarte em aterro com o auxílio do Sanito (Cenários I, IV e VII) apresentam maior massa de resíduos totais sendo encaminhada para aterro sanitário, quando comparadas as massas destinadas a aterro pelos cenários de uso e reciclo das sacolas com auxílio do Sanito (Cenários III e VI), ocorreu que estes últimos cenários tiveram seu impacto ambiental potencial reduzido para as referidas categorias de impacto.

Como análise geral, vale perceber que estes resultados reforçam a ideia que o estímulo a ações de Economia circular como o reuso ou o reciclo podem auxiliar na redução do consumo de matérias-primas e/ou na redução das massas de destinação para aterros e, como consequência, reduzir o impacto ambiental potencial dos sistemas de produto em análise.

Em pesquisas similares, como a de Gómez e Escobar (2022), vê-se resultados similares em relação a sacolas de polímeros de petróleo que acabam apresentando menor impacto ambiental potencial do que os de polímeros biodegradáveis. Outros estudos como os de Ahamed et al. (2021) e Civancik-Uslu et al. (2019) também mostram que as sacolas produzidas de PEAD e PEBD possuem um menor impacto ambiental potencial quando comparadas as sacolas biodegradáveis. Isto se deve principalmente a necessidade de maior massa dos polímeros biodegradáveis para atingirem similar desempenho funcional de produtos que os polímeros de petróleo. Isto abre uma lacuna para o aprofundamento dos estudos da aplicação de polímeros biodegradáveis como sacolas plásticas visando, de um lado a manutenção da performance mínima de produto, e de outro a necessidade de redução material destes polímeros nas sacolas plásticas. Vale salientar que, dentre os polímeros biodegradáveis analisados nestes estudos correlatos, nenhum deles tratava-se de composto similar ao ATP.

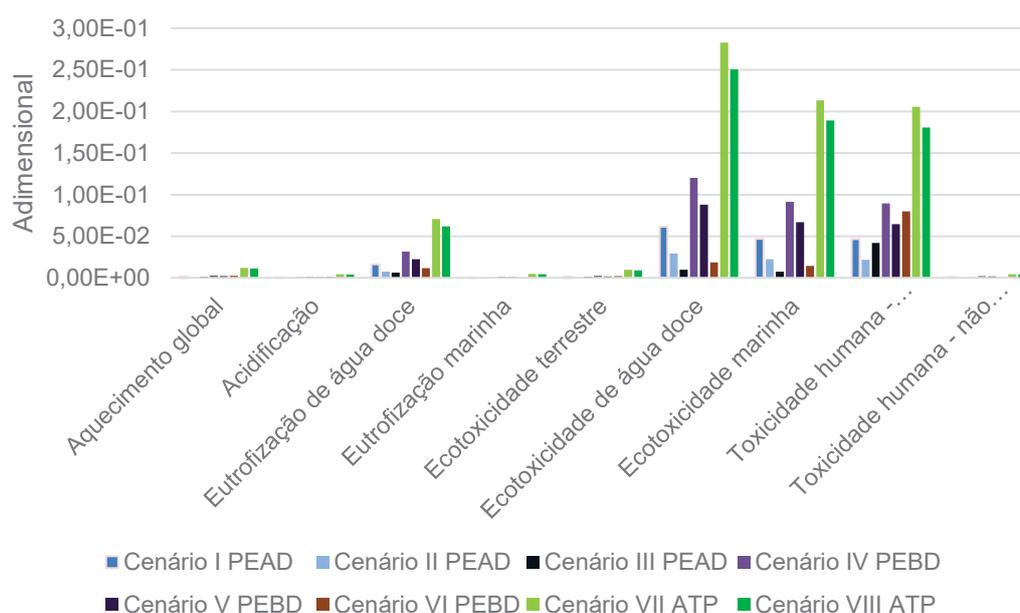
Como complemento, cabe dizer que os gráficos de caracterização demonstram uma tendência de comportamento, não sendo possível realizar a avaliação de magnitude de impactos ambientais potenciais, mas sim comparar os resultados de um mesmo indicador de forma individual para os diferentes cenários

Como forma de avaliar a magnitude dos impactos ambientais potenciais, foi elaborado o GRÁFICO 6 que apresenta os resultados normalizados dos indicadores de categoria utilizados neste estudo. O conjunto de normalização utilizado foi o World 2010, presente no método de AICV ReCiPe 2016 Midpoint (H).

Os resultados apresentados no GRÁFICO 6 apenas confirmam que o ATP é o polímero que apresenta o maior impacto ambiental potencial em relação ao PEAD e PEBD.

Entretanto, vale a pena observar que as categorias de impacto com maior magnitude de impactos ambientais potenciais (Ecotoxicidade de água doce e Ecotoxicidade marinha) apresentaram como cenários de menor impacto ambiental aqueles relacionados ao uso e reciclo das sacolas com auxílio do Sanito.

GRÁFICO 6 – RESULTADO DA NORMALIZAÇÃO DOS INDICADORES DE AICV PELO MÉTODO RECIPE 2016 MIDPOINT.



FONTE: Elaborado pelo autor (2022)

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta dissertação apresentou como material de estudo a comparação do desempenho ambiental, por meio da metodologia da Contabilidade Ambiental em Energia (EMA) e da técnica de ACV, de três polímeros distintos, o amido termoplástico (ATP), o 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 da sacola plástica para carregar compras (transporte de mercadorias), o uso secundário da sacola plástica para acondicionamento de resíduos sólidos domésticos e, por fim, a destinação final em aterro sanitário.

A aplicação da metodologia EMA foi utilizada para comparar os impactos ambientais das sacolas produzidas de PEAD, PEBD e ATP em oito cenários, focando na abordagem *upstream* que trata da análise dos consumos de recursos. A aplicação da ACV foi utilizada para comparar o impacto ambiental potencial das sacolas produzidas de ATP, PEAD e PEBD, nos mesmos 8 cenários, focando na abordagem *downstream* que trata da análise das emissões para o meio ambiente.

Os resultados obtidos com a aplicação da EMA mostraram que os cenários em que se utilizou as sacolas de PEAD foram os que apresentaram melhor desempenho ambiental. Dentre os cenários estudados para o PEAD (Cenários I, II e III), o que apresentou o melhor desempenho ambiental foi o de uso e reuso de sacolas plásticas, seguido do cenário de uso e reciclagem da sacola plástica (Cenário III). Já os cenários em que se utilizou sacolas de ATP foram aqueles com o pior desempenho ambiental. Dentro dos cenários analisados para o ATP (Cenários VII e VIII), o que apresentou melhor desempenho ambiental foi o de uso e reuso da sacola plástica. Vale ressaltar que o pior desempenho ambiental dos cenários relacionados ao uso da sacola plástica de ATP se deu principalmente devido a maior massa agregada a este tipo de sacola, quando comparada as sacolas de PEAD e PEBD. Entretanto, o fato de o ATP apresentar uma UEV cerca de 4 vezes menor que a UEV dos polímeros de petróleo, dá a possibilidade que este material possa apresentar um melhor desempenho ambiental que estes polímeros fósseis, desde que se consiga uma redução da massa do ATP na fabricação das sacolas plásticas.

Os resultados obtidos com a aplicação dos indicadores de categoria da ACV apresentaram resultados condizentes com a EMA, mostrando tendências similares de desempenho ambiental entre os diferentes polímeros, e entre os diferentes cenários. Vale a pena destacar que a ACV, quando da utilização da normalização, ressaltou o resultado de cenários de uso e reciclo da sacola de plástico, em comparação aos cenários de uso e reuso, quando se trata dos polímeros de petróleo. Este comportamento ocorreu, pois, a massa de destino para o aterro sanitário foi menor nos cenários de reciclo, acarretando em um melhor desempenho ambiental destes cenários para estes respectivos indicadores (Eutrofização, Ecotoxicidade e Toxicidade humana – não carcinogênicos).

Como análise final, percebeu-se que a adoção de ações afins a ideia de Economia circular, como o reuso de produtos e a reciclagem de produtos pós vida pode auxiliar na melhoria do desempenho ambiental destes produtos, reduzindo os impactos ambientais potenciais e, conseqüentemente, as pressões ao meio ambiente, seja pelo consumo excessivo de recursos ou pela emissão aumentada de poluentes.

Entretanto, um grande problema ambiental relacionado a emissão de micro plásticos no meio ambiente não foi possível de ser abordada com profundidade, devido as limitações das metodologias atuais de AICV que não contemplam este tipo de análise.

Como sugestão para trabalhos futuros, destacam-se:

1. Aplicar a sequência metodológica adotada neste estudo para outros polímeros biodegradáveis, visando o apoio a decisão no desenvolvimento de produtos, com foco no desenvolvimento de polímeros com características biodegradáveis e compostáveis que possuem um melhor desempenho ambiental que as opções de polímeros de petróleo existentes no mercado;
2. A inclusão de análise econômica para avaliação da viabilidade financeira destes polímeros biodegradáveis, quando da comparação com polímeros de petróleo;
3. A necessidade da execução de estudos destes polímeros considerando o acesso à informação através de coleta *in loco* nos processos produtivos, visando ajustar principalmente valores como: % de perda de massa nos processos de transformação do plástico, quantidade de uso de insumos (água) e eletricidade nestes processos produtivos, e quantidade de mão-de-obra e serviços utilizados nestes processos produtivos;

4. E como complementação ao item anterior, a construção de cenários que analisem diferentes situações de distâncias logísticas, visando avaliar quanto estas distâncias podem afetar nos resultados finais do desempenho ambiental dos produtos.

REFERÊNCIAS

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

ABIPLAST – ASSOSSIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO. Perfil 2021. Disponível em: http://www.abiplast.org.br/publicacoes/relatorio_rsu/. Acesso em: 15 de abr. 2022.

ACCINELLI, Cesare; ABBAS, Hamed K.; BRUNO, Veronica; NISSEN, Lorenzo; VICARI, Alberto; BELLALLOUI, 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>.

AGOSTINHO, F.; ALMEIDA, C.; BONILLA, S.; SACOMANO, J.; GIANNETTI, B. **Urban solid waste plant treatment in Brazil: Is there a net emergy yield on the recovered materials?** *Resources, Conservation and Recycling*, v. 73, p. 143–155, 1 abr. 2013.

AGOSTINHO, F.; OLIVEIRA, M.; PULSELLI, F.; ALMEIDA, C.; GIANNETTI, B. **Emergy accounting as a support for a strategic planning towards a regional sustainable milk production.** *Agricultural Systems*, v. 176, p. 102647, 1 nov. 2019.

AGOSTINHO, F., ORTEGA, E. **Energetic-environmental assessment of a scenario for Brazilian cellulosic ethanol.** *Journal of Cleaner Production*, v. 47, p. 474–489, 2013.

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.

ALMEIDA, C.; RODRIGUES, A.; BONILLA, S.; GIANNETTI, B. **Emergy as a tool for Ecodesign: evaluating materials selection for beverage packages in Brazil.** *Journal of Cleaner Production*. v. 18, n. 1, p. 32–43, jan. 2010.

ALMEIDA, C.; RODRIGUES, A.; AGOSTINHO, F.; GIANNETTI, B. **Material selection for environmental responsibility: the case of soft drinks packaging in Brazil.** *Journal of Cleaner Production*, *Cleaner production towards a sustainable transition*. v. 142, p. 173–179, 20 jan. 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 13230: Embalagens e acondicionamento plásticos recicláveis - Identificação e simbologia.** Rio de Janeiro: ABNT, 2008

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.

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.

ALKHUZAIMA, Lojain; ZHUB, Qingyun; SARKIS Joseph. 2021. **Evaluating Emergy Analysis at the Nexus of Circular Economy and Sustainable Supply Chain Management.** *Sustainable Production and Consumption*. p. 413-424. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.11.022>

ALVARENGA, R. A. F. DE; DA SILVA JÚNIOR, V. P.; SOARES, S. R. **Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production.** *Journal of Cleaner Production*, v. 28, p. 25–32, 2012.

ANDRADE, C. C. B.; MAGALHÃES, C. M. **Gestão social como possibilidade de articulação entre a Política Nacional de Resíduos Sólidos e a sociedade.** *Revista Mundi: Meio Ambiente e Agrárias*, v. 1, n. 2, p.13-20, 2016.

Anon 2021 **“Eco-indicator 99 Manual for Designers”** p. 49.

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

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14051: Gestão Ambiental - Contabilidade dos custos de fluxos de material.** Rio de Janeiro, 2013.

ATLAS DO PLÁSTICO. Versão Digital. 2020. **Fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos.** Disponível em: <https://br.boell.org/sites/default/files/2020-11/Atlas%20do%20PI%C3%A1stico%20-%20vers%C3%A3o%20digital%20-%2030%20de%20novembro%20de%202020.pdf>. Acesso em 10 de jan. 2022.

ATIWESH, G.; MIKHAEL, A.; PARRISH, C.C; BANOUB, J.; LE, T.T.; 2021. **Environmental impact of bioplastic use: a review.** *HELION*. <https://doi-org.ez22.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.helion.2021.e07918>

BALANAY, Raquel; HALOG Anthony. 2016. **"Charting Policy Directions for Mining's Sustainability with Circular Economy"**. *Recycling* 1, no. 2: 219-231. <https://doi.org/10.3390/recycling1020219>

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-east1&originCreation=20220201110858>. Acesso em: 1 fev. 2022.

BJÖRKLUND, J.; GEBER, U.; RYDBERG, T. **Emergy analysis of municipal wastewater treatment and generation of electricity by digestion of sewage sludge**. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 31, n. 4, p. 293–316, 1 abr. 2001.

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>.

BCG; WBCSD. **The New Big Circle: Achieving growth and business model innovation through circular economy implementation**. January, 2018. Disponível: http://docs.wbcsd.org/2018/01/The_new_big_circle.pdf.

BAKSHI, B.; KURSUN, B.; MAHATA, M.; MARTIN, J. **Life cycle and emergy based design of energy systems in developing countries: Centralized and localized options**. *Ecological Modelling*, v. 305, p. 40–53, 10 jun. 2015.

BENETTO, Enrico; JURY, Colin; IGOS, Elorri; CARTON, Julien; HILD, Paula; VERGENE, Christele; DI MARTINO, Jean. 2015. **Using atmospheric plasma to**

design multilayer film from polylactic acid and thermoplastic starch: a screening Life Cycle Assessment. *Journal of Cleaner Production*. p. 953-960.

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>.

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**, Anais [...]. : Institute of Electrical and Electronics Engineers Inc., 2015. DOI: 10.1109/HNICEM.2015.7393237.

BISHOP, G.; STYLES, D.; LENS, P.N.L., 2021. **Environmental performance of bioplastic packaging on fresh food produce: a consequential life cycle assessment.** *Journal of Cleaner Production*. <https://doi-org.ez22.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.jclepro.2021.128377>.

BROWN, M.; ULGIATI, S. **Emergy-based indices and ratios to evaluate sustainability: monitoring economies and technology toward environmentally sound innovation.** *Ecological Engineering*, v. 9, n. 1, p. 51–69, 1 set. 1997.

BROWN, M.; ULGIATI, S., 2004. **Updated evaluation of exergy and emergy driving the geobiosphere: A review and refinement of the emergy baseline.** *Ecological Modelling*, v. 221, n. 20, p. 2501–2508

BROWN, M.T.; CAMPBELL, D.E.; DE VILBISS; C., ULGIATI, S., 2016. **The geobiosphere emergy baseline: a synthesis.** *Ecol. Modell.* 339, 92–95. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.03.018>.

BROWN, M.T., RAIGEI, M., ULGIATI, S., 2012. **On boundaries and “investments” in Emergy Synthesis and LCA: a case study on thermal vs. photovoltaic electricity.** *Ecol. Indic.* 15, 227–235. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.021>.

BROWN, M.T., ULGIATI, S., 2011. **Understanding the global economic crisis: a biophysical perspective.** *Ecol. Modell.* 223, 4–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.05.019>.

BROWN, M.; ULGIATI, S. **Assessing the global environmental sources driving the geobiosphere: A revised emergy baseline.** *Ecological Modelling*, v. 339, p. 126–132, 10 nov. 2016.

BROGAARD, Line K.; DAMGAARDA, Anders; JENSEN, Morten B., BARLAZ, Morton; CHRITENSEN, Thomas H. 2014. **Evaluation of life cycle inventory data for recycling systems.** *Resources, Conservation and Recycling*. P. 30-45.

BSI, 2017. BS 8001:2017. **Framework for Implementing the Principles of the Circular Economy in Organizations – Guide**. The British Standards Institution, London.

BUENFIL, A. **Emergy Evaluation of Water**. Tese (Doutorado). University of Florida. 2001.

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.

BURANAKARN V. **Evaluation of recycling and reuse of building materials using the emergy analysis method**. Tese de Doutorado. University of Florida, Gainesville, FL, p. 257. 1998.

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.

CAMPBELL, D. **Emergy Analysis of Human Carrying Capacity and Regional Sustainability: an Example Using the State of Maine**. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 51, n. 1, p. 531–569, 1 jun. 1998.

CAMPBELL, D. **Proposal for Including What Is Valuable to Ecosystems in Environmental Assessments**. *Environmental Science & Technology*, v. 35, n. 14, p. 2867–2873, 1 jul. 2001.

CAMPS-POSINO, L.; BATTLE-BAYER, L.; BALA, A.; SONG, G.; QIAN, H.; ALDACO, R.; XIFRÉ, R.; FULLANA-I-PALMER, P.; 2021. **Potential climate benefits of reusable packaging in food delivery services. A chinese case study**. *Science of the total environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148570>

CAO, K.; FENG, X. **Distribution of Emergy Indices and Its Application**. *Energy & Fuels*, v. 21, n. 3, p. 1717–1723, 1 maio 2007.

CAO, K.; FENG, X. **The emergy analysis of loop circuit**. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 147, n. 1–3, p. 243–251, dez. 2008.

CASTELLINI, C.; BASTIANONI, S.; GRANAI, C.; BOSCO, A.; BRUETTI, M. **Sustainability of poultry production using the emergy approach: Comparison of conventional and organic rearing systems**. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 114, n. 2, p. 343–350, 1 jun. 2006.

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.

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

CHANG, Y. J., NEUGEBAUER, S., LEHMANN, A., SCHEUMANN, R., FINKBEINER, M. (2017). **Life cycle sustainability assessment approaches for manufacturing**, *Sustainable Manufacturing*, p.221

CHEN, Yufeng; LIU, Longshan, 2022. **Improving eco-efficiency in coal mining area for sustainability development: An emergy and super-efficiency SBM-DEA with undesirable output**. *Journal of Cleaner Production*. Volume 33910, Article number 130701.

CHEN, Y; AWASTHI, AK; WEI, F; TAN, Q; LI, J., 2021. **Single-use plastics: Production, usage, disposal, and adverse impacts**. *Science of the Total Environment*. Disponível em: <https://doi-org.ez22.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.scitotenv.2020.141772>. Acesso em 10 de abr. 2022.

CHEN W.; ZHONG, S.; GENG, Y.; CHEN, Y.; CUI, X.; WU, Q.; PAN, H.; WU, R.; SUN, L.; TIAN, X. **Emergy based sustainability evaluation for Yunnan province, China**. *Journal of cleaner production*, p. 9886, 2017.

CHOI, Bulim; YOO, Seungwoo; PARK, Su-il. 2018. **Carbon Footprint of Packaging Films Made from LDPE, PLA, and PLA/PBAT Blends in South Korea**. *Sustainability*. <https://doi.org/10.3390/su10072369>

CIVANCIK-USLU, Didem; PUIG, Rita; HAUSCHILD, Michael; FULLANA-I-PALMER, Peres. **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>.

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.

CORCELLI, F.; RIPA, M.; ULGIATI, S. **End-of-life treatment of crystalline silicon photovoltaic panels. An emergy-based case study**. *Journal of Cleaner Production*, v. 161, p. 1129–1142, 10 set. 2017.

CURRAN, M. A. (2012). **Life cycle assessment handbook: a guide for environmentally sustainable products**. John Wiley & Sons.

DE LÉIS, C.M.; NOGUEIRA, A.R.; KULAY, L. TADINI, C.C.; 2017. **Environmental and energy analysis of biopolymer film based on cassava starch in Brazil**. Journal of Cleaner Production. 143 (2017) 76e89.

DE OLIVEIRA, C.; LUNA, M.; CAMPOS, L. **Understanding the Brazilian expanded polystyrene supply chain and its reverse logistics towards circular economy**. Journal of Cleaner Production, v. 235, p. 562–573, 20 out. 2019.

DE SOUZA JUNIOR, H. **Definição de métodos de alocação para a reciclagem em ciclo aberto**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina, 2015.

DE SOUZA, D.M.; TEIXEIRA, R.F.M.; OSTERMANN, O.P. **Assessing biodiversity loss to land use with Life Cycle Assessment: are we there yet? Global Change Biology**. <https://doi.org/10.1111/gcb.12709>

DE SOUZA JÚNIOR, H.R.A., DANTAS, T.E.T.; ZANGHELINI, G.M.; CHERUBINI, E.; SOARES, S.R. **Measuring the environmental performance of a circular system: Energy and LCA approach on a recycle polystyrene system**. Science of the Total Environment. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138111>.

DESCHAMPS, J.; SIMON, B.; TAGNIT-HAMOU, A.; AMOR, B. **Is open-loop recycling the lowest preference in a circular economy? Answering through LCA of glass powder in concrete**. Journal of Cleaner Production, v. 185, p. 14–22, 1 jun. 2018.

DURKIN, Alex; TAPTYGIN, Ivan; KONG, Qingyuan; RESULT, Mohamad F.M.; REHMANN, Abdul; FERNANDÉZ, Ana M.L.; HARVEY, Adam P.; SHAH, Nilay; GUO, Mio. 2019. **Scale-up and Sustainability Evaluation of Biopolymer Production from Citrus Waste Offering Carbon Capture and Utilisation Pathway**. Chemistry Europe. DOI:10.1002/open.201900015

EC, 2014. **Towards a Circular Economy: A Zero Waste Programme for Europe**. COM(2014). 398. European Commission, Brussels, Belgium.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, **Towards the Circular Economy: Economic and business rationale for accelerated transition**, EMF, London, 2013

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, **Towards the Circular Economy: Accelerating the scale-up across global supply chains**, EMF, London, 2014

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION E MCKINSEY CENTER FOR BUSINESS AND ENVIRONMENT, 2015, Growth within: **A circular economy vision for a competitive Europe**, EMF and McKinsey Center for Business and Environment, Isle of Wight.

EMF, 2015. **Towards a Circular Economy: Business Rationale for an Accelerated Transition. 2015**. Ellen MacArthur Foundation, Cowes, UK 20 p. <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications/towards-the-circular-economy-vol-1-an-economic-and-business-rationale-for-an-accelerated-transition>

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION (EMF), 2016. **The New Plastics Economy: Rethinking the future of plastics provides**. Ellen MacArthur Foundation. Cowes, UK, 2016. 76 120 p. Disponível em: < <http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications-rethinkingthefutureofplastics>>. Acesso em: 10 de abril de 2019.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/6032414/nova-tecnica-permite-obter-plastico-biodegradavel-em-minutos>. Acesso em 15 de julho de 2020.

ELIA, V.; GNONI, M.G.; TORNESE, F. **Measuring Circular Economy Strategies Through Index Methods: A Critical Analysis**. Journal of Cleaner Production 142 (2017) 2741e2751.

European Commission, 2018b. **Measuring progress towards circular economy in the European Union – Key indicators for a monitoring framework**.

European Commission, 2015. **Communication from the commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions. Closing the loop – an eu action plan for the circular economy**. [WWW Document]. URL <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:52015DC0614&from=EN>.

FABRO, Adriano Todorovic; LINDEMANN, Christian; VIEIRA, Saon Crispin. UTILIZAÇÃO DE SACOLAS PLÁSTICAS EM SUPERMERCADOS. Revista Ciências do Ambiente On-Line Fevereiro, 2007 Volume 3, Número 1. Disponível em: <http://sistemas.ib.unicamp.br/be310/nova/index.php/be310/article/view/70/46>. Acesso em 10 de maio de 2021.

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.

FAO - **Food wastage footprint - impacts on natural resources**. Summary Report Food and Agriculture Organization of the United Nations (2013).

FAQs on Plastics, **Our World in Data**. <https://ourworldindata.org/faq-on-plastics> Acesso em 10 de mai. 2022.

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: 10 abr. 2021.

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.

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.

FRANKLIN-JOHNSON, E.; FIGGE, F.; CANNING, L. **Resource Duration as a Managerial Indicator for Circular Economy Performance**. *Journal of Cleaner Production* 133 (2016) 589 e 598.

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.

GENG, Y., FU, J., SARKIS, J., XUE, B., 2012. **Towards a national circular economy indicator system in China: an evaluation and critical analysis**. *J. Clean. Prod.* 23, 216–224. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.07.005>.

GENG, Y., SARKIS, J., ULGIATI, S., 2016. **Sustainability, wellbeing, and the circular economy in China and worldwide**. *Science (80-.)* 76–79 doi: sc201255 [pii]n10.1038/sc.2012.55.

GIANNETTI, Biagio F; AGOSTINHO Feni; MORAES, Luciano C.; ALMEIDA, Cecília M.V.B.; ULGIATI, Sergio, 2015. **Multicriteria cost–benefit assessment of tannery production: The need for breakthrough process alternatives beyond conventional technology optimization**. *Environmental Impact Assessment Review* 54 (2015) 22–38.

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

GHISELLINI, P.; CILIANI, C.; ULGIATI, S. 2016. **A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems**. *Journal of Cleaner Production* 114, pp. 11–32.

GHISELLINI, P.; RIPA, M.; ULGIATTI, S. 2018. **Exploring environmental and economic costs and benefits of a circular economy approach to the construction and demolition sector. A literature review**. *Journal of Cleaner Production* 178, pp. 618– 643.

GIANNETTI, B.; SEVEGNANI, F.; ALMEIDA, C.; AGOSTINHO, F.; MORENO GARCÍA, R.; LIU, G. **Five sector sustainability model: A proposal for assessing**

sustainability of production systems. *Ecological Modelling*, v. 406, p. 98–108, 24 ago. 2019.

GOLSTEIJN, L. (2020). **Life Cycle Assessment (LCA) explained, *Pré Sustainability***. Available Online: <https://pre-sustainability.com/articles/life-cycle-assessment-lca-basics/>. Acesso em 27 de jan. 2022.

GÓMEZ, Iván Darío López; ESCOBAR, Alejandro Serna. 2021. **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>.

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.

HELMES, Roel J.; LÓPEZ-CONTRERAS, Ana; BENOIT, Maud; ABREU, Helena; MAGUIRE, Julie; MOEJES, Fiona; SANDER W. K. van den Burg. 2018. **Environmental Impacts of Experimental Production of Lactic Acid for Bioplastics from *Ulva* spp.** *Sustainability*. <https://doi.org/10.3390/su10072462>

HOMRICH, Aline Sacchi; GALVÃO, Graziela; ABADIA, Lorena Gamboa; CARVALHO, Marly M.; 2018. **The circular economy umbrella: Trends and gaps on integrating pathways.** <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.064>. *Journal of Cleaner Production*.

HOTTLE, Troy A., BILEC, Melissa M., LANDIS, Amy E., 2017. **Biopolymer production and end of life comparisons using life cycle assessment.** *Resources, conservation and recycling*. <https://doi-org.ez22.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.polymdegradstab.2013.06.016>

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>.

HUYSMAN, S., DEBAVEYE S., SCHAUBROECK T., MEESTER S. de, ARDENTE F., MATHIEUX F., DEWULF J. **The recyclability benefit rate of closed-loop and open-loop systems: a case study on plastic recycling in Flanders.** *Resour. Conserv. Recycl.* 2015; **101**:53–60.

IBICT, 2015. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia. Disponível em: <http://sitehistorico.ibict.br/inclusao-social-e-popularizacao-da-ciencia/avaliacao-do-ciclo-de-vida-de-produtos-e-sistemas-produtivos>. Acesso em nov. de 2021.

IPEA, 2016. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **A Avaliação do Ciclo de Vida como ferramenta para a formulação de políticas públicas no Brasil.** ISSN 1415 – 4765.

JABBOUR, Charbel José; SARKIS, Joseph; JABBOUR, Ana Beatriz Lopes de; RENWICK, Douglas Willian; SINGH, Sanjay Kumar. **Who is in charge? A review and a research agenda on the ‘human side’ of the circular economy.** *Journal of Cleaner Production*, Volume 222, 10, 2019, Pages 793-801.

JOLLIET, O., et al., 2003. **IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology.** *Int. J. LCA* 8 (6), 324. doi:10.1007/BF02978505.

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. I.], v. 15, n. 3, p. 284–293, 2010. DOI: 10.1007/s11367-010-0162-9.

KIRCHHERR, J., REIKE, D., HEKKERT, H. (2017). **Conceptualizing the circular economy: an analysis of 114 definitions.** *Resource. Conserv. Recycl.* 127, 221-232.

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

KITZES, J.; GALLI, A.; BAGLIANI, M.; BARRETT, J.; DIGE, G.; EDE, S.; WIEDMANN, T. **A research agenda for improving national Ecological Footprint accounts.** *Ecological Economics*, v. 68, n. 7, p. 1991-2007, 2009.

KITZES, J.; WACKERNAGEL, M. **Answers to common questions in ecological footprint accounting.** *Ecological Indicators*, v. 9, n. 4, p. 812-817, 2009.

KORHONEN, J.; NUUR, C.; FELDMANN, A.; BIRKIE, S.E. **Circular Economy as an Essentially Contested Concept.** *Journal of Cleaner Production* 175 (2018) 544e552. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617330706>.

KÜÇÜKSAYRAÇ, Elif. **Design for sustainability in companies: strategies, drivers and needs of Turkey's best performing businesses.** *Journal of Cleaner Production*. *Journal of Cleaner Production* v.106 (2015) 455 e 465. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/272398854_Design_for_Sustainability_in_C

ompanies_Strategies_Drivers_and_Needs_of_Turkey's_Best_Performing_Businesse
s. Acesso em 20 de nov. 2021.

KURIQI, A., PINHEIRO, A.N., SORDO-WARD, A., GARROTE, L., 2019. **Influence of hydrologically based environmental flow methods on flow alteration and energy production in a run-of-river hydropower plant.** *Journal Clean. Prod.* 232, 1028–1042. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2019.05.358>.

KURIQI, A., PINHEIRO, A.N., SORDO-WARD, A., GARROTE, L., 2017. **Trade-off between environmental flow policy and run-of-river hydropower generation in Mediterranean climate.** *Eur. Water* 60, 123–130. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.23257.21608>.

LI, Zhen; ZENG, Huixiang; XIAO, Xu; CAO, Jin; YANG, Chaoji; ZHANG, Kaixin. **Resource value flow analysis of paper-making enterprises: A Chinese case study.** *Journal of Cleaner Production*, [S. l.], v. 213, p. 577–587, 2019. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.12.158.

LCI - Life Cycle Initiative **“Single-use-plastic-bags-and-alternatives-Recommendations-from-LCA-final.pdf.”** Disponível em: <https://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2020/04/Single-use-plastic-bags-and-alternatives-Recommendations-from-LCA-final.pdf>. Acesso em: jan. de 2022.

LINDGREEN Roos, E.; SALOMONE, R.; REYES, T. **A Critical Review of Academic Approaches, Methods and Tools to Assess Circular Economy at the Micro Level.** *Sustainability* 2020, 12, 4973. <https://doi.org/10.3390/su12124973>

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, Yanxin; LI, Huajiao; AN Haizhong; SANTAGATA, Remo; LIU, Xueyong. 2021. **Environmental and economic sustainability of key sectors in China’s steel industry chain: An application of the Emergy Accounting approach.** *Ecological Indicators*. Volume 129, 108011 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108011>.

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>.

MARVUGLIA, Antonio; SANTAGATA, Remo; RUGANI, Benedetto Rugani; BENETTO, Enrico; ULGIATI, Sergio. **Energy-based indicators to measure circularity: promises and problems**. *Polityka Energetyczna – Energy Policy Journal* 2018 Volume 21, Issue 4, 179–196 DOI: 10.24425/124510.

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.

MEDEIROS, Ivan L. De; VIEIRA, Alessandro; BRAVIANO, Gilson; GONÇALVES, Berenice S. 2015. **Revisão Sistemática e Bibliometria facilitadas por um Canvas**. São Paulo. v. 12

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.; VALSASINA L.; FITZGERALD D.; BRUNNER F.; SYMEONIDIS A.; BOURGAULT G.; WERNET G. **Documentation of changes implemented in ecoinvent database v3.6**. *ecoinvent Association*. Zürich, Switzerland., 2019.

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

NAUSTDALSLID, J., 2014. **Circular economy in China e the environmental dimension of the harmonious society**. *International Journal Sustainable Development and World Ecology*, 21:4, 303-313, OI:10.1080/13504509.2014.914599 <http://dx.doi.org/10.1080/13504509.2014.914599>

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.

ODUM, HT. **Ambiente, Poder e Sociedade**: 262 (1971). Disponível em: <https://ajph.aphapublications.org/doi/pdf/10.2105/AJPH.61.10.2142-b>. Acesso em 15 de maio de 2021.

ODUM, H.T., 1983. **Systems Ecology; an introduction**. Disponível em: https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Systems%20Ecology&publication_year=1983&author=Odum%2CH.%20T. Acesso em 10 de maio 2021.

ODUM, HT, **Ecosystem Theory and Application (1986)**. Disponível em: <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201300426381>. Acesso em 10 de maio de 2021.

ODUM, H.T., 1988. **Self organizacion, transformity and informacion**, Science 242: 1132-1139.

ODUM, H.T., 1995. **Energy systems concepts and self organizacion: A rebuttal**. (in press).

ODUM, H.T., 1996. **Environmental Accounting: Emery and Environmental Decision Making**. John Wiley & Sons Inc, New York.

ODUM, H.T., Odum, E.C., 2000. **A prosperous way down: principles and policies**. University Press of Colorado.

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.

OLIVEIRA, L. L. et al. **Impactos ambientais causados pelas sacolas plásticas: o caso campina grande - PB**. BioFar: Revista de Biologia e Farmácia, v. 7, n. 1, 2012.

OLIVEIRA, M. C. B. R. **Gestão de resíduos plásticos pós-consumo: perspectivas para a reciclagem no Brasil**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Planejamento Energético, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012. Disponível em: http://objdig.ufrj.br/60/teses/coppe_m/MariaClaraBrandtRibeiroDeOliveira.pdf. Acesso em: 16 nov. 2020.

OLIVEIRA M.; COCOZZA, A.; ZUCARO, A.; SANTAGATA, R.; ULGIATI, S.; 2021. **Circular economy in the agro-industry: Integrated environmental assessment of dairy products**. Renewable and Sustainable Energy Reviews 148,111314. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111314>.

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

ORTEGA, Enrique. **Ecologia de Sistemas**. Disponível em <https://www.unicamp.br/fea/ortega/ecologia/desafio-9.htm>. Acesso em 15 de janeiro de 2021.

PAN, H.; ZHANG, X.; WANG, Y.; QI, Y.; WU, J.; LIN, L.; PENG, H.; QI, H.; YU, H.; ZHANG, Y. **Emergy evaluation of an industrial park in Sichuan Province, China: A modified emergy approach and its application.** Journal of Cleaner Production, v. 135, p. 105–118, 1 nov. 2016.

PAN, H.; GENG, Y.; JIANG, P.; DOUNG, H.; SUN, L.; WU, R. **An emergy based sustainability evaluation on a combined landfill and LFG power generation system.** Energy, v. 143, p. 310–322, 15 jan. 2018.

PAN, H.; GENG, Y.; DONG, H.; ALI, M.; XIAO, S. **Sustainability evaluation of secondary lead production from spent lead acid batteries recycling.** Resources, Conservation and Recycling, v. 140, p. 13–22, 1 jan. 2019a.

PAN, H.; GENG, Y.; TIAN, X.; WILSON, J.; CHEN, W.; ZHONG, S.; SONG, X. **Emergy based environmental accounting of one mining system.** Environmental Science and Pollution Research, 15 mar. 2019.

PAN, Y.; LI, H. **Sustainability evaluation of end-of-life vehicle recycling based on emergy analysis: a case study of an end-of-life vehicle recycling enterprise in China.** Journal of Cleaner Production, v. 131, p. 219–227, 10 set. 2016.

PARGANA, N.; PINHEIRO, M.; SILVESTRE, J.; DE BRITO, J. **Comparative environmental life cycle assessment of thermal insulation materials of buildings.** Energy and Buildings, v. 82, p. 466–481, 1 out. 2014.

PATTERSON, M.; MCDONALD, G.; HARDY, D. **Is there more in common than we think? Convergence of ecological footprinting, emergy analysis, life cycle assessment and other methods of environmental accounting.** Ecological Modelling, v. 362, p. 19–36, 24 out. 2017.

PATRIZI, N.; BRUNO, M.; SALADINI, F.; PARISI, M.L.; PULSELLI, R.M.; BJERRE, A.B.; BASTIANONI, S. 2020. **Sustainability Assessment of Biorefinery Systems Based on Two Food Residues in Africa.** Frontiers in Sustainable Food Systems. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.522614>

PAULIK, S., 2018. **Critical appraisal of the circular economy standard BS 8001:2017 and a dashboard of quantitative system indicators for its implementation in organizations.** Resources, Conservation and Recycling Volume 129, February 2018, Pages 81-92. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10>.

PIERAGOSTINI, Carla; MUSSATI, Miguel; AGUIRRE, Pio. 2012. **On process optimization considering LCA methodology.** Journal of environmental management. Volume 96 pág. 43-54. DOI: 10.1016/j.jenvman.2011.10.014

PIATTI, T.M. & RODRIGUES, R.A.F., **Plásticos: Características, uso, produção e impactos ambientais.** Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2005.

PITAWALA, P.; DANTHUBANDARA, M.; RAJAPAKSHA, L. 2022. **Life Cycle assessment of paper and plastic grocery bags used in Sri Lankan supermarkets.**

International Journal of Environmental Science and Technology. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13762-022-03906-5>

QIN, P., Wong, Y. S., & TAM, N. F. Y. (2000). **Emergy evaluation of *Mai Po mangrove marshes***. *Ecological Engineering*, 16(2), 271-280. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00104-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00104-X).

RAFEY, A. SIDDIQUI, F.Z. 2021. **A review of plastic waste management in India - challenges and opportunities**. *International journal of environmental analytical chemistry*. Disponível em: <https://doi.org.ez22.periodicos.capes.gov.br/10.1080/03067319.2021.1917560>.

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.

RIGHI, Serena; BAIOLI, Filippo; SAMORI, Chiara; GALLETTI, Paola; TAGLIAVINI, Emilio; STRAMIGIOLI Carlo; TUGNOLI Alessandro; FANTKE, Peter. 2017. **A life cycle assessment of poly-hydroxybutyrate extraction from microbial biomass using dimethyl carbonate**. *Journal of Cleaner Production*. p. 692-707.

SAIBUATRONG, Worayut; CHEROENNET, Nitchanan, SUWANMANEE, Unchalee. 2017. **Life cycle assessment focusing on the waste management of conventional and bio-based garbage bags**. *Journal of cleaner production*. p. 319-334.

SAIDANI, Michael; KIM, Harrison; 2022. **Nexus Between Life Cycle Assessment, Circularity, and Sustainability Indicators—Part I: a Review**. DOI:10.1007/s43615-022-00159-9. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/358719176_Nexus_Between_Life_Cycle_Assessment_Circularity_and_Sustainability_Indicators-Part_I_a_Review.

SALADINI, F.; GOPALAKRISHNAN, V; BASTIANONI, S; BAKSHI, B.R. 2018. Synergies between industry and nature – **An emergy evaluation of a biodiesel production system integrated with ecological systems**. *Ecosystem Services* 30, pp. 257–266.

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

SANTAGATA, Remo; VIGLIA, Silvio; ULGIATI, Sergio. 2017. Emergy Accounting Evaluation of Power Generation from Animal By-Products. [In:] M. Brown et al. (Eds), ***Emergy Synthesis 9: Theory and Applications of the Emergy Methodology, Proceedings of the 9th Biennial Emergy Conference***, Gainesville (Florida, USA), January 7–9, 2016.

SANTAGATA, Remo; ZUCARO, Amalia; VIGLIA, Silvio; RIPA, Maddalena; TIAN, Xu; ULGIATI, Sergio. **Assessing the sustainability of urban eco-systems through**

Emergy-based circular economy indicators. Ecological Indicators 109 (2020) 105859.

SANTAGATA, R.; RIPA, M.; GENOVESE, A.; ULGIATI, S.; 2021. **Food waste recovery pathways: Challenges and opportunities for an emerging bio-based circular economy. A systematic review and an assessment.** Journal of Cleaner Production. Volume 2861 March 2021 Article number 125490.

SHAZAD, Khurram; REHAN, Mohammad; RASHID Muhammad Imtiaz; ALI, Nadeem; SUMMAN, Ahmed Saleh; ISMAIL, Iqbal Muhammad Ibrahim. 2022. **Sustainability Evaluation of Polyhydroxyalkanoate Production from Slaughterhouse Residues Utilising Emergy Accounting.** Polimers. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4360/14/1/118>

SIRACUSA, Valentina; INGRAO, Carlo; GIUDICE, Agata Lo; MBOHWA, Charles Mbohwa; DALLA ROSA, Marco. 2014. **Environmental assessment of a multilayer polymer bag for food packaging and preservation: An LCA approach.** Food Research International. p. 151-161.

SILVA, Diogo. **Quais são os impactos ambientais das sacolas plásticas?** Instituto Ressoar: São Paulo, 2013.

SONEMANN, G., VALDIVIA, S., 2017. **Medellin declaration on marine litter in life cycle assessment and management.** Int. J. Life Cycle Assess. 22 (10), 1637–1639. doi:10.1007/s11367-017-1382-z.

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

SPIERLING, Sebastian; KNÜPFER, Eva; BEHNSEN, Hannah; MUDERSBACH, Marina; KRIEG, Hannes; SPRINGER, Sally; ALBRECHT, Stefan; HERRMANN, Christoph; ENDRES, Hans-Josef. **Bio-based plastics - A review of environmental, social and economic impact assessments.** Journal Of Cleaner Production, Hannover, v. 185, p. 476-491, jun. 2018.

STAHEL, W. R. 2010. **The Performance Economy.** Palgrave MacMillan, Basingstoke, New York.

STAHEL, W.R. 2016. **The circular economy.** Nature News, 531 (7595), 435.

Statista, 2021. **Global plastic production 1950-2018.** Statista. <https://www.statista.com/statistics/282732/global-production-of-plastics-since-1950/>.

STEENSGAARD, Ida M.; SYBERG Kristian; RIST, Sinja; HARTMANN, Nanna B. 2017. **From macro- to microplastics - Analysis of EU regulation along the life cycle of plastic bags.** Environmental Pollution. P.289-299.

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. I.], v. 3, p. 100012, 2020. DOI: 10.1016/j.simpa.2019.100012.

SPAGNOLO, Sofia; CHINELLATO, Gianpietro; CRISTIANO Silvio; ZUCARO, Amalia GONELLA, Francesco. 2020. **Sustainability assessment of bioenergy at different scales: An emergy analysis of biogas power production**. Journal of Cleaner Production 277. [https://doi-org.ez22.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.jclepro.2020.124038](https://doi.org/ez22.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.jclepro.2020.124038).

THE ECONOMIST. (2019). **Plastic-bag bans**. Disponível em: <https://www.economist.com/graphic-detail/2019/07/24/ever-more-countries-arebanning-plastic-bags>. Acesso em 20 de Dezembro de 2020.

TAYLOR, Rebecca, L.; VILLAS-BOAS, Sofia, B.; 2016. **Bans vs. Fees: Disposable Carryout Bag Policies and Bag Usage**. <https://doi.org/10.1093/aep/ppv025>. Disponível em : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1093/aep/ppv025>. Acesso em: 16 de out. 20.

TIOSSI, F.M.; SIMON, A.T.; TERNERO, E.M. **Sustentabilidade e Economia Circular: Um Estudo Sistemático da Literatura na Última Década**. XIX ENGEMA, Dezembro de 2017. Disponível em: <http://engemausp.submissao.com.br/19/anais/arquivos/272.pdf>. Acesso em 17 de fev. 2021.

TONIOLO, Sara; MAZZI, Anna; NIERO, Monia; ZULIANI, Filippo; SCIPIONI, Antonio. **Comparative LCA to evaluate how much recycling is environmentally favourable for food packaging**. Resources, Conservation and Recycling. p. 6-68.

TSIROPOULOS, I.; FAAJI, A.P.C.; LUNDQUIST, L.; SCHENKER, U.; BRIOIS, J.S.; PATEL, M.K. 2015. **Life cycle impact assessment of bio-based plastics from sugarcane ethanol**. Journal of Cleaner Production. p.114-127.

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.

ULGIATI, S., ODUM, H.T., ODUM, E.C., 2004. **The prosperous way down**. Ecol. Modell. 178,247–250. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.12.033>.

ULGIATI, S., BARGIGLI, S., RAUGEI, M., 2007. **An emergy evaluation of complexity, information and technology, towards maximum power and zero emissions**. J. Clean. Prod. 15, 1359–1372. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.07.008>.

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-plasticshopping-bag>. Acesso em: 17 out. 2020.

UNEP - UN Environment Programme, 2018. U. N. E. Programme and T. U. of Denmark (DTU). **Mapping of Global Plastics Value Chain and Plastics Losses to the Environment: With a Particular Focus on Marine Environment.** UNEP - UN Environment Programme Accessed: Sep. 30, 2020. [Online]. Available: <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/26745>.

UNEP - UN Environment Programme, 2018. **Legal limits on single-use plastics and microplastics.** UNEP - UN Environment Programme. <http://www.unenvironment.org/resources/report/legal-limits-single-use-plastics-and-microplastics>.

VANEGAS, P., PEETERS, J.R., CATRYSSSE, D., TECCHIO, P., ARDENTE, F., MATHIEUX, F., DEWULF, W., DUFLOU, J.R., 2018. **Ease of disassembly of products to support circular economy strategies.** Resour. Conserv. Recycl. 135, 323 e 334. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.06.022>.

VIANA, M. B. **Sacolas plásticas: aspectos controversos de seu uso e iniciativas legislativas.** 2010. Disponível em: <http://camara.leg.br/documentosepesquisa/publicações> . Acesso em: 20 maio 2021.

VITALE, P.; SPAGNUOLO, A.; LUBRITTO, C.; ARENA, U.; 2018. **Environmental performances of residential buildings with a structure in cold formed steel or reinforced concrete.** Journal of Cleaner Production, v. 189, p. 839–852.

WALKER, S.; ROTHMAN, R. (2020) **Life cycle assessment of bio-based and fossil-based plastic: A review.** Journal of Cleaner Production, 261. 121158. ISSN 0959-6526 <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121158>

WANG, Qingsong; ZHANG, Yujie; TIAN, Shu; YUAN, Xueliang; MA, Qiao; LIU, Mengyue; LI, Yue; LIU, Jixiang. 2021. **Evaluation and optimization of a circular economy model integrating planting and breeding based on the coupling of emergy analysis and life cycle assessment.** Environmental Science and Pollution Research. Volume 28, Issue 44, Pages 62407 – 62420 November 2021

WANG, Qingsong; GAO, Zhenlei; YUAN, Xueliang; WANG, Juntao; WANG, Mansen. 2019. **CHINESE JOURNAL OF POPULATION RESOURCES AND ENVIRONMENT.** Comprehensive emergy evaluation and optimization of corn straw power generation system: a case study. <https://orcid.org/0000-0002-7331-1059>

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-lixoplastico>. Acesso em: 15 set. 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.

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.

ZHANG, Tong; LIU, Yuanyuan; ZHONG, Shan; ZHANG, Lishan. **AOPs-based remediation of petroleum hydrocarbons-contaminated soils: Efficiency, influencing factors and environmental impacts.** Chemosphere Elsevier Ltda, 2020. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653519329674>. Acesso em: 15 set. 2020.

ZHANG, D.; RIO-CHANONA, E.A.; SHAH, N. 2018. *Life cycle assessments for biomass derived sustainable biopolymer & energy co-generation.* **Sustainable production and consumption.** P.109-118. Disponível em; <https://www-sciencedirect.ez22.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S2352550918301003>

APÊNDICE 1 – MEMORIAL DE CÁLCULO DA EMERGIA

TABELA 11 – MEMORIAL DE CÁLCULO – CENÁRIO I

(continua)

Nota	Item	Cálculo
Materiais utilizados na manufatura da sacola de PEAD e Sanito		
1	Grânulo de PEAD	1,70E+03 g é a massa de 264 sacolas de PEAD com massa unitário de 6,43 g/sacola; UEV de 5,76E+09 seJ/g considerada do Polietileno com serviços já incluídos, conforme Buranakarn (1998)
2	Sanito (PEBD e PEAD – 50% cada)	5,08E+02 g é a massa de 10,2 sacolas de Sanito, com massa unitária de 50 g/sacola; Foi considerada no Sanito a composição de 50% PEAD e 50% PEBD em massa; Foram excluídos da análise os aditivos e pigmentos utilizados para a fabricação do saco preto; UEV de 5,76E+09 seJ/g considerada do Polietileno com serviços já incluídos, conforme Buranakarn (1998)
Insumos e energia utilizados na manufatura da sacola de PEAD		
3	Eletricidade	1,12E+00 kWh correspondente ao consumo de eletricidade nos processos de extrusão e corte e solda das sacolas plásticas. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1. Dados do corte e solda obtidos de especificação de máquina cortadora e soldadora plástica, sendo 1,41E-05 kWh/sacola.; UEV de 5,29E+11 seJ/kWh considerada da eletricidade sem serviços incluídos, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre eletricidade renovável e não renovável obtida de Gianetti et al (2015), considerando a eletricidade do Brasil.
4	Água	7,42E+04 g correspondente ao consumo de água para resfriamento do plástico no processo de extrusão. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1.; UEV de 3,27E+05 seJ/g considerada da água sem serviços incluídos, conforme Buenfil (2001). Relação % entre água renovável e não renovável obtida de Buenfil (2001), considerada como <i>Global rivers and streams</i> .
Insumos e energia utilizados na manufatura do Sanito		
5	Eletricidade	3,35E-01 kWh correspondente ao consumo de eletricidade nos processos de extrusão e corte e solda do Sanito. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1. Dados do corte e solda obtidos de especificação de máquina cortadora e soldadora plástica, sendo 1,41E-05 kWh/sacola; UEV de 5,29E+11 seJ/kWh considerada da eletricidade sem serviços incluídos, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre eletricidade renovável e não renovável obtida de Gianetti et al (2015), considerando a eletricidade do Brasil.
6	Água	2,22E+04 g correspondente ao consumo de água para resfriamento do plástico no processo de extrusão. Dado de referência obtido do processo de extrusão obtidos do processo “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1.; UEV de 3,27E+05 seJ/g considerada da água sem serviços incluídos, conforme Buenfil (2001). Relação % entre água renovável e não renovável obtida de Buenfil (2001), considerada como <i>Global rivers and streams</i> .
Mão de obra na manufatura		
7	Trabalho	2,92E-01 h correspondente ao tempo de trabalho necessário para processar as 264 sacolas de PEAD e 10,2 sacos de Sanito; UEV de 7,21E+12 seJ/h considerada do trabalho, conforme Agostinho et al. (2013). Relação % entre trabalho renovável e não

		renovável obtida de Gianetti et al. (2015), assumida como a mesma fração renovável para o Brasil no ano de 2008.
Logística		
8	Transporte	2,21E-01 tkm correspondente ao transporte de toda a massa de PEAD e Sanito (1,7E+03 g + 5,08E+02 g, respectivamente) por uma distância pré-definida de 100 km. Esta distância foi considerada levando em conta que a fábrica produtora das sacolas e sanito localiza-se na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), e que a destinação destas sacolas para o aterro também ocorre dentro da RMC.; UEV de 6,61E+11 seJ/tkm considerada do transporte via caminhão com serviços já incluídos, conforme Buranakarn (1998).
Destinação para aterro – PEAD+sanito		
9	Aterro sanitário	2,21E+03 g correspondente a massa total de PEAD e Sanito (1,7E+03 g + 5,08E+02 g, respectivamente) sendo destinada para o aterro sanitário.; UEV de 9,57E+08 seJ/g considerada da destinação de resíduos domésticos em aterro sanitário com serviços já incluídos, adaptado de Sulis et al. (2021).
Serviços		
10	Serviços	6,23E-01 USD correspondente ao custo da energia elétrica consumida nos itens 3 e 5 (1,12E+00 kWh e 3,35E-01 kWh, respectivamente), sendo o custo unitário de energia de 0,836 R\$/kWh (Copel, 2022), e o custo de água consumida nos itens 4 e 6 (7,42E+04 g e 2,22E+04 g, respectivamente), sendo o custo unitário de água consumida de 18,91 R\$/m ³ (Sanepar, 2022), e considerando o câmbio de 5 R\$/USD.; UEV de 4,24E+12 seJ/USD considerada como <i>Brazilian emergy per Money ratio</i> (EMR) referente ao ano de 2013, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre serviço renovável e não renovável obtida de Gianetti et al. (2015), assumida como a mesma fração renovável para o Brasil no ano de 2008.

TABELA 12 – MEMORIAL DE CÁLCULO – CENÁRIO II

Nota	Item	Cálculo
Materiais utilizados na manufatura da sacola de PEAD e Sanito		
1	Grânulo de PEAD	1,70E+03 g é a massa de 264 sacolas de PEAD com massa unitário de 6,43 g/sacola; UEV de 5,76E+09 seJ/g considerada do Polietileno com serviços já incluídos, conforme Buranakarn (1998)
Insumos e energia utilizados na manufatura da sacola de PEAD		
2	Eletricidade	1,12E+00 kWh correspondente ao consumo de eletricidade nos processos de extrusão e corte e solda das sacolas plásticas. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1. Dados do corte e solda obtidos de especificação de máquina cortadora e soldadora plástica, sendo 1,41E-05 kWh/sacola.; UEV de 5,29E+11 seJ/kWh considerada da eletricidade sem serviços incluídos, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre eletricidade renovável e não renovável obtida de Gianetti et al (2015), considerando a eletricidade do Brasil.
3	Água	7,42E+04 g correspondente ao consumo de água para resfriamento do plástico no processo de extrusão. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1.; UEV de 3,27E+05 seJ/g considerada da água sem serviços incluídos, conforme Buenfil (2001). Relação % entre água renovável e não renovável obtida de Buenfil (2001), considerada como <i>Global rivers and streams</i> .
Mão de obra na manufatura		
7	Trabalho	2,21E-01 h correspondente ao tempo de trabalho necessário para processar as 264 sacolas de PEAD; UEV de 7,21E+12 seJ/h considerada do trabalho, conforme Agostinho et al. (2013). Relação % entre trabalho renovável e não renovável obtida de Gianetti et al. (2015), assumida como a mesma fração renovável para o Brasil no ano de 2008.
Logística		
8	Transporte	1,70E-01 tkm correspondente ao transporte da massa de PEAD (1,7E+03 g) por uma distância pré-definida de 100 km. Esta distância foi considerada levando em conta que a fábrica produtora das sacolas localiza-se na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), e que a destinação destas sacolas para o aterro também ocorre dentro da RMC.; UEV de 6,61E+11 seJ/tkm considerada do transporte via caminhão com serviços já incluídos, conforme Buranakarn (1998).
Destinação para aterro – PEAD+sanito		
9	Aterro sanitário	1,70E+03 g correspondente a massa total de PEAD (1,7E+03 g) sendo destinada para o aterro sanitário.; UEV de 9,57E+08 seJ/g considerada da destinação de resíduos domésticos em aterro sanitário com serviços já incluídos, adaptado de Sulis et al. (2021).
Serviços		
10	Serviços	4,83E-01 USD correspondente ao custo da energia elétrica consumida no item 2 (1,12E+00 kWh), sendo o custo unitário de energia de 0,836 R\$/kWh (Copel, 2022), e o custo de água consumida no item 3 (7,42E+04 g), sendo o custo unitário de água consumida de 18,91 R\$/m ³ (Sanepar, 2022), e considerando o câmbio de 5 R\$/USD.; UEV de 4,24E+12 seJ/USD considerada como <i>Brazilian emergy per Money ratio</i> (EMR) referente ao ano de 2013, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre serviço renovável e não renovável obtida de Gianetti et al. (2015), assumida como a mesma fração renovável para o Brasil no ano de 2008.

TABELA 13 – MEMORIAL DE CÁLCULO – CENÁRIO III

(continua)

Nota	Item	Cálculo
Materiais utilizados na manufatura da sacola de PEAD e Sanito		
1	Grânulo de PEAD	1,70E+03 g é a massa de 264 sacolas de PEAD com massa unitário de 6,43 g/sacola; UEV de 5,76E+09 seJ/g considerada do Polietileno com serviços já incluídos, conforme Buranakarn (1998)
2	Sanito (PEBD e PEAD – 50% cada)	5,08E+02 g é a massa de 10,2 sacolas de Sanito, com massa unitária de 50 g/sacola; Foi considerada no Sanito a composição de 50% PEAD e 50% PEBD em massa; Foram excluídos da análise os aditivos e pigmentos utilizados para a fabricação do saco preto; UEV de 5,76E+09 seJ/g considerada do Polietileno com serviços já incluídos, conforme Buranakarn (1998)
Insumos e energia utilizados na manufatura da sacola de PEAD		
3	Eletricidade	1,12E+00 kWh correspondente ao consumo de eletricidade nos processos de extrusão e corte e solda das sacolas plásticas. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1. Dados do corte e solda obtidos de especificação de máquina cortadora e soldadora plástica, sendo 1,41E-05 kWh/sacola.; UEV de 5,29E+11 seJ/kWh considerada da eletricidade sem serviços incluídos, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre eletricidade renovável e não renovável obtida de Gianetti et al (2015), considerando a eletricidade do Brasil.
4	Água	7,42E+04 g correspondente ao consumo de água para resfriamento do plástico no processo de extrusão. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1.; UEV de 3,27E+05 seJ/g considerada da água sem serviços incluídos, conforme Buenfil (2001). Relação % entre água renovável e não renovável obtida de Buenfil (2001), considerada como <i>Global rivers and streams</i> .
Insumos e energia utilizados na manufatura do Sanito		
5	Eletricidade	3,35E-01 kWh correspondente ao consumo de eletricidade nos processos de extrusão e corte e solda do Sanito. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1. Dados do corte e solda obtidos de especificação de máquina cortadora e soldadora plástica, sendo 1,41E-05 kWh/sacola; UEV de 5,29E+11 seJ/kWh considerada da eletricidade sem serviços incluídos, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre eletricidade renovável e não renovável obtida de Gianetti et al (2015), considerando a eletricidade do Brasil.
6	Água	2,22E+04 g correspondente ao consumo de água para resfriamento do plástico no processo de extrusão. Dado de referência obtido do processo de extrusão obtidos do processo “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1.; UEV de 3,27E+05 seJ/g considerada da água sem serviços incluídos, conforme Buenfil (2001). Relação % entre água renovável e não renovável obtida de Buenfil (2001), considerada como <i>Global rivers and streams</i> .
Mão de obra na manufatura		
7	Trabalho	2,92E-01 h correspondente ao tempo de trabalho necessário para processar as 264 sacolas de PEAD e 10,2 sacos de Sanito; UEV de 7,21E+12 seJ/h considerada do trabalho, conforme Agostinho et al. (2013). Relação % entre trabalho renovável e não renovável obtida de Gianetti et al. (2015), assumida como a mesma fração renovável para o Brasil no ano de 2008.
Logística		

8	Transporte	2,21E-01 tkm correspondente ao transporte de toda a massa de PEAD e Sanito (1,7E+03 g + 5,08E+02 g, respectivamente) por uma distância pré-definida de 100 km. Esta distância foi considerada levando em conta que a fábrica produtora das sacolas e sanito localiza-se na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), e que a destinação destas sacolas para o aterro também ocorre dentro da RMC.; UEV de 6,61E+11 seJ/tkm considerada do transporte via caminhão com serviços já incluídos, conforme Buranakarn (1998).
Destinação para aterro – Sanito+sobra de PEAD da manufatura		
9	Aterro sanitário	7,54E+02 g correspondente a massa de sobra de PEAD da manufatura (15% do total) e massa total de Sanito (2,46E+02 g + 5,08E+02 g, respectivamente) sendo destinada para o aterro sanitário.; UEV de 9,57E+08 seJ/g considerada da destinação de resíduos domésticos em aterro sanitário com serviços já incluídos, adaptado de Sulis et al. (2021).
Destinação para Reciclagem - PEAD		
10	Eletricidade	1,01E-02 kWh correspondente ao consumo de eletricidade no processo de triagem de resíduos sólidos. Dado de referência obtido de Agostinho et al. (2013), sendo 1,25 J/t de resíduo sólido urbano a ser triado, e considerando a transformação J/kWh como sendo 3,59E+06 J/kWh; UEV de 5,29E+11 seJ/kWh considerada da eletricidade sem serviços incluídos, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre eletricidade renovável e não renovável obtida de Gianetti et al (2015), considerando a eletricidade do Brasil.
11	Trabalho	3,83E-03 h correspondente ao tempo de trabalho necessário no processo de triagem de resíduos sólidos. Dado de referência obtido de Agostinho et al. (2013), sendo 1,33 h/t de resíduo sólido urbano a ser triado; UEV de 7,21E+12 seJ/h considerada do trabalho, conforme Agostinho et al. (2013). Relação % entre trabalho renovável e não renovável obtida de Gianetti et al. (2015), assumida como a mesma fração renovável para o Brasil no ano de 2008.
Serviços		
12	Serviços	6,29E-01 USD correspondente ao custo da energia elétrica consumida nos itens 3, 5 e 10 (1,12E+00 kWh, 3,35E-01 kWh, e 1,01E-02 kWh, respectivamente), sendo o custo unitário de energia de 0,836 R\$/kWh (Copel, 2022), e o custo de água consumida nos itens 4 e 6 (7,42E+04 g e 2,22E+04 g, respectivamente), sendo o custo unitário de água consumida de 18,91 R\$/m ³ (Sanepar, 2022), e considerando o câmbio de 5 R\$/USD.; UEV de 4,24E+12 seJ/USD considerada como <i>Brazilian emery per Money ratio</i> (EMR) referente ao ano de 2013, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre serviço renovável e não renovável obtida de Gianetti et al. (2015), assumida como a mesma fração renovável para o Brasil no ano de 2008.

TABELA 14 – MEMORIAL DE CÁLCULO – CENÁRIO IV

(continua)

Nota	Item	Cálculo
Materiais utilizados na manufatura da sacola de PEBD e Sanito		
1	Grânulo de PEBD	5,10E+03 g é a massa de 264 sacolas de PEBD com massa unitário de 19,30 g/sacola; UEV de 5,76E+09 seJ/g considerada do Polietileno com serviços já incluídos, conforme Buranakarn (1998)
2	Sanito (PEBD e PEAD – 50% cada)	5,08E+02 g é a massa de 10,2 sacolas de Sanito, com massa unitária de 50 g/sacola; Foi considerada no Sanito a composição de 50% PEAD e 50% PEBD em massa; Foram excluídos da análise os aditivos e pigmentos utilizados para a fabricação do saco preto; UEV de 5,76E+09 seJ/g considerada do Polietileno com serviços já incluídos, conforme Buranakarn (1998)
Insumos e energia utilizados na manufatura da sacola de PEBD		
3	Eletricidade	3,36E+00 kWh correspondente ao consumo de eletricidade nos processos de extrusão e corte e solda das sacolas plásticas. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1. Dados do corte e solda obtidos de especificação de máquina cortadora e soldadora plástica, sendo 1,41E-05 kWh/sacola.; UEV de 5,29E+11 seJ/kWh considerada da eletricidade sem serviços incluídos, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre eletricidade renovável e não renovável obtida de Gianetti et al (2015), considerando a eletricidade do Brasil.
4	Água	2,23E+05 g correspondente ao consumo de água para resfriamento do plástico no processo de extrusão. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1.; UEV de 3,27E+05 seJ/g considerada da água sem serviços incluídos, conforme Buenfil (2001). Relação % entre água renovável e não renovável obtida de Buenfil (2001), considerada como <i>Global rivers and streams</i> .
Insumos e energia utilizados na manufatura do Sanito		
5	Eletricidade	3,35E-01 kWh correspondente ao consumo de eletricidade nos processos de extrusão e corte e solda do Sanito. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1. Dados do corte e solda obtidos de especificação de máquina cortadora e soldadora plástica, sendo 1,41E-05 kWh/sacola; UEV de 5,29E+11 seJ/kWh considerada da eletricidade sem serviços incluídos, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre eletricidade renovável e não renovável obtida de Gianetti et al (2015), considerando a eletricidade do Brasil.
6	Água	2,22E+04 g correspondente ao consumo de água para resfriamento do plástico no processo de extrusão. Dado de referência obtido do processo de extrusão obtidos do processo “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1.; UEV de 3,27E+05 seJ/g considerada da água sem serviços incluídos, conforme Buenfil (2001). Relação % entre água renovável e não renovável obtida de Buenfil (2001), considerada como <i>Global rivers and streams</i> .
Mão de obra na manufatura		
7	Trabalho	2,92E-01 h correspondente ao tempo de trabalho necessário para processar as 264 sacolas de PEBD e 10,2 sacos de Sanito; UEV de 7,21E+12 seJ/h considerada do trabalho, conforme Agostinho et al. (2013). Relação % entre trabalho renovável e não renovável obtida de Gianetti et al. (2015), assumida como a mesma fração renovável para o Brasil no ano de 2008.

Logística		
8	Transporte	5,60E-01 tkm correspondente ao transporte de toda a massa de PEBD e Sanito (5,10E+03 g + 5,08E+02 g, respectivamente) por uma distância pré-definida de 100 km. Esta distância foi considerada levando em conta que a fábrica produtora das sacolas e sanito localiza-se na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), e que a destinação destas sacolas para o aterro também ocorre dentro da RMC.; UEV de 6,61E+11 seJ/tkm considerada do transporte via caminhão com serviços já incluídos, conforme Buranakarn (1998).
Destinação para aterro – PEBD+sanito		
9	Aterro sanitário	5,60E+03 g correspondente a massa total de PEBD e Sanito (5,10E+03 g + 5,08E+02 g, respectivamente) sendo destinada para o aterro sanitário.; UEV de 9,57E+08 seJ/g considerada da destinação de resíduos domésticos em aterro sanitário com serviços já incluídos, adaptado de Sulis et al. (2021).
Serviços		
10	Serviços	1,59E00 USD correspondente ao custo da energia elétrica consumida nos itens 3 e 5 (3,36E+00 kWh e 3,35E-01 kWh, respectivamente), sendo o custo unitário de energia de 0,836 R\$/kWh (Copel, 2022), e o custo de água consumida nos itens 4 e 6 (2,23E+05 g e 2,22E+04 g, respectivamente), sendo o custo unitário de água consumida de 18,91 R\$/m ³ (Sanepar, 2022), e considerando o câmbio de 5 R\$/USD.; UEV de 4,24E+12 seJ/USD considerada como <i>Brazilian emergy per Money ratio</i> (EMR) referente ao ano de 2013, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre serviço renovável e não renovável obtida de Gianetti et al. (2015), assumida como a mesma fração renovável para o Brasil no ano de 2008.

TABELA 15 – MEMORIAL DE CÁLCULO – CENÁRIO V

(continua)

Nota	Item	Cálculo
Materiais utilizados na manufatura da sacola de PEBD		
1	Grânulo de PEBD	5,10E+03 g é a massa de 264 sacolas de PEBD com massa unitário de 6,43 g/sacola; UEV de 5,76E+09 seJ/g considerada do Polietileno com serviços já incluídos, conforme Buranakarn (1998)
Insumos e energia utilizados na manufatura da sacola de PEBD		
2	Eletricidade	3,36E+00 kWh correspondente ao consumo de eletricidade nos processos de extrusão e corte e solda das sacolas plásticas. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1. Dados do corte e solda obtidos de especificação de máquina cortadora e soldadora plástica, sendo 1,41E-05 kWh/sacola.; UEV de 5,29E+11 seJ/kWh considerada da eletricidade sem serviços incluídos, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre eletricidade renovável e não renovável obtida de Gianetti et al (2015), considerando a eletricidade do Brasil.
3	Água	2,23E+05 g correspondente ao consumo de água para resfriamento do plástico no processo de extrusão. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1.; UEV de 3,27E+05 seJ/g considerada da água sem serviços incluídos, conforme Buenfil (2001). Relação % entre água renovável e não renovável obtida de Buenfil (2001), considerada como <i>Global rivers and streams</i> .
Mão de obra na manufatura		
4	Trabalho	2,11E-01 h correspondente ao tempo de trabalho necessário para processar as 264 sacolas de PEBD; UEV de 7,21E+12 seJ/h considerada do trabalho, conforme Agostinho et al. (2013). Relação % entre trabalho renovável e não renovável obtida de Gianetti et al. (2015), assumida como a mesma fração renovável para o Brasil no ano de 2008.
Logística		
5	Transporte	5,10E-01 tkm correspondente ao transporte da massa de PEBD (5,10E+03 g) por uma distância pré-definida de 100 km. Esta distância foi considerada levando em conta que a fábrica produtora das sacolas localiza-se na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), e que a destinação destas sacolas para o aterro também ocorre dentro da RMC.; UEV de 6,61E+11 seJ/tkm considerada do transporte via caminhão com serviços já incluídos, conforme Buranakarn (1998).
Destinação para aterro – PEBD		
6	Aterro sanitário	5,10E+03 g correspondente a massa total de PEBD (5,10E+03 g) sendo destinada para o aterro sanitário.; UEV de 9,57E+08 seJ/g considerada da destinação de resíduos domésticos em aterro sanitário com serviços já incluídos, adaptado de Sulis et al. (2021).
Serviços		
7	Serviços	1,45E+00 USD correspondente ao custo da energia elétrica consumida no item 2 (3,37E+00 kWh), sendo o custo unitário de energia de 0,836 R\$/kWh (Copel, 2022), e o custo de água consumida no item 3 (2,23E+05 g), sendo o custo unitário de água consumida de 18,91 R\$/m ³ (Sanepar, 2022), e considerando o câmbio de 5 R\$/USD.; UEV de 4,24E+12 seJ/USD considerada como <i>Brazilian emergy per Money ratio</i> (EMR) referente ao ano de 2013, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre serviço renovável e não renovável obtida de

		Gianetti et al. (2015), assumida como a mesma fração renovável para o Brasil no ano de 2008.
--	--	--

TABELA 16 – MEMORIAL DE CÁLCULO – CENÁRIO VI

(continua)

Nota	Item	Cálculo
Materiais utilizados na manufatura da sacola de PEBD e Sanito		
1	Grânulo de PEBD	5,10E+03 g é a massa de 264 sacolas de PEBD com massa unitário de 19,30 g/sacola; UEV de 5,76E+09 seJ/g considerada do Polietileno com serviços já incluídos, conforme Buranakarn (1998)
2	Sanito (PEBD e PEAD – 50% cada)	5,08E+02 g é a massa de 10,2 sacolas de Sanito, com massa unitária de 50 g/sacola; Foi considerada no Sanito a composição de 50% PEAD e 50% PEBD em massa; Foram excluídos da análise os aditivos e pigmentos utilizados para a fabricação do saco preto; UEV de 5,76E+09 seJ/g considerada do Polietileno com serviços já incluídos, conforme Buranakarn (1998)
Insumos e energia utilizados na manufatura da sacola de PEBD		
3	Eletricidade	3,36E+00 kWh correspondente ao consumo de eletricidade nos processos de extrusão e corte e solda das sacolas plásticas. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1. Dados do corte e solda obtidos de especificação de máquina cortadora e soldadora plástica, sendo 1,41E-05 kWh/sacola.; UEV de 5,29E+11 seJ/kWh considerada da eletricidade sem serviços incluídos, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre eletricidade renovável e não renovável obtida de Gianetti et al (2015), considerando a eletricidade do Brasil.
4	Água	2,23E+05 g correspondente ao consumo de água para resfriamento do plástico no processo de extrusão. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1.; UEV de 3,27E+05 seJ/g considerada da água sem serviços incluídos, conforme Buenfil (2001). Relação % entre água renovável e não renovável obtida de Buenfil (2001), considerada como <i>Global rivers and streams</i> .
Insumos e energia utilizados na manufatura do Sanito		
5	Eletricidade	3,35E-01 kWh correspondente ao consumo de eletricidade nos processos de extrusão e corte e solda do Sanito. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1. Dados do corte e solda obtidos de especificação de máquina cortadora e soldadora plástica, sendo 1,41E-05 kWh/sacola; UEV de 5,29E+11 seJ/kWh considerada da eletricidade sem serviços incluídos, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre eletricidade renovável e não renovável obtida de Gianetti et al (2015), considerando a eletricidade do Brasil.
6	Água	2,22E+04 g correspondente ao consumo de água para resfriamento do plástico no processo de extrusão. Dado de referência obtido do processo de extrusão obtidos do processo “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1.; UEV de 3,27E+05 seJ/g considerada da água sem serviços incluídos, conforme Buenfil (2001). Relação % entre água renovável e não renovável obtida de Buenfil (2001), considerada como <i>Global rivers and streams</i> .
Mão de obra na manufatura		
7	Trabalho	2,92E-01 h correspondente ao tempo de trabalho necessário para processar as 264 sacolas de PEBD e 10,2 sacos de Sanito; UEV de 7,21E+12 seJ/h considerada do trabalho, conforme

		Agostinho et al. (2013). Relação % entre trabalho renovável e não renovável obtida de Gianetti et al. (2015), assumida como a mesma fração renovável para o Brasil no ano de 2008.
Logística		
8	Transporte	5,60E-01 tkm correspondente ao transporte de toda a massa de PEAD e Sanito (5,10E+03 g + 5,08E+02 g, respectivamente) por uma distância pré-definida de 100 km. Esta distância foi considerada levando em conta que a fábrica produtora das sacolas e sanito localiza-se na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), e que a destinação destas sacolas para o aterro também ocorre dentro da RMC.; UEV de 6,61E+11 seJ/tkm considerada do transporte via caminhão com serviços já incluídos, conforme Buranakarn (1998).
Destinação para aterro – Sanito+sobra de PEBD da manufatura		
9	Aterro sanitário	1,25E+03 g correspondente a massa de sobra de PEBD da manufatura (15% do total) e massa total de Sanito (7,39E+02 g + 5,08E+02 g, respectivamente) sendo destinada para o aterro sanitário.; UEV de 9,57E+08 seJ/g considerada da destinação de resíduos domésticos em aterro sanitário com serviços já incluídos, adaptado de Sulis et al. (2021).
Destinação para Reciclagem - PEBD		
10	Eletricidade	1,01E-02 kWh correspondente ao consumo de eletricidade no processo de triagem de resíduos sólidos. Dado de referência obtido de Agostinho et al. (2013), sendo 1,25 J/t de resíduo sólido urbano a ser triado, e considerando a transformação J/kWh como sendo 3,59E+06 J/kWh; UEV de 5,29E+11 seJ/kWh considerada da eletricidade sem serviços incluídos, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre eletricidade renovável e não renovável obtida de Gianetti et al (2015), considerando a eletricidade do Brasil.
11	Trabalho	3,83E-03 h correspondente ao tempo de trabalho necessário no processo de triagem de resíduos sólidos. Dado de referência obtido de Agostinho et al. (2013), sendo 1,33 h/t de resíduo sólido urbano a ser triado; UEV de 7,21E+12 seJ/h considerada do trabalho, conforme Agostinho et al. (2013). Relação % entre trabalho renovável e não renovável obtida de Gianetti et al. (2015), assumida como a mesma fração renovável para o Brasil no ano de 2008.
Serviços		
12	Serviços	1,60E+00 USD correspondente ao custo da energia elétrica consumida nos itens 3, 5 e 10 (3,36E+00 kWh, 3,35E-01 kWh, e 1,01E-02 kWh, respectivamente), sendo o custo unitário de energia de 0,836 R\$/kWh (Copel, 2022), e o custo de água consumida nos itens 4 e 6 (2,23E+05 g e 2,22E+04 g, respectivamente), sendo o custo unitário de água consumida de 18,91 R\$/m ³ (Sanepar, 2022), e considerando o câmbio de 5 R\$/USD.; UEV de 4,24E+12 seJ/USD considerada como <i>Brazilian energy per Money ratio</i> (EMR) referente ao ano de 2013, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre serviço renovável e não renovável obtida de Gianetti et al. (2015), assumida como a mesma fração renovável para o Brasil no ano de 2008.

TABELA 17 – MEMORIAL DE CÁLCULO – CENÁRIO VII

(continua)

Nota	Item	Cálculo
Materiais utilizados na manufatura da sacola de ATP e Sanito		
1	Grânulo de ATP	1,05E+04 g é a massa de 264 sacolas de ATP com massa unitário de 39,61 g/sacola; UEV de 1,49E+09 seJ/g estimada neste trabalho.
2	Sanito (PEBD e PEAD – 50% cada)	5,08E+02 g é a massa de 10,2 sacolas de Sanito, com massa unitária de 50 g/sacola; Foi considerada no Sanito a composição de 50% PEAD e 50% PEBD em massa; Foram excluídos da análise os aditivos e pigmentos utilizados para a fabricação do saco preto; UEV de 5,76E+09 seJ/g considerada do Polietileno com serviços já incluídos, conforme Buranakarn (1998)
Insumos e energia utilizados na manufatura da sacola de ATP		
3	Eletricidade	6,91E+00 kWh correspondente ao consumo de eletricidade nos processos de extrusão e corte e solda das sacolas plásticas. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1. Dados do corte e solda obtidos de especificação de máquina cortadora e soldadora plástica, sendo 1,41E-05 kWh/sacola.; UEV de 5,29E+11 seJ/kWh considerada da eletricidade sem serviços incluídos, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre eletricidade renovável e não renovável obtida de Gianetti et al (2015), considerando a eletricidade do Brasil.
4	Água	4,57E+05 g correspondente ao consumo de água para resfriamento do plástico no processo de extrusão. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1.; UEV de 3,27E+05 seJ/g considerada da água sem serviços incluídos, conforme Buenfil (2001). Relação % entre água renovável e não renovável obtida de Buenfil (2001), considerada como <i>Global rivers and streams</i> .
Insumos e energia utilizados na manufatura do Sanito		
5	Eletricidade	3,35E-01 kWh correspondente ao consumo de eletricidade nos processos de extrusão e corte e solda do Sanito. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1. Dados do corte e solda obtidos de especificação de máquina cortadora e soldadora plástica, sendo 1,41E-05 kWh/sacola; UEV de 5,29E+11 seJ/kWh considerada da eletricidade sem serviços incluídos, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre eletricidade renovável e não renovável obtida de Gianetti et al (2015), considerando a eletricidade do Brasil.
6	Água	2,22E+04 g correspondente ao consumo de água para resfriamento do plástico no processo de extrusão. Dado de referência obtido do processo de extrusão obtidos do processo “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1.; UEV de 3,27E+05 seJ/g considerada da água sem serviços incluídos, conforme Buenfil (2001). Relação % entre água renovável e não renovável obtida de Buenfil (2001), considerada como <i>Global rivers and streams</i> .
Mão de obra na manufatura		
7	Trabalho	2,92E-01 h correspondente ao tempo de trabalho necessário para processar as 264 sacolas de ATP e 10,2 sacos de Sanito; UEV de 7,21E+12 seJ/h considerada do trabalho, conforme Agostinho et al. (2013). Relação % entre trabalho renovável e não renovável obtida de Gianetti et al. (2015), assumida como a mesma fração renovável para o Brasil no ano de 2008.
Logística		

8	Transporte	1,10E+00 tkm correspondente ao transporte de toda a massa de ATP e Sanito (1,05E+04 g + 5,08E+02 g, respectivamente) por uma distância pré-definida de 100 km. Esta distância foi considerada levando em conta que a fábrica produtora das sacolas e sanito localiza-se na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), e que a destinação destas sacolas para o aterro também ocorre dentro da RMC.; UEV de 6,61E+11 seJ/tkm considerada do transporte via caminhão com serviços já incluídos, conforme Buranakarn (1998).
Destinação para aterro – ATP+sanito		
9	Aterro sanitário	1,10EE+04 g correspondente a massa total de ATP e Sanito (1,05E+04 g + 5,08E+02 g, respectivamente) sendo destinada para o aterro sanitário.; UEV de 9,57E+08 seJ/g considerada da destinação de resíduos domésticos em aterro sanitário com serviços já incluídos, adaptado de Sulis et al. (2021).
Serviços		
10	Serviços	3,11E00 USD correspondente ao custo da energia elétrica consumida nos itens 3 e 5 (6,91E+00 kWh e 3,35E-01 kWh, respectivamente), sendo o custo unitário de energia de 0,836 R\$/kWh (Copel, 2022), e o custo de água consumida nos itens 4 e 6 (4,57E+05 g e 2,22E+04 g, respectivamente), sendo o custo unitário de água consumida de 18,91 R\$/m ³ (Sanepar, 2022), e considerando o câmbio de 5 R\$/USD.; UEV de 4,24E+12 seJ/USD considerada como <i>Brazilian emergy per Money ratio</i> (EMR) referente ao ano de 2013, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre serviço renovável e não renovável obtida de Gianetti et al. (2015), assumida como a mesma fração renovável para o Brasil no ano de 2008.

TABELA 18 – MEMORIAL DE CÁLCULO – CENÁRIO VIII

Nota	Item	Cálculo
Materiais utilizados na manufatura da sacola de ATP		
1	Grânulo de ATP	1,05E+04 g é a massa de 264 sacolas de ATP com massa unitário de 39,61 g/sacola; UEV de 1,49E+09 seJ/g estimada neste trabalho.
Insumos e energia utilizados na manufatura da sacola de ATP		
2	Eletricidade	6,91E+00 kWh correspondente ao consumo de eletricidade nos processos de extrusão e corte e solda das sacolas plásticas. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1. Dados do corte e solda obtidos de especificação de máquina cortadora e soldadora plástica, sendo 1,41E-05 kWh/sacola.; UEV de 5,29E+11 seJ/kWh considerada da eletricidade sem serviços incluídos, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre eletricidade renovável e não renovável obtida de Gianetti et al (2015), considerando a eletricidade do Brasil.
3	Água	4,57E+05 g correspondente ao consumo de água para resfriamento do plástico no processo de extrusão. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1.; UEV de 3,27E+05 seJ/g considerada da água sem serviços incluídos, conforme Buenfil (2001). Relação % entre água renovável e não renovável obtida de Buenfil (2001), considerada como <i>Global rivers and streams</i> .
Mão de obra na manufatura		
4	Trabalho	2,11E-01 h correspondente ao tempo de trabalho necessário para processar as 264 sacolas de ATP; UEV de 7,21E+12 seJ/h considerada do trabalho, conforme Agostinho et al. (2013). Relação % entre trabalho renovável e não renovável obtida de Gianetti et al. (2015), assumida como a mesma fração renovável para o Brasil no ano de 2008.
Logística		
5	Transporte	1,05E+00 tkm correspondente ao transporte da massa de PEBD (1,05E+04 g) por uma distância pré-definida de 100 km. Esta distância foi considerada levando em conta que a fábrica produtora das sacolas localiza-se na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), e que a destinação destas sacolas para o aterro também ocorre dentro da RMC.; UEV de 6,61E+11 seJ/tkm considerada do transporte via caminhão com serviços já incluídos, conforme Buranakarn (1998).
Destinação para aterro – ATP		
6	Aterro sanitário	1,05E+04 g correspondente a massa total de ATP (1,05E+04 g) sendo destinada para o aterro sanitário.; UEV de 9,57E+08 seJ/g considerada da destinação de resíduos domésticos em aterro sanitário com serviços já incluídos, adaptado de Sulis et al. (2021).
Serviços		
7	Serviços	2,88E+00 USD correspondente ao custo da energia elétrica consumida no item 2 (6,90E+00 kWh), sendo o custo unitário de energia de 0,836 R\$/kWh (Copel, 2022), e o custo de água consumida no item 3 (4,57E+05 g), sendo o custo unitário de água consumida de 18,91 R\$/m ³ (Sanepar, 2022), e considerando o câmbio de 5 R\$/USD.; UEV de 4,24E+12 seJ/USD considerada como <i>Brazilian emery per Money ratio</i> (EMR) referente ao ano de 2013, conforme Gianetti et al. (2015). Relação % entre serviço renovável e não renovável obtida de Gianetti et al. (2015), assumida como a mesma fração renovável para o Brasil no ano de 2008.

TABELA 19 – MEMORIAL DE CÁLCULO – GRÂNULO DE ATP

Nota	Item	Cálculo
Materiais utilizados na manufatura dos grânulos de ATP		
1	Amido de milho	2,01E+01 g é a massa de amido para a produção de uma sacola de 39,61 g/sacola; UEV de 1,07E+04 seJ/g estimada neste trabalho.
2	Glicerina	6,03E+00 g é a massa de glicerina para a produção de uma sacola de ATP. UEV de 2,86E+09 seJ/g considerada com base em Shahzad, K. <i>et al.</i> (2022).
3	PBAT (poli(butileno adipato co-tereftalato))	1,34E+01 g correspondente à massa de plastificante e UEV de 2,86E+05 seJ/g, conforme Shahzad, K. <i>et al.</i> (2022).
Insumos e energia utilizados na manufatura da sacola de ATP		
4	Eletricidade	1,83E+01 kWh correspondente ao consumo de eletricidade nos processos de extrusão e corte e solda das sacolas plásticas. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1. Dados do corte e solda obtidos de especificação de máquina cortadora e soldadora plástica, sendo 1,83E+01 kWh/sacola.; UEV de 4,84E-02 seJ/kWh considerada da eletricidade sem serviços incluídos, conforme Gianetti <i>et al.</i> (2015). Relação % entre eletricidade renovável e não renovável obtida de Gianetti <i>et al.</i> (2015), considerando a eletricidade do Brasil.
5	Água	1,00E+04 g correspondente ao consumo de água para resfriamento do plástico no processo de extrusão. Dado de referência obtido do processo de extrusão “ <i>Extrusion, plastic film {RoW}, cut-off, U</i> ” do Ecoinvent 3.7.1.; UEV de 3,27E+05 seJ/g considerada da água sem serviços incluídos, conforme Buenfil (2001). Relação % entre água renovável e não renovável obtida de Buenfil (2001), considerada como <i>Global rivers and streams</i> .
Mão de obra na manufatura		
6	Trabalho	2,11E-01 h correspondente ao tempo de trabalho necessário para processar os grânulos das 264 sacolas de ATP; UEV de 7,21E+12 seJ/h considerada do trabalho, conforme Agostinho <i>et al.</i> (2013). Relação % entre trabalho renovável e não renovável obtida de Gianetti <i>et al.</i> (2015), assumida como a mesma fração renovável para o Brasil no ano de 2008.