

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E ENGENHARIA DE**  
**MATERIAIS**

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE POLIHIDROXIALCANOATOS  
APLICADOS COMO EMBALAGENS BIODEGRADÁVEIS

Guilherme Castro Dela Corte

São Carlos

2025

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E ENGENHARIA DE**  
**MATERIAIS**

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE POLIHIDROXIALCANOATOS**  
**APLICADOS COMO EMBALAGENS BIODEGRADÁVEIS**

Guilherme Castro Dela Corte

Dissertação apresentada ao  
Programa de Pós-Graduação em Ciência e  
Engenharia de Materiais como requisito parcial  
para obtenção do título de MESTRE EM  
CIÊNCIA E ENGENHARIA DE MATERIAIS

Orientador: Prof. Dr. Luiz Antonio Pessan

Agência Financiadora: CAPES – Processo N° 88887.952507/2024-00

São Carlos

2025

## **DEDICATÓRIA**

a meus amigos

alessandro, andré, bias, caju, erik, gabriel, gabriel, giovanna, gustavo, joão,  
joão, júlia, lorena, lucas, marina, mateus, rodrigo, sandro, tainara, tayna

sem os quais nada disto seria possível

a meus pais

claudiane

hélío

sem os quais nada seria possível

## **VITAE DO CANDIDATO**

Bacharel em Engenharia de Materiais pela Universidade Federal de São Carlos  
(2023).



---

### Folha de Aprovação

---

Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Guilherme Castro Dela Corte, realizada em 16/12/2025.

#### Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Luiz Antonio Pessan (UFSCar)

Profa. Dra. Lidiane Cristina Costa (UFSCar)

Profa. Dra. Sandra Maria da Luz (UnB)

## **AGRADECIMENTOS**

À CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela bolsa de estudos, processo nº 88887.952507/2024-00.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação e Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

## RESUMO

O presente trabalho efetuou uma avaliação de ciclo de vida através do software openLCA e das metodologias ILCD midpoint+ 2011 e Cumulative Energy Demand para mensurar o efeito de diferentes gerações de biomassa como fontes de carbono para a fermentação microbiana de PHB e PHBV, em unidade funcional de 1 ton de resina polimérica, e estabelecer comparações de indicadores ecológicos contra termoplásticos convencionais, como o HDPE de fonte fóssil ou renovável, quando moldados por injeção em unidade funcional de 1 garrafa de 500mL de capacidade. A ACV foi estruturada em perspectiva berço-a-portão contemplando 4 cenários de diferentes fontes de biomassa para fermentação do PHB e 1 cenário com a fonte de carbono de menor impacto ambiental para o PHBV, e perspectiva berço-ao-túmulo contemplando 8 cenários de fim de vida – compostagem aeróbica industrial ou aterro sanitário para os 2 PHA, aterro sanitário ou lixão a céu aberto para os 2 HDPE - e 13 categorias de impacto *midpoint* – dentre elas Esgotamento de Recursos Hídricos, Mudança Climática, Uso da Terra e Toxicidade Humana -, em conformidade com as ISO 14040 e 14044. Os resultados indicaram que a biomassa de terceira geração constituiu a alternativa mais favorável para a produção de PHA nos indicadores avaliados. Observou-se que o PHBV teve desempenho ambiental inferior ao do PHB devido à contribuição do precursor de monômero ácido propiônico. As garrafas de PHA tiveram menores impactos ambientais que as de HDPE apenas em cenários e indicadores específicos (Eutrofização Marinha, Toxicidade Humana, Demanda Energética Cumulativa Não Renovável), identificando-se a moldagem por injeção e o fim de vida como os principais gargalos do processo, cujas contribuições poderiam ser substancialmente reduzidas por adequação da matriz energética e ganhos de eficiência, por vezes com efeito mais determinante do que a própria escolha do material.

**Palavras-chave:** polímeros biodegradáveis; polihidroxicanoatos; avaliação de ciclo de vida; sustentabilidade.

## ABSTRACT

### LIFE CYCLE ASSESSMENT OF POLYHYDROXYALKANOATES APPLIED IN BIODEGRADABLE PACKAGING

This study conducted a life cycle assessment using the openLCA software and the ILCD midpoint+ 2011 and Cumulative Energy Demand methodologies to measure the effect of different biomass generations as carbon sources for the microbial reduction of PHB and PHBV, in a functional unit of 1 ton of polymer resin, and to establish comparisons of ecological indicators against conventional thermoplastics, such as fossil or renewable source HDPE, when molded by designation in a functional unit of 1 500mL capacity bottle. Life Cycle Assessment (LCA) was structured from a cradle-to-gate perspective, considering 4 scenarios with different biomass impact sources for the installation of the PHB and 1 scenario with the carbon source with the lowest environmental impact for the PHBV, and from a cradle-to-grave perspective, considering 8 end-of-life scenarios – industrial aerobic composting or sanitary landfill for the 2 PHA, sanitary landfill or open dump for the 2 HDPE – and 13 midpoint categories – including Water Resource Depletion, Climate Change, Land Use, and Human Toxicity – in accordance with ISO 14040 and 14044. The results indicated that third-generation biomass constituted a more favorable alternative for PHA production in the evaluated indicators. Note that the PHBV had lower environmental performance than the PHB due to the contribution of the propionic acid monomer precursor. PHA bottles had lower environmental impacts than HDPE bottles only in specific scenarios and indicators (Marine Eutrophication, Human Toxicity, Cumulative Non-Renewable Energy Demand), with injection molding and end-of-life identified as the main bottlenecks in the process, whose contributions could be advantageously reduced by adjusting the energy matrix and efficiency gains, sometimes with a more decisive effect than the choice of material itself.

**Keywords:** biodegradable polymers; polyhydroxyalkanoates; life cycle assessment; sustainability.

## PUBLICAÇÕES

DELA CORTE, G. C.; MOREIRA, F. K. V. The Role of n-Generation Carbon Sources on Environmental Footprints of Biodegradable Polyesters Produced by Fermentation. In: openLCA.conf. Proceedings of the first openLCA user conference, Berlim - Alemanha. Abril, 2024.

DELA CORTE, G. C.; PESSAN, L. A.; MOREIRA, F. K. V. Avaliação do ciclo de vida de poli(3-hidroxibutirato-co-3-hidroxivalerato) (PHBV) obtido a partir de biomassas residuais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E ENGENHARIA DE MATERIAIS. Anais do Congresso Brasileiro de Ciência e Engenharia de Materiais, Fortaleza – CE - Brasil. Novembro, 2024.

DELA CORTE, G. C.; PESSAN, L. A.; MOREIRA, F. K. V. Avaliação da pegada de carbono de poli(3-hidroxibutirato-co-3-hidroxivalerato) (PHBV) obtido por diferentes rotas de recuperação com solvente. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E ENGENHARIA DE MATERIAIS. Anais do Congresso Brasileiro de Ciência e Engenharia de Materiais, Fortaleza – CE - Brasil. Novembro, 2024.

## ÍNDICE DE ASSUNTOS

FOLHA DE APROVAÇÃO.....	i
AGRADECIMENTOS .....	ii
RESUMO.....	iii
ABSTRACT .....	iv
PUBLICAÇÕES.....	v
ÍNDICE DE ASSUNTOS .....	vi
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	3
2.1 Embalagens .....	3
2.2 Polímeros Biodegradáveis .....	4
2.3 Polihidroxialcanoatos (PHA) .....	8
2.4 Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).....	13
2.5 ACV comparativa de embalagens biodegradáveis.....	24
2.6 ACVs de PHAs.....	27
2.7 Objetivos .....	32
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	33
3.1 ACV: 1ª Fase - Definição dos objetivos e escopo .....	33
3.1.1 Avaliação dos tipos de biomassa para produção de PHA.....	33
3.1.2 Avaliação dos impactos de embalagens rígidas produzidas a partir de PHB, PHBV e termoplásticos convencionais .....	35
3.2 ACV: 2ª Fase - Análise dos inventários do ciclo de vida (ICV).....	39
3.2.1 ICV do PHB e PHBV .....	40
3.2.2 ICV para produção das garrafas plásticas.....	44
3.2.3 ICV para os tratamentos de fim-de-vida das garrafas de PHB e PHBV	45
3.2.4 ICV para os tratamentos de fim-de-vida das garrafas de HDPE .....	45
3.3 ACV: 3ª Fase - Avaliação dos impactos do ciclo de vida (AICV).....	46
3.3.1 Cálculo de indicadores ecológicos midpoint .....	46
3.3.2 Análise de Incerteza.....	48
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	49
4.1 Avaliação dos tipos de biomassa para produção de PHA .....	50
4.2 Avaliação dos impactos de embalagens rígidas produzidas a partir de PHB, PHBV e termoplásticos convencionais .....	60
5 CONCLUSÕES .....	77

6 SUGESTÕES PARA FUTUROS TRABALHOS .....	80
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	81
APÊNDICE A.....	94
APÊNDICE B.....	95
APÊNDICE C .....	96
APÊNDICE D .....	97
APÊNDICE E.....	98
APÊNDICE F.....	99
APÊNDICE G.....	111
APÊNDICE H.....	113

## 1. INTRODUÇÃO

A sustentabilidade na cadeia do plástico tornou-se mais popular e mais importante, especialmente diante dos desafios ambientais enfrentados atualmente [1]. Historicamente, a partir do desenvolvimento das indústrias petroquímicas e dos grandes conflitos armados do século XX, observou-se o surgimento dos materiais poliméricos e sua adoção societal generalizada, sendo produzidas 430 milhões de toneladas de polímeros por ano a nível global, com perspectivas de uma produção triplicada até 2060 [2]. No Brasil, o montante de plástico produzido é da ordem de 7 milhões de toneladas [3], porém são descartadas anualmente mais de 11 milhões de toneladas de plástico [4]. As embalagens plásticas baseadas em polímeros não biodegradáveis representam a maior parcela deste descarte: muitas vezes projetadas para ter um ciclo de vida extremamente curto, acabam persistindo no meio ambiente por centenas de anos quando descartadas incorretamente, contaminando ecossistemas terrestres e marinhos. Estima-se que a produção, utilização e eliminação de plásticos representem 2% da emissão global de CO<sub>2</sub> [5]. Além disso, a falta de infraestrutura adequada para coleta e reciclagem agrava o problema de poluição plástica, gerando impactos negativos para a biodiversidade, a saúde humana e a economia. A necessidade de se repensar o design, utilização e descarte de embalagens plásticas é então urgente, demandando soluções inovadoras capazes de contribuir contra essa problemática.

Pode-se alternativamente pensar a remodelagem da indústria de embalagens plásticas para substituição de polímeros não biodegradáveis e de fonte fóssil por aqueles biodegradáveis. Polímeros biodegradáveis são, de acordo com a IUPAC, definidos como macromoléculas ou substâncias poliméricas suscetíveis à degradação por atividade biológica de organismos vivos, sendo tal degradação evidenciada pela redução da massa molar do polímero [6]. Os polihidroxicanoatos (PHAs), representados principalmente pelo poli(3-hidroxiбутirato) (PHB) e poli(3-hidroxiбутirato-co-3-hidroxiуalerato) (PHBV), são uma classe de polímeros biodegradáveis [2, 7], tendo uma de suas aplicações como embalagem. Além disso, são materiais de fonte renovável, haja vista que são produzidos via fermentação bacteriana de diferentes tipos de

biomassa. O PHBV é o PHA com maior potencial de aplicação devido a suas propriedades mecânicas, térmicas e óticas comparáveis a polímeros de uso rotineiro em embalagens, tais como o polietileno de alta densidade (HDPE) e o polipropileno (PP). Todavia, a produção de PHAs também acarreta em impactos ambientais que podem não ser compensados pelo caráter renovável e biodegradabilidade desses materiais. Nesse sentido, ferramentas de avaliação ambiental precisam ser combinadas com a ciência e engenharia de materiais para, além de otimizar as propriedades tecnológicas dos PHAs, delinear as rotas de produção ambientalmente mais corretas.

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é atualmente a principal ferramenta ambiental para quantificação dos impactos do ciclo de vida de materiais, desde a extração dos recursos primários para sua produção até o descarte final [8]. Essa ferramenta proporciona um embasamento mais sólido para a escolha de materiais, processos e produtos tomando como base indicadores ecológicos, ou eco-indicadores, calculados a partir de uma metodologia de base científica [9]. Embora exista um número significativo de estudos sobre ACV de PHAs [10], muitos aspectos ambientais da sua produção ainda não são claramente compreendidos devido à falta de base comparativa para os eco-indicadores. Os estudos abordam exclusivamente a produção de PHB e até o presente momento não há publicações especificamente focadas na ACV do PHBV. Além disso, são poucos os trabalhos que avaliam os impactos ambientais desses materiais aplicados na forma de embalagem [11].

Dessa forma, neste projeto de mestrado, buscou-se avançar o conhecimento sobre a avaliação do ciclo de vida de polihidroxicanoatos, plásticos biodegradáveis apontados como alternativa para mitigar a poluição por plásticos. Foram delineados estudos para (i) identificar as fontes de carbono mais vantajosas à fermentação microbiana dos PHAs e (ii) mapear os principais vetores de impacto na cadeia de produção *upstream* desses polímeros. Na sequência, apresentam-se a fundamentação teórica necessária à compreensão do trabalho e a revisão da literatura que sustenta a originalidade dos estudos realizados.

## **2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1 Embalagens**

A proteção dos alimentos, particularmente contra danos mecânicos, degradação oxidativa e microbiológica, sempre foi tomada como fim direcionador no desenvolvimento de tecnologias de materiais para o setor de embalagens. As embalagens podem ser definidas como qualquer invólucro, recipiente ou qualquer forma de acondicionamento, removível ou não, destinada a cobrir, envasar, proteger ou manter matérias primas e produtos acabados [12]. Neste setor, tanto polímeros termorrígidos quanto termoplásticos podem ser utilizados em composições ou associações com outros materiais, conferindo propriedades térmicas, ópticas, mecânicas e de barreira fundamentais ao desenvolvimento de uma embalagem eficiente [13].

As embalagens possuem quatro funções primárias: (i) conter o produto de forma a manter suas particularidades; (ii) proteger o produto de fatores bióticos e abióticos externos; (iii) comunicar ao consumidor informações relevantes do produto, como datas de fabricação e vencimento, informação nutricional e composição; e (iv) ser conveniente ao consumidor, facilitando o consumo do produto e o posterior descarte da embalagem. Em termos de classificação, as embalagens são classificadas de acordo com sua função na cadeia de distribuição, sendo categorizadas como embalagens primárias, secundárias e terciárias. As embalagens primárias são aquelas que estão em contato direto com o produto, oferecendo proteção e preservando suas características, como garrafas, latas e potes. As embalagens secundárias podem agrupar de uma a várias unidades de embalagens primárias, facilitando e garantindo a proteção durante o manuseio e o transporte, a exemplo das caixas de papelão e bandejas. Já as embalagens terciárias são utilizadas para consolidar grandes volumes de produtos, sendo eles embalagens primárias ou secundárias. Cada tipo de embalagem desempenha um papel essencial na proteção, preservação e logística dos produtos, assegurando que eles cheguem ao consumidor final em condições ideais [14].

Uma outra forma de classificação das embalagens diz respeito a sua estrutura física e flexibilidade. Embalagens rígidas são caracterizadas por sua

estrutura sólida e resistente, mantendo sua forma e protegendo o produto de danos externos, sendo usadas para armazenar produtos que requerem alta proteção e estabilidade durante o transporte e armazenamento. Já as embalagens flexíveis são caracterizadas por sua capacidade de se adaptar e conformar em relação ao formato e volume dos produtos, oferecendo eficiência em termos de espaço e manuseio [14, 15].

O projeto de embalagens apenas com base nas propriedades para produção, distribuição e consumo dos produtos, deixando-se de lado aspectos relacionados à obtenção da matéria-prima e ao descarte de resíduos, tornou-se *modus operandi* ultrapassado [4]. As progressivamente visíveis consequências despertaram atenção a buscar um modelo de produção mais sustentável que avalie o ciclo de vida completo das embalagens, desde os processos de extração da matéria-prima – berço (*cradle*) – e fim na ponta última do processo industrial fabril – portão (*gate*) - ou na disposição, escape e/ou fim-de-vida de subprodutos e resíduos – túmulo (*grave*) [16]. Com isso, novos projetos de embalagens poliméricas passam a considerar a fonte da matéria-prima, reciclabilidade e biodegradabilidade [17]. Tendo em vista as funções primárias, assume-se então que a biodegradabilidade intensifica a função conveniência da embalagem, não apenas para o consumidor, como também para os demais atores envolvidos na cadeia de destinação dos resíduos de embalagem gerados.

## **2.2 Polímeros Biodegradáveis**

Desde as grandes guerras do século XX, observou-se o surgimento dos materiais poliméricos e sua adoção generalizada no Brasil e no mundo, impulsionando grandes ciclos industriais de produção e descarte [2]. Hoje, seu principal uso está no setor de embalagens, responsável por cerca de 40% do consumo global de plásticos, dominado por poliolefinas termoplásticas não biodegradáveis [5]. Esses materiais são assim considerados por não apresentarem susceptibilidade à degradação por atividade biológica de organismos vivos, devido a suas estruturas macromoleculares altamente hidrofóbicas, alto grau de cristalinidade e ausência de grupos laterais hidrolisáveis [13]. Essas características reduzem a energia superficial, dificultam

a adesão microbiana em biofilmes e limitam a difusão de água e oxigênio, etapas essenciais para o início da biodegradação; assim, a não biodegradabilidade desses materiais é uma propriedade valorizada pelo setor de embalagens, por garantir estabilidade e durabilidade em serviço [6, 12]. Entretanto, as embalagens tendem a ter a menor vida útil entre todos os setores e são consideradas a maior fonte de resíduos plásticos em todo o mundo, representando assim a maior parcela deste descarte em resíduos sólidos urbanos [3-5], e, no ramo de embalagens rígidas, os termoplásticos não biodegradáveis são usualmente os mais utilizados para proteção dos alimentos através de e devido a suas propriedades térmicas, ópticas, mecânicas e de barreira adequadas ao uso específico do produto [12, 13].

O polietileno (PE) é o polímero termoplástico não biodegradável mais utilizado em embalagens devido a sua processabilidade, boas propriedades mecânicas e bom desempenho em selagem e em barreira ao vapor da água [17]. Esse conjunto de propriedades desejável para aplicação em embalagens flexíveis ou rígidas, como sacos plásticos, potes e garrafas, é influenciado pelas condições de processamento das embalagens plásticas, através do desenvolvimento da microestrutura, e pelo processo de síntese da macromolécula, devido a produção de diferentes classes de polietilenos (HDPE, LDPE, LLDPE), com a cadeia produtiva das embalagens de PE sendo introduzida na sociedade contemporânea e otimizada há décadas. Apesar de apresentar propriedades adequadas dentro das logísticas de produção, distribuição e consumo, o PE pode apresentar problemas no fim do seu ciclo de vida. Por ser um material inerte e resistente a transformações em processos biológicos, os polietilenos não se decompõem em condições naturais e demoram muitos anos para se decompor no meio ambiente, contribuindo para a poluição por macro e microplástico quando descartado incorretamente [17].

Muitas embalagens plásticas são projetadas de maneiras que tornam a reutilização ou reciclagem difícil e antieconômica. Para facilitar a reciclagem, o foco precisa estar primeiramente na fase de design da embalagem, criando assim a condição para a reciclabilidade do produto de uma perspectiva técnica e econômica. A reciclabilidade, todavia, não é a única solução para a plena

sustentabilidade ambiental do setor de embalagens [2]: mesmo em regiões como a União Europeia, estima-se que 79% dos plásticos acabem em aterros ou descartados de forma inadequada, persistindo por centenas de anos [18]. Quando se observa o ciclo de vida completo dos materiais, percebe-se que é impossível a criação de uma cadeia de produção estritamente circular a partir de materiais cuja fonte da matéria-prima seja fóssil/mineral e/ou sejam não biodegradáveis. Isso ocorre porque o material cuja matéria-prima seja proveniente de fonte fóssil ou mineral utiliza recursos extraídos de um sistema estável e inerte dentro do planeta e descarta o material e os resíduos do ciclo de vida em sistemas diferentes daqueles de que foram extraídos os recursos, o que cria um desequilíbrio ecológico. Mesmo que o material seja reciclado, eventualmente serão gerados resíduos que, sem o descarte adequado, continuarão a poluição por plástico [2]. Com isso, percebe-se também que o fim do ciclo de vida não prescinde da fonte da matéria-prima: um material polimérico de fonte fóssil, mineral ou renovável que não apresente boa degradabilidade em procedimentos de descarte e tratamento de resíduos igualmente contribuirá para a poluição por plástico no planeta [4].

Como reflexo de tal abordagem, surgem os polímeros biodegradáveis, definidos pela IUPAC como macromoléculas ou substâncias poliméricas suscetíveis à degradação por atividade biológica de organismos vivos, sendo tal degradação evidenciada pela redução da massa molar do polímero [6, 26]. A Figura 2.1 exemplifica as principais classes desses polímeros.

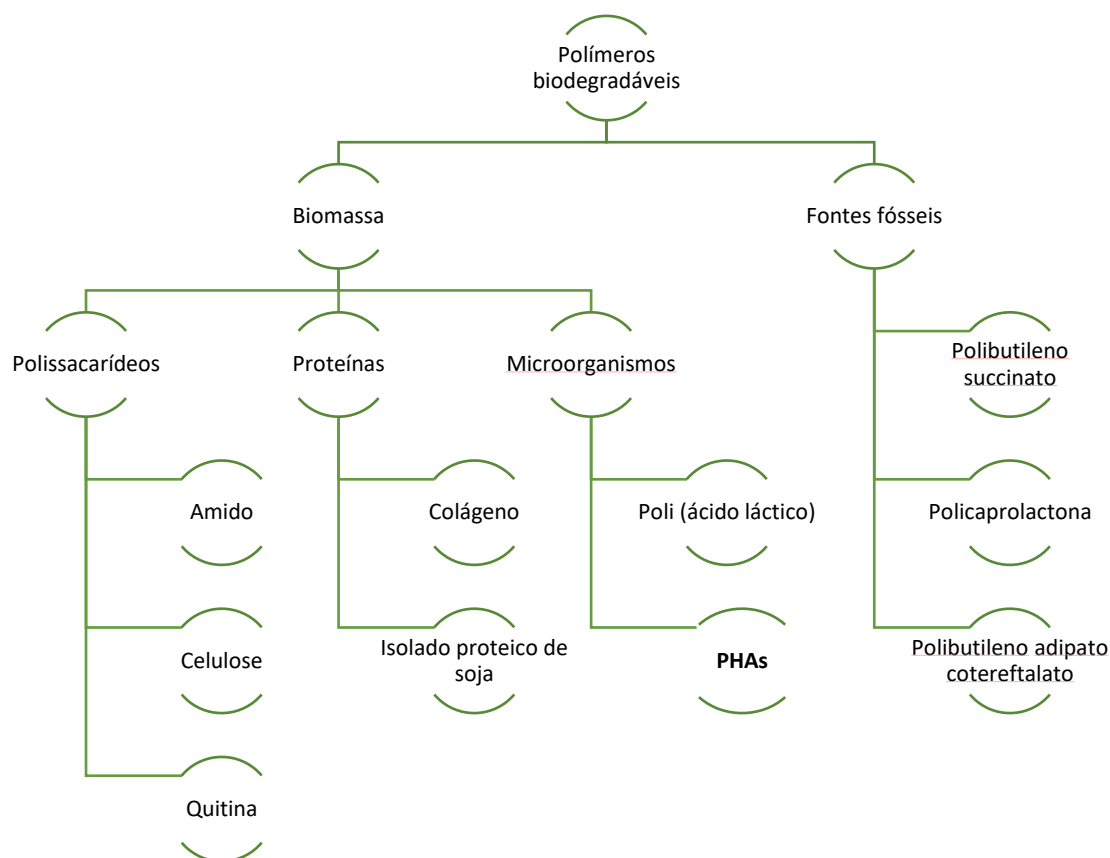


Figura 2.1 - Classificação dos polímeros biodegradáveis, com destaque aos PHAs ou polihidroxicarboxilatos. Adaptado de [26].

O primeiro grande subgrupo de polímeros biodegradáveis são aqueles obtidos a partir das fontes fósseis, ou seja, de fonte não renovável, os poliésteres alifáticos, como a policaprolactona e o polibutileno succinato, e os poliésteres aromáticos, como o polibutileno adipato cotereftalato. O segundo subgrupo de polímeros biodegradáveis são aqueles de fonte renovável obtidos a partir de biomassa. Destacam-se os polissacarídeos, como o amido, celulose, quitina e pectina, e proteínas como o colágeno, a queratina, as proteínas vegetais, dentre outras. Outros polímeros biodegradáveis têm como base produtiva a obtenção de seus monômeros por fermentação bacteriana de biomassa, como é o caso do poli(ácido láctico) (PLA). Já os PHAs são sintetados diretamente por bactérias que utilizam biomassa diretamente como fonte de carbono e outros macronutrientes. Estima-se que 55% da produção de polímeros biodegradáveis seja destinada à área de embalagens [27].

Os PHAs são os únicos materiais totalmente biossintetizados que foram verificados como biodegradáveis e compostáveis em meios aeróbicos (por exemplo, solo) e anaeróbicos, bem como em ambientes de água doce e salgada. Mais significativamente, a biodegradação ocorre em diversas condições, sem quaisquer subprodutos nocivos. A degradação aeróbica de PHA compreende a degradação em solo segundo a norma ASTM D5988-18, a degradação marinha (ASTM D6691-17 para plásticos flutuantes, ASTM D7473-12 para plásticos enterrados e ASTM D7991-15 para plásticos de zona de maré) e a compostagem (ASTM D5338-15) [28-32].

### **2.3 Polihidroxicanoatos (PHA)**

A descoberta dos PHAs remonta a 1888, quando Martinus W. Beijerinck, observou pela primeira vez grânulos de polímeros no citoplasma de microrganismos. Nas décadas seguintes, os cientistas continuaram estudando a síntese microbiana de vários PHAs como uma preocupação acadêmica, tendo somente nas últimas décadas, devido à necessidade de encontrar materiais biodegradáveis capazes de substituir os plásticos convencionais, os estudos sobre a produção de PHAs assumindo um interesse crescente [33]. Os PHAs são poliésteres obtidos por fermentação bacteriana a partir de biomassa rica em carbono – majoritariamente carboidratos derivados de biomassa de primeira geração (1G) [34, 35].

De acordo com a IUPAC, por serem sintetizados por seres vivos, os PHAs podem também ser denominados como biopolímeros. Os PHAs já são utilizados no setor de embalagens para fazer garrafas, sacos, filmes, talheres descartáveis, produtos moldados, recobrimentos para papel, tecidos-não-tecidos, adesivos e aditivos de desempenho, bem como para fins biomédicos [36].

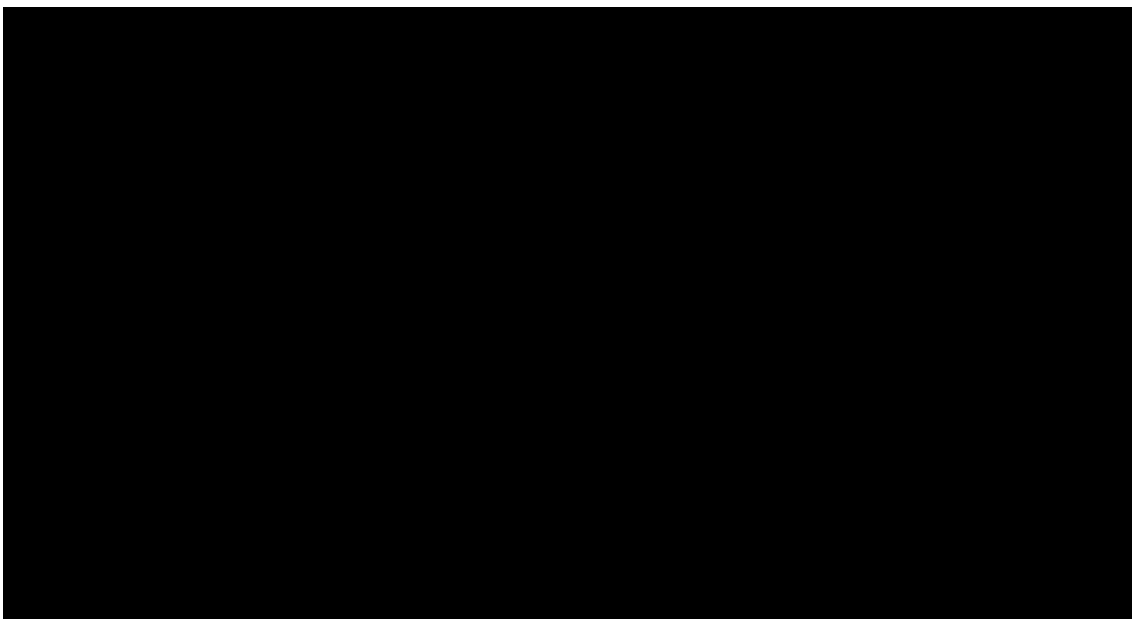


Figura 2.2: Estrutura molecular geral dos PHAs ( $m = 1 - 3$ ). Adaptado de [10].

Os microrganismos armazenam PHAs na forma de grânulos intracelulares, com o objetivo de utilizá-los como reserva energética. O acúmulo de PHAs é uma estratégia desses microrganismos para aumentar suas chances de sobrevivência em condições ambientais adversas, e as vias metabólicas que promovem a biossíntese de cada PHA dependem principalmente das características da cepa bacteriana. Foi demonstrado que diferentes espécies de microrganismos são capazes de incorporar unidades de hidroxivalerato (3HV) na molécula de PHB, o polímero mais estudado pertencente à família. O resultado é um copolímero amplamente conhecido pela sigla PHBV, ilustrado na Figura 2.3. A maioria das espécies bacterianas que acumulam PHBV armazenam o biopolímero sob condições de deficiência de nutrientes (nitrogênio, fósforo ou enxofre) e excesso de fonte de carbono [33]. A Figura 2.4 mostra a via simplificada de produção de PHBV.

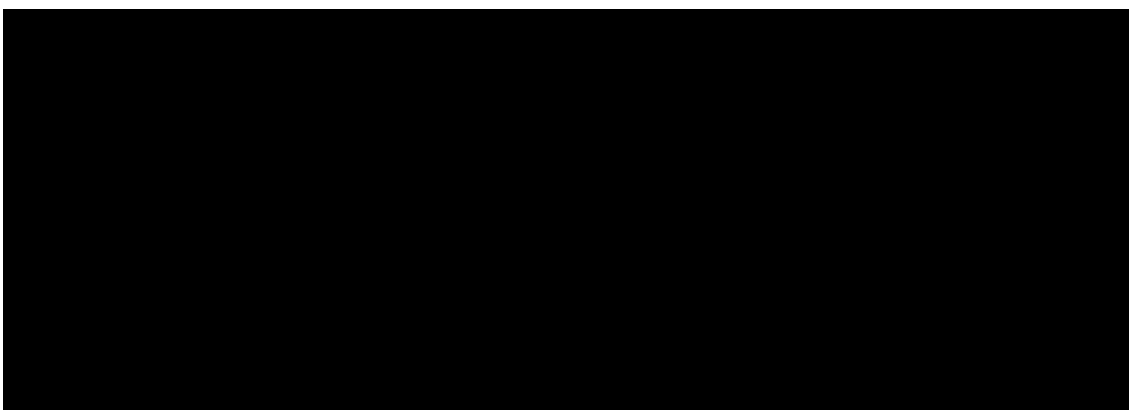


Figura 2.3: Estrutura química do PHBV, onde m representa a estequiometria do mero de hidroxibutirato (3HB) e n a do mero de hidroxivalerato (3HV).

A biossíntese de PHBV é catalisada por duas enzimas-chave: a R-(-)-3-hidroxibutil-coA (3HBCoA) e a R-(-)-3-hidroxivaleril-coA (3HVCoA). Enquanto a 3HBCoA pode ser obtida a partir de uma ampla variedade de substratos por uma grande diversidade de bactérias, a maioria das bactérias que acumulam PHBV requer a presença de precursores de 3HV (por exemplo, ácido propiônico) para sintetizar a 3HVCoA [33].

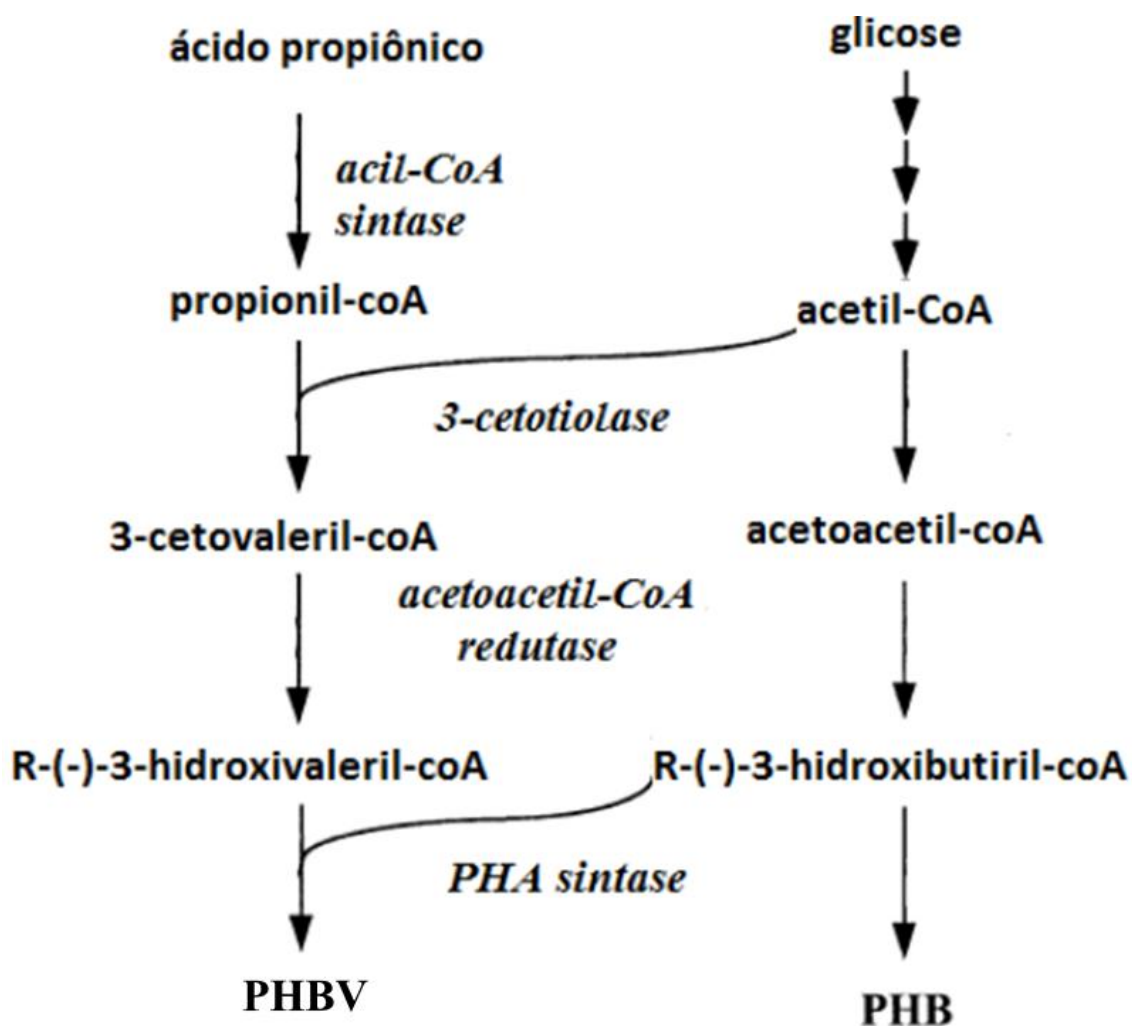


Figura 2.4 - Rotas biossintéticas de produção de PHB e PHBV a partir de ácido propiônico e glicose. Adaptado de [37].

Devido às suas características moleculares e físico-químicas, o PHBV se tornou um biopolímero promissor para substituir plásticos à base de petróleo em uma ampla gama de aplicações. As propriedades do PHBV dependem muito do conteúdo de 3HV (que pode chegar a 90%) no copolímero, a saber: o aumento da fração de comonômero determina o nível de imperfeição dos cristais de lamelas de PHB, levando assim à diminuição da cristalinidade, do ponto de fusão do polímero, e aumento cinético da biodegradabilidade, resultando em uma estrutura mais flexível que aquela do PHB. Assim, de acordo com a aplicação final desejada, uma porcentagem adequada de comonômero deve ser objetivada modificando-se as condições operacionais do processo de biossíntese [33].

Uma comparação das principais propriedades entre PHBV, PHB e os plásticos tradicionais mais difundidos é apresentada na Tabela 2.1. O PHBV apresenta menor fragilidade e seu ponto de fusão mais baixo torna seu processamento mais fácil e menos custoso em comparação ao PHB. Em comparação com os termoplásticos convencionais, o PHBV apresenta propriedades térmicas e mecânicas semelhantes, e apesar de ser um material menos dúctil, tem a vantagem de ser totalmente biodegradável e biocompatível. Dessa forma, o PHBV pode impulsionar o desenvolvimento de novas embalagens biodegradáveis com potencialmente menor pegada ambiental.

Tabela 2.1 - Propriedades do PHB comparado ao PHBV, HDPE e PP. Adaptado de [44, 45, 46, 47].

	PHB	PHBV			HDPE	PP
		3% mol 3HV	14% mol 3HV	25% mol 3HV		
<b>Temperatura de fusão [°C]</b>	180	170	150	137	130	176
<b>Módulo elástico [MPa]</b>	3500	2900	1500	700	1110	1700
<b>Resistência à tração [MPa]</b>	40	38	35	30	17	38
<b>Alongamento máximo [%]</b>	5	50			670	400
<b>Permeação a O<sub>2</sub> [cc-mil]</b>	23-29				30-250	-

Com valor de mercado estimado entre 107 e 123 milhões de dólares [38, 39] e capacidade produtiva superior a 86 mil toneladas [40], a produção de PHAs está em uma curva de maturidade/otimização crescente, revelando potencial para melhorias, como a redução do uso de eletricidade e nutrientes durante a síntese microbiana [41]. O sucesso dos plásticos biodegradáveis depende de

materiais e tecnologias inovadores, bem como da capacidade de competir com materiais e métodos de produção consolidados, que contam com mais de um século de desenvolvimento tecnológico, produção e conversão sofisticadas, cadeias de suprimentos e canais de mercado complexos, além de uma infraestrutura crescente para reciclagem [5]. A etapa de produção já foi identificada como a principal responsável pelos impactos ambientais dos PHAs, porém a literatura aponta a necessidade de mais estudos, sugerindo o uso de matérias-primas alternativas, que podem ser resíduos, subprodutos ou culturas menos intensivas em energia e produtos químicos [42, 43].

## **2.4 Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)**

Com a primazia do conceito de sustentabilidade, houve a necessidade por métodos para identificação e quantização de possíveis impactos ambientais associados a produtos e processos produtivos [13]. A avaliação do ciclo de vida (ACV) é definida como o estudo dos aspectos ambientais e impactos potenciais ao longo da vida de um produto, desde a aquisição da matéria-prima até a produção, uso e descarte, no qual as categorias gerais de impacto ambiental que precisam ser consideradas incluem o uso de recursos, a saúde humana e as consequências ecológicas [48]. A ACV é utilizada para estimar o consumo de recursos e emissões associadas a um ciclo de vida, sendo assim útil para avaliar o potencial dos polímeros biodegradáveis como uma solução de longo prazo para a poluição plástica e realizar uma comparação de sustentabilidade ambiental entre plásticos de base biológica e fóssil [41].

Abordagens ao pensamento do ciclo de vida (*life cycle thinking*) foram relatadas pelo economista e biólogo escocês Patrick Geddes já na década de 1880, com um procedimento que pode ser considerado precursor do inventário do ciclo de vida (ICV). As primeiras ACV no sentido moderno foram conduzidas por volta de 1970, no Midwest Research Institute dos Estados Unidos, sendo uma análise do consumo de recursos e emissões causadas por sistemas de produtos. Desde então a ACV vem se tornando uma ferramenta essencial para uma avaliação integrada dos impactos ambientais de produtos e atividades. Seja na área acadêmica ou empresarial, ela fornece o conhecimento necessário para

o melhorar do desempenho ambiental de produtos e serviços de uma forma geral, sendo fundamental para a tomada de decisões informadas nesse processo [8].

A estrutura metodológica da ACV está descrita na norma ISO 14040 e 14044 e, segundo tal, o método possui quatro fases interdependentes, como mostrado na Figura 2.5.

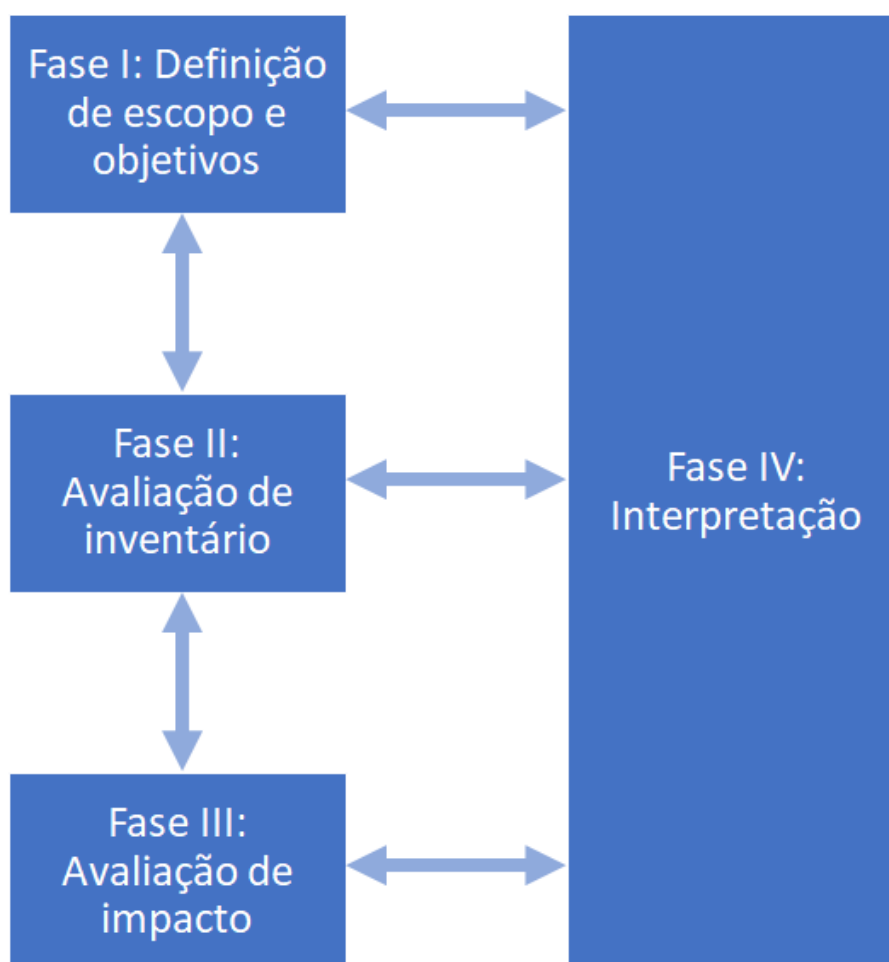


Figura 2.5: Estrutura metodológica da ACV. Adaptado de [49].

A primeira fase consiste na definição do objetivo e escopo da ACV, devendo ser claramente bem definidos e consistentes com a aplicação pretendida. O objetivo de uma ACV deve afirmar a razão e a aplicação pretendida dos resultados da ACV, o público-alvo a quem os resultados da ACV serão comunicados, bem como o uso dos resultados em declarações comparativas a serem divulgadas ao público. Dentre os vários possíveis

objetivos, pode-se utilizar a ACV especialmente para a identificação de oportunidades para melhorar o desempenho ambiental de novos materiais em vários pontos do seu ciclo de vida [9, 49]. Já o escopo de uma ACV compreende a definição do sistema de produto (conjunto de processos unitários interconectados que irão modelar o ciclo de vida do produto), a função do sistema de produto, a unidade funcional (desempenho quantificado de um sistema de produto para uso como unidade de referência), a fronteira do sistema de produto, as categorias de impacto selecionadas e os métodos de cálculo ambiental, os procedimentos de alocação, suposições e limitações, entre outros. Dois tipos de fronteira de sistema são comumente empregados em estudos de ACV: berço-a-portão, que inclui impactos de matérias-primas até o ponto de um produto sair do fabricante, focando em impactos *upstream* como matérias-primas, transporte e produção, e berço-ao-túmulo, que inclui impactos de matérias-primas até o fim da vida útil, focando também em etapas *downstream* como uso e fim-de-vida, ampliando a avaliação para todo o ciclo. Outros tipos de limite de estudo utilizados em ACV são exemplificados na Figura 2.6.

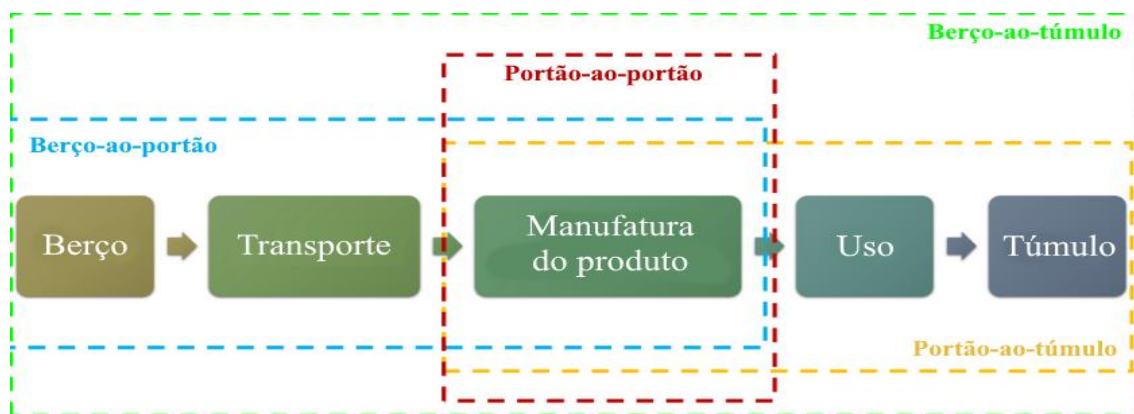


Figura 2.6: Ilustração dos tipos de limite de estudo utilizados em ACV.

A segunda fase da ACV, avaliação de inventário do ciclo de vida (ICV), envolve procedimentos de coleta e cálculo de dados para quantificar as entradas e saídas relevantes para cada processo unitário de um sistema de produto; isso pode incluir o uso de recursos e liberações para o ar, água e terra [9]. Um ICV é geralmente composto por fluxos de produto, fluxos de resíduos e fluxos elementares. Os fluxos elementares - água extraída de um rio, CO<sub>2</sub> emitido para

a atmosfera, calor dissipado etc. - são definidos como material ou energia que entra ou sai do sistema em estudo e que foi extraído do ambiente sem transformação humana prévia [49]. Dessa forma, os fluxos elementares representam as verdadeiras trocas de massa e energia entre um sistema de produto e o meio ambiente. A identificação e quantificação de fluxos elementares é então essencial para quantificar os impactos ambientais ao longo de um ciclo de vida.

Os fluxos de produto ou resíduo, ou até mesmo os fluxos elementares de um ICV podem ainda ser subdivididos em dados primários ou dados secundários. Dados primários são medidos ou estimados, e próximos da realidade (por exemplo, quantidade de água eliminada em um processo de desidratação, massa de PHA recuperada de um processo de fermentação). Dados secundários são informações e dados médios, representativos, extraídos de bancos de dados e utilizados nos casos onde os dados primários são desconhecidos ou inacessíveis para quem realiza a ACV [50]. Apesar de serem mais facilmente acessíveis, o uso de dados secundários implica em uma compreensão menos precisa dos impactos ambientais em uma ACV quando comparado com dados primários, não havendo coleta de informações específicas dos fornecedores ou de dados realistas e atualizados da indústria e literatura [51].

No software openLCA, ferramenta para modelagem de ACV, um provedor é um processo que entrega um produto ou aceita resíduos. Definir o provedor em uma ACV ajuda a delimitar as conexões dentro de um sistema de produto, indicando a fonte de um produto ou para onde os resíduos são direcionados. Se um provedor não é especificado, o software automaticamente vinculará ao primeiro processo disponível para o produto. Ao modelar provedores, garante-se que a ACV reflita com precisão o fluxo de materiais e energia ao longo de todo o ciclo de vida do produto [52].

A terceira fase da ACV, denominada avaliação dos impactos do ciclo de vida (AICV), visa compreender e avaliar a magnitude e a significância dos potenciais impactos ambientais de um sistema de produto, objetivando fornecer resultados relevantes para comparações de desempenho ambiental entre

materiais. A AICV é de suma importância para a ACV e seu caráter quantitativo faz que a ACV se diferencie de outras metodologias de avaliação ambiental. A AICV consiste basicamente na conversão do ICV em indicadores ecológicos, doravante nomeados como eco-indicadores. Isso porque um ICV completo pode conter centenas a milhares de fluxos de massa, emissões, consumo de recursos e demanda de energia, dificultando o manuseio dos resultados e os impactos ambientais que eles representam, tornando a agregação na forma de eco-indicadores desejável [48]. A precisão da AICV depende da precisão dos dados do ICV, da alocação de encargos de subprodutos e coprodutos e da metodologia usada para traduzir esses dados em eco-indicadores [53].

A metodologia, ou métodos de avaliação de impacto, são baseadas nos chamados modelos de caracterização ambiental que podem adotar abordagens de eco-indicadores - efeitos intermediários ou *midpoint*, como mudanças climáticas, eutrofização, emissão de material particulado, acidificação, consumo de água etc. - ou eco-indicadores *endpoint* - danos finais, em essência, o esgotamento de recursos naturais, a saúde humana e a qualidade dos ecossistemas [49]. A saber, para os métodos ILCD midpoint+ 2011 (International Reference Life Cycle Data System) [54] e Cumulative Energy Demand (CED) [50], temos as seguintes categorias de impacto *midpoint* e suas unidades:

- Mudanças Climáticas: potencial de aquecimento global (kg CO<sub>2</sub> eq.) calculado sobre um forçamento radiativo em horizonte temporal de 100 anos, quantificando a energia térmica retida na atmosfera por cada gás, relativamente ao CO<sub>2</sub>;
- Destruição da Camada de Ozônio: potencial de depleção de ozônio (kg CFC-11<sub>eq</sub>), quantificando os efeitos destrutivos sobre a camada estratosférica de ozônio em horizonte temporal de 100 anos;
- Toxicidade - Efeitos Carcinogênicos ou Não Carcinogênicos: unidade tóxica comparativa para humanos (CTUh), expressando o aumento estimado da morbidade na população humana total por unidade de massa de uma substância química emitida;

- Emissão de Material Particulado: quantificação (kg PM<sub>2,5</sub> eq) do impacto de morte prematura ou incapacidade causados por partículas ou inorgânicos respiráveis na população, em comparação a partículas finas com diâmetro menor que 2,5 micrômetros.
- Emissão de Radiação Ionizante: quantificação (kg U<sup>235</sup><sub>eq</sub>) dos impactos da radiação ionizante na população, em comparação ao urânio-235;
- Formação de Ozônio Fotoquímico: expressão do potencial de contribuição (kg C<sub>2</sub>H<sub>2</sub> eq) à formação fotoquímica de ozônio na baixa atmosfera;
- Acidificação: excesso acumulado (molc H<sup>+</sup>) caracterizando a variação na excedência da carga crítica em áreas sensíveis de ecossistemas terrestres e de água doce, onde ocorre a deposição de substâncias acidificantes. O indicador considera as mudanças de pH em ecossistemas marinhos, em corpos de água doce e no solo, além dos efeitos causados por chuva ácida, ocasionadas pelo ciclo de vida de produtos. Desta forma, os efeitos de acidificação têm relação direta com os limites planetários de integridade da biosfera, mudanças de sistemas terrestres e de água doce e acidificação oceânica [13];
- Eutrofização Terrestre: excesso acumulado (molc N<sub>eq</sub>) caracterizando a variação na excedência da carga crítica em áreas sensíveis de ecossistemas terrestres e de água doce, onde ocorre a deposição de substâncias eutrofizantes;
- Eutrofização de Água Doce: expressão do grau (kg P<sub>eq</sub>) em que os nutrientes emitidos atingem o compartimento final de água doce, considerando o fósforo como fator limitante em ambientes de água doce;
- Eutrofização Marinha: expressão do grau (kg N<sub>eq</sub>) em que os nutrientes emitidos atingem o compartimento marinho final, considerando o nitrogênio como fator limitante em ambientes marinhos;
- Ecotoxicidade de Água Doce: unidade tóxica comparativa para ecossistemas (CTUe) que expressa uma estimativa da fração potencialmente afetada de espécies integrada ao longo do tempo e volume por unidade de massa de uma substância química emitida. Este

é um indicador ambiental associado à emissão de compostos orgânicos, como os organoclorados, organofosforados e organofluorados, e metais de transição e pesados, ao longo de um ciclo de vida, tendo relação com os limites planetários dos fluxos biogeoquímicos, de novas entidades, integridade da biosfera e de mudanças nos sistemas de água doce;

- Uso da Terra: matéria orgânica do solo, ou MOS (kg C déficit), medido com base em alterações na MOS em kg C/m<sup>2</sup>/ano, mas cujos impactos não abarcam aqueles referentes à biodiversidade. O LU é um dos principais indicadores de mudanças em sistemas terrestres e estima a redução de áreas florestais por efeito das atividades antropogênicas. Está também associado, indiretamente, à integridade da biosfera e às mudanças climáticas;
- Consumo de Água: quantidade (m<sup>3</sup><sub>eq</sub> água) de água referente ao esgotamento de recursos hídricos utilizada, ajustada por fatores de escassez;
- Consumo de Recursos Minerais e Metais: escassez de recursos minerais (kg Sb<sub>eq</sub>) calculada como “base de reservas” e taxas de uso anuais, referindo-se a recursos identificados que atendem a critérios físicos e químicos mínimos relacionados às práticas atuais de mineração;
- Demanda Energética Cumulativa - Fontes Não Renováveis e Renováveis: a soma de toda energia (MJ) primária consumida ao longo do ciclo de vida de um produto/sistema, incluindo extração, produção, transporte e descarte [55].

A forma geral dos modelos de caracterização ambiental para eco-indicadores *midpoint* é mostrada na Equação 2.1.

$$I_{midpoint} = \sum_i (m_i A_i) \quad (2.1)$$

Onde:  $I_{midpoint}$  representa o eco-indicador para uma determinada categoria de impacto ambiental,  $m_i$  é a quantidade de substância ou energia na forma de fluxo elementar classificado para a referida categoria de impacto ambiental; e  $A_i$

representa o fator de caracterização ou potencial de impacto individual de uma substância ou forma de energia.

Como exemplo, os impactos para a categoria aquecimento global (*global warming potential*, ou GWP), podem ser avaliados por meio do modelo de caracterização  $GWP = \sum_i(m_i GWP_i)$ , onde  $m_i$  é a quantidade em peso de um gás causador de efeito estufa (GEE) e  $GWP_i$  é o fator de caracterização específico de cada GEE, por exemplo, o  $GWP_i$  do CO<sub>2</sub> é igual a 1 kg CO<sub>2</sub>-eq, enquanto o  $GWP_i$  do N<sub>2</sub>O é igual a 298 kg CO<sub>2</sub>-eq. Os fatores de caracterização são obtidos a partir de estudos científicos amplos conduzidos por painéis especializados em cada categoria de impacto ambiental, sendo então disponibilizados em *handbooks* e transposto em *softwares* computacionais de ACV [8].

Devido à sua capacidade de fornecer eco-indicadores, a ACV pode ser usada para avaliar os impactos ambientais da produção de PHAs e traçar comparações quantitativas com os outros plásticos. Os métodos de avaliação ambiental disponíveis atualmente permitem o cálculo de inúmeros eco-indicadores, os quais podem ser selecionados de acordo com os objetivos da ACV [9, 49]. A Tabela 2.2 resume os principais tipos de eco-indicadores *midpoints* obtidos por ACV, exemplos de possíveis unidades, e suas respectivas correlações com os cenários *endpoints*.

Tabela 2.2 - Exemplos de eco-indicadores *midpoints* e suas correlações com os cenários *endpoint* de avaliação ambiental. Adaptado de [9, 49].

<b>Eco-indicador <i>Midpoint</i></b>	<b>Cenário <i>Endpoint</i></b>
Mudanças climáticas ou aquecimento global (kg CO <sub>2</sub> eq.) Acidificação (molc H <sup>+</sup> ) Ecotoxicidade de água doce (CTUe) Eutrofização de água doce (kg P <sub>eq</sub> ) Eutrofização marinha (kg N <sub>eq</sub> ) Eutrofização terrestre (molc N <sub>eq</sub> ) Uso da terra (kg C déficit) Destruição da camada de ozônio (kg CFC-11 <sub>eq</sub> )	Qualidade dos Ecossistemas
Toxicidade - efeitos carcinogênicos ou não carcinogênicos (CTUh) Emissão de material particulado (kg PM <sub>2,5</sub> eq) Formação de ozônio fotoquímico (kg C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> eq) Emissão de radiação ionizante (kg U <sup>235</sup> <sub>eq</sub> )	Saúde Humana
Consumo de água (m <sup>3</sup> <sub>eq</sub> água) Consumo de recursos minerais e metais (kg Sb <sub>eq</sub> ) Demanda energética cumulativa - fontes não renováveis (MJ) Demanda energética cumulativa - fontes renováveis (MJ)	Esgotamento de Recursos Naturais

Um argumento para justificar plásticos de base biológica e biodegradável é que, levando em consideração todo o seu ciclo de vida, eles podem resultar em menor impacto ambiental comparados aos plásticos convencionais de engenharia, fato que talvez ignore parâmetros como a acidificação e superfertilização dos solos e da água causada pelo cultivo convencional das culturas usadas para produção de tais materiais [4]. No contexto do presente projeto, a aplicação da ACV é a estimativa de eco-indicadores para os PHAs que tenham correlação com modelos holísticos de preservação ambiental. Um deles envolve os limites planetários, para os quais foram estabelecidos nove parâmetros essenciais para a manutenção da vida humana no planeta [56]. A

mais recente atualização desses limites planetários é apresentada na forma do Círculo de Estocolmo na Figura 2.7.

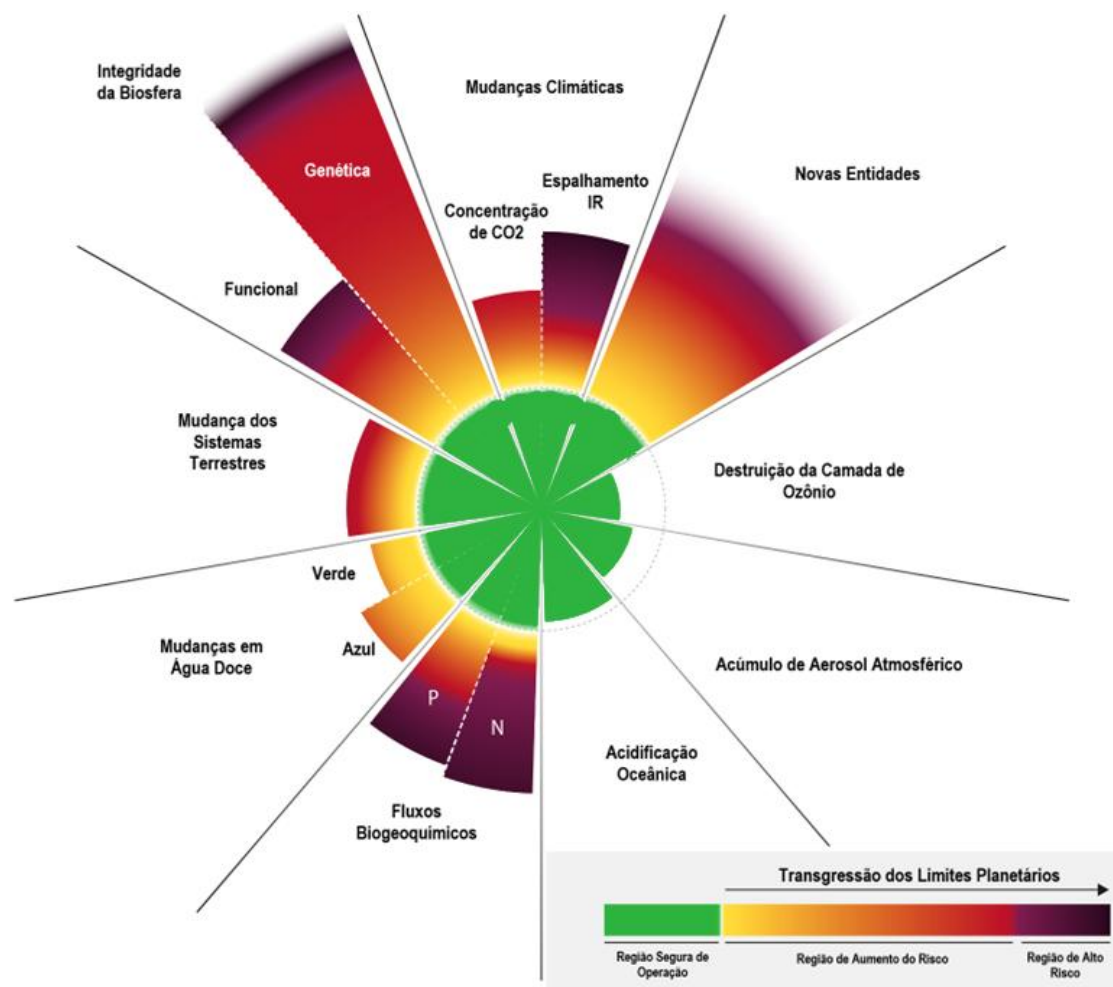


Figura 2.7: Círculo de Estocolmo com representação dos limites planetários em 2023. Adaptado de [56].

A justificativa científica do conceito de limite planetário é que a estabilidade climática da Terra e a resiliência do ecossistema, vistas ao longo de dezenas de milhares de anos do Holoceno (nome da era geológica referente aos últimos 11000 anos), são o resultado de interações biofísicas dinâmicas que agora podem ser radicalmente alteradas por atividades humanas. Através de variáveis qualitativas e quantitativas, tem-se uma dimensão dos impactos ambientais que, quando comparados com os valores estabelecidos pelos limites planetários, ajudam a definir as intervenções ambientais prioritárias no ciclo de

vida dos materiais [8]. Apesar de nenhum limite quantitativo ter sido definido, por exemplo, para o limite de novas entidades, pesquisadores argumentam que o espaço operacional seguro dos limites planetários de novas entidades foi excedido, uma vez que a produção e as liberações anuais estão aumentando em um ritmo que ultrapassa a capacidade global de avaliação e monitoramento [57].

A quarta e última etapa da ACV, a interpretação, é aquela na qual o ICV e os eco-indicadores obtidos na AICV são avaliadas de acordo com o objetivo e o escopo definidos, a fim de chegar a conclusões e recomendações sadias em termos ambientais. Recomenda-se para tal a identificação de questões significativas com base na análise de inventário e análise de impacto, a revisão do estudo e elaboração de conclusões, limitações e recomendações gerais. As interpretações podem assumir aspectos holísticos, a saber, orientando em procedimentos de tomada de decisão devido a identificação de gargalos nos ciclos de vida dos materiais, cenários ambientais preferíveis em caso de avaliação de diversas rotas de produção, melhorias, projeções e estimativas, *claims* de sustentabilidade, entre outros. A inclusão explícita de critérios de corte é obrigatória em qualquer relatório de avaliação do ciclo de vida, porque eles definem a transparência e a consistência da modelagem. A norma ISO 14044 estabelece que o pesquisador deve declarar os limites mínimos de contribuição em massa, energia e relevância ambiental, de forma a justificar a exclusão de fluxos. Esse ponto é central para evitar acusações de omissão de etapas que possam distorcer os resultados [9, 58].

A ACV se tornou uma importante ferramenta científica ao longo das últimas décadas, permitindo agregar os estudos ambientais a outras áreas de ciência e engenharia. Todavia, os estudos de ACV aliados ao desenvolvimento de embalagens e materiais biodegradáveis ainda é um campo emergente, como pode ser deduzido a partir da Figura 2.8 que apresenta o número de publicações de artigos técnicos e de revisão nos últimos 10 anos. A cientometria foi realizada utilizando a palavra-chave *life cycle assessment* ou *life-cycle assessment* no título, e as demais palavras-chave (*packaging; biodegradable polymer; PHA*) no resumo. Os resultados foram filtrados para artigos técnicos.

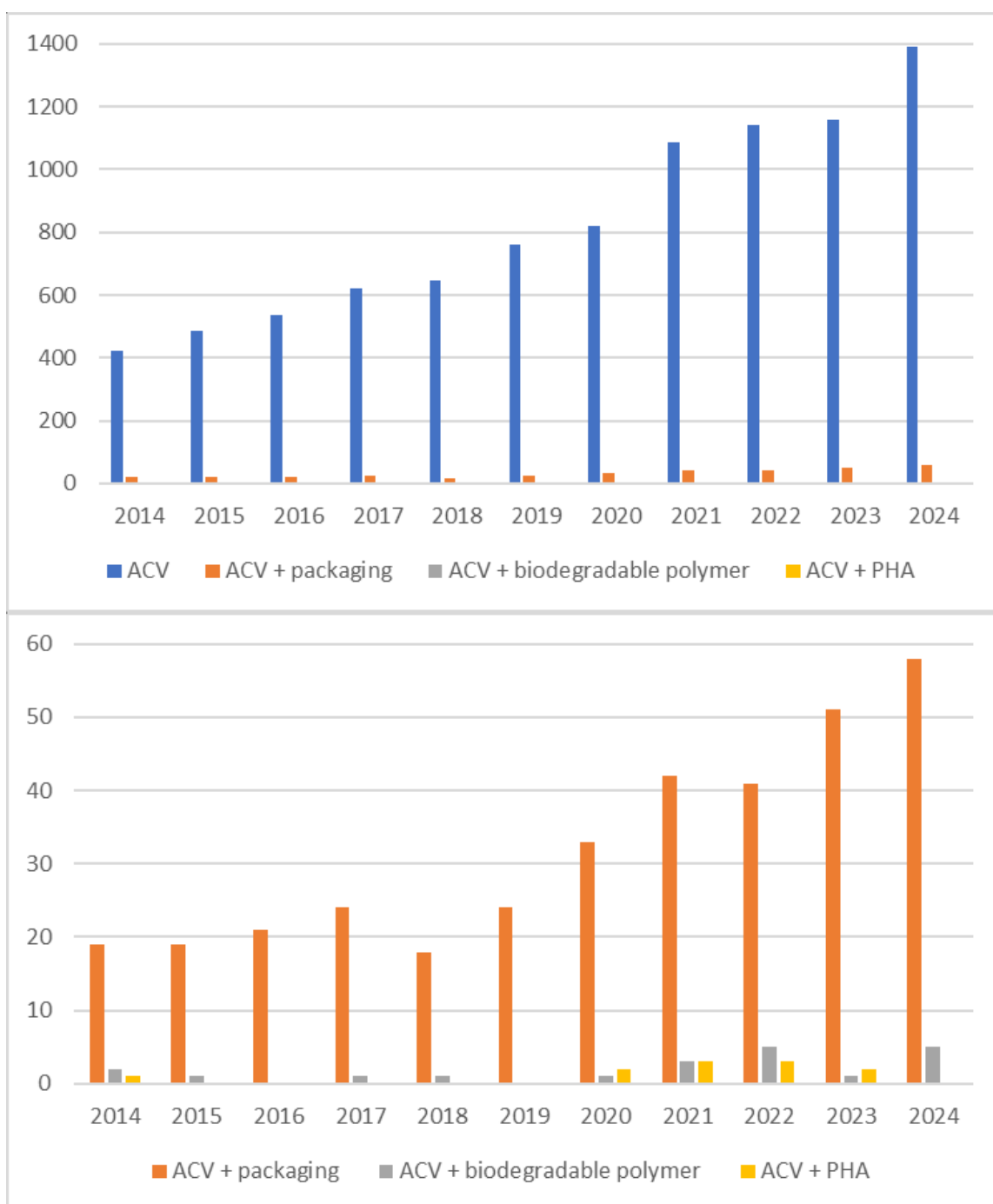


Figura 2.8 - Evolução das publicações científicas envolvendo ACV entre 2014 e 2024 registradas na plataforma Web of Science.

## 2.5 ACV comparativa de embalagens biodegradáveis

A aplicação da ACV no estudo de impactos ambientais do ciclo de vida de embalagens biodegradáveis tem permitido identificar os aspectos ecológicos

mais vantajosos de cada material, bem como os cenários de aplicação mais favoráveis em relação aos plásticos não biodegradáveis convencionais [59-61]. O PLA se destaca como um dos plásticos biodegradáveis mais focados em tais estudos, porém há publicações mais recentes sobre ACV de embalagens baseadas em PHB e outros materiais. Ingraio, Gigli & Siracura compararam os impactos ambientais de bandejas de PLA e PS utilizando ACV berço-ao-túmulo, sendo considerado para as bandejas de PLA um sistema de compostagem como tratamento de fim-de-vida. As bandejas de PLA apresentaram pior desempenho ambiental considerando eco-indicadores relacionados a mudanças climáticas, saúde humana e qualidade dos ecossistemas de uma forma geral, sendo a principal fonte de impacto a cultura do milho (fonte primária de PLA) e a própria síntese do polímero. As bandejas de PS tiveram pior desempenho para o consumo de energia de fonte não renovável [62]. Em estudo posterior, Bishop, Styles & Lens identificaram que embalagens de PLA apresentaram melhor desempenho que embalagens de PP, HDPE, LDPE, e PET para as categorias relacionadas a mudanças climáticas, saúde humana, eutrofização de água doce, emissão de radiação ionizante, formação de ozônio fotoquímico e emissão de material inorgânico particulado, notando também a produção de PLA como a principal fonte de impacto, especificamente o consumo de energia elétrica na cadeia de produção do polímero [63].

Guo e colaboradores realizaram ACV berço-ao-portão para comparar os impactos de canudos de PP, papel e PLA no contexto chinês. O cenário envolvendo o canudo de PLA apresentou os eco-indicadores mais elevados para as categorias demanda energética cumulativa (CED), esgotamento de recursos abióticos, uso da água, aquecimento global, acidificação, dentre várias outras, enquanto o canudo de papel se apresentou mais vantajoso que o canudo de PP para impactos relacionados à formação de ozônio fotoquímico, ecotoxicidade e efeitos tóxicos para humanos. Foram identificados cenários de redução de impacto quando do uso de fontes de eletricidade com baixa emissão de carbono e a adoção de práticas de reciclagem, especialmente para os canudos de papel e PLA [64].

Embalagens flexíveis de PLA também têm sido avaliadas quanto aos impactos ambientais frente a embalagens de plástico não biodegradável. Bala et al. (2022) analisaram o desempenho ambiental de sacos de PLA destinados a produtos de panificação sem e com a adição de nanoargilas em comparação à sacos a base de LDPE e PP. Foi identificado que o saco de PLA adicionado com nanoargilas apresenta impacto para a categoria mudanças climáticas 45% e 39% menor em relação aos sacos de LDPE e PP, respectivamente. Porém, os impactos foram maiores para as categorias de uso da terra e de água, decorrentes da cadeia de cultivo do milho [65].

Jeswani e colaboradores realizaram uma ACV berço-ao-portão dos impactos de produção de poli(ácido mandélico) (PMA), um potencial substituto do poliestireno (PS), sintetizado pela rota de polimerização dos monômeros 5-fenil-1,3-dioxolano-4-nona (Ph-DOX) e *o*-carboxianidrido. Os impactos ambientais de produção do PMA, calculados pelo método ReCiPe, foram menores para síntese com Ph-DOX, porém significativamente maiores em relação à produção do PS. Um cenário de menor impacto ambiental seria a produção de ácido mandélico a partir de glicerol de fonte renovável, possivelmente reduzindo os eco-indicadores do PMA em até 77% [66].

Em relação aos PHA, buscando uma análise mais condizente dos impactos da poluição plástica nos oceanos, Boone e co-autores desenvolveram um eco-indicador denominado *lifetime costs on marine ecosystem services* e compararam bandejas de PP e PHB utilizando ACV berço-ao-túmulo. Os autores identificaram maiores impactos ambientais para a bandeja de PHB, tanto devido à produção do material quanto à fabricação da embalagem, o que foi atribuído ao fato da cadeia produtiva de PHB não estar ainda otimizada para produção em larga escala. Porém, em virtude da sua menor persistência ambiental, a bandeja de PHB apresentou melhor desempenho para o eco-indicador desenvolvido, denotando a vantagem da biodegradação como fim de vida de uma embalagem [67]. Já Nhu et al. (2024) identificaram a reciclagem mecânica como o melhor tratamento pós-consumo, considerando indicadores de demanda energética e aquecimento global, para o PHBV, porém sem considerar uma aplicação específica como embalagem [41].

## 2.6 ACVs de PHAs

É fácil presumir que alternativas de base biológica são, sem dúvida, mais sustentáveis do que suas contrapartes de base fóssil. No entanto, em muitos estudos realizados, fica claro que a complexidade das metodologias de ACV e como as decisões são tomadas influenciarão o resultado em relação às categorias de impacto, determinando as fronteiras e os valores que levam a resultados ambíguos [53]. Ainda existem muitos parâmetros e compensações desconhecidos que precisam ser estudados a fundo para compreender completamente os prós e os contras de plásticos como os PHA [18, 21].

Os estudos de ACVs já publicados que visavam o impacto da produção de PHA se concentraram em aspectos isolados como requisitos de energia ou emissões de carbono, com poucos estudos avaliando os impactos dos PHA a partir de um leque amplo de eco-indicadores. Além disso, como já mencionado, são poucos os trabalhos onde a ACV berço-ao-túmulo foi utilizada para o estudo de impactos de embalagens de PHA. A Tabela 2.3 resume os resultados das principais publicações sobre ACV de PHAs, algumas das quais são discutidas a seguir.

Harding et al. (2007) implementaram uma ACV berço-ao-portão e descobriram que o PHB é mais ambientalmente amigável que o PP nas categorias de esgotamento de recursos abióticos, aquecimento global, destruição da camada de ozônio, toxicidade em seres humanos, ecotoxicidade para água doce, ecotoxicidade aquática marinha, ecotoxicidade terrestre, oxidação fotoquímica, acidificação e eutrofização, mas que o HDPE teve eco-indicadores menores que o PHB nas categorias de acidificação e eutrofização [68]. Kendall (2012) realizou uma ACV berço-ao-portão de PHB produzido a partir da fração celulósica de resíduos orgânicos, com resultados de acordo com a metodologia “EPA LandGem”, mostrando que o consumo de energia primária e as emissões foram de 55–76 MJ/kg de PHB e 3,4–5,0 kg CO<sub>2-eq</sub>/kg de PHB de emissões, respectivamente, metade da quantidade comparada ao PHB derivado

Tabela 2.3: Resultados de impacto obtidos em estudos de ACV sobre normalizados para uma unidade funcional de 1000 kg [68-74].

	Harding et al., 2007	Kendall, 2012	Rostkowski et al., 2012	Fernández-Dacosta, et al., 2015	Kookos et al., 2019	Kachrimanid-ou et al., 2021	Rueda et al., 2023
<b>Método de avaliação</b>	CML 2 Baseline 2000 v2.03	EPA LandGem	TRACI 2.0 v3.01	Pawelzik et al., 2013; U.S. EPA, 2011	CML2001	CML2001	ReCiPe 2016 Midpoint (H)
<b>Biomassa</b>	Sacarose (1G)	Glicose de resíduos orgânicos (1G)	Biogás de metano (4G)	Águas residuais (3G)	Sacarose (1G) <sup>a</sup> Óleo de soja (2G) <sup>b</sup>	Óleo de girassol (2G)	Águas residuais (3G), BG-11 (N/A)
<b>Eficiência</b>	36%	32 - 36%	50%	86 – 95%	55.8%	86,26%	N/A
<b>Solventes</b>	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	N/A	Não especificados	Surfactantes, DCM	Não especificados	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Clorofórmio, metanol
<b>Acidificação</b>	24.9 kg SO <sub>2</sub> eq	16 - 28 kg SO <sub>2</sub> eq	92500 H <sup>+</sup> mol eq	N/A	21.727 kg SO <sub>2</sub> eq	56.5 kg SO <sub>2</sub> eq	170 kg SO <sub>2</sub> eq
<b>Mudança climática</b>	1960 kg CO <sub>2</sub> eq	6900 – 8900 kg CO <sub>2</sub> eq	942000 kg CO <sub>2</sub> eq	2060 – 4300 kg CO <sub>2</sub> eq	4406 <sup>b</sup> - 7920 <sup>a</sup> kg CO <sub>2</sub> eq	648 kg GWP <sub>100</sub> CO <sub>2</sub> eq	5300 - 49500 kg CO <sub>2</sub> eq
<b>Ecotoxicidade de água doce</b>	106 kg 1-4 DB <sub>eq</sub>	N/A	42000 kg 2,4-D <sub>eq</sub>	N/A	N/A	N/A	N/A
<b>Eutrofização de água doce</b>	5.19 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq	0.54 – 5.0 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq	1060 kg N <sub>eq</sub>	N/A	1.108 kg P <sub>eq</sub>	32.4 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq	1 - 16 kg P <sub>eq</sub>
<b>Uso de terras</b>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
<b>Eutrofização marinha</b>	5.19 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq	0.54 – 5.0 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq	1060 kg N <sub>eq</sub>	N/A	1.108 kg P <sub>eq</sub>	32.4 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq	0.4 - 11 kg N <sub>eq</sub>
<b>Depleção ou formação de ozônio</b>	0.00017 kg CFC-11 <sub>eq</sub>	3.1 - 4.9 kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq	0.508 kg CFC-11 <sub>eq</sub>	N/A	N/A	N/A	0.25 - 0.58 kg CFC-11 <sub>eq</sub>
<b>Eutrofização terrestre</b>	5.19 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq	0.54 – 5.0 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq	1060 kg N <sub>eq</sub>	N/A	1.108 kg P <sub>eq</sub>	32.4 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq	10 – 170 kg SO <sub>2</sub> eq.
<b>Material particulado</b>	N/A	N/A	395 kg PM2.5 <sub>eq</sub>	N/A	N/A	N/A	5 - 66 kg PM2.5 <sub>eq</sub>
<b>Toxicidade humana</b>	857 kg 1-4 DB <sub>eq</sub>	N/A	1020 kg C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> eq (HTc) 884000 kg PhCH <sub>3</sub> eq (HTnc)	N/A	N/A	140 kg DCB <sub>eq</sub>	N/A
<b>Depleção de recursos aquíferos</b>	65.2 m <sup>3</sup>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	61359 m <sup>3</sup>
<b>Demanda de energia acumulada, não-renovável</b>	41400 MJ	49000 - 76000 MJ	N/A	105740 – 157790 MJ	29752 <sup>a</sup> - 50310 <sup>b</sup> MJ	61700 MJ	0.043 - 6.393 MWh
<b>Demanda de energia acumulada, renovável</b>	1470 MJ	22000 MJ	N/A	N/A	N/A	N/A	0.043 - 6.393 MWh

de milho [69]. Rostkowski et al. (2012) modelaram uma ACV através da metodologia TRACI 2.0 para a síntese de PHB a partir de metano com subsequente biodegradação do PHB de volta a biogás, onde a produção a partir de biogás mostrou-se preferível (37,4 MJ/kg de PHB) em relação à produção a partir de milho cultivado (41,9 MJ/kg de PHB) em termos de investimento energético no processo; a recuperação de PHB do material celular também foi um contribuinte primário para os impactos relacionados a aquecimento global, acidificação, toxicidade em humanos, efeitos respiratórios, eutrofização, destruição da camada de ozônio, ecotoxicidade e impactos ambientais relacionados à formação de *smog* (neblina poluente) na produção de PHB, especialmente quando a extração por solvente foi utilizada [70].

Fernández-Dacosta et al. (2015) investigaram a produção de PHB a partir de águas residuais e suas oportunidades e gargalos de escalonamento, revelando que, embora os impactos de potencial de aquecimento global e uso de energia não renovável estejam na faixa de 2,4–4,3 kg CO<sub>2</sub>-eq/kg de PHB e 106–156 MJ/kg de PHB, esses valores ainda não são comparáveis em termos de desempenho a polímeros petroquímicos como o PET [71]. Kookos et al. (2019) implementaram uma ACV com a metodologia CML2001 para inferir as emissões de GEE, o uso de energia não renovável, o potencial de acidificação e o potencial de eutrofização da produção de PHB, demonstrando que a produção do biopolímero depende fortemente da biomassa utilizada – açúcar de milho ou óleo de soja –, mas também apresenta vantagens nessas categorias de impacto em relação a polímeros adotados em larga escala, como o HDPE [72].

Moutousidi & Kookos (2021) avaliaram as categorias de impacto de potencial de aquecimento global, acidificação e potencial de eutrofização através do método CML 2001–2016, descobrindo que os principais fatores de carga ambiental na produção de PHB a partir de três fontes diferentes de açúcares fermentáveis (cana-de-açúcar, milho e beterraba) são fortemente dependentes da produção da matéria-prima – quando uma fonte específica é escolhida, a distribuição dos processos que mais contribuem para o impacto total muda em todas as categorias de impacto avaliadas –, juntamente com o uso de vapor e eletricidade, havendo vantagens significativas sobre as tecnologias de produção

petroquímica convencionais em casos onde dados confiáveis estavam disponíveis na literatura aberta [7].

Kachrimanidou et al. (2021) realizaram uma ACV do PHB a partir de biodiesel derivado de óleo de girassol em um cenário de biorrefinaria, obtendo que, através do método de avaliação CML2001, as emissões de gases de efeito estufa (0,64 kg CO<sub>2</sub>-eq/kg de PHB) e o potencial de depleção abiótica (61,7 MJ/kg de PHB) foram menores que os do PP, mas que o processo de produção do biopolímero só era economicamente viável através da biorrefinaria de coprodutos do processo, como a torta de girassol e o glicerol bruto [73].

Rueda et al. (2023) executaram uma ACV do PHB produzido por cianobactérias, descobrindo que fontes de nutrientes como águas residuais superaram ligeiramente o meio de crescimento padrão (BG-11) nos impactos ambientais de aquecimento global, destruição da camada de ozônio, formação de material particulado fino, acidificação terrestre, eutrofização de água doce, eutrofização marinha, escassez de recursos minerais e escassez de recursos fósseis, avaliados através da metodologia “ReCiPe 2016 Midpoint (H)”, com gargalos dos processos causados principalmente pelo uso de solventes como clorofórmio para a etapa de purificação/recuperação do polímero e pelos materiais necessários para a construção dos reatores; os autores também perceberam que uma maior produtividade seria necessária para tornar essa produção de PHB economicamente viável [74].

Mais recentemente, Lee et al. (2023) averiguaram a produção de PHA amorfo a partir de cana-de-açúcar através de uma ACV específica em produção de escala industrial via metodologia ReCiPe 2016 Midpoint, determinando que o potencial de aquecimento global desse PHA variava entre 0,86 a 1,59 kg CO<sub>2</sub>-eq/kg de PHA, enquanto aquele produzido a partir de grãos e palha de milho variava entre 0,01 a 1,96 kg CO<sub>2</sub>-eq/kg de PHA, obtendo-se valores menores que PHA produzidos a partir de fontes de segunda (2G) e terceira (3G) geração e diversos polímeros de fonte fóssil não-biodegradáveis [75].

Nhu et al. (2024) investigaram a escalonamento da produção de PHBV da escala piloto para a industrial e os pontos críticos ambientais em cada escala, com resultados mostrando que, ao escalonar, um benefício ambiental

significativo poderia ser alcançado reduzindo o uso de eletricidade e nutrientes, juntamente com a reciclagem de efluentes para diluir a matéria-prima, e que o PHBV pode ser – através dos métodos de avaliação “CEENE” e “EF” – menos impactante para as categorias CED de fonte fóssil e aquecimento global que o PLA, LDPE e PP [41].

A revisão da literatura apresentada denota um interesse na ACV de PHAs, visto a importância desses biopolímeros como materiais biodegradáveis alternativos para uso em várias áreas. Apesar desses esforços, a identificação de gargalos ambientais dentro do ciclo de vida dos PHA continua difícil, provavelmente devido às disparidades nas especificações das biomassas e nas tecnologias de produção consideradas nos estudos publicados. Dificuldade semelhante também surge da variabilidade inerente à metodologia de ACV (limites do sistema, ICV, métodos de avaliação de impacto etc.), o que limita a comparação direta de eco-indicadores, resumidos na Tabela 2, de PHAs produzidos a partir de diferentes biomassas. Adicionalmente, a literatura ainda não avaliou os impactos ambientais específicos da produção do PHBV. Embora o trabalho de Nhu et al. (2024) mencione a ACV de PHBV, uma análise detalhada do escopo e do ICV revelam a falta de especificidade quanto à rota de produção deste copolímero pela rota do ácido propiônico [41].

O presente projeto de mestrado buscou preencher a lacuna de conhecimento sobre a ACV de PHAs, especialmente quando o PHBV é utilizado como material para embalagens biodegradáveis. Considerando os possíveis enfoques para estudo, foram executadas (i) uma análise do efeito do tipo de biomassa utilizada na fermentação sobre os eco-indicadores do PHB e PHBV utilizando o método de harmonização de ICV, o que permitiu comparar diferentes biomassas sob uma mesma base de produção e considerando a incerteza dos eco-indicadores calculados. Com base na Tabela 3, as biomassas escolhidas para comparação foram a sacarose de cana-de-açúcar (biomassa 1G), óleo vegetal comestível pós-consumo (biomassa 2G), efluente líquido doméstico (biomassa 3G) e biogás de resíduo não-perigoso (biomassa 4G); em seguida, (ii) uma análise dos eco-indicadores de PHBV produzido a partir da fermentação das biomassas na presença de ácido propiônico (Figura 4) sintetizado a partir do

etileno derivado da cana-de-açúcar, abordagem inédita na literatura científica; (iii) uma expansão do escopo da ACV para um limite berço-ao-túmulo, assumindo uma garrafa plástica 100% PHBV, permitindo assim a comparação dos impactos deste copolímero com termoplásticos não biodegradáveis tradicionalmente utilizados para esta aplicação.

O presente projeto se inseriu nas linhas de pesquisa do PPGCEM/UFSCar em materiais sustentáveis e simulação computacional, estando inserido também nas linhas de pesquisa do DEMa/UFSCar concernentes ao desenvolvimento de embalagens biodegradáveis.

## **2.7 Objetivos**

O objetivo principal do projeto foi a comparação dos potenciais impactos ambientais de PHA em relação a outros termoplásticos no contexto de aplicação como embalagem. Os objetivos específicos do projeto foram:

- Identificar as fontes de carbono para fermentação de PHB e PHBV mais ambientalmente vantajosas mediante a análise de eco-indicadores pertencentes ao círculo de Estocolmo e suas incertezas;
- Estimar os impactos ambientais da produção de PHBV de fonte 100% renovável, modelando a carbonilação de etileno de fonte renovável para formação de ácido propiônico, comparativamente ao PHB;
- Comparar o desempenho ambiental do PHB e PHBV com HDPE de fonte fóssil e de fonte renovável (HDPEr), em um cenário berço-ao-túmulo de ciclo de vida de uma embalagem rígida;
- Identificar os gargalos do ciclo de vida de uma embalagem a base de PHA para proposição de alternativas para melhoria de desempenho ambiental.

### **3 MATERIAIS E MÉTODOS**

O projeto amparou-se nas normas ISO 14040 e 14044 para realização das ACV. Essas normas forneceram um arcabouço teórico estruturado para a análise dos impactos ambientais associados ao ciclo de vida de um produto, considerando o detalhamento necessário no que tange dados, suposições e limitações para cálculo dos eco-indicadores [9, 49].

#### **3.1 ACV: 1ª Fase - Definição dos objetivos e escopo**

A ACV foi aplicada para comparar os potenciais impactos ambientais de produção de PHA, em relação a outros termoplásticos no contexto de aplicação como embalagem. O trabalho buscou identificar a biomassa fermentável que mais reduz os impactos de produção de PHB e PHBV, além de verificar as diferenças entre os impactos de produção desses poliésteres, considerando a incerteza dos indicadores ecológicos calculados. Adicionalmente, o projeto comparou o desempenho ambiental desses PHA contra HDPE de fontes fóssil e renovável no cenário de aplicação como embalagem rígida para alimento líquido, propondo alternativas para a melhoria de seu desempenho ambiental a partir da identificação dos gargalos de ciclo de vida. O projeto foi executado a partir de dois diferentes escopos, conforme descrito a seguir.

##### **3.1.1 Avaliação dos tipos de biomassa para produção de PHA**

No primeiro escopo, foram modelados os impactos ambientais de diferentes tipos de biomassa fermentável para a produção de PHB. As biomassas escolhidas foram sacarose de cana-de-açúcar (biomassa de 1ª geração), óleo vegetal pós-consumo - (biomassa de 2ª geração), efluente líquido doméstico (biomassa de 3ª geração) e biogás de resíduo não-perigoso (biomassa de 4ª geração ou 4G) totalizando então 4 cenários de produção de PHB. Para a produção de PHBV, foi assumida a substituição de 20% da biomassa por ácido propiônico, teoricamente resultando em PHBV com teor de co-monômeros de 20%. Os resultados de impacto entre PHB e PHBV foram então comparados.

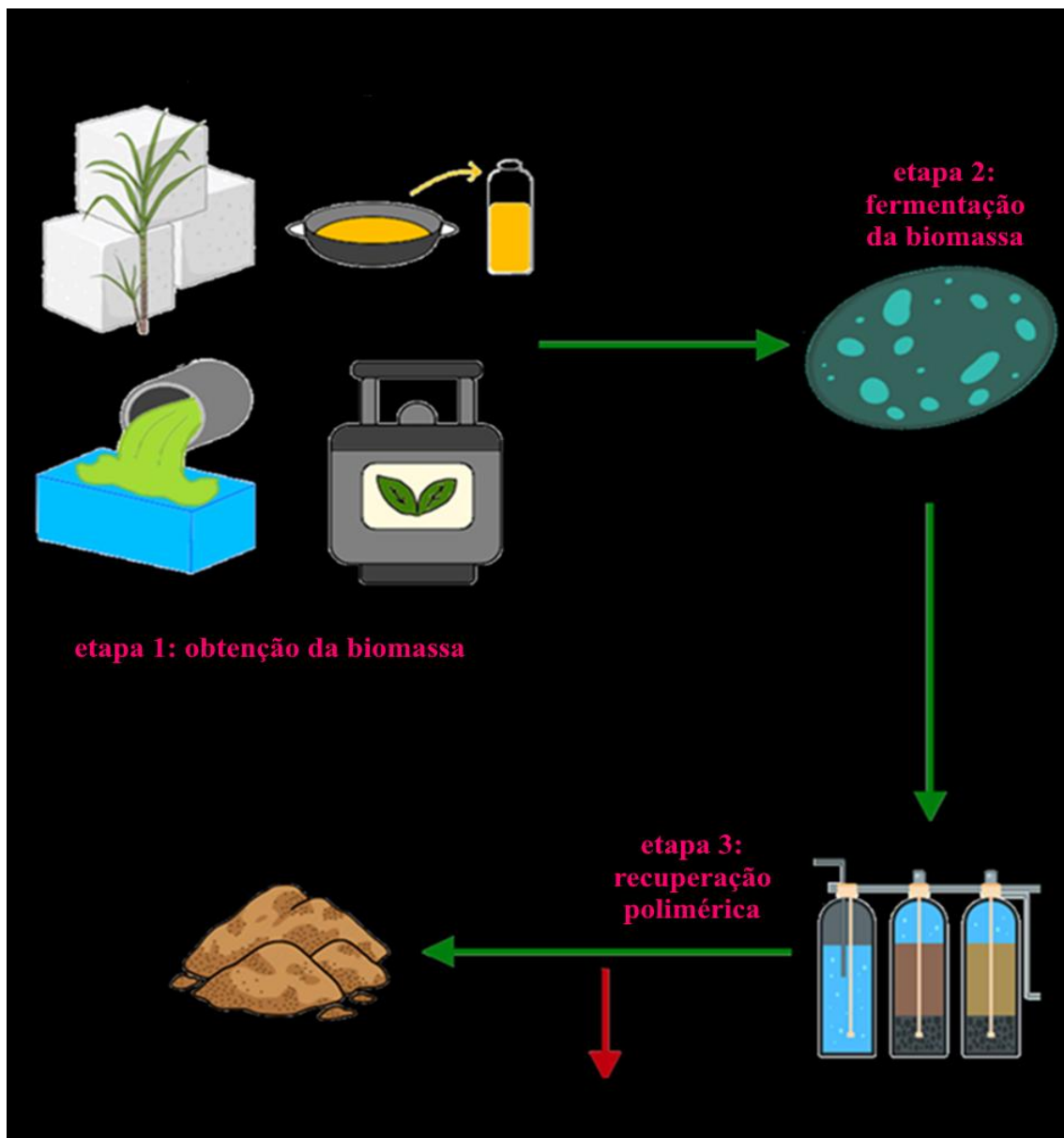


Figura 3.1: Fluxograma dos processos vinculados de obtenção, fermentação e recuperação de PHA, mostrando fluxos de entrada e saída e limites do sistema.

Nesta primeira parte do estudo, foi utilizado limite do tipo berço-ao-portão abrangendo a obtenção da biomassa, a fermentação bacteriana dessa biomassa e a recuperação do PHA através de processo livre de solvente orgânico, conforme ilustrado na Figura 3.1. Considerou-se uma eficiência de conversão de biomassa em PHA de 50% em todos os casos, conforme indicação da literatura

[68-74]. A unidade funcional adotada foi a produção de 1 tonelada (1000 kg) de resina polimérica.

### **3.1.2 Avaliação dos impactos de embalagens rígidas produzidas a partir de PHB, PHBV e termoplásticos convencionais**

Para o segundo escopo do projeto, cenários foram elaborados para comparar os indicadores de impacto ambiental do PHB e PHBV aplicados como embalagem rígida. O sistema de produto – sempre ligado a seus processos por meio da configuração “*only link default providers*”, evitando assim o *auto linking* - foi expandido para incluir, além dos processos *upstream* de produção de PHB, a etapa de fim-de-vida da embalagem (limite do tipo berço-ao-túmulo). Como esses poliésteres são intrinsecamente biodegradáveis, a compostagem aeróbia industrial (CAI) - sem parametrização de rendimentos, emissões, tempos de residência, captura de biogás - foi considerada como destinação das embalagens; contudo, um cenário onde as embalagens são dispostas em aterro sanitário (AS) foi também modelado. Os resultados foram comparados com cenários nos quais a embalagem foi produzida a partir de termoplásticos não biodegradáveis convencionais, nomeadamente o HDPE, de fonte fóssil e fonte renovável, sendo a etapa de fim-de-vida a ser considerada o aterro sanitário e lixão a céu aberto (LACA). Assim, foi possível avaliar não somente os impactos decorrentes do tipo de termoplástico utilizado na produção da embalagem como também aqueles decorrentes do seu túmulo (Figura 3.2). A unidade funcional adotada foi a produção, uso e descarte de 1 unidade de garrafa.

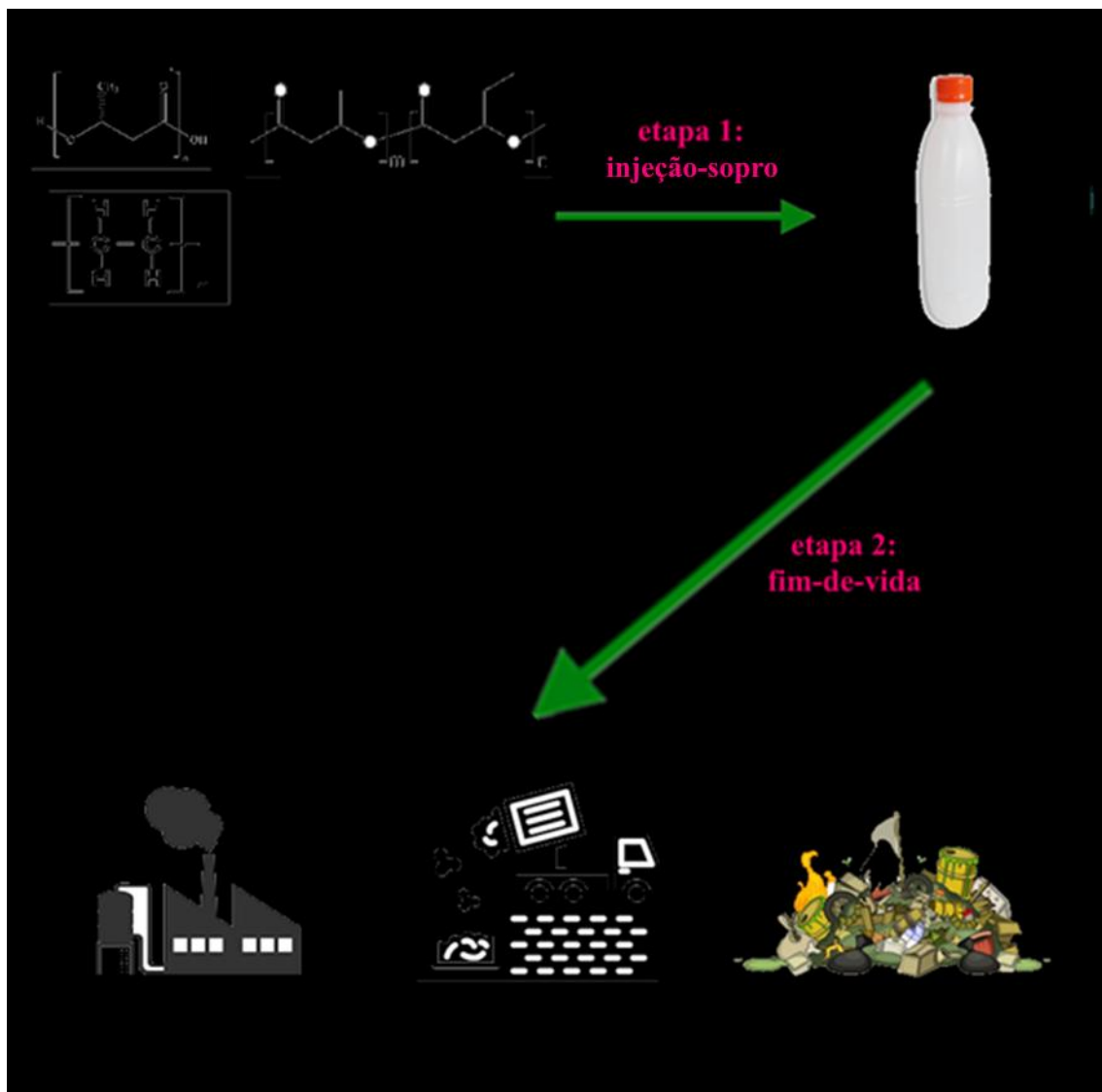


Figura 3.2: Fluxograma dos processos vinculados de injeção-sopro e fim-de-vida, mostrando limites do sistema.

O modelo de embalagem considerado no projeto foi de uma garrafa sem tampa moldada por injeção de 500 mL com massa total de 25 gramas, ilustrada na Figura 3.3. Como este modelo de garrafa não é transparente, a comparação do PHB e PHBV com os diferentes termoplásticos não biodegradáveis tornou-se possível, além das propriedades mecânicas e térmica similares, conforme já explicitado na Tabela 2.1.



Figura 3.3: Garrafa plástica moldada por injeção própria para suco.

Todos os cenários modelados no projeto estão apresentados na Tabela 3.1 abaixo.

Tabela 3.1: Descrição dos cenários de estudo por ACV.

Cenário e Sigla	Polímero	Biomassa (fonte de carbono)	Unidade funcional	Limite de estudo	Fim-de-vida
<b>PHB-1</b>	PHB	Sacarose	1 tonelada de resina polimérica	Berço-ao-portão	N/A
<b>PHB-2</b>	PHB	Óleo vegetal pós-consumo			N/A
<b>PHB-3</b>	PHB	Efluente líquido doméstico			N/A
<b>PHB-4</b>	PHB	Biogás de resíduo não-perigoso			N/A
<b>PHBV-3</b>	PHBV	Biomassa de menor impacto ambiental			N/A
<b>PHB-3-CAI</b>	PHB	Biomassa de menor impacto ambiental	1 garrafa plástica de 25 gramas	Berço-ao-túmulo	Compostagem aeróbia industrial
<b>PHB-3-AS</b>	PHB	Biomassa de menor impacto ambiental			Aterro sanitário
<b>PHBV-3-CAI</b>	PHBV	Biomassa de menor impacto ambiental			Compostagem aeróbia industrial
<b>PHBV-3-AS</b>	PHBV	Biomassa de menor impacto ambiental			Aterro sanitário
<b>HDPE-F-AS</b>	HDPE	Fonte fóssil			Aterro sanitário
<b>HDPE-F-LACA</b>	HDPE	Fonte fóssil			Lixão a céu aberto
<b>HDPE-R-AS</b>	HDPE	Fonte renovável			Aterro sanitário
<b>HDPE-R-LACA</b>	HDPE	Fonte renovável			Lixão a céu aberto

A seguir são descritas algumas suposições (S) e limitações (L) adotadas como necessárias para a realização das ACV:

- A eficiência de conversão de biomassa em PHA será de 50% em todos os casos, conforme indicação da literatura (S1);
- A conversão de 20% massa de ácido propiônico em 20% de comonômero 3HV no PHBV será feita sem perdas adicionais à eficiência de 50% supracitada (S2);
- Os polímeros termoplásticos a serem comparados nas ACV apresentam propriedades mecânicas equivalentes – a saber, resistência à tração da ordem de dezenas de MPa - para compor o modelo de embalagem escolhido (S3) [44, 45, 46, 47];
- Os *grades* de PHA escolhidos para injeção-sopro são completamente adequados ao método de processamento em termos de propriedades térmicas, mecânicas e de elasticidade do fundido (S4) [76];
- Os potenciais impactos decorrentes das fases de transporte dos insumos referentes aos produtos modelados foram abarcados por meio da escolha de *providers* do tipo “*market for*”, sempre que disponíveis (S5) [77];
- Os potenciais impactos decorrentes das fases de uso das garrafas serão desconsiderados do projeto (L1) [77];
- Possíveis perdas de energia e de material foram desconsideradas das modelagens dos sistemas de produto (L2).

### **3.2 ACV: 2ª Fase - Análise dos inventários do ciclo de vida (ICV)**

Os ICV utilizados nas modelagens dos sistemas de produto foram construídos a partir da literatura científica, sendo as publicações referentes a ACV de PHA, ácido propiônico e etileno de cana de açúcar utilizadas como fontes de dados primários para os ICV [33-34, 68-73, 78-79], enquanto os dados secundários foram selecionados do banco de dados Ecoinvent, versão 3.7.1 [50], mediante licença fornecida para a UFSCar. Os fluxos sem dados disponíveis e

considerados não relevantes (impacto relativo < 1% dos indicadores *midpoint* avaliados), não foram mencionados [9, 58].

### 3.2.1 ICV do PHB e PHBV

Um ICV harmonizado considerando várias entradas e suas respectivas incertezas foi construído reunindo valores estratificados na literatura científica [68-74], conforme Tabela 3.2. Valores uniformes, variando do mínimo ao máximo encontrados nesses trabalhos, foram estabelecidos para as quantidades de entrada de amônia, eletricidade, gás natural, peróxido de hidrogênio e vapor; no entanto, como o processo de consumo de água não foi consistentemente identificado como pertencente aos processos de fermentação ou recuperação, esta análise optou por uma entrada genérica para representar esse insumo, avaliado numericamente além da recuperação polimérica.

Em toda a literatura utilizada para construir o ICV harmonizado, a principal fonte de carbono adotada foi a sacarose. Isso corresponde ao fato de que a maioria das fontes de carbono usadas nos processos comerciais de PHB de alta eficiência de hoje são carboidratos derivados de biomassa de primeira geração [34, 35]. A secagem das células bacterianas e o método de extração do polímero dessas células afetam a massa molar do PHA [43]. Uma vez que as propriedades dos PHA dependem da composição monomérica, da massa molar média e da distribuição da massa molar, isso afeta fortemente as aplicações permitidas para o polímero. A partir da análise de fontes, verificou-se que o PHB e PHBV das fontes selecionadas do LCI na Tabela 3.2 provavelmente atingirão massa molar crítica para ser considerado um polímero. Esta é uma outra suposição assumida no presente projeto.

Tabela 3.2: Inventário berço-ao-portão harmonizado para produção de (i) PHB e (ii) PHBV. Unidade funcional de 1000 kg de resina polimérica.

i) PHB					
Fluxos	Média	Mínimo	Máximo	Unidade	Referências
<b>Obtenção da biomassa</b>					
<b>Entradas</b>					
Sacarose	2000	-	-	kg	Próprio autor
Óleo vegetal pós-consumo	2000	-	-	kg	Próprio autor
Águas residuais	2000	-	-	kg	Próprio autor
Biogás de resíduo	3044.1	-	-	m <sup>3</sup>	[78]
<b>Saídas</b>					
Biomassa	2000	-	-	kg	Balanco de massa
<b>Fermentação da biomassa</b>					
<b>Entradas</b>					
Biomassa	2000	-	-		Balanco de massa
Amônia	582.2	53.0	1666.0	kg	[69, 71, 72]
Ácido fosfórico	8.0	-	-	kg	[68]
Ácido sulfúrico	3.0	-	-	kg	[68]
Cloreto de cálcio	1.7	-	-	kg	[68]
Sulfato de ferro	0.4	-	-	kg	[68]
Sulfato de amônio	14.9	-	-	kg	[68]
Sulfato de magnésio	10.2	-	-	kg	[68]
Sulfato de manganês	0.8	-	-	kg	[68]
Sulfato de sódio	3.0	-	-	kg	[68]
Sulfato de potássio	18.8	-	-	kg	[68]
Sulfato de cobre	0.1	-	-	kg	[68]
Ácido cítrico	0.5	-	-	kg	[74]
Eleticidade	1936.7	520.0	4515.0	kWh	[68, 69, 71, 72]
Vapor	4828.7	954.3	10529.7	MJ	[68, 69, 71, 72]
<b>Saídas</b>					
Fermentado	2643.6	2114.4	3727.4	kg	Balanco de massa
<b>Recuperação do Polímero</b>					
<b>Entradas</b>					
Fermentado	2643.6	2114.4	3727.4	kg	Balanco de massa
Peróxido de hidrogênio	80.5	52.9	108.0	kg	[68, 73]
Eleticidade	471.4	338.0	575.0	kWh	[68-70, 72]
Vapor	2524.4	2120.0	2928.8	MJ	[68, 69]
Gás natural	2861.5	2123.0	3600	MJ	[68, 69]
<b>Saídas</b>					
PHB	1000	-	-	kg	Eficiência = 50%
Resíduo	1924.1	1167.3	2835.4	kg	Balanco de massa
<b>Consumo Hídrico (não alocado)</b>					
Água	115406.3	13019.0	224440.0	kg	[68, 70, 73]

ii) PHBV					
Fluxos	Média	Mínimo	Máximo	Unidade	Referências
<b>Obtenção da biomassa</b>					
<b>Entradas</b>					
Águas residuais	2000	-	-	kg	Próprio autor
Ácido propiônico	400	-	-	kg	[33, 34]
<b>Saídas</b>					
Biomassa	2000	-	-	kg	Balanco de massa
<b>Fermentação da biomassa</b>					
<b>Entradas</b>					
Biomassa	2000	-	-		Balanco de massa
Amônia	582.2	53.0	1666.0	kg	[69, 71, 72]
Ácido fosfórico	8.0	-	-	kg	[68]
Ácido sulfúrico	3.0	-	-	kg	[68]
Cloreto de cálcio	1.7	-	-	kg	[68]
Sulfato de ferro	0.4	-	-	kg	[68]
Sulfato de amônio	14.9	-	-	kg	[68]
Sulfato de magnésio	10.2	-	-	kg	[68]
Sulfato de manganês	0.8	-	-	kg	[68]
Sulfato de sódio	3.0	-	-	kg	[68]
Sulfato de potássio	18.8	-	-	kg	[68]
Sulfato de cobre	0.1	-	-	kg	[68]
Ácido cítrico	0.5	-	-	kg	[74]
Elettricidade	1936.7	520.0	4515.0	kWh	[68, 69, 71, 72]
Vapor	4828.7	954.3	10529.7	MJ	[68, 69, 71, 72]
<b>Saídas</b>					
Fermentado	2643.6	2114.4	3727.4	kg	Balanco de massa
<b>Recuperação do Polímero</b>					
<b>Entradas</b>					
Fermentado	2643.6	2114.4	3727.4	kg	Balanco de massa
Peróxido de hidrogênio	80.5	52.9	108.0	kg	[68, 73]
Elettricidade	471.4	338.0	575.0	kWh	[68-70, 72]
Vapor	2524.4	2120.0	2928.8	MJ	[68, 69]
Gás natural	2861.5	2123.0	3600	MJ	[68, 69]
<b>Saídas</b>					
PHB	1000	-	-	kg	Eficiência = 50%
Resíduo	1924.1	1167.3	2835.4	kg	Balanco de massa
<b>Consumo Hídrico (não alocado)</b>					
Água	115406.3	13019.0	224440.0	kg	[68, 70, 73]

O inventário associado à produção do bioetileno (Tabela 3.3) foi retirado de Liptow e Tillman [79], sendo o objetivo desta construção garantir um inventário de PHBV 100% proveniente de fontes renováveis, uma vez que o etileno utilizado na síntese do ácido propiônico pode ser derivado de fontes petroquímicas. A incerteza referente à entrada “eletricidade, de baixa voltagem” foi uniforme e linear entre o mínimo e o máximo, com média ( $\mu = 2,6$  MJ) adotada como valor-base para cálculos na simulação de Monte Carlo].

Tabela 3.3: Inventário berço-ao-portão harmonizado para produção de bioetileno de fonte renovável. Unidade funcional de 1 kg de bioetileno.

Entrada	Quantidade	Unidade
Calor, advindo de gás natural	60,3	MJ
Substância química orgânica	1	kg
Eletricidade, de baixa voltagem	1,8 – 3,4	MJ
<b>Saída</b>		
Bioetileno	1	kg

O inventário associado à produção do ácido propiônico de fonte renovável (Tabela 3.4) foi feita assumindo-se a carbonilação de bioetileno a partir da síntese de Reppe, onde o etileno reage com monóxido de carbono e água na presença de níquel tetracarbonila. A reação ocorre em alta pressão e é caracterizada por baixo custo de matérias-primas, alta conversão, alto rendimento, e um processo de purificação simples [50]. A entrada negativa de etileno derivado de petróleo não representa um “insumo negativo”, mas o crédito ambiental pela não-produção do etileno fóssil, evitando impactos *upstream*; a entrada de ácido propiônico derivado da carbonilação do etileno simboliza o produto convencional substituído, não sendo um insumo físico, mas funcionando como referência para alocação, onde o processo renovável “herda” os impactos evitados da rota fóssil.

Tabela 3.4: Inventário berço-ao-portão harmonizado para produção de ácido propiônico de fonte renovável. Unidade funcional de 1 kg de ácido propiônico.

Entrada	Quantidade	Unidade
Etileno, derivado de petróleo	-1	kg
Bioetileno	1	kg
Ácido propiônico, derivado da carbonilação do etileno	1	kg
<b>Saída</b>		
Ácido propiônico, de fonte renovável	1	kg

Similar método foi adotado para o inventário de HDPE 100% proveniente de fontes renováveis (Tabela 3.5): a entrada negativa de etileno derivado de petróleo não representa um “insumo negativo”, mas o crédito ambiental pela não-produção do etileno fóssil, evitando impactos *upstream*; a entrada de HDPE granulado simboliza o produto convencional substituído, não sendo um insumo

físico, mas funcionando como referência para alocação, onde o processo renovável “herda” os impactos evitados da rota fóssil. Essa abordagem adere ao princípio de substituição de sistemas, refletindo benefícios ambientais líquidos da redução de emissões associadas a etileno e HDPE de fonte fóssil [9], assumindo também que a tecnologia de polimerização do HDPE de fonte renovável é idêntica à tecnologia do HDPE de fonte fóssil [12].

Tabela 3.5: Inventário berço-ao-portão harmonizado para produção de HDPEr. Unidade funcional de 1 kg de HDPEr.

Entrada	Quantidade	Unidade
Etileno, derivado de petróleo	-1	kg
Bioetileno	1	kg
HDPE, granulado	1	kg
<b>Saída</b>		
HDPE, de fonte renovável	1	kg

### 3.2.2 ICV para produção das garrafas plásticas

O ICV para produção das garrafas plásticas (PHB, PHBV, HDPE ou HDPEr) consistiu no processamento via injeção-sopro de uma quantidade de resina termoplástica equivalente à massa total do modelo de garrafa adotado, assumindo uma eficiência de conversão de 100%, como resumido na Tabela 3.6. Os dados referentes ao processamento injeção-sopro foram extraídos da Ecoinvent v. 3.7.1 [50].

Tabela 3.6: Inventário do processo de injeção-sopro de garrafas poliméricas. Unidade funcional de 1 garrafa (25 gramas).

Entrada	Quantidade	Unidade
Serviço de injeção-sopro	25	g
Polímero (PHB, PHBV, HDPE, HDPEr)	25	g
<b>Saída</b>		
Garrafa	25	g

### 3.2.3 ICV para os tratamentos de fim-de-vida das garrafas de PHB e PHBV

A etapa de fim-de-vida das garrafas de biopolímeros foi modelada para compostagem aeróbia industrial e disposição em aterro sanitário, como indicado na Tabela 3.1. Conforme indicado na Tabela 3.7, também foi assumida uma eficiência de tratamento de 100%, com os dados secundários para os processos de fim-de-vida extraídos da Ecoinvent v. 3.7.1 [50].

Tabela 3.7: Inventário do processo de fim-de-vida de garrafas de PHB e PHBV. Unidade funcional de 1 garrafa (25 gramas).

Entrada	Quantidade	Unidade
Garrafa de PHB ou Garrafa de PHBV	25	g
<b>Processo de fim-de-vida</b>		
Compostagem aeróbia industrial ou Aterro sanitário	25	g

### 3.2.4 ICV para os tratamentos de fim-de-vida das garrafas de HDPE

A etapa de fim-de-vida das garrafas de HDPE e HDPEr foi modelada para disposição em aterro sanitário e lixão a céu aberto, como indicado na Tabela 3.1. Conforme disposto na Tabela 3.8, também foi assumida uma eficiência de descarte de 100%, com os dados secundários para os processos de fim-de-vida retirados da Ecoinvent v. 3.7.1 [50].

Tabela 3.8: Inventário de ciclo de vida do sistema de processo de fim-de-vida de garrafas rígidas poliméricas de polímeros convencionais. Unidade funcional de 1 garrafa (25 gramas).

Entrada	Quantidade	Unidade
Garrafa de HDPE de fonte fóssil ou Garrafa de HDPE de fonte renovável	25	g
<b>Processo de fim-de-vida</b>		
Aterro sanitário ou Lixão a céu aberto	25	g

### 3.3 ACV: 3ª Fase - Avaliação dos impactos do ciclo de vida (AICV)

#### 3.3.1 Cálculo de indicadores ecológicos midpoint

A seleção de categorias de impacto apropriadas é crítica para a realização de estudos de ACV cientificamente significativos [53]. Neste projeto, o cálculo de indicadores *midpoint* foi implementado usando o pacote openLCA LCIA Methods 2.7.0 e os métodos ILCD midpoint+ 2011 (International Reference Life Cycle Data System) versão 1.0.9 e Cumulative Energy Demand (CED) versão 1.11 - mediante licenças fornecidas para a UFSCar - no software de código aberto openLCA versão 2.1, visando os *endpoints* de avaliação previstos na ISO 14040, nomeadamente, o ambiente natural, a saúde humana e os recursos naturais:

- *Endpoints* de impacto no ambiente natural: acidificação (A; em molc H<sup>+</sup>), mudança climática (MC; em kg CO<sub>2-eq</sub>), ecotoxicidade em água doce (ETAD; em CTUe), eutrofização em água doce (EAD), uso da terra (UT; em kg C déficit), eutrofização marinha (EM; em kg N<sub>eq</sub>), depleção da camada de ozônio (DO; em kg CFC-11<sub>eq</sub>) e eutrofização terrestre (ET; em molc N<sub>eq</sub>);
- *Endpoints* de impacto na saúde humana: emissão de material particulado (MP; kg PM<sub>2,5 eq</sub>) e toxicidade humana (TH; em CTUh) considerando efeitos cancerígenos (THc) e não cancerígenos (THnc)
- *Endpoints* de impacto em recursos: esgotamento de recursos hídricos (ERH; m<sup>3</sup> eq de água), demanda energética cumulativa não renovável (CEDnr; em MJ) subdividido em efeitos fósseis (CEDnrF), biomassa (CEDnrB) e nuclear (CEDnrN), e demanda energética cumulativa renovável (em MJ) subdividido em efeitos de biomassa (CEDrB), hídrico (CEDrH) e eólico-solar-geotérmico (CEDrESG).

O *midpoint* TH pode ser expresso pela equação 3.1, e sua incerteza – desvio-padrão ( $\sigma$ ) – associada à simulação de Monte Carlo expressa pela equação 3.2:

$$TH = THc + THnc \quad (3.1)$$

$$\sigma_{TH} = \sqrt{(\sigma_{THc})^2 + (\sigma_{THnc})^2} \quad (3.2)$$

Similarmente, os *midpoints* CEDnr e CEDr podem ser expressos respectivamente pelas equações 3.3 e 3.5, e suas incertezas associadas à simulação de Monte Carlo expressas pelas equações 3.4 e 3.6:

$$CEDnr = CEDnrF + CEDnrB + CEDnrN \quad (3.3)$$

$$\sigma_{CEDnr} = \sqrt{(\sigma_{CEDnrF})^2 + (\sigma_{CEDnrB})^2 + (\sigma_{CEDnrN})^2} \quad (3.4)$$

$$CEDr = CEDrB + CEDrH + CEDrESG \quad (3.5)$$

$$\sigma_{CEDr} = \sqrt{(\sigma_{CEDrB})^2 + (\sigma_{CEDrH})^2 + (\sigma_{CEDrESG})^2} \quad (3.6)$$

Os eco-indicadores apresentados acima foram calculados para todos os cenários definidos neste projeto. Com o uso do openLCA, foi possível identificar os processos com maior contribuição para as categorias de impactos representadas por tais eco-indicadores, que por sua vez permitiu o estudo do efeito das biomassas na produção do PHB e PHBV. Esses eco-indicadores, ao serem aplicados aos cenários de produção de PHA, permitiram uma avaliação comparativa dos impactos ambientais associados a diferentes biomassas, contribuindo para a seleção de rotas mais sustentáveis. Dessa forma, este estudo visou não somente quantizar os impactos associados à produção e fim-de-vida desses biopolímeros, mas também fornecer subsídios para a otimização de processos e a redução de impactos ambientais, alinhando-se aos princípios da ISO 14040 e promovendo a sustentabilidade.

### **3.3.2 Análise de Incerteza**

A análise de incerteza foi implementada via simulação de Monte Carlo (10.000 iterações) por meio de valores variando do mínimo ao máximo encontrados na literatura (Tabela 3.2), definidos em uma distribuição uniforme linear. Esse tipo de curva de distribuição mais simples foi previamente definido devido ao pequeno número de ICV de produção de PHA publicados até o momento. A análise de incerteza é essencial em estudos de ACV quando há variabilidade nos dados de ICV, garantindo maior confiabilidade aos resultados; neste projeto, ela permitiu atribuir desvios-padrão aos eco-indicadores calculados, viabilizando comparações robustas e assertivas entre o desempenho ambiental dos PHA e dos termoplásticos não biodegradáveis convencionais; então, os resultados contribuirão para a seleção de materiais mais sustentáveis e para a tomada de decisões informadas na indústria de biopolímeros.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Esta seção é dedicada à apresentação dos resultados de impactos da avaliação dos tipos de biomassa para produção de PHA e avaliação dos impactos de garrafas moldadas por injeção produzidas a partir de PHB, PHBV e termoplásticos convencionais, aplicando a ACV para comparar os potenciais impactos ambientais de produção de PHA em relação a outros termoplásticos no contexto de aplicação como embalagem. O trabalho buscou identificar a biomassa fermentável que mais reduz os impactos de produção de PHB e PHBV, além de verificar as diferenças entre os impactos de produção desses poliésteres, considerando a incerteza dos indicadores ecológicos calculados. Adicionalmente, o projeto comparou o desempenho ambiental desses PHA contra HDPE de fontes fóssil e renovável no cenário de aplicação como embalagem rígida para alimento líquido. A discussão foi dividida de acordo com os objetivos e escopo definidos na 1ª fase da ACV, tendo a análise dos inventários do ciclo de vida (2ª fase) sido feita simultaneamente aos cálculos de indicadores ecológicos *midpoint* e as análises de incerteza via simulação de Monte Carlo (3ª fase), finalizando as discussões com a 4ª fase da ACV: Interpretação, propondo alternativas para a melhoria de seu desempenho ambiental a partir da identificação dos gargalos de ciclo de vida. Todos os resultados de avaliação de impacto podem ser consultados nos apêndices A, B, C e D. O projeto foi executado a partir de dois diferentes escopos, conforme descrito a seguir.

#### 4.1 Avaliação dos tipos de biomassa para produção de PHA

Os resultados que mostram os impactos totais dos eco-indicadores – a saber, acidificação (A), mudança climática (MC), ecotoxicidade em água doce (ETAD), eutrofização em água doce (EAD), uso da terra (UT), eutrofização marinha (EM), depleção da camada de ozônio (DO), eutrofização terrestre (ET), emissão de material particulado (MP), toxicidade humana (TH), esgotamento de recursos hídricos (ERH), e demanda energética cumulativa não renovável (CEDnr) e renovável (CEDr) - em todas as rotas de produção de PHB são apresentados na Figura 4.1. Esses resultados serão analisados e discutidos em detalhes, examinando os dados sob a perspectiva de cada categoria de *endpoint*. O conjunto completo de valores numéricos absolutos correspondentes a esses resultados está expresso no Apêndice A.

No *endpoint* de impacto na saúde humana, dois padrões de resultados foram observados:

- Para o indicador toxicidade humana (TH), a sacarose resultou no maior valor de impacto, seguida por biogás de resíduo não-perigoso, óleo vegetal pós-consumo e águas residuais (1G > 4G > 2G > 3G);
- Para o indicador emissão de material particulado (MP), o óleo vegetal pós-consumo resultou agora nos maiores valores de impacto, seguido agora por sacarose, biogás de resíduo não-perigoso e águas residuais (2G > 1G > 4G > 3G).

Para o indicador TH, os resultados de impacto para PHB de 3ª geração foram  $(12,0 \pm 2,4) \times 10^{-4}$  CTUh – em média, quase duas vezes menores que os da sacarose,  $(20,6 \pm 2,4) \times 10^{-4}$  CTUh<sup>†</sup> – e os resultados de MP para 3ª geração foram  $(28,3 \pm 7,2) \times 10^{-1}$  kg PM<sub>2.5 eq</sub> – três vezes menores que os da 2ª geração,  $(87,0 \pm 7,2) \times 10^{-1}$  kg PM<sub>2.5 eq</sub>.

---

<sup>†</sup> Veja o Apêndice E para gráficos das curvas-normais equivalentes.

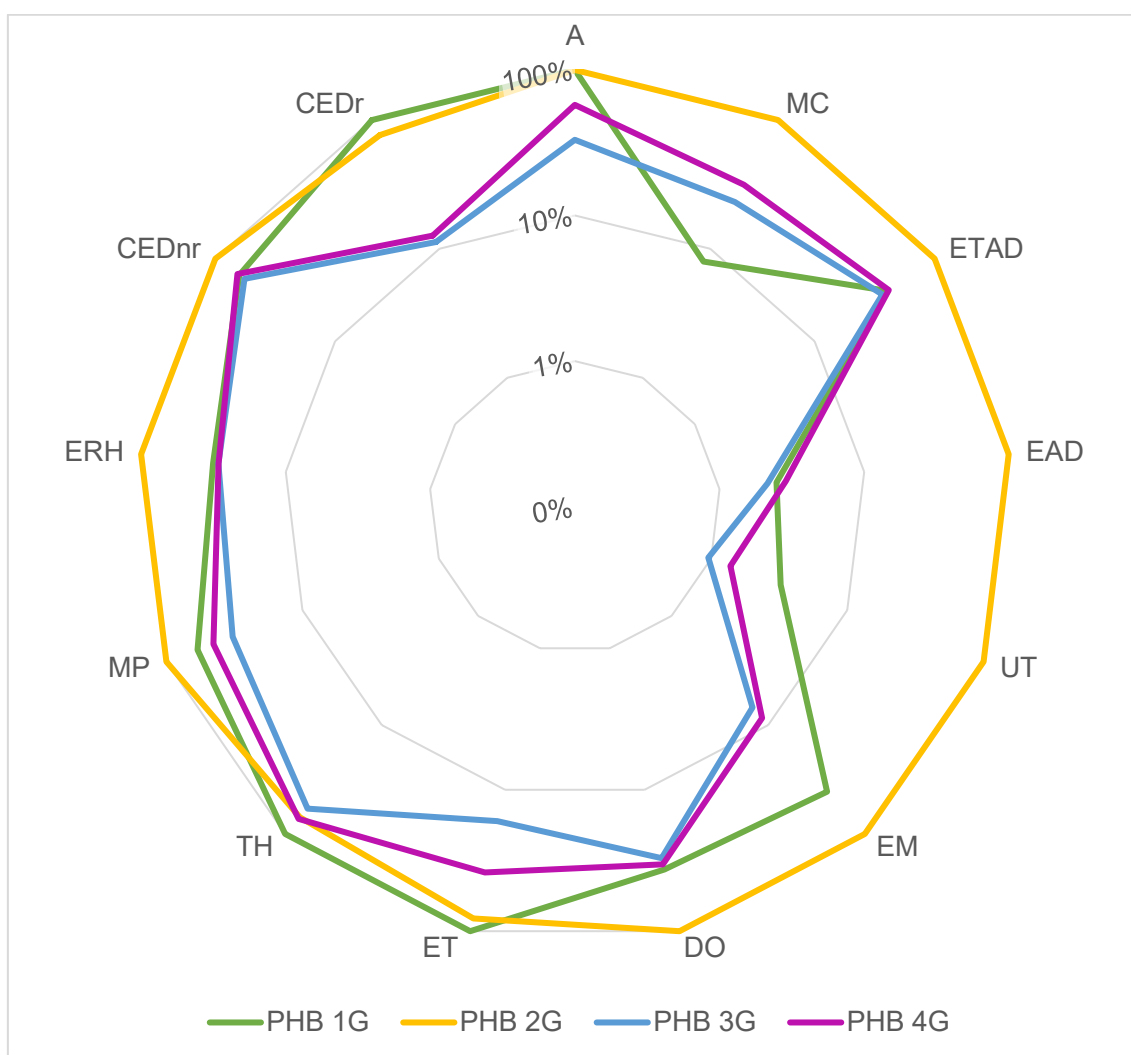


Figura 4.1: Resultados do impacto ecológico relativo da produção de PHB, por biomassa - cana-de-açúcar (1G), óleo vegetal pós-consumo (2G), efluente líquido doméstico (3G) e biogás de resíduo não-perigoso (4G) - e indicador, em escala logarítmica.

No *endpoint* de impacto em recursos, três padrões de resultados foram observados:

- Para o indicador esgotamento de recursos hídricos (ERH), o óleo vegetal pós-consumo produziu o maior valor de impacto, seguido por sacarose, águas residuais e, por último, biogás de resíduo não-perigoso ( $2G > 1G > 3G > 4G$ );

- Para o indicador demanda energética cumulativa de fontes não renováveis (CEDnr), o óleo vegetal pós-consumo resultou nos maiores valores de impacto, seguido por biogás de resíduo não-perigoso, sacarose e águas residuais (2G > 4G > 1G > 3G);
- Para demanda energética cumulativa de fontes renováveis (CEDr), a sacarose resultou no maior valor de impacto, seguida agora por óleo vegetal pós-consumo, biogás de resíduo não-perigoso e águas residuais (1G > 2G > 4G > 3G).

Para o indicador CED não renovável, os resultados de impacto para PHB em águas residuais foram  $(6,4 \pm 2,0) \times 10^4$  MJ - em média, quase duas vezes menor que o do óleo vegetal de cozinha usado,  $(11,3 \pm 2,0) \times 10^4$  MJ - e os resultados de CED renovável para a 3ª geração foram  $(11,2 \pm 3,3) \times 10^3$  MJ – quase nove vezes menor que a 1ª geração,  $(99,6 \pm 3,3) \times 10^3$  MJ; comparações semelhantes podem ser feitas para os impactos no indicador ERH.

Para o *endpoint* de impacto no ambiente natural, quatro padrões de resultados foram observados:

- Para os indicadores de uso da terra (UT), eutrofização marinha (EM) e depleção da camada de ozônio (DO), o óleo vegetal pós-consumo resultou nos maiores valores de impacto, seguido por sacarose, biogás de resíduo não-perigoso e águas residuais (2G > 1G > 4G > 3G);
- Para os indicadores ecotoxicidade em água doce (ETAD) e eutrofização em água doce (EAD) e uso da terra (UT), o óleo vegetal pós-consumo resultou nos maiores valores de impacto, seguido por biogás de resíduo não-perigoso, sacarose e águas residuais (2G > 4G > 1G > 3G);
- Para os indicadores acidificação (A) e eutrofização terrestre (ET), a sacarose resultou no maior valor de impacto, seguida agora por óleo vegetal pós-consumo, biogás de resíduo não-perigoso e águas residuais (1G > 2G > 4G > 3G).

- Para o indicador mudança climática (MC) o óleo vegetal pós-consumo resultou nos maiores valores de impacto, seguido por biogás de resíduo não-perigoso, águas residuais e sacarose (2G > 4G > 3G > 1G).

Numericamente, os resultados de ETAD para PHB de 3ª geração foram  $(6,3 \pm 1,6) \times 10^4$  kg CTUe – em média, quase três vezes menor que o da 2ª geração,  $(17,0 \pm 1,6) \times 10^4$  kg CTUe – e os resultados de UT para 3ª geração foram  $(5,2 \pm 1,6) \times 10^3$  kg déficit de C – duas ordens de magnitude menores que os da 2ª geração,  $(547,4 \pm 1,6) \times 10^3$  kg déficit de C; comparações semelhantes podem ser feitas para os outros indicadores.

Os desvios-padrão relativos (desvio-padrão dividido pelo valor médio) entre categorias e gerações variaram de 0,3% (UT de 2ª geração) a 91% (MC de 1ª geração), com TH (12% a 20%) sendo o indicador de menor variação e MC (7% a 91%) o indicador de maior variação.

Os resultados de impacto ecológico do processo de produção, detalhados por etapa individual do processo, serão exibidos na Figura 4.2 e detalhados no Apêndice B. Esses resultados serão com foco na identificação de padrões notáveis ou comportamentos excepcionais nas diferentes etapas da produção do PHB.

Nas simulações de Monte Carlo efetuadas para a produção de PHB, observou-se que o indicador *midpoint* THnc representou, para cada geração de biomassa, respectivamente 80%, 24%, 71% e 71% do impacto total do indicador TH; assim, por simplificação, os gargalos identificados referentes ao indicador THnc serão assumidos como os mesmos do indicador TH para as biomassas de 1ª, 3ª e 4ª geração, enquanto os gargalos referentes ao indicador THc serão assumidos como os mesmos de TH para a biomassa de 2ª geração, em concordância com a fórmula 3.1.

De maneira similar, o indicador *midpoint* demanda energética cumulativa não renovável em efeitos fósseis (CEDnrF) representou, para cada geração de biomassa, de 85% a 95% do impacto total do indicador CEDnr; logo, os gargalos identificados referentes ao indicador CEDnrF serão assumidos como os mesmos do indicador CEDnr, em concordância com a fórmula 3.3.



Figura 4.2: Resultados de impacto ecológico relativo da produção de PHB, por biomassa - cana-de-açúcar (1G), óleo vegetal pós-consumo (2G), efluente líquido doméstico (3G) e biogás de resíduo não-perigoso (4G) -, indicador e etapa do processo - obtenção de biomassa (O), fermentação de biomassa (F), uso de água (UA), recuperação de PHBV (R).

O indicador *midpoint* demanda energética cumulativa renovável em efeitos de biomassa (CEDrB) representou, para cada geração de biomassa, respectivamente 91%, 85%, 18% e 24% do impacto total do indicador CEDr, enquanto o indicador demanda energética cumulativa renovável em efeitos hídricos (CEDrH) representou respectivamente 9%, 14%, 79% e 72% do indicador CEDr; assim, os gargalos identificados referentes ao indicador CEDrB serão assumidos como os mesmos do indicador CEDr para as biomassas de 1ª e 2ª geração, enquanto os gargalos referentes ao indicador CEDrH serão assumidos como os mesmos de CEDr para as biomassas de 3ª e 4ª geração, em concordância com a fórmula 3.5.

A obtenção de biomassa foi responsável pela maior parte do impacto nas rotas de biomassa de 1ª e 2ª geração, e para os indicadores A e ET na 4ª geração. Esta etapa também apresentou comportamento de sumidouro para o indicador MC no PHB 1G. A fermentação foi responsável por alto impacto na 2ª geração do indicador CEDnr, quase metade dos indicadores da 1ª geração e a maior parte do impacto nos indicadores de 3ª e 4ª geração. A etapa de recuperação polimérica não foi considerada um gargalo em nenhum indicador ou rota avaliada. O uso de água foi responsável por alto impacto nos indicadores ERH ao longo da 3ª e 4ª geração de fontes de carbono.

Observa-se que a 1ª geração de PHB teve os menores impactos no indicador de MC, apresentando enorme comportamento de sumidouro. Esse resultado se deve à contribuição ambiental positiva do provedor de cana-de-açúcar "*sugarcane processing, modern annexed plant*" como um sumidouro de carbono, o que gerou um impacto numérico negativo que reduziu o valor total do impacto. As demais entradas de gargalo nos indicadores de impacto avaliados são apresentadas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1: Entradas de gargalo e sumidouro (verde, entre parênteses) de cada resultado de impacto ecológico da produção de PHB, separadas por biomassa e indicador.

Indicador	PHB de 1ª geração	PHB de 2ª geração	PHB de 3ª geração	PHB de 4ª geração
A	Beneficiamento da cana	Óleo vegetal pós-consumo	Amônia	Biogás de resíduo não-perigoso
MC	(Beneficiamento da cana)	Óleo vegetal pós-consumo	Amônia	Amônia
ETAD	Eletricidade	Óleo vegetal pós-consumo	Eletricidade	Eletricidade
EAD	Amônia	Óleo vegetal pós-consumo	Amônia	Amônia
UT	Beneficiamento da cana	Óleo vegetal pós-consumo	Amônia	Biogás de resíduo não-perigoso
EM	Beneficiamento da cana	Óleo vegetal pós-consumo	Amônia	Amônia
DO	Vapor	Óleo vegetal pós-consumo	Vapor	Vapor
ET	Beneficiamento da cana	Óleo vegetal pós-consumo	Amônia	Biogás de resíduo não-perigoso
TH	Beneficiamento da cana	Óleo vegetal pós-consumo	Amônia	Amônia
MP	Beneficiamento da cana	Óleo vegetal pós-consumo	Amônia	Biogás de resíduo não-perigoso
ERH	Água	Óleo vegetal pós-consumo	Água	Água
CEDnr	Amônia	Óleo vegetal pós-consumo	Amônia	Amônia
CEDr	Beneficiamento da cana	Óleo vegetal pós-consumo	Eletricidade	Eletricidade

A obtenção de biomassa foi responsável pela maior parte do impacto na rota de biomassa de 2ª geração devido ao provedor *"market for used vegetable cooking oil"* ligado à biomassa, e para os indicadores A, UT, ET e MP na 4ª geração, devido ao provedor de biogás de resíduo não-perigoso *"market for biogas"*. Essa primeira etapa também apresentou comportamento de sumidouro para o indicador MC na 1ª geração, devido ao provedor de sacarose *"market for sugar, from sugarcane"*.

A fermentação de biomassa foi responsável por alto impacto em quase metade dos indicadores de 1ª geração e a maior parte do impacto nos indicadores de 3ª e 4ª gerações, principalmente devido aos provedores *"market for ammonia, anhydrous, liquid"* de amônia e *"market for electricity, low voltage"* de eletricidade. A etapa de recuperação de PHB foi responsável por alto impacto ao longo das rotas de DO para biomassa de 1ª, 3ª e 4ª geração, principalmente devido ao provedor de energia térmica *"market for heat, from steam, in chemical"*.

*industry*". O uso de água, representado pelo provedor "*market for tap water*", foi responsável por alto impacto nos indicadores de ERH ao longo das 1<sup>a</sup>, 3<sup>a</sup> e 4<sup>a</sup> gerações de fontes de carbono.

Também se observou que os resultados do indicador UT para a 3<sup>a</sup> geração foram  $(5,2 \pm 1,6) \times 10^3$  kg déficit de C – mais de duas ordens de magnitude menor que o da 2<sup>a</sup> geração,  $(547,4 \pm 1,6) \times 10^3$  kg déficit de C. Isso ocorreu devido à contribuição do provedor de biomassa "*market for used vegetable cooking oil*", estimado em cerca de 81,4% do déficit total de C, aumentando significativamente o valor do impacto total; isso também garantiu um desvio-padrão relativo muito pequeno ( $\frac{\sigma}{\mu} = 0,3\%$ ) no indicador UT da 2<sup>a</sup> geração, o menor entre todos os indicadores de impacto. O maior desvio-padrão relativo (91,1%) ocorreu para MC da 1<sup>a</sup> geração, principalmente devido à contribuição numérica-negativa (mas ambientalmente-positiva) do provedor "*sugarcane processing, modern annexed plant*" de cana-de-açúcar (com impacto estimado em cerca de 600% do total).

Para o conjunto de resultados do cenário PHBV-3 (Tabela 3.1), foi escolhida a rota envolvendo PHA derivado de fonte de carbono de 3<sup>a</sup> geração para representar a fonte de carbono para fermentação do PHA mais ambientalmente vantajosa. Os resultados que comparam os impactos totais dos eco-indicadores na rota de produção de PHB e PHBV a partir de biomassa 3G são apresentados na Figura 4.3. O conjunto completo de valores numéricos absolutos correspondentes a esses valores está expresso no Apêndice B.

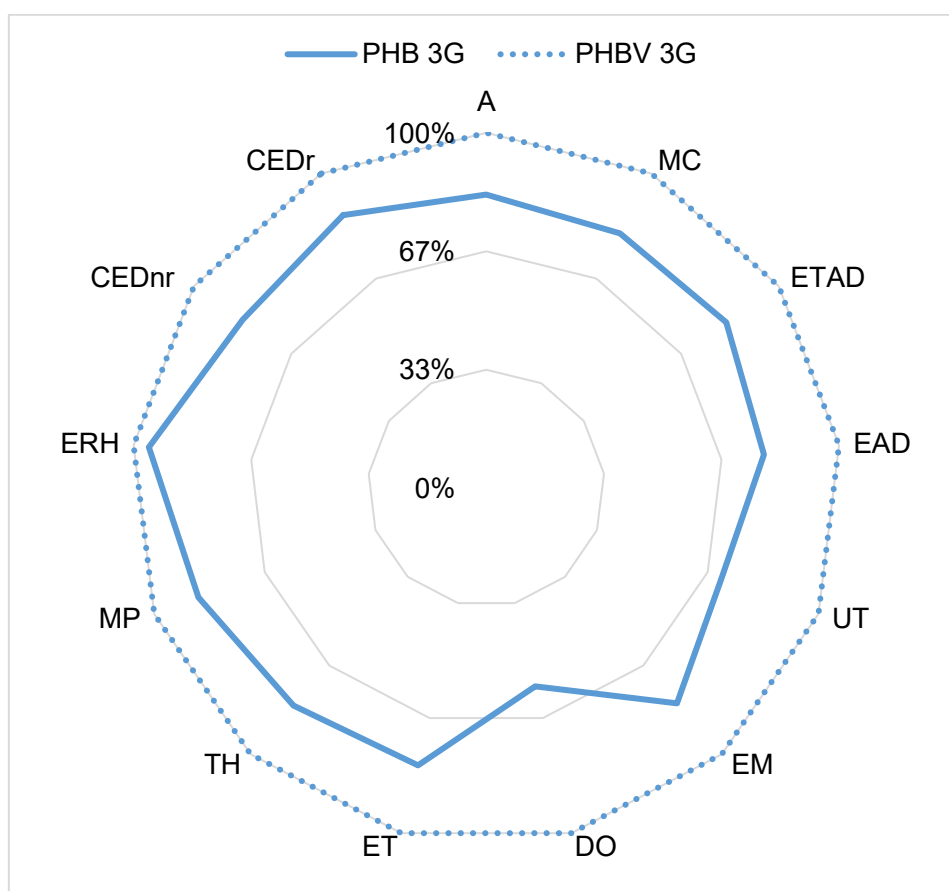


Figura 4.3: Resultados do impacto ecológico relativo da produção de PHB e PHBV a partir de biomassa de 3<sup>a</sup> geração, por indicador, em escala linear.

Em todos os indicadores *endpoint* e *midpoint* analisados o PHBV de 3<sup>a</sup> geração apresentou maiores valores de impacto quando comparado ao PHB 3G, mesmo nos subindicadores de toxicidade humana (THc, THnc), CED não renováveis (CEDnrF, CEDnrB, CEDnrN) e CED renováveis (CEDrB, CEDrH, CEDrESG). Para o indicador DO, os resultados de impacto para PHB foram  $(22,6 \pm 4,7) \times 10^{-5}$  kg CFC-11<sub>eq</sub> - quase duas vezes menor que aquele do PHBV,  $(39,4 \pm 4,7) \times 10^{-5}$  kg CFC-11<sub>eq</sub> - e os resultados de ERH para o PHB foram  $(3,9 \pm 1,2) \times 10^1$  m<sup>3</sup><sub>eq</sub> água – praticamente idênticos àquele do PHBV,  $(4,1 \pm 1,2) \times 10^1$  m<sup>3</sup><sub>eq</sub> água; comparações semelhantes podem ser feitas para os demais indicadores. Os desvios-padrão relativos entre categorias e gerações variaram de 12% (DO PHBV) a 36% (EAD PHB), com DO (12% a 21%) sendo o indicador de menor variação e EAD (28% a 36%) o indicador com maior variação.

Os resultados do impacto ecológico do processo de produção do PHBV, detalhados por etapa individual do processo, são exibidos na Tabela 4.2. Esses resultados serão discutidos em mais detalhes, com foco na identificação de padrões notáveis ou comportamentos excepcionais nas diferentes etapas da produção do PHBV quando comparado ao PHB.

Tabela 4.2: Resultados de impacto ecológico relativo da produção de PHA derivado de biomassa de 3ª geração, por indicador e etapa do processo - obtenção de biomassa (O), fermentação de biomassa (F), uso de água (UA), recuperação de PHBV (R) -, destacando gargalos em laranja.

Indicador	PHB 3G				PHBV 3G			
	O	F	UA	R	O	F	UA	R
A	0,02	79,39	3,35	17,24	20,17	63,05	1,84	14,94
MC	0,02	80,53	2,28	17,17	11,32	71,25	0,21	17,22
ETAD	0,04	79,84	3,58	16,55	21,65	62,58	2,80	12,97
EAD	0,02	82,05	6,84	11,10	26,33	60,45	5,04	8,18
UT	0,09	80,41	2,90	16,60	34,59	52,64	1,90	10,87
EM	0,03	79,68	3,75	16,54	23,36	61,08	2,87	12,69
DO	0,02	62,83	11,36	25,79	46,93	33,36	6,02	13,69
ET	0,03	79,32	3,62	17,02	23,96	60,34	2,75	12,95
TH	0,03	78,05	6,45	15,47	21,61	61,20	5,05	12,14
MP	0,04	77,84	3,48	18,65	16,37	65,13	2,91	15,59
ERH	0,85	36,76	54,57	7,82	5,94	34,87	51,77	7,42
CEDnr	0,02	78,97	2,31	18,70	20,17	63,05	1,84	14,94
CEDr	0,00	79,33	1,11	19,56	14,43	67,88	0,95	16,74

Na simulação de Monte Carlo efetuada para a produção de PHBV de 3ª geração, observou-se que o indicador *midpoint* THnc representou 71% do impacto total do indicador TH; assim, por simplificação, os gargalos identificados referentes ao indicador THnc serão assumidos como os mesmos do indicador TH para o PHBV 3G. De maneira similar, o indicador *midpoint* CEDnrF representou 94% do impacto total do indicador CEDnr; logo, os gargalos identificados referentes ao indicador CEDnrF serão assumidos como os mesmos do indicador CEDnr. O indicador *midpoint* CEDrH representou 78% do impacto total do indicador CEDr; então, os gargalos identificados referentes ao indicador CEDrH serão assumidos como os mesmos do indicador CEDr para o PHBV 3G.

A obtenção de biomassa foi responsável pela maior parte do impacto no indicador DO para o PHBV 3G. A fermentação seguiu responsável por alto

impacto na maior parte dos indicadores de PHA 3G. A etapa de recuperação polimérica não foi considerada gargalo em quaisquer indicadores ou rotas avaliadas. O uso de água foi responsável por alto impacto nos indicadores ERH para ambos polímeros.

Todas as outras entradas de gargalos nos indicadores de impacto avaliados estão apresentadas na Tabela 4.3.

Tabela 4.3: Entradas de gargalo de cada resultado de impacto ecológico da produção de PHA derivado de biomassa de 3ª geração, separadas por indicador.

Indicador	PHB 3G	PHBV 3G
A	Amônia	Amônia
MC	Amônia	Amônia
ETAD	Eletricidade	Eletricidade
EAD	Amônia	Amônia
UT	Amônia	Ácido propiônico de fonte renovável
EM	Amônia	Amônia
DO	Vapor	Ácido propiônico de fonte renovável
ET	Amônia	Amônia
TH	Amônia	Amônia
MP	Amônia	Amônia
ERH	Água	Água
CEDnr	Amônia	Amônia
CEDr	Eletricidade	Eletricidade

A obtenção de biomassa foi responsável pela maior parte do impacto no indicador UT e DO para o PHBV 3G devido ao *input* de ácido propiônico de fonte renovável. A fermentação de biomassa seguiu responsável por alto impacto na maior parte dos indicadores analisados, principalmente devido aos provedores “*market for ammonia, anhydrous, liquid*” de amônia e “*market for electricity, low voltage*” de eletricidade, enquanto o uso de água, representado pelo provedor de água “*market for tap water*”, persistiu responsável por alto impacto nos indicadores de ERH.

#### 4.2 Avaliação dos impactos de embalagens rígidas produzidas a partir de PHB, PHBV e termoplásticos convencionais

Os resultados que mostram impactos totais dos eco-indicadores na produção de garrafas de PHB 3G, PHBV 3G, HDPE de fonte fóssil e HDPE de

fonte renovável, considerando fins-de-vida de compostagem aeróbia industrial, aterro sanitário e lixão a céu aberto são apresentados na Figura 4.4. O conjunto completo de valores numéricos absolutos correspondentes a esses resultados está expresso no Apêndice C.

Em todos indicadores *endpoint* e *midpoint* analisados, as garrafas de PHA descartadas em compostagem aeróbia industrial apresentaram menores valores de impacto quando comparadas às descartadas em aterro sanitário – exceto no indicador esgotamento de recursos hídricos (ERH) quando comparamos garrafas de PHB, onde os resultados são muito próximos<sup>‡</sup> -, mesmo nos subindicadores de toxicidade humana (THc, THnc), CED não renováveis (CEDnrF, CEDnrB, CEDnrN) e CED renováveis (CEDrB, CEDrH, CEDrESG); para o indicador ETAD, os resultados de impacto para a garrafa de PHB com fim-de-vida em compostagem aeróbia industrial foram  $(19,4 \pm 4,0) \times 10^{-1}$  CTUe - quase duas vezes menor que aquele da garrafa de PHBV descartada em aterro sanitário,  $(33,9 \pm 4,0) \times 10^{-1}$  CTUe, enquanto os resultados para o indicador ERH foram  $(12,1 \pm 2,9) \times 10^{-4}$  m<sup>3</sup><sub>eq</sub> água para a garrafa de PHB compostada, praticamente idênticos àquele da garrafa de PHBV descartada em aterro sanitário,  $(12,6 \pm 2,9) \times 10^{-4}$  m<sup>3</sup><sub>eq</sub> água.

Para os cenários do HDPE, não houve diferença significativa nos valores de indicadores de impactos ambientais comparando-se os fins-de-vida em aterro sanitário e lixão a céu aberto. Comparando-se a fonte de HDPE, fóssil *versus* renovável, os indicadores para o polietileno renovável apresentaram valores de impacto significativamente maiores quando comparadas às garrafas de HDPE de fonte fóssil na maioria dos indicadores analisados, com exceção dos *midpoints* A (*endpoint* de impacto no ambiente natural), MP (*endpoint* de impacto na saúde humana) e CEDnr (*endpoint* de impacto em recursos).

Para o indicador acidificação, os resultados de impacto para a garrafa de HDPE de fonte renovável descartada em lixão a céu aberto foram  $(44,8 \pm 0,4) \times 10^{-5}$  molc H<sup>+</sup>, próximos àqueles da garrafa de HDPE de fonte fóssil descartada

---

<sup>‡</sup> Obteve-se  $|\mu_i - \mu_j| < 3 \min(\sigma_i, \sigma_j)$ , então, para fins práticos, os resultados não são distintos. Para mais detalhes, consulte o Apêndice F.

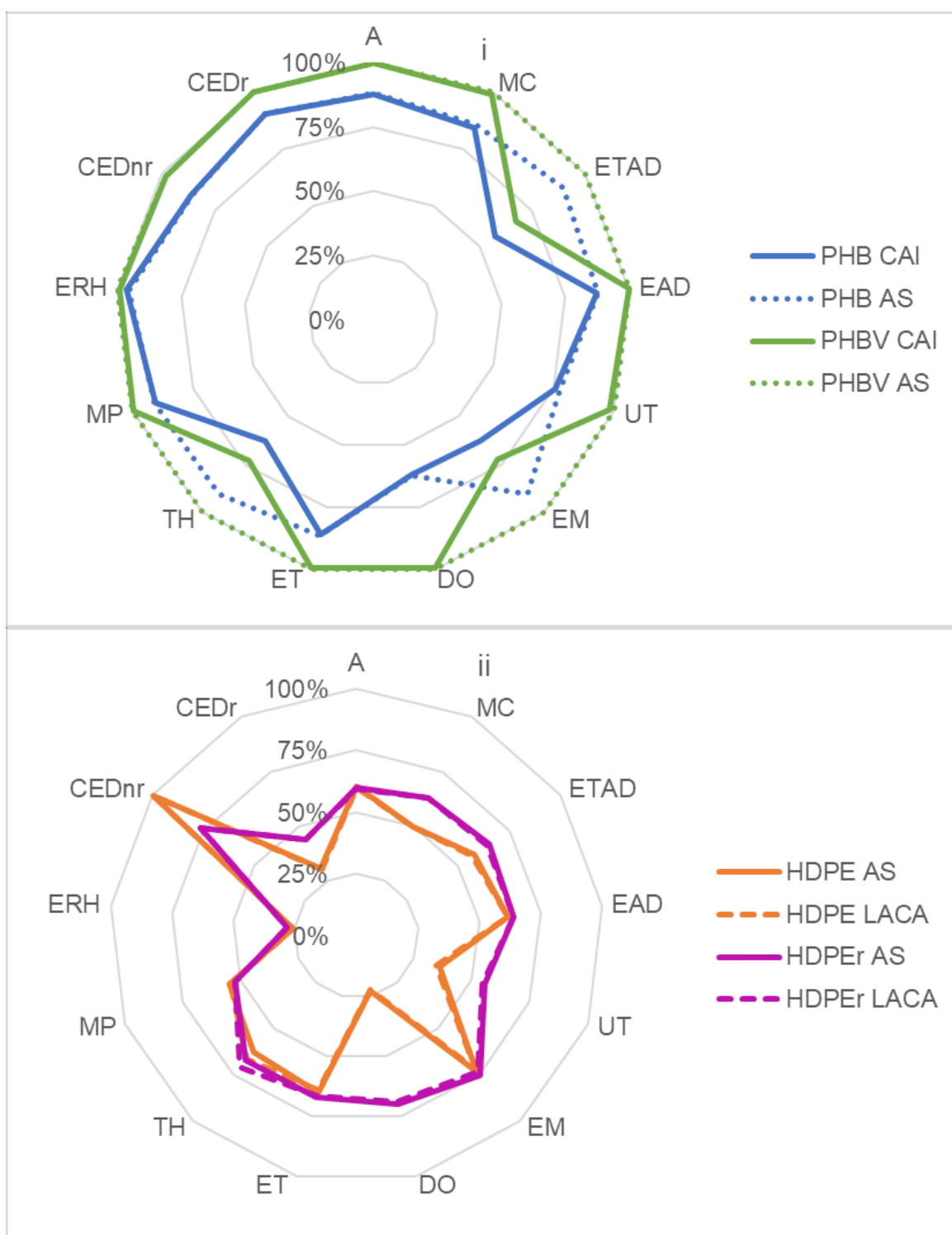


Figura 4.4: Resultados do impacto ecológico relativo aos fins-de-vida na produção de garrafas de (i) PHA e (ii) HDPEs, por par polímero/fim-de-vida e indicador, em escala linear.

em aterro sanitário,  $(45,5 \pm 0,0)^{\S} \times 10^{-5}$  molc H+; para o indicador depleção da camada de ozônio, os resultados foram  $(25,3 \pm 0,0) \times 10^{-10}$  kg CFC-11<sub>eq</sub> para a garrafa de HDPE descartada em lixão a céu aberto, três vezes menores que aquele da garrafa de HDPE de fonte renovável aterrada,  $(78,0 \pm 0,4) \times 10^{-10}$  kg CFC-11<sub>eq</sub>. Os desvios-padrão relativos entre categorias e gerações variaram de 0% (HDPE AS e LACA) a 24% (ERH PHB AS), com TH (0% a 14%) sendo o indicador de menor variação e MC (0% a 24%) o indicador com maior variação.

Os resultados que mostram impactos totais dos eco-indicadores na produção de garrafas considerando descarte pós-uso em aterro sanitário são apresentados na Figura 4.5. Em todos os indicadores *endpoint* e *midpoint* os valores de impacto seguiram a ordem HDPE < HDPEr < PHB < PHBV, com exceção de:

- *Endpoint* de impacto no ambiente natural e *midpoint* depleção da camada de ozônio, onde HDPE < PHB < HDPEr;
- *Endpoint* de impacto na saúde humana e *midpoint* emissão de material particulado, onde HDPEr < HDPE;
- *Endpoint* de impacto em recursos e *midpoint* demanda energética cumulativa de fontes não renováveis, onde o HDPE assumiu o maior valor de impacto.

Os resultados que mostram impactos totais dos eco-indicadores na produção de garrafas de PHB em fim-de-vida de compostagem aeróbia industrial, e de garrafas de HDPE de fonte considerando fim-de-vida em lixão a céu aberto, são apresentados na Figura 4.6. Em todos os indicadores *endpoint* e *midpoint* os valores de impacto seguiram a ordem HDPE LACA < PHB CAI, com exceção de:

---

<sup>§</sup> As distribuições normais para o HDPE degeneram-se quando o desvio-padrão é zero, sendo expressas então por um delta de Dirac. Assim, é fácil deduzir que a superposição de áreas entre duas curvas distintas será sempre de 0%. Para mais detalhes, consulte o Apêndice G.

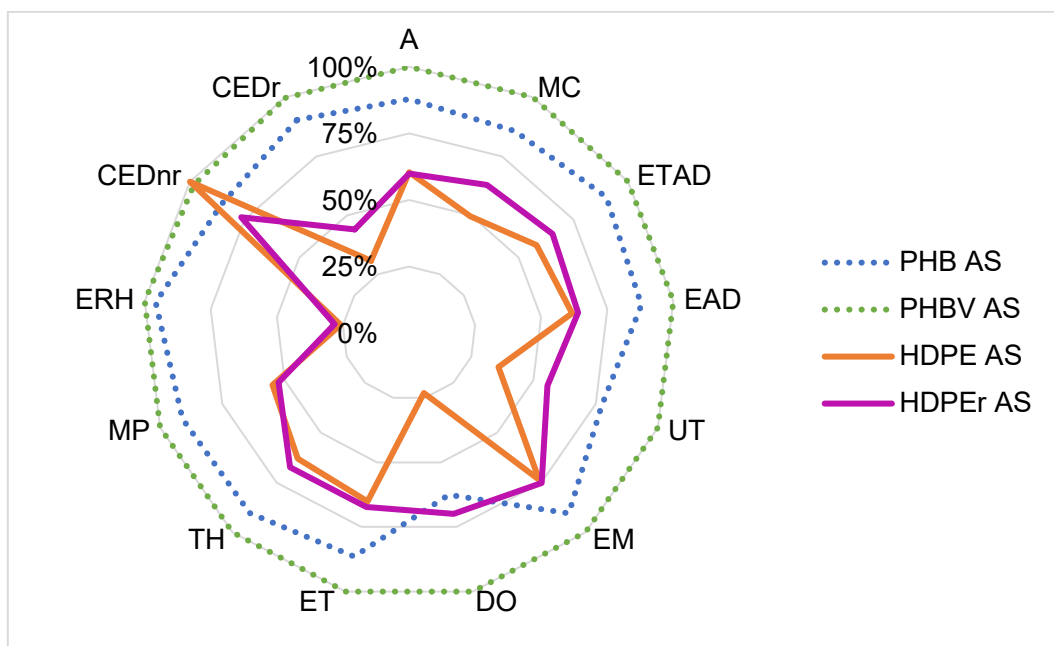


Figura 4.5: Resultados do impacto ecológico relativo ao descarte em aterro sanitário de garrafas de PHA e HDPEs, por par polímero/fim-de-vida e indicador, em escala linear.

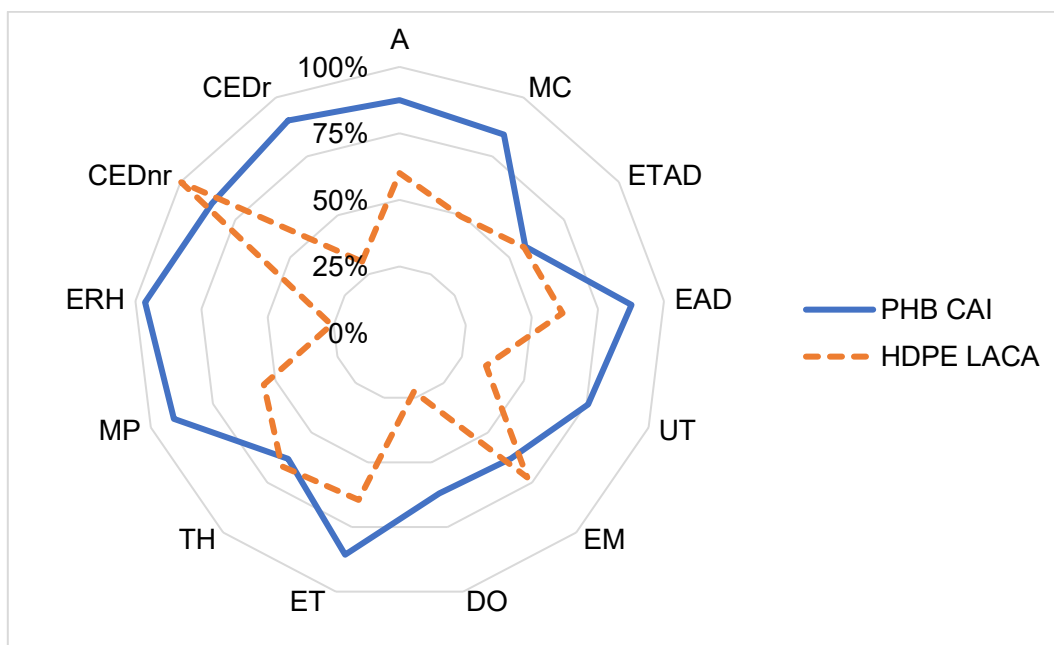


Figura 4.6: Resultados do impacto ecológico relativo à compostagem aeróbia industrial de garrafas de PHB e a descarte em lixão a céu aberto de garrafas de HDPE de fonte fóssil, por par polímero/fim-de-vida e indicador, em escala linear.

- *Endpoint* de impacto no ambiente natural e *midpoint* eutrofização marinha;
- *Endpoint* de impacto na saúde humana e *midpoint* toxicidade humana;
- *Endpoint* de impacto em recursos e *midpoint* demanda energética cumulativa de fontes não renováveis.

As principais entradas de gargalo de impacto ecológico relativo aos fins-de-vida na produção de garrafas plásticas são exibidas na Tabela 4.4. Esses resultados serão discutidos em mais detalhes, com foco na identificação de padrões notáveis ou comportamentos excepcionais nas diferentes etapas do ciclo de vida das garrafas. O conjunto completo de valores numéricos absolutos correspondentes aos impactos relativos dos gargalos nos eco-indicadores da produção de garrafas de PHB, PHBV, HDPE de fonte fóssil, e HDPE de fonte renovável, considerando fins-de-vida de compostagem aeróbia industrial, aterro sanitário, e lixão a céu aberto está disponível e expresso no Apêndice D.

Tabela 4.4: Principais entradas de gargalo de impacto ecológico relativo aos fins-de-vida na produção de garrafas plásticas, por polímero, fim-de-vida e indicador.

	PHB CAI	PHB AS	PHBV CAI	PHBV AS	HDPE AS	HDPE LACA	HDPEr AS	HDPEr LACA
<b>A</b>	Moldagem	Moldagem	Moldagem	Moldagem	HDPE fóssil	HDPE fóssil	HDPE verde	HDPE verde
<b>MC</b>	Amônia	Amônia	Amônia	Amônia	HDPE fóssil	HDPE fóssil	HDPE verde	HDPE verde
<b>ETAD</b>	Eletricidade	Fim-de-vida	Eletricidade	Fim-de-vida	Fim-de-vida	Fim-de-vida	Fim-de-vida	Fim-de-vida
<b>EAD</b>	Moldagem	Moldagem	Moldagem	Moldagem	Moldagem	Moldagem	Moldagem	Moldagem
<b>UT</b>	Amônia	Amônia	Ácido propiônico	Ácido propiônico	Moldagem	Moldagem	HDPE verde	HDPE verde
<b>EM</b>	Moldagem	Fim-de-vida	Moldagem	Fim-de-vida	Fim-de-vida	Fim-de-vida	Fim-de-vida	Fim-de-vida
<b>DO</b>	Moldagem	Vapor	Ácido propiônico	Ácido propiônico	HDPE fóssil	HDPE fóssil	HDPE verde	HDPE verde
<b>ET</b>	Moldagem	Moldagem	Moldagem	Moldagem	HDPE fóssil	HDPE fóssil	HDPE verde	HDPE verde
<b>TH</b>	Moldagem	Fim-de-vida	Moldagem	Fim-de-vida	Fim-de-vida	Fim-de-vida	Fim-de-vida	Fim-de-vida
<b>MP</b>	Moldagem	Moldagem	Moldagem	Moldagem	Moldagem	Moldagem	Moldagem	Moldagem
<b>ERH</b>	Água	Água	Água	Água	Moldagem	Moldagem	Moldagem	Moldagem
<b>CEDnr</b>	Amônia	Amônia	Amônia	Amônia	HDPE fóssil	HDPE fóssil	HDPE verde	HDPE verde
<b>CEDr</b>	Eletricidade	Eletricidade	Eletricidade	Eletricidade	Moldagem	Moldagem	HDPE verde	HDPE verde

Nas simulações Monte Carlo efetuadas para as ACV de produção, uso e descarte de 1 unidade de garrafa, observamos que o indicador *midpoint* THnc representou de 72% a 83% do impacto total do indicador TH; assim, por

simplificação, os gargalos identificados referentes ao indicador THnc serão assumidos como os mesmos do indicador TH. De maneira similar, o indicador *midpoint* CEDnrF representou de 90% a 92% do impacto total do indicador CEDnr, e o indicador *midpoint* CEDrH representou de 44% a 69% do impacto total do indicador CEDr, logo, os gargalos identificados referentes aos indicadores CEDnrF e CEDrH serão assumidos como os mesmos dos indicadores CEDnr e CEDr respectivamente.

O processamento de injeção do material em garrafa – representado no software openLCA pelo provedor “*stretch blow moulding*” [50], ou moldagem por sopro por estiramento de injeção (ISBM) - é responsável pelo maior gargalo da produção de garrafas para os seguintes indicadores *midpoint*:

- EAD e MP, para garrafas de quaisquer polímeros em quaisquer fins-de-vida;
- A e ET, para garrafas de PHA em quaisquer fins-de-vida;
- ERH, para garrafas de polietileno em quaisquer fins-de-vida;
- EM e TH, para garrafas de PHA em fim-de-vida de compostagem aeróbia industrial;
- CEDr, para garrafas de HDPE de fonte fóssil em quaisquer fins-de-vida.

Em uma análise cenário-a-cenário, o processamento do material é responsável pelo maior gargalo:

- Para as garrafas de PHB em fim-de-vida de compostagem aeróbia industrial, em 7 dos 13 indicadores analisados;
- Para as garrafas de PHBV em fim-de-vida de compostagem aeróbia industrial, em 6 dos 13 indicadores analisados;
- Para as garrafas de HDPE de fonte fóssil em quaisquer fins-de-vida, em 5 dos 13 indicadores analisados;
- Para as garrafas de PHBV em fim-de-vida de aterro sanitário, em 4 dos 13 indicadores analisados.

Para as garrafas de HDPE derivado de fonte renovável, em quaisquer fins-de-vida o polímero peletizado é responsável pelo maior gargalo em 7 dos 13 indicadores analisados. Já para as garrafas de HDPE obtido de fonte fóssil, em quaisquer fins-de-vida o polímero peletizado é responsável pelo maior gargalo em 5 dos 13 indicadores analisados.

O precursor de 3HV ácido propiônico é responsável pelo maior gargalo nos resultados de impacto da produção de garrafas para os indicadores *midpoint* UT e DO, considerando embalagens de PHBV em quaisquer fins-de-vida. O consumo de água, por sua vez, é responsável pelo maior gargalo no eco-indicador ERH para garrafas de PHA em quaisquer fins-de-vida, e o tratamento de fim-de-vida é responsável pelo maior gargalo nos eco-indicadores *midpoint* ETAD, EM e TH, seja para garrafas de polietileno em quaisquer fins-de-vida, seja para garrafas de quaisquer polímeros em fim-de-vida de aterro sanitário.

Secundariamente, o uso de vapor como fonte de calor é responsável pelo maior gargalo no indicador DO para garrafas de PHB em fim-de-vida em aterro sanitário, e o insumo amônia é responsável pelo maior gargalo nos indicadores:

- MC e CEDnr, para garrafas de PHA em quaisquer fins-de-vida;
- UT, para garrafas de PHB em quaisquer fins-de-vida.

Também o uso de eletricidade é responsável pelo maior gargalo nos indicadores:

- CEDr, para garrafas de PHA em quaisquer fins-de-vida;
- ETAD, para garrafas de PHA em fim-de-vida de compostagem aeróbia industrial.

#### **4.3 Discussão geral dos resultados**

Na Tabela 4.1 é apresentado que as principais etapas críticas foram a obtenção de 1<sup>a</sup> e 2<sup>a</sup> gerações e a fermentação de 3<sup>a</sup> e 4<sup>a</sup> gerações de PHB. Essa última – fermentação - concorda com a literatura [42], pois a etapa de "produção industrial" do PHA é com recorrência identificada como a principal contribuinte

para os impactos ambientais; os comportamentos de gargalo da fonte de carbono 1G, avaliada no provedor de sacarose “*market for sugar, from sugarcane*”, e da biomassa 2G, avaliada no provedor “*market for used vegetable cooking oil*” de biomassa, podem ter sido responsáveis pela divergência destes resultados em relação a estudos anteriores [68-74]. Apesar do relativo alto impacto obtido neste estudo, a expansão em pastagens degradadas – não-concorrente com outros produtos agrícolas destinados à alimentação [80] - e menor pegada hídrica comparativa da cana-de-açúcar em relação a outros produtos agrícolas importantes [81] demonstram que impactos poderiam ser mitigados através de seleção estratégica de biomassa de 1ª geração. Para Posen et al. (2017), todavia, até cadeias de produção avançadas estarem disponíveis, substituir energia por fontes de baixo carbono ofereceria maior potencial de redução de gases de efeito estufa do que trocar o insumo de biomassa, ao menos no mercado estadunidense de plásticos [82].

O PHB derivado de óleo vegetal pós-consumo (2G) teve o maior impacto sobre todos os indicadores analisados, mesmo quando se considera a incerteza – (média  $\pm$  desvio padrão) ou ( $\mu \pm \sigma$ ) - contra a segunda rota de produção mais impactante, com exceção do indicador A, onde a rota da sacarose (1G) teve resultados praticamente idênticos ((53,6  $\pm$  5,0) molc H<sup>+</sup> para a 1G contra (53,5  $\pm$  5,0) molc H<sup>+</sup> para a 2G). Tal impacto da biomassa de 2ª geração era esperado, pois os casos-base de Kookos et al. (2019) e Kachrimanidou et al. (2021) e ACVs de óleo de soja produziram intervalos de resultados semelhantes ou menores quando comparados a impactos *midpoint* como MC, EAD ou CEDnr aqui obtidos [72, 73].

O PHB de águas residuais (3G) teve os menores impactos em 10 dos 13 indicadores analisados, e esse resultado também era esperado, pois, apesar da eficiência em trabalhos da literatura consultada (Fernández-Dacosta, et al., 2015) usando fontes de carbono 3G para produção de PHB ser muito maior (86% - 95%) do que a linha de base de 50% usada neste trabalho, os intervalos de resultados da literatura em indicadores *midpoint* como A, MC, DO, MP e ERH produziram valores de impacto semelhantes ou maiores quando comparados aos nossos resultados [71]. Estes resultados apontam que matérias-primas

derivadas de resíduos (águas residuais e biogás de resíduo não-perigoso) podem apresentar impactos ambientais menores ou equivalentes aos de produtos agrícolas (sacarose e óleo vegetal), corroborando estudos anteriores [70, 74]. No entanto, aponta-se o comportamento excepcional da sacarose, que apresentou melhor desempenho na categoria de mudanças climáticas, o que reforça a necessidade de seleção e gestão cuidadosas das matérias-primas.

Nos *endpoints* de impacto em recursos e impacto na saúde humana, o PHB de 2ª geração apresentou os maiores valores de indicadores de impacto, enquanto o de 3ª geração apresentou os menores, sugerindo que as águas residuais são a fonte de carbono mais ecologicamente correta para as rotas de síntese de PHB. Para alguns indicadores *midpoint* (MC, EAD, ET) na categoria de *endpoint* de ambiente natural, as águas residuais (3G) são a segunda melhor opção, enquanto o óleo vegetal pós-consumo (2G) continua sendo a pior (para quase todas as categorias) ou a segunda pior (exceto A).

A concordância quantitativa entre estes resultados e os valores da literatura na Tabela 2.3 sugere consistência metodológica adequada, enquanto variações contextuais provavelmente refletem diferenças no fornecimento de matéria-prima ou nas premissas de alocação de energia – o método de alocação usado neste estudo manteve-se “*as defined in processes*” em todos os sistemas de produto modelados -, como aquelas dos métodos de avaliação usados (CML, EPA, TRACI, ReCiPe) quando comparados aos deste trabalho (CED, ILCD) e regionalizações como a matriz energética do Sudeste brasileiro no provedor de eletricidade “*market for electricity, low voltage*” [50].

Da Tabela 4.2, observou-se aumentos significativos – de +5% a +47% – da contribuição percentual relativa à etapa de obtenção da biomassa na produção do PHBV de 3ª geração quando comparado ao PHB 3G, exceto para o indicador ERH, onde os impactos são estatisticamente semelhantes. Da Tabela 4.3, observou-se que a obtenção de biomassa foi responsável pela maior parte do impacto nos indicadores de uso da terra para o PHBV comparado ao PHB. Tal fenômeno deu-se devido ao impacto da fração mássica de ácido propiônico, precursor de 3HV [33], introduzida em substituição a 20% da biomassa-base para formação de PHB, já que matérias-primas 3G podem

apresentar impactos ambientais menores ou equivalentes aos de produtos convencionais, como o ácido propiônico de fonte renovável. Mesmo assim, a etapa de fermentação seguiu responsável por alto impacto na maior parte dos indicadores analisados.

A partir das Tabelas 4.2 e 4.3, viu-se que a principal etapa crítica – para PHA derivado de biomassa de 3ª geração - seguiu sendo a fermentação. Tal fato concorda com a literatura (Yates & Barlow, 2013), pois a etapa de "produção industrial" do PHA é recorrentemente identificada como a principal contribuinte para os impactos ambientais [42].

Da Figura 4.4, observou-se que em todos os indicadores analisados (excetuando-se as comparações PHB CAI x PHBV AS para o indicador ETAD e PHB AS x CAI para ERH) as garrafas de PHA descartadas em compostagem aeróbia industrial apresentaram menores valores de impacto quando comparadas às descartadas em aterro sanitário, o que não era esperado de acordo com a literatura [36]. Tal fato pode decorrer da dependência de dados secundários do banco de dados Ecoinvent [50] para cálculo dos impactos ambientais, devido à falta de uniformidade e transparência no que tange a construção desses bancos de dados, à não-apresentação de descrições precisas de premissas e limitações - particularmente quanto à definição de fronteiras, de modo que não se pode ter certeza de que o modelo aqui adotado é satisfatoriamente semelhante àquele estabelecido na elaboração do banco de onde são importados os dados [84] – a atualizações ocorridas desde 2016 até o presente ano de 2025 nos modelos da Ecoinvent utilizados, onde usinas de compostagem industrial apresentavam maior consumo de energia e combustíveis operacionais do que aterros sanitários e maior emissão de metano biogênico proveniente da decomposição da matéria orgânica, ou mesmo a um elevado fator de emissão de decomposição assumidos pelos estudos da área, o que impactaria significativamente os eco-indicadores analisados.

Para as garrafas de polietileno, as de fonte fóssil apresentaram valores de impacto significativamente menores quando comparadas às de fonte renovável na maioria dos indicadores analisados, ponto negativo esperado de acordo com a literatura [65], já que o processo produtivo e seu elevado consumo

de energia elétrica na indústria de transformação do HDPE (mistura e extrusão de resinas e aditivos) se destaca pela maior contribuição às categorias de impacto em avaliações de ciclo de vida. A utilização de materiais renováveis para a manufatura das garrafas não garante a sustentabilidade dos produtos resultantes [84], especialmente em formulações que agregam aditivos ao polímero puro.

Da Figura 4.5, para o mesmo fim-de-vida em aterro sanitário os valores de impacto seguiram a ordem HDPE < HDPEr < PHB < PHBV em todos os indicadores, com exceção de DO (HDPE < PHB < HDPEr), MP (HDPEr < HDPE), CEDnr (<<< HDPE). Da figura 4.6, para o melhor caso esperado (menor impacto, polihidroxicanoato) *versus* pior caso esperado (maior impacto, polietileno de fonte fóssil) em todos os indicadores os valores de impacto seguiram a ordem HDPE LACA < PHB CAI, com exceção de EM, TH e CEDnr. Esse resultado era esperado tendo em vista que as embalagens a base de polihidroxicanoato sofrem biodegradação na compostagem aeróbia com liberação de CO<sub>2</sub>, impactando diversos indicadores, enquanto o HDPE é inerte nas condições de disposição em aterramento sanitário ou de lixão a céu aberto [14]. Partindo de uma perspectiva alternativa de valor, pode-se argumentar que é preferível ter materiais não degradáveis a materiais biodegradáveis, pois os primeiros podem ser reciclados, portanto, os átomos de carbono serão mantidos em um círculo contínuo em vez de serem transformados em CO<sub>2</sub> pela degradação no caso dos segundos [5]. Apesar do maior impacto da compostagem, ressalta-se que embalagens de PHA não causariam poluição por macro e microplástico em uma situação de escape dos sistemas de tratamento de resíduos, em oposição às embalagens não biodegradáveis de HDPE [4]. O comportamento excepcional dos indicadores supracitados pode ser justificado através de diversas hipóteses:

- DO (PHB < HDPEr): erros de subestimativa acerca da produção de PHB e/ou superestimativa acerca da produção de HDPEr; apontamos que este indicador não é de adoção usual na literatura [85], requerendo esforços de pesquisa que geralmente não adicionam clareza às fases de interpretação das avaliações de ciclo de vida;

- MP (HDPE<sub>r</sub> < HDPE): erros de subestimativa deste estudo acerca da produção de HDPE<sub>r</sub>;
- CED<sub>nr</sub> (<<< HDPE, PHB CAI < HDPE LACA): regionalização das matrizes energéticas dos polímeros que possuem ciclo “verde”. A matriz energética europeia, tradicionalmente associada à produção de HDPE de fonte fóssil, é majoritariamente baseada em fontes de energia não-renováveis [50], enquanto a dos PHA e do HDPE de fonte renovável foi nacionalizada, sendo assim baseada em fontes de energia renováveis [86];
- EM (PHB CAI < HDPE LACA): se eutrofização em ecossistemas marinhos, costeiros e estuarinos é uma consequência do enriquecimento excessivo de nutrientes, principalmente entradas de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica de fontes terrestres, embora a eutrofização seja primariamente causada por esgotos e fertilizantes, os lixões também poderiam liberar substâncias tóxicas e matéria orgânica no solo e nas águas que eventualmente chegariam ao oceano [87];
- TH (PHB CAI < HDPE LACA): a compostagem é menos tóxica à saúde humana quando comparada, como um todo, à disposição inadequada em lixões a céu aberto pois o processo de compostagem não é fonte de contaminação do solo e da água, não ocasiona liberação de gases nocivos e não prolifera vetores de doenças [88].

Da Tabela 4.4, o processamento de injeção do material em garrafa foi responsável pelo maior gargalo nos eco-indicadores da produção de garrafas para os indicadores EAD e MP (todos cenários), A e ET (cenários dos PHA), ERH (cenários dos HDPE), EM e TH (cenário PHB-3-CAI e PHBV-3-CAI) e CED<sub>r</sub> (HDPE-F-AS e HDPE-F-LACA), sendo responsável pelo maior gargalo em 7 dos 13 indicadores analisados no Cenário PHB-3-CAI, em seis indicadores no Cenário PHBV-3-CAI, em cinco indicadores nos Cenários HDPE-F-AS e HDPE-F-LACA, e por fim, em quatro indicadores no Cenário PHBV-3-AS. Isso significa que o maior impacto não está no polímero utilizado para produção da garrafa para um terço dos casos (par cenário-indicador) analisados, mas no processo de moldagem do produto modelado.

Para as garrafas de HDPE derivado de fonte renovável, em quaisquer fins-de-vida o polímero peletizado é responsável pelo maior gargalo em 7 dos 13 indicadores analisados. Já para as garrafas de HDPE obtido de fonte fóssil, em quaisquer fins-de-vida o polímero peletizado é responsável pelo maior gargalo em 5 dos 13 indicadores analisados. Aqui deduz-se que, em quase um quarto dos casos, os maiores impactos ambientais não advêm da moldagem ou do fim-da-vida da garrafa, mas da produção do próprio polímero. A rota bio-baseada do polietileno atenua a acidificação, emissão de material particulado e demanda por energias não-renováveis, mas pode intensificar outros impactos ambientais como o uso de terras, depleção da camada de ozônio e demanda por energias renováveis. Portanto, a escolha entre um material e outro deve ser feita com cautela e baseada em decisões que levem em consideração os impactos ambientais mitigados.

O tratamento de fim-de-vida é responsável pelo maior gargalo nos eco-indicadores *midpoint* ETAD, EM e TH, seja para garrafas de polietileno em quaisquer fins-de-vida, seja para garrafas de quaisquer polímeros em fim-de-vida de aterro sanitário. Em um quinto dos casos, então, observa-se:

- O descarte do HDPE, independentemente da sua fonte, afeta de maneira considerável fatores ambientais de ecotoxicidade em água doce, eutrofização marinha e toxicidade humana;
- O descarte em aterros sanitários, apesar do tipo de polímero utilizado na produção das garrafas, é de significativa importância para esses eco-indicadores.

Eidrup et al. (2025) acreditam que a reutilização e recirculação deveriam estarem primeiro plano como soluções ambientalmente amigáveis, superando esforços hoje direcionados à aterragem sanitária [5].

O ácido propiônico de fonte renovável é responsável pelo maior gargalo em 4% dos casos nos resultados de impacto da produção de garrafas para os indicadores *midpoint* UT e DO, considerando embalagens de PHBV em quaisquer fins-de-vida. Apesar da necessidade para melhorias das propriedades

mecânicas do PHB [33, 44, 46], a produção industrial do precursor de 3HV constituiu gargalo pelo uso intensivo de terra associado à transformação de ecossistemas para agricultura ou infraestrutura industrial, com possíveis impactos como desmatamento e perda de biodiversidade.

Observa-se também, a partir dos dados completos disponíveis no Apêndice D, que os polietilenos tendem a concentrar mais o impacto do gargalo principal de produção quando comparados aos polihidroxicanoatos, o que indica mais facilmente uma etapa crítica para melhoria do processo. Há diferença significativa entre a dispersão de impacto do gargalo principal entre HDPEs para o indicador CEDr, onde o HDPE de fonte fóssil possui gargalo mais proeminente em relação ao de fonte renovável. Não há diferença significativa, todavia, na dispersão de impacto do gargalo principal ao alternamos entre fins-de-vida - nos polihidroxicanoatos com fim-de-vida em compostagem aeróbia industrial para aterro sanitário e vice-versa, ou nos polietilenos com fim-de-vida em aterro sanitário para compostagem aeróbia industrial e vice-versa.

Houve diferença entre a dispersão de impacto do gargalo principal entre polihidroxicanoatos para o indicador de depleção de ozônio, onde o PHBV possui gargalo mais proeminente em relação ao PHB, bem como entre polietilenos, onde o HDPE de fonte renovável possui gargalo mais proeminente em relação ao de fonte fóssil. Destaca-se, mais uma vez, que a adoção do indicador DO é incomum e não contribui para elucidar a etapa de interpretação das avaliações de ciclo de vida aqui realizadas [85].

Ademais, um grande problema para os plásticos biodegradáveis é a incerteza que ainda existe quanto à sua adequação para outras formas de descarte e fim-de-vida. Embora a literatura enfatize que a compostagem industrial em alta temperatura é uma das tecnologias mais promissoras para a disposição de plásticos biodegradáveis [19], a taxa de degradação desses materiais é de difícil previsão mesmo em condições ambientais controladas, dependendo de inúmeros fatores [20], e mesmo assim, em alguns cenários, o processo de compostagem pode apresentar desempenho ambiental inferior em relação à reciclagem mecânica, mais consolidada na indústria de embalagens [21, 22]. Instalações industriais europeias de compostagem relutam em aceitar

plásticos biodegradáveis [23], e a maioria dos polímeros biodegradáveis da Europa acaba em incineradores [24]. No Brasil, locais adequados de compostagem industrial ainda são pouco numerosos e de capacidade operacional desconhecida ou incipiente [4], com menos de 5% dos municípios brasileiros adotando a prática em alguma escala [25].

A viabilidade técnica de escalonamento da produção das garrafas de polímeros de fontes renováveis requer maior atenção ao processo de moldagem por injeção, responsável pelo maior gargalo ambiental, onde ganhos de eficiência energética e produtividade terão impacto direto na maioria dos indicadores. A substituição de polímeros deve ser avaliada criteriosamente, uma vez que o HDPE verde atenua alguns impactos, mas intensifica outros, sem apresentar uma vantagem clara universal. Para o HDPE de base biológica, é necessário focar em melhorias no cultivo de biomassa para reduzir o uso da terra e impactos associados à acidificação.

A integração em sistemas pode ser realizada através da implementação de simbiose industrial para aproveitamento de subprodutos da produção de PHA [89, 90], permitindo que resíduos sejam reinseridos em ciclos produtivos de forma alinhada aos princípios da economia circular. Adicionalmente, o desenvolvimento de sistemas de recuperação energética a partir de resíduos de polietileno em aterros apresenta potencial de mitigação de até metade das emissões associadas ao fim de vida, sobretudo quando alimentados por energia de fonte renovável [91, 92]. A integração da avaliação do ciclo de vida no planejamento da expansão da capacidade produtiva permite identificar conflitos de escolha e prevenir a transferência de impactos ambientais entre estágios do processo [93]. A escalabilidade dos biopolímeros demonstra-se viável mediante uma abordagem sistêmica que priorize os gargalos de moldagem e de fim-de-vida, em detrimento de estratégias isoladas de substituição de materiais [94].

Os resultados aqui dispostos, bem como suas interpretações, podem se beneficiar de abordagem mais holísticas que investiguem a viabilidade técnico-econômica e os impactos socioeconômicos da produção de PHA a partir de sistemas alternativos de biomassa de 3<sup>a</sup> e 4<sup>a</sup> gerações, bem como o efeito da porcentagem de conversão de biomassa em PHA sobre os eco-indicadores

calculados nos cenários referentes aos PHB e ao PHBV, e com comparações no âmbito da área de Seleção de Materiais, nos cenários referentes aos fins de vida das garrafas, envolvendo *grades* de PHA em utilização na indústria e outros polímeros derivados de fontes fósseis como o LDPE, o PP e o PS, amplamente usados em embalagens. É de bom tom apontar que as avaliações de ciclo de vida das garrafas realizadas neste trabalho são limitadas pela exclusão da fase de uso, desconsideração de perdas de energia ou material e pela incerteza associada aos provedores de dados secundários. O escalonamento da produção de PHA a partir de biomassas alternativas, particularmente de 3ª geração, apresenta viabilidade técnica, mas permanece condicionado à superação de gargalos críticos identificados. A disponibilidade de biomassa e como ela deve ser utilizada para obter o máximo benefício na transição para uma sociedade mais sustentável é um tópico em constante discussão, pois tais recursos podem se tornar um fator limitante para atividades industriais no futuro [81]. A adoção de embalagens biodegradáveis a base de PHA pode ser uma alternativa para redução dos riscos associados aos limites planetários [56]. Destaca-se também a necessidade de otimização de processos ou desenvolvimento de novas tecnologias de produção para que essas embalagens biodegradáveis também contribuam para manutenção dos limites planetários relacionados aos *endpoints* de impacto no ambiente natural, na saúde humana, e em recursos [14].

## 5 CONCLUSÕES

Existem poucos estudos de ACV sobre o efeito das fontes de carbono no desempenho ambiental da produção de PHA, especialmente aqueles que consideram uma perspectiva mais ampla dos impactos potenciais associados a essa produção e a incerteza quantitativa dos indicadores calculados. Para tal, este trabalho aplicou ACV para modelar o efeito de diferentes tipos de biomassa em indicadores ecológicos da produção de PHA e comparar seus indicadores ecológicos com plásticos de fonte petroquímica comumente usados na indústria, avaliando categorias de impacto com base em cenários de impacto ao ambiente natural, à saúde humana e aos recursos, conforme recomendado pela norma ISO 14044.

Foi possível utilizar a ACV para identificar que a biomassa de 3ª geração (águas residuais) para fermentação do PHB é a ambientalmente mais vantajosa mediante a perspectiva de limites planetários e análise holística de eco-indicadores. Entretanto, foi contestada a hipótese de que o PHB de 3ª geração é sempre um material amigável ambientalmente, já que sua aplicação em garrafas como alternativa para mitigar impactos ambientais berço-ao-túmulo dos polímeros não-biodegradáveis nos limites planetários ocorre sobre os *midpoints* de demanda energética cumulativa de fontes não renováveis, toxicidade humana e eutrofização marinha somente quando as embalagens são adequadamente descartadas.

A inclusão do monômero 3HV de fonte 100% renovável nos PHA tem influência negativa no desempenho ambiental desses polímeros. O ácido propiônico é gargalo da produção do PHBV nos indicadores de uso de terras e depleção de ozônio, além de elevar o impacto nos demais indicadores analisados, o que o torna menos vantajoso do ponto de vista ambiental em relação ao PHB e indica a necessidade de otimização contínua na seleção de matérias-primas e processos produtivos. Assim, como embalagens de polihidroxialcanoatos precisam ter suas propriedades físicas incrementadas para competir tecnologicamente com as embalagens de polietileno, o desenvolvimento do PHBV deve garantir o máximo efeito de melhoria nas propriedades mecânicas através do menor teor possível de 3HV, concomitante

com processos de manufatura de baixo impacto ambiental. O uso de purificação sem solventes e dados harmonizados de ICV fornecem uma estrutura robusta para o estudo ambiental da produção de PHBV, mas pesquisas adicionais são necessárias para abordar os pontos críticos ambientais restantes e garantir viabilidade econômica.

As garrafas de PHA podem apresentar desempenho superior às de HDPE em um mesmo fim-de-vida adotando-se paradigmas pontuais de depleção da camada de ozônio ou de demanda energética cumulativa de fontes não renováveis; para a comparação entre melhor e pior cenário esperado (compostagem aeróbia industrial de garrafas de PHB e descarte em lixão a céu aberto de garrafas de HDPE de fonte fóssil) as embalagens plásticas de PHB podem apresentar desempenho superior somente nos indicadores *midpoint* de eutrofização marinha, toxicidade humana e demanda energética cumulativa de fontes não renováveis, resultados concordantes com a literatura da área, porém que ainda não abarcam aspectos de fronteira como a contaminação por microplásticos.

A moldagem por injeção do material e seu fim-de-vida em garrafa foram identificados como gargalos do ciclo de vida de uma embalagem a base de PHA. Medidas de mitigação priorizando alterações na fonte energética ou eficiência dos processos podem reduzir significativamente suas participações no impacto total, já que a escolha do material não é o fator dominante no desempenho ambiental do produto.

Este estudo reforça a necessidade de elevação da robustez dos conjuntos de dados e análises disponíveis para a avaliação dos impactos ecológicos dos PHA e de materiais biodegradáveis à base de PHA, visando melhor adoção em embalagens e outras aplicações de engenharia. Como dados secundários foram utilizados para modelar os inventários do ciclo de vida, uma compreensão mais precisa dos impactos ambientais poderia ser alcançada complementando uma futura ACV com dados primários, se possível. A coleta de informações específicas diretamente dos fornecedores poderia contribuir para uma avaliação mais realista, que, em última instância, embasa decisões melhor informadas sobre as embalagens disponíveis em mercado. Embora os PHA não sejam

universalmente superiores aos polímeros petroquímicos, inovações direcionadas na seleção de matérias-primas, eficiência de processos e harmonização da ACV podem consolidar seu papel em uma economia sustentável do plástico.

Dadas as devidas suposições e limitações aqui assumidas, acreditamos que a escalabilidade desses sistemas alternativos de biomassa deve ser avaliada criticamente para evitar consequências imprevistas, como conflitos de uso da terra e preocupações emergentes (poluição por microplásticos, perda de biodiversidade em escalas locais, etc.), enquanto as barreiras técnicas e de custo para a adoção em escala comercial dos polihidroxialcanoatos permanecem sem solução simples. Assim como outros autores, acreditamos também que através de pesquisa e políticas públicas o incentivo da produção de biopolímeros com baixo impacto ecológico possa alavancar o mercado de embalagens tanto em termos econômicos quanto de sustentabilidade. Preencher a lacuna entre a compreensão científica e a ação política é essencial para salvaguardar a estabilidade atmosférica do planeta e garantir um futuro sustentável para todas as formas de vida.

## 6 SUGESTÕES PARA FUTUROS TRABALHOS

Tendo em vista as suposições e limitações adotadas como necessárias para a realização das ACV e cálculo dos eco-indicadores, sugerem-se os seguintes temas para futuros trabalhos:

- Investigar o efeito da porcentagem de conversão de biomassa em PHA sobre os eco-indicadores calculados, bem como o efeito da massa molar e distribuição de massa molar do PHA;
- Calcular com maior precisão a conversão mássica de ácido propiônico em comonômero 3HV, tendo em consideração uma massa molar e distribuição de massa molar específicas de *grades* de PHA em ampla utilização;
- Investigar o impacto ambiental da produção de LDPE, bem como de polietileno linear de baixa densidade (LLDPE) e PP, comparando os valores de eco-indicadores calculados com PHB e PHBV;
- Investigar os potenciais impactos decorrentes das fases de uso das garrafas produzidas, bem como de possíveis perdas nas modelagens dos sistemas de produto, ou em outros fins-de-vida;
- Investigar via análises técnico-econômicas detalhadas e estudos de escalabilidade a viabilidade financeira da produção de PHB e PHBV a partir de sistemas alternativos de biomassa, bem como integração em biorrefinarias para valorização de coprodutos e economia circular;
- Executar via avaliação de ciclo de vida social (ACV-S) um exame detalhado dos impactos éticos e de equidade socioeconômica da produção de PHB e PHBV a partir de sistemas alternativos de biomassa;
- Comparar os PHA e demais polímeros termoplásticos mediante uso de metodologia e ferramentas de Seleção de Materiais, abarcando não somente valores de indicadores ecológicos;
- Investigar o impacto ambiental indireto da produção de PHB e PHBV a partir de sistemas alternativos de biomassa, considerando por exemplo poluição por microplásticos durante a biodegradação e perda de biodiversidade em escala local, entre outros.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] REN21. Renewable Energy and Sustainability Report. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.ren21.net/renewable-energy-and-sustainability-report-2024/>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [2] UNEP. Turning off the Tap: How the world can end plastic pollution and create a circular economy. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.unep.org/resources/turning-off-tap-end-plastic-pollution-create-circular-economy>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [3] ABIPLAST. Perfil 2023: Indústria do plástico impulsiona economia brasileira gerando mais de 370 mil empregos. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.abiplast.org.br/noticias/perfil-2023-industria-do-plastico-impulsiona-economia-brasileira-gerando-mais-de-370-mil-empregos/>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [4] MONTENEGRO, M.; VIANNA, M.; TELES, D. B. (ed.). Atlas do Plástico: Fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos. Rio de Janeiro: Fundação Heinrich Böll, 2020.
- [5] EIDRUP, Marie-Louise Lagerstedt; HYNENEN, Jonna; PETTERSSON, Maria. Biobased Drop-In Polymers, Polyolefins. Chalmers Industriteknik, v. 1, março de 2023. 30 p. Disponível em: <<https://chalmersindustriteknik.se/app/uploads/Biobased-Drop-In-Polymers-Polyolefins.pdf>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [6] VERT, M. et al. Terminology for biorelated polymers and applications (IUPAC Recommendations 2012). Pure and Applied Chemistry, vol. 84, n. 2, janeiro de 2012. 34 p. Disponível em: <<http://doi.org/10.1351/PAC-REC-10-12-04>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [7] MOUTOUSIDI, E. S.; KOOKOS, I. K. Life cycle assessment of biobased chemicals from different agricultural feedstocks. Journal of Cleaner Production, vol. 323, setembro de 2021. 10 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129201>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [8] GUINÉE, J.B. et al. (ed.). Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards. Nova York: Kluwer Academic Publishers, 2004.

- [9] ISO, Environmental Management — Life Cycle Assessment — Requirements and Guidelines. ISO 14044:2006(E). 2006.
- [10] MUIRURI, J. K. et al. Poly(hydroxyalkanoates): Production, Applications and End-of-Life Strategies–Life Cycle Assessment Nexus. ACS Sustainable Chemistry & Engineering, vol. 10, n. 11, março de 2022. 20 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.1c08631>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [11] HARAŽNA, K. et al. Managing life cycle impacts of poly(3-hydroxyoctanoate)-based nanocomposites intended for biomedical and packaging applications. Waste Management, vol. 195, janeiro de 2025. 14 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2025.01.035>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [12] BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Resolução da Diretoria Colegiada – RDC nº 91, de 11 de maio de 2001, Critérios Gerais Para Embalagens E Equipamentos Em Contato Com Alimentos. Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília, DF, 11 mai. 2001.
- [13] MAJOR, V. Avaliação do ciclo de vida de plásticos biodegradáveis de amido reforçados com nanoceluloses. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia de Materiais), Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de Materiais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 170 p., 2025.
- [14] JORGE, N. Embalagens para Alimentos. São Paulo: Cultura Acadêmica, 2013.
- [15] LALPURIA, M.; ANANTHESWARAN, R.; FLOROS, J. Packaging technologies and their role in food safety. In: DEMIRICI, A; NGADI, M. O. Microbial Decontamination in the Food Industry. [S.l.]: Elsevier, 2012. p. 701-745. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1533/9780857095756.4.701>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [16] RAMANI, K. et al. Integrated Sustainable Life Cycle Design: A Review. Journal of Mechanical Design, vol. 132, n. 9, setembro de 2010. 15 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1115/1.4002308>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [17] ALAVI, S. et al. Polymers for Packaging Applications. Toronto: Academic Press, 2015. 458 páginas.

- [18] FERREIRA-FILIPE, D. A.; PAÇO, A.; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS, T.; SILVA, A. L. P. Are biobased plastics green alternatives? - A critical review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 18, n. 15, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/ijerph18157729>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [19] ABE, H.; DOI, Y. Structural effects on enzymatic degradabilities for poly[(R)-3-hydroxybutyric acid] and its copolymers. *International Journal of Biological Macromolecules*, vol. 25, n. 1-3, p. 185-192, junho de 1999. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0141-8130\(99\)00033-1](https://doi.org/10.1016/S0141-8130(99)00033-1)>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [20] LEE, S. Y. Bacterial polyhydroxyalkanoates. *Biotechnology and bioengineering*, vol. 49, n. 1, p. 1-14, 1996. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/18623547/>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [21] PIEMONTE, V. Bioplastic Wastes: The Best Final Disposition for Energy Saving. *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 19, p. 988-994, agosto de 2011. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10924-011-0343-z>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [22] HOTTLE, T.; BILEC, M. M; LANDIS, A. E. Sustainability assessments of bio-based polymers. *Polymer Degradation and Stability*, vol. 93, n. 9, p. 1898-1907, junho de 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2013.06.016>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [23] BISHOP, G.; STYLES, D.; LENS, P. N. L. Environmental performance of bioplastic packaging on fresh food produce: A consequential life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, vol. 317, julho de 2021. 17 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128377>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [24] BOONE, L. et al. Environmental performance of plastic food packaging: Life cycle assessment extended with costs on marine ecosystem services. *Science of the Total Environment*, vol. 894, junho de 2023. 13 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164781>>. Acesso em: 08 out. 2025.

- [25] ABICOM. Existem Unidades de Compostagem no Brasil? Documento eletrônico. Disponível em: <<https://abicom.org.br/2023/02/13/existem-unidades-de-compostagem-no-brasil/>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [26] AL-OQLA, F. M., SAPUAN, S. M. Applications of Starch and Other Bio-Based Polymers. Amsterdam: Elsevier, 2020. 223 p.
- [27] EUROPEAN BIOPLASTICS. Bioplastics Market Development Update 2022. Documento eletrônico. Disponível em: <[https://docs.european-bioplastics.org/publications/market\\_data/2022/Report\\_Bioplastics\\_Market\\_Data\\_2022\\_short\\_version.pdf](https://docs.european-bioplastics.org/publications/market_data/2022/Report_Bioplastics_Market_Data_2022_short_version.pdf)>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [28] ASTM INTERNATIONAL. ASTM D5988-18: Standard Test Method for Determining Aerobic Biodegradation of Plastic Materials in Soil. West Conshohocken, PA: ASTM International, 2025. Disponível em: <<https://doi.org/10.1520/D5988-18>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [29] ASTM INTERNATIONAL. ASTM D6691-17: Standard Test Method for Determining Aerobic Biodegradation of Plastic Materials in the Marine Environment by a Defined Microbial Consortium or Natural Sea Water Inoculum. West Conshohocken, PA: ASTM International, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1520/D6691-17>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [30] ASTM INTERNATIONAL. ASTM D7473-12: Standard Test Method for Weight Attrition of Plastic Materials in the Marine Environment by Open System Aquarium Incubations. West Conshohocken, PA: ASTM International, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1520/D7473-12>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [31] ASTM INTERNATIONAL. ASTM D7991-15: Standard Test Method for Determining Aerobic Biodegradation of Plastics in Marine Environments by a Defined Microbial Consortium or Natural Sea Water Inoculum. West Conshohocken, PA: ASTM International, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1520/D7991-15>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [32] ASTM INTERNATIONAL. ASTM D5338-15: Standard Test Method for Determining Aerobic Biodegradation of Plastic Materials Under Controlled Composting Conditions. West Conshohocken, PA: ASTM International, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1520/D5338-15>>. Acesso em: 08 out. 2025.

- [33] POLICASTRO, G.; PANICO, A.; FABBRICINO, M. Improving biological production of poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate) (PHBV) co-polymer: a critical review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, vol. 20, abril de 2021. 35 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11157-021-09575-z>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [34] KOLLER M., MUKHERJEE, A. A New Wave of Industrialization of PHA Biopolyesters. *Bioengineering*, vol. 9, n. 74, fevereiro de 2022. 29 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/bioengineering9020074>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [35] VLAEMINCK, E. et al. Industrial side streams as sustainable substrates for microbial production of poly(3-hydroxybutyrate) (PHB). *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, vol. 38, n. 238, 2022. 11 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11274-022-03416-z>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [36] BELLINI, S., TOMMASI, T., FINO D. Poly(3-hydroxybutyrate) biosynthesis by *Cupriavidus necator*: A review on waste substrates utilization for a circular economy approach. *Bioresource Technology Reports*, vol. 17, fevereiro de 2022. 19 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.100985>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [37] FONSECA, C. C. Produção e utilização do biopolímero poli(hidroxibutirato) (PHB) em embalagens alimentícias. Monografia. 64 f. Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Bioquímica) - Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, 2014.
- [38] GLOBAL MARKET INSIGHTS. Polyhydroxyalkanoate (PHA) Market – By Product, PHA Type, Production Methods, Application Analysis, Share, Growth Forecast, 2025 - 2034. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.gminsights.com/industry-analysis/polyhydroxyalkanoate-market>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [39] RESEARCH NESTER. Polyhydroxyalkanoate Market Outlook. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.researchnester.com/reports/polyhydroxyalkanoate-market/4627>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [40] EUROPEAN BIOPLASTICS. EUBP reveals the results of the 2024 market data report. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.european->

bioplastics.org/eubp-reveals-the-results-of-the-2024-market-data-report>.

Acesso em: 08 out. 2025.

[41] NHU, T. T. et al. Environmental sustainability assessment of biodegradable bio-based poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate) from agro-residues: Production and end-of-life scenarios. *Journal of Environmental Management*, vol. 356, 2024. 14 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120522>>. Acesso em: 08 out. 2025.

[42] YATES, M. R., BARLOW, C. Y. Life cycle assessments of biodegradable, commercial biopolymers - A critical review. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 78, 2013. 13 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.06.010>>. Acesso em: 08 out. 2025.

[43] DALTON, B. et al. A review on biological synthesis of the biodegradable polymers polyhydroxyalkanoates and the development of multiple applications, *Catalysts*, vol. 12, 2022. 44 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/catal12030319>>. Acesso em: 08 out. 2025.

[44] SUDESH, K.; ABE, H.; DOI, Y. Synthesis, structure and properties of polyhydroxyalkanoates: biological polyesters. *Progress in Polymer Science*, vol. 25, julho de 2000. 53 p. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0079-6700\(00\)00035-6](https://doi.org/10.1016/S0079-6700(00)00035-6)>. Acesso em: 08 out. 2025.

[45] DOW. DOW™ HDPE 8262B Technical Data Sheet. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.dow.com/pt-br/pdp.dow-08262b-high-density-polyethylene-resin.82162z.html>>. Acesso em: 08 out. 2025.

[46] GONZÁLEZ-GARCÍA, Y.; MEZA-CONTRERAS, GONZÁLEZ-REYNOSO, O. CÓRDOVA-LÓPEZ, J. A. Síntesis Y Biodegradación De Polihidroxicanoatos: Plásticos De Origen Microbiano. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, vol. 29, n. 1, p. 77-115, 2013. Disponível em: <<https://www.scielo.org.mx/pdf/rica/v29n1/v29n1a7.pdf>>. Acesso em: 08 out. 2025.

[47] BUGNICOURT, E.; CINELLI, P.; LAZZERI, A.; ALVAREZ, V. Polyhydroxyalkanoate (PHA): Review of synthesis, characteristics, processing and potential applications in packaging. *eXPRESS Polymer Letters*, vol. 8, n. 11,

- p. 791–808, 2014. Disponível em: <<https://www.expresspolymlett.com/article.php?a=EPL-0005219>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [48] KLÖPFER, W.; GRAHL, B. Life Cycle Assessment (LCA): A Guide to Best Practice. Weinheim: Wiley-VCH, 2014. 412 p.
- [49] ISO, Environmental Management — Life Cycle Assessment — Principles and Framework. ISO 14040:2006(E). 2006.
- [50] ECOINVENT. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://ecoinvent.org/>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [51] SAVIAN, M.; HOLDEN, N. M. Life cycle assessment of large-scale integrated organic crop-egg production in Brazil. *Science of the Total Environment*, vol. 1000, 180393, 2025. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180393>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [52] OPENLCA. out put provider (openLCA Ask). Documento eletrônico. Disponível em: <<https://ask.openlca.org/7137/out-put-provider>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [53] WALKER, S., ROTHMAN, R. Life cycle assessment of bio-based and fossil-based plastic: A review. *Journal of Cleaner Production*, vol. 261, 2020. 15 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121158>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [54] EUROPEAN COMMISSION – Joint Research Centre. ILCD Handbook / European Platform on Life Cycle Assessment. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://eplca.jrc.ec.europa.eu/ilcd.html>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [55] US DEPARTMENT OF ENERGY. Estimating Raw Material Embodied Energy and Emissions. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.energy.gov/sites/default/files/2023-01/2022-12-14%20-%20Raw%20Materials%20PDF%20%281%29.pdf>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [56] RICHARDSON, K. et al. Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Science Advances*, vol. 9, setembro de 2023. 16 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [57] PERSSON, L. et al. Outside the Safe Operating Space of the Planetary Boundary for Novel Entities. *Environmental Science & Technology*, vol. 56,

Janeiro de 2022. 12 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04158>>. Acesso em: 08 out. 2025.

[58] ZAMPORI L; SAOUTER E; SCHAU E; CRISTOBAL GARCIA J; CASTELLANI V; SALA S. Guide for interpreting life cycle assessment result. EUR 28266 EN. Luxembourg (Luxembourg): Publications Office of the European Union; 2016. JRC104415. Disponível em: <<https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC104415>>. Acesso em: 08 out. 2025.

[59] KAKADELLIS, S.; HARRIS, Z. M. Don't scrap the waste: The need for broader system boundaries in bioplastic food packaging life-cycle assessment - A critical review, *Journal of Cleaner Production*, vol. 274, 2020, 122831. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122831>>. Acesso em: 08 out. 2025.

[60] BANERJEE, R.; RAY, S. S. Sustainability and Life Cycle Assessment of Thermoplastic Polymers for Packaging: A Review on Fundamental Principles and Applications, *Macromolecular Materials and Engineering*, vol. 307, 2022, p. 2100794. <DOI: 10.1002/mame.202100794>. Acesso em: 08 out. 2025.

[61] MOLINA-BESCH, K. Use phase and end-of-life modeling of biobased biodegradable plastics in life cycle assessment: a review. *Clean Technologies and Environmental Policy*, vol. 24, 2022, 3253–3272. <<https://doi.org/10.1007/s10098-022-02373-3>>. Acesso em: 08 out. 2025.

[62] INGRAO, C.; GIGLI, M.; SIRACUSA, V. An attributional Life Cycle Assessment application experience to highlight environmental hotspots in the production of foamy polylactic acid trays for fresh-food packaging usage. *Journal of Cleaner Production*, vol. 150, março de 2017. 11 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.007>>. Acesso em: 08 out. 2025.

[63] BISHOP, G.; STYLES, D.; LENS, P. N. L. Environmental performance of bioplastic packaging on fresh food produce: A consequential life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, vol. 317, julho de 2021. 17 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128377>>. Acesso em: 08 out. 2025.

[64] GUO, X. et al. Multidimensional evaluation for environment impacts of plastic straws and alternatives based on life cycle assessment. *Journal of Cleaner*

- Production, vol. 404, março de 2023. 10 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136716>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [65] BALA, A. et al. Life cycle assessment of PE and PP multi film compared with PLA and PLA reinforced with nanoclays film. *Journal of Cleaner Production*, vol. 380, novembro de 2022. 7 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134891>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [66] JESWANI, H. K. et al. Biodegradable and conventional plastic packaging: Comparison of life cycle environmental impacts of poly(mandelic acid) and polystyrene. *Science of the Total Environment*, vol. 903, agosto de 2023. 12 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166311>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [67] BOONE, L. et al. Environmental performance of plastic food packaging: Life cycle assessment extended with costs on marine ecosystem services. *Science of the Total Environment*, vol. 894, junho de 2023. 13 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164781>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [68] HARDING, K. G. et al. Environmental analysis of plastic production processes: Comparing petroleum-based polypropylene and polyethylene with biologically-based poly- $\beta$ -hydroxybutyric acid using life cycle analysis. *Journal of Biotechnology*, vol. 130, 2007. 10 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2007.02.012>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [69] KENDALL, A. A life cycle assessment of biopolymer production from material recovery facility residuals. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 61, janeiro de 2012. 6 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.01.008>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [70] ROSTKOWSKI, K. H., CRIDDLE, C. S., LEPECH, M. D. Cradle-to-gate life cycle assessment for a cradle-to-cradle cycle: Biogas-to-bioplastic (and back). *Environmental Science & Technology*, vol. 46, 2012. 8 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/es204541w>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [71] FERNÁNDEZ-DACOSTA, C. et al. Microbial community-based polyhydroxyalkanoates (PHAs) production from wastewater: Techno-economic analysis and ex-ante environmental assessment, *Bioresource Technology*, vol.

- 185, março de 2015. 10 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.025>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [72] KOOKOS, I. K., KOUTINAS, A., VLYSIDIS, A. Life cycle assessment of bioprocessing schemes for poly(3-hydroxybutyrate) production using soybean oil and sucrose as carbon sources. *Resources, Conservation & Recycling*, vol. 141, 2019. 12 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.10.025>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [73] KACHRIMANIDOU, V. et al. Techno-economic evaluation and life-cycle assessment of poly (3-hydroxybutyrate) production within a biorefinery concept using sunflower-based biodiesel industry by-products. *Bioresource Technology*, vol. 326, janeiro de 2021. 14 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124711>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [74] RUEDA, E. et al. Life cycle assessment and economic analysis of bioplastics production from cyanobacteria. *Sustainable Materials and Technologies*, vol. 35, janeiro de 2023. 11 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.susmat.2023.e00579>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [75] LEE, S. et al. Life Cycle Assessment of aPHA Production. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, vol. 12, dezembro de 2023. 13 p. Disponível em: <[doi.org/10.1021/acssuschemeng.3c04788](https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.3c04788)>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [76] TIANAN-ENMAT. ENMAT™ Thermoplastics Resin Y3000P Technical Data Sheet & Processing Guide. Documento eletrônico. Disponível em: <[http://en.tianan-enmat.com/pdf/TDS\\_Y3000P.pdf](http://en.tianan-enmat.com/pdf/TDS_Y3000P.pdf)>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [77] OPENLCA. *Does market provider include production of this flow product?* (OpenLCA Ask). Documento eletrônico. Disponível em: <<https://ask.openlca.org/5662/does-market-provider-includes-production-this-flow-product>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [78] Haynes, W. M. (ed.). *CRC Handbook of Chemistry and Physics*. Boca Raton: CRC Press, 2016.
- [79] LIPTOW, C. & TILLMAN, A.M. *Comparative life cycle assessment of polyethylene based on sugarcane and crude oil*. Göteborg: CHALMERS, 2009. 56 p. Disponível em:

<[https://research.chalmers.se/publication/107576/file/107576\\_Fulltext.pdf](https://research.chalmers.se/publication/107576/file/107576_Fulltext.pdf)>.

Acesso em: 08 out. 2025.

[80] BORDONAL, R. O.; CARVALHO, J. L. N.; LAL, R.; FIGUEIREDO, E. B.; OLIVEIRA, B. G.; LA SCALA JR, N. Sustainability of sugarcane production in Brazil. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 38, n. 13, 2018. 23 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s13593-018-0490-x>>. Acesso em: 08 out. 2025.

[81] MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 15, 2011. 24 p. Disponível em: <[www.hydrol-earth-syst-sci.net/15/1577/2011/](http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/15/1577/2011/)>. Acesso em: 08 out. 2025. 08 out. 2025.

[82] POSEN, D.; JARAMILLO, P.; LANDIS, A. E.; GRIFFIN, W. M. Greenhouse gas mitigation for U.S. plastics production: energy first, feedstocks later. *Environmental Research Letters*, vol. 12, n. 3, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa60a7>>. Acesso em: 08 out. 2025.

[84] SOUZA, E. R. C. Estudo quantitativo do impacto ambiental na produção industrial do polietileno. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 128 p., 2045.

[84] VILAPLANA, F.; STRÖMBERG, E.; KARLSSON, S. Environmental and resource aspects of sustainable biocomposites. *Polymer Degradation and Stability*, vol. 95, 2010. 15 p. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2010.07.016>>. Acesso em: 08 out. 2025.

[85] TACKER, M.; HAFNER-KUHN, T.; GSTÖHL, A. NDUAGU, E.; VOZZOLA, E.; ROUX, T. W.; AURAS, R. Life cycle assessment of polyethylene packaging and alternatives on the European market. *Cleaner Environmental Systems*, vol. 17, p. 100270, 2025. 16 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cesys.2025.100270>>. Acesso em: 08 out. 2025.

[86] BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Fontes renováveis atingem 49,1 % na matriz energética brasileira. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.gov.br/mme/pt-br/assuntos/noticias/fontes-renovaveis-atingem-49-1-na-matriz-energetica-brasileira>>. Acesso em: 08 out. 2025.

- [87] EUROPEAN UNION. Eutrophication. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://water.europa.eu/marine/europe-seas/pressures-impacts/nutrient>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [88] UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. CCET Guideline series on intermediate municipal solid waste treatment technologies: Composting. Agosto de 2020. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/33737/Composting.pdf>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [89] GAST, L.; SERRENHO, A. C.; ALLWOOD, J. M. What Contribution Could Industrial Symbiosis Make to Mitigating Industrial Greenhouse Gas (GHG) Emissions in Bulk Material Production? *Environmental Science & Technology*, vol. 56, 2022. 10 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/acs.est.2c01753?urlappend=%3Fref%3DPDF&jav=VOR&rel=cite-as>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [90] CASTELLET-VICIANO, L.; HERNÁNDEZ-CHOVER, V.; BELLVER-DOMINGO, A.; HERNÁNDEZ-SANCHO, F. Industrial Symbiosis: A Mechanism to Guarantee the Implementation of Circular Economy Practices. *Sustainability*, vol. 14, p. 15872, 2022. 16 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/su142315872>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [91] VLASOPOULOS, A.; MALINAUSKAITE, J.; ZABNIENSKA-GÓRA, A.; JOUHARA, H. Life cycle assessment of plastic waste and energy recovery. *Energy*, vol. 277, p. 127576, 2023. 16 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.energy.2023.127576>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [92] JAVED, M. H.; AHMAD, A.; REHAN, M.; MUSHARAVATI, F.; NIZAMI, A-S.; KHAN, M. I. Advancing Sustainable Energy: Environmental and Economic Assessment of Plastic Waste Gasification for Syngas and Electricity Generation Using Life Cycle Modeling. *Sustainability*, 17, p. 1277, 2025. 23 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/su17031277>>. Acesso em: 08 out. 2025.
- [93] CHRISTENSEN, T. H.; DAMGAARD, A.; LEVIS, J.; ZHAO, Y.; BJÖRKLUND, A.; ARENA, U.; BARLAZ, M. A.; STAROSTINA, V.; BOLDRIN, ALESSIO; ASTRUP, T. F. Application of LCA modelling in integrated waste management.

Waste Management, v. 118, p. 313-322, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.08.034>>. Acesso em: 08 out. 2025.

[94] FRICK, J. Life Cycle Assessment in Action: Evaluating Industrial Symbiosis Practices. Documento eletrônico. Disponível em: <[https://www.interregnorthsea.eu/sites/default/files/2025-01/life-cycle-assessment-in-action-evaluating-industrial-symbiosis-practices\\_678a6a81-2.pdf](https://www.interregnorthsea.eu/sites/default/files/2025-01/life-cycle-assessment-in-action-evaluating-industrial-symbiosis-practices_678a6a81-2.pdf)>. Acesso em: 08 out. 2025.

[95] WIKIPEDIA. 68–95–99.7 rule. Documento eletrônico. Disponível em: <[https://en.wikipedia.org/wiki/68%E2%80%9395%E2%80%9399.7\\_rule](https://en.wikipedia.org/wiki/68%E2%80%9395%E2%80%9399.7_rule)>. Acesso em: 08 out. 2025.

[96] WIKIPEDIA. Trapezoidal rule. Documento eletrônico. Disponível em: <[https://en.wikipedia.org/wiki/Trapezoidal\\_rule](https://en.wikipedia.org/wiki/Trapezoidal_rule)>. Acesso em: 08 out. 2025.

[97] WIKIPEDIA. Dirac delta function – Applications. Documento eletrônico. Disponível em: <[https://en.wikipedia.org/wiki/Dirac\\_delta\\_function#Applications](https://en.wikipedia.org/wiki/Dirac_delta_function#Applications)>. Acesso em: 08 out. 2025.

## APÊNDICE A

**Conjunto completo de valores numéricos absolutos (média  $\pm$  desvio-padrão) correspondentes aos impactos totais dos eco-indicadores em todas as rotas de produção de PHB, obtidos através de simulação de Monte Carlo com  $n = 10000$  amostras.**

	PHB				Unidade
	1ª geração	2ª geração	3ª geração	4ª geração	
<b>A</b>	53,6 $\pm$ 5,0	53,5 $\pm$ 5,0	17,8 $\pm$ 4,9	30,8 $\pm$ 5,0	molc H <sup>+</sup>
<b>MC</b>	17,8 $\pm$ 16,2	223,5 $\pm$ 16,2	51,6 $\pm$ 16,1	70,1 $\pm$ 16,2	10 <sup>2</sup> kg CO <sub>2</sub> eq
<b>ETAD</b>	6,9 $\pm$ 1,6	17,0 $\pm$ 1,6	6,3 $\pm$ 1,6	7,1 $\pm$ 1,6	10 <sup>4</sup> CTUe
<b>EAD</b>	11,5 $\pm$ 3,6	464,7 $\pm$ 3,6	10,0 $\pm$ 3,6	13,3 $\pm$ 3,6	10 <sup>-1</sup> kg P eq
<b>UT</b>	177,4 $\pm$ 15,7	5474,0 $\pm$ 15,7	52,4 $\pm$ 15,6	76,0 $\pm$ 15,7	10 <sup>2</sup> kg C deficit
<b>EM</b>	190,1 $\pm$ 9,5	465,5 $\pm$ 9,6	32,1 $\pm$ 9,5	40,3 $\pm$ 9,6	10 <sup>-1</sup> kg N eq
<b>DO</b>	27,2 $\pm$ 4,7	74,4 $\pm$ 4,7	22,6 $\pm$ 4,6	25,0 $\pm$ 4,7	10 <sup>-5</sup> kg CFC-11 eq
<b>ET</b>	193,1 $\pm$ 9,4	157,2 $\pm$ 9,4	32,1 $\pm$ 9,3	74,2 $\pm$ 9,4	molc N eq
<b>TH</b>	20,6 $\pm$ 2,4	14,5 $\pm$ 2,4	12,0 $\pm$ 2,4	14,9 $\pm$ 2,4	10 <sup>-4</sup> CTUh
<b>THc</b>	4,2 $\pm$ 1,0	11,0 $\pm$ 1,0	3,5 $\pm$ 1,0	4,3 $\pm$ 1,0	10 <sup>-4</sup> CTUh
<b>THnc</b>	16,4 $\pm$ 2,2	3,5 $\pm$ 2,2	8,5 $\pm$ 2,2	10,6 $\pm$ 2,2	10 <sup>-4</sup> CTUh
<b>MP</b>	51,3 $\pm$ 7,2	87,0 $\pm$ 7,2	28,3 $\pm$ 7,2	39,2 $\pm$ 7,2	10 <sup>-1</sup> kg PM <sub>2.5</sub> eq
<b>ERH</b>	4,3 $\pm$ 1,1	13,5 $\pm$ 1,2	3,9 $\pm$ 1,2	3,9 $\pm$ 1,2	10 <sup>1</sup> m <sup>3</sup> water eq
<b>CEDnr</b>	7,1 $\pm$ 2,0	11,3 $\pm$ 2,0	6,5 $\pm$ 2,0	7,4 $\pm$ 2,0	10 <sup>4</sup> MJ
<b>CEDnrF</b>	6,6 $\pm$ 2,0	9,6 $\pm$ 2,0	6,1 $\pm$ 2,0	7,0 $\pm$ 2,0	10 <sup>4</sup> MJ
<b>CEDnrB</b>	150,2 $\pm$ 0,8	973,5 $\pm$ 0,8	200,4 $\pm$ 0,8	202,9 $\pm$ 0,8	10 <sup>1</sup> MJ
<b>CEDnrN</b>	3,4 $\pm$ 1,0	6,9 $\pm$ 1,0	3,3 $\pm$ 1,0	3,8 $\pm$ 1,0	10 <sup>3</sup> MJ
<b>CEDr</b>	99,6 $\pm$ 3,3	75,9 $\pm$ 3,3	11,2 $\pm$ 3,3	12,6 $\pm$ 3,3	10 <sup>3</sup> MJ
<b>CEDrB</b>	90,3 $\pm$ 0,6	64,3 $\pm$ 0,6	2,0 $\pm$ 0,6	3,0 $\pm$ 0,6	10 <sup>3</sup> MJ
<b>CEDrH</b>	8,9 $\pm$ 3,3	10,6 $\pm$ 3,3	8,8 $\pm$ 3,3	9,1 $\pm$ 3,2	10 <sup>3</sup> MJ
<b>CEDrESG</b>	4,3 $\pm$ 1,2	9,7 $\pm$ 1,2	4,1 $\pm$ 1,2	5,0 $\pm$ 1,2	10 <sup>2</sup> MJ

## APÊNDICE B

Resultados de impacto ecológico relativo da produção de PHB, por biomassa, indicador e etapa do processo - obtenção de biomassa (O), fermentação de biomassa (F), uso de água (UA), recuperação de PHBV (R) -, destacando gargalos em laranja e sumidouros em verde.

Indicador	PHB de 1ª geração				PHB de 2ª geração			
	O	F	UA	R	O	F	UA	R
A	72,14	22,12	0,94	4,81	72,08	22,17	0,94	4,81
MC	-600,91	564,54	0,42	120,39	81,38	15	0,42	3,2
ETAD	12,57	69,83	1,13	14,47	68,41	25,23	1,13	5,23
EAD	16,75	68,32	0,11	9,24	98,37	1,34	0,11	0,18
UT	75,53	19,69	0,02	4,07	99,26	0,6	0,02	0,12
EM	86,46	10,79	0,2	2,24	94,6	4,3	0,2	0,9
DO	19,72	50,46	3,04	20,71	73,22	16,83	3,04	6,91
ET	86,64	10,6	0,6	2,28	83,44	13,14	0,6	2,82
TH	53,97	35,94	24,23	7,12	72,28	17,07	6,74	3,91
MP	50,97	38,18	0,96	9,14	72,51	21,41	0,96	5,12
ERH	9,96	33,38	14,32	7,1	73,97	9,65	14,32	2,06
CEDnr	9,96	71,12	1,32	16,84	42,87	45,12	1,32	10,69
CEDr	98,28	1,44	0,04	0,25	97,58	2,03	0,04	0,35
	PHB de 3ª geração				PHB de 4ª geração			
	O	F	UA	R	O	F	UA	R
A	0,02	79,39	3,35	17,24	48,72	40,72	1,72	8,84
MC	0,02	80,53	2,28	17,17	32,31	54,52	1,54	11,63
ETAD	0,04	79,84	3,58	16,55	14,51	68,28	3,06	14,15
EAD	0,02	82,05	6,84	11,1	31,05	56,58	4,71	7,66
UT	0,09	80,41	2,9	16,6	37,1	50,62	1,83	10,45
EM	0,03	79,68	3,75	16,54	25,27	59,56	2,8	12,37
DO	0,02	62,83	11,36	25,79	11,4	55,69	10,06	22,85
ET	0,03	79,32	3,62	17,02	62,99	29,37	1,34	6,3
TH	0,03	78,05	6,45	15,47	24,05	59,3	4,9	11,75
MP	0,04	77,84	3,48	18,65	33,19	52,03	2,33	12,45
ERH	0,85	36,76	54,57	7,82	1,1	36,67	54,43	7,8
CEDnr	0,02	78,97	2,31	18,7	15,61	66,65	1,95	15,79
CEDr	0	79,33	1,11	19,56	3,05	76,91	1,08	18,96

### APÊNDICE C

Conjunto completo de valores numéricos absolutos (média  $\pm$  desvio-padrão) correspondentes aos impactos totais dos eco-indicadores na rota de produção de PHB e PHBV a partir de biomassa de 3ª geração.

	PHB 3G	PHBV 3G	Unidade
<b>A</b>	17,8 $\pm$ 4,9	21,5 $\pm$ 4,9	molc H <sup>+</sup>
<b>MC</b>	51,6 $\pm$ 16,1	63,7 $\pm$ 16,2	10 <sup>2</sup> kg CO <sub>2</sub> eq
<b>ETAD</b>	6,3 $\pm$ 1,6	7,6 $\pm$ 1,6	10 <sup>4</sup> CTUe
<b>EAD</b>	10,0 $\pm$ 3,6	12,7 $\pm$ 3,6	10 <sup>-1</sup> kg P eq
<b>UT</b>	52,4 $\pm$ 15,6	73,9 $\pm$ 15,6	10 <sup>2</sup> kg C deficit
<b>EM</b>	32,1 $\pm$ 9,5	39,7 $\pm$ 9,5	10 <sup>-1</sup> kg N eq
<b>DO</b>	22,6 $\pm$ 4,6	39,4 $\pm$ 4,7	10 <sup>-5</sup> kg CFC-11 eq
<b>ET</b>	32,1 $\pm$ 9,3	40,0 $\pm$ 9,3	molc N eq
<b>TH</b>	12,0 $\pm$ 2,4	14,7 $\pm$ 2,4	10 <sup>-4</sup> CTUh
<b>THc</b>	3,5 $\pm$ 1,0	4,3 $\pm$ 1,0	10 <sup>-4</sup> CTUh
<b>THnc</b>	8,5 $\pm$ 2,2	10,4 $\pm$ 2,2	10 <sup>-4</sup> CTUh
<b>MP</b>	28,3 $\pm$ 7,2	32,7 $\pm$ 7,1	10 <sup>-1</sup> kg PM <sub>2.5</sub> eq
<b>ERH</b>	3,9 $\pm$ 1,2	4,1 $\pm$ 1,2	10 <sup>1</sup> m <sup>3</sup> water eq
<b>CEDnr</b>	6,5 $\pm$ 2,0	7,7 $\pm$ 2,0	10 <sup>4</sup> MJ
<b>CEDnrF</b>	6,1 $\pm$ 2,0	7,3 $\pm$ 2,0	10 <sup>4</sup> MJ
<b>CEDnrB</b>	200,4 $\pm$ 0,8	222,6 $\pm$ 0,8	10 <sup>1</sup> MJ
<b>CEDnrN</b>	3,3 $\pm$ 1,0	4,3 $\pm$ 1,0	10 <sup>3</sup> MJ
<b>CEDr</b>	11,2 $\pm$ 3,3	13,0 $\pm$ 3,3	10 <sup>3</sup> MJ
<b>CEDrB</b>	2,0 $\pm$ 0,6	2,2 $\pm$ 0,6	10 <sup>3</sup> MJ
<b>CEDrH</b>	8,8 $\pm$ 3,3	10,1 $\pm$ 3,3	10 <sup>3</sup> MJ
<b>CEDrESG</b>	4,1 $\pm$ 1,2	6,0 $\pm$ 1,2	10 <sup>2</sup> MJ

## APÊNDICE D

**Conjunto completo de valores numéricos absolutos (média ± desvio-padrão) correspondentes aos impactos totais dos eco-indicadores na produção de garrafas de PHB, PHBV, HDPE de fonte fóssil, e HDPE de fonte renovável, considerando fins-de-vida de compostagem aeróbia industrial, aterro sanitário, e lixão a céu aberto.**

	PHB CAI	PHB AS	PHBV CAI	PHBV AS	HDPE AS	HDPE LACA	HDPEr AS	HDPEr LACA	Unidade
<b>A</b>	65,9 ± 12,3	66,1 ± 12,5	75,1 ± 12,3	75,3 ± 12,4	45,5 ± 0,0	45,2 ± 0,0	45,1 ± 0,4	44,8 ± 0,4	10 <sup>-5</sup> molc H+
<b>MC</b>	17,0 ± 4,0	17,3 ± 4,1	20,0 ± 4,0	20,2 ± 4,0	10,0 ± 0,0	10,0 ± 0,0	12,7 ± 0,1	12,7 ± 0,1	10 <sup>-2</sup> kg CO <sub>2</sub> eq
<b>ETAD</b>	19,4 ± 4,0	30,5 ± 4,0	22,8 ± 4,0	33,9 ± 4,0	19,7 ± 0,0	19,3 ± 0,0	22,2 ± 0,4	21,8 ± 0,4	10 <sup>-1</sup> CTUe
<b>EAD</b>	48,2 ± 8,9	48,3 ± 9,1	55,0 ± 8,9	55,0 ± 9,0	33,9 ± 0,0	33,9 ± 0,0	35,2 ± 0,1	35,1 ± 0,1	10 <sup>-6</sup> kg P eq
<b>UT</b>	17,7 ± 3,9	18,1 ± 4,0	23,0 ± 3,9	23,4 ± 3,9	84,0 ± 0,0	81,0 ± 0,0	13,0 ± 0,1	12,8 ± 0,1	10 <sup>-2</sup> kg C deficit
<b>EM</b>	12,3 ± 2,4	17,6 ± 2,4	14,2 ± 2,4	19,5 ± 2,4	14,4 ± 0,0	14,1 ± 0,0	14,7 ± 0,1	14,4 ± 0,1	10 <sup>-5</sup> kg N eq
<b>DO</b>	69,2 ± 11,6	69,7 ± 11,8	110,9 ± 11,7	111,5 ± 11,7	25,9 ± 0,0	25,3 ± 0,0	78,0 ± 0,4	77,3 ± 0,4	10 <sup>-10</sup> kg CFC-11 eq
<b>ET</b>	121,3 ± 23,2	122,3 ± 23,6	140,8 ± 23,3	141,5 ± 23,3	92,2 ± 0,0	91,3 ± 0,0	95,1 ± 0,7	94,2 ± 0,7	10 <sup>-5</sup> molc N eq
<b>TH</b>	43,0 ± 5,9	61,4 ± 6,0	49,6 ± 6,0	68,0 ± 6,0	42,9 ± 0,0	45,4 ± 0,0	45,8 ± 2,0	48,4 ± 2,0	10 <sup>-9</sup> CTUh
<b>TH cancer</b>	121,2 ± 24,3	122,5 ± 24,7	141,0 ± 24,5	142,6 ± 24,5	77,1 ± 0,0	76,4 ± 0,0	85,5 ± 0,4	84,7 ± 0,4	10 <sup>-10</sup> CTUh
<b>TH non cancer</b>	30,8 ± 5,4	49,2 ± 5,5	35,5 ± 5,4	53,8 ± 5,4	35,2 ± 0,0	37,8 ± 0,0	37,3 ± 0,2	39,9 ± 0,2	10 <sup>-9</sup> CTUh
<b>MP</b>	10,7 ± 1,8	10,8 ± 1,8	11,8 ± 1,8	11,8 ± 1,8	6,5 ± 0,0	6,5 ± 0,0	6,2 ± 0,1	6,2 ± 0,1	10 <sup>-5</sup> kg PM <sub>2.5</sub> eq
<b>ERH</b>	12,1 ± 2,9	12,1 ± 2,9	12,5 ± 2,9	12,6 ± 2,9	3,3 ± 0,0	3,2 ± 0,0	3,6 ± 0,1	3,5 ± 0,1	10 <sup>-4</sup> m <sup>3</sup> <sub>eq</sub> água
<b>CEDnr</b>	22,4 ± 5,0	22,4 ± 4,9	25,7 ± 4,9	25,7 ± 4,9	26,2 ± 0,0	26,1 ± 0,0	20,0 ± 0,1	20,0 ± 0,1	10 <sup>-1</sup> MJ
<b>CEDnrF</b>	20,3 ± 4,9	20,2 ± 4,9	23,3 ± 4,9	23,3 ± 4,9	24,2 ± 0,0	24,1 ± 0,0	18,3 ± 0,1	18,2 ± 0,1	10 <sup>-1</sup> MJ
<b>CEDnrB</b>	5,2 ± 1,9	5,2 ± 1,9	5,8 ± 1,9	5,8 ± 1,9	0,3 ± 0,0	0,3 ± 0,0	1,5 ± 0,2	1,5 ± 0,2	10 <sup>-4</sup> MJ
<b>CEDnrN</b>	21,4 ± 2,4	21,5 ± 2,4	24,1 ± 2,4	24,1 ± 2,4	19,8 ± 0,0	19,8 ± 0,0	17,6 ± 0,3	17,6 ± 0,3	10 <sup>-2</sup> MJ
<b>CEDr</b>	38,6 ± 8,2	38,7 ± 8,2	42,8 ± 8,3	42,7 ± 8,3	13,2 ± 0,0	13,0 ± 0,0	18,8 ± 0,9	18,7 ± 0,9	10 <sup>-2</sup> MJ
<b>CEDrB</b>	9,4 ± 1,5	9,4 ± 1,5	10,0 ± 1,5	10,0 ± 1,5	0,5 ± 0,0	0,5 ± 0,0	5,70 ± 0,1	5,7 ± 0,1	10 <sup>-2</sup> MJ
<b>CEDrH</b>	26,4 ± 8,1	26,5 ± 8,1	29,6 ± 8,2	29,5 ± 8,2	5,8 ± 0,0	5,7 ± 0,0	10,8 ± 0,9	10,7 ± 0,9	10 <sup>-2</sup> MJ
<b>CEDrESG</b>	28,0 ± 2,9	28,0 ± 2,9	32,0 ± 3,0	32,0 ± 2,9	21,0 ± 0,0	21,0 ± 0,0	23,0 ± 0,3	23,0 ± 0,3	10 <sup>-3</sup> MJ

## APÊNDICE E

**Conjunto completo de valores numéricos absolutos (%) correspondentes aos impactos relativos dos gargalos nos eco-indicadores da produção de garrafas de PHB, PHBV, HDPE de fonte fóssil, e HDPE de fonte renovável, considerando fins-de-vida de compostagem aeróbia industrial (CAI), aterro sanitário (AS), e lixão a céu aberto (LACA).**

	PHB CAI	PHB AS	PHBV CAI	PHBV AS	HDPE AS	HDPE LACA	HDPEr AS	HDPEr LACA
<b>A</b>	38,43	38,26	32,99	32,87	51,90	52,17	51,48	51,75
<b>MC</b>	34,37	33,84	28,27	27,91	56,23	56,15	65,59	65,51
<b>ETAD</b>	31,62	40,55	32,44	36,01	56,35	55,29	49,98	48,91
<b>EAD</b>	55,37	55,31	47,75	47,70	68,87	68,96	66,44	66,52
<b>UT</b>	31,43	30,59	26,66	26,14	55,30	57,13	61,33	62,62
<b>EM</b>	40,86	33,84	34,62	30,23	37,28	36,11	36,53	35,37
<b>DO</b>	21,03	29,68	41,13	40,87	48,89	50,14	83,02	83,72
<b>ET</b>	39,96	39,63	33,60	33,36	54,24	54,75	55,65	56,17
<b>TH</b>	36,38	40,76	30,94	36,92	52,09	55,43	49,13	52,48
<b>MP</b>	39,86	39,74	35,65	35,56	56,84	57,08	59,44	59,71
<b>ERH</b>	43,04	43,00	41,28	41,24	70,10	70,33	64,32	64,51
<b>CEDnr</b>	35,42	35,28	30,07	29,97	79,33	79,54	72,65	72,92
<b>CEDr</b>	76,11	76,08	67,03	67,01	76,46	76,56	59,10	59,14

## APÊNDICE F

**Cálculo da área de sobreposição por integração trapezoidal a partir de simulação de Monte Carlo para a análise estatística da significância das diferenças de impacto ambiental entre gerações de PHB, PHBV e cenários de fim-de-vida para impactos totais de eco-indicadores avaliados.**

Iniciamos o programa\*\* definindo  $(A, B, C, D)$ , os parâmetros característicos das curvas normais a serem comparadas a partir dos resultados da simulação de Monte Carlo.

```
mu1, sigma1 = A, B
mu2, sigma2 = C, D
```

Após importar as bibliotecas necessárias à simulação numérico-estatística a ser realizada, podemos definir as curvas normais desejadas dentro de um intervalo razoável ( $4\sigma > 99,99\%$ ) [95]:

```
import numpy as np
import matplotlib.pyplot as plt
from scipy.stats import norm
x = np.linspace(min(mu1, mu2) - 4*max(sigma1, sigma2),
                max(mu1, mu2) + 4*max(sigma1, sigma2),
                1000)
pdf1 = norm.pdf(x, mu1, sigma1)
pdf2 = norm.pdf(x, mu2, sigma2)
```

Plotamos agora em gráfico as distintas curvas e a área da sobreposição entre elas, calculada por uma integral numérica trapezoidal:

$$\int_a^b f(x)dx \approx \Delta x * \left( \frac{f(a) + f(b)}{2} + \sum_{k=1}^{N-1} f\left(a + k \frac{b-a}{N}\right) \right)$$

---

\*\* Disponível via solicitação em:

<https://colab.research.google.com/drive/1pWHRk0z7oesc7rhw1UUtDs77SiOwXUB5>.

Cujo erro de aproximação [96], para  $N = 1000$ , é da ordem de:

$$E \cong -\frac{(b-a)^2}{12N^2} [f'(b) - f'(a)] \propto \frac{1}{12N^2} \cong \frac{1}{12000000} \cong 0.00001\%$$

```

overlap = np.minimum(pdf1, pdf2)
total_overlap_area = np.trapezoid(overlap, x)
plt.figure(figsize=(8,5))
plt.plot(x, pdf1, label='Blue', color='blue')
plt.plot(x, pdf2, label='Red', color='red', linestyle='--')
plt.fill_between(x, overlap, color='purple', alpha=0.35,
                 label=f'Overlap Area = {total_overlap_area:.4f}')
plt.title('Sobreposição de Distribuições Normais')
plt.xlabel('Valor do Indicador de Impacto Ambiental')
plt.ylabel('Probabilidade')
plt.legend()
plt.grid(True, alpha=0.25)
plt.tight_layout()
plt.show()

```

O *output* do programa é uma imagem. Analisaremos agora as comparações feitas no decorrer do capítulo 4:

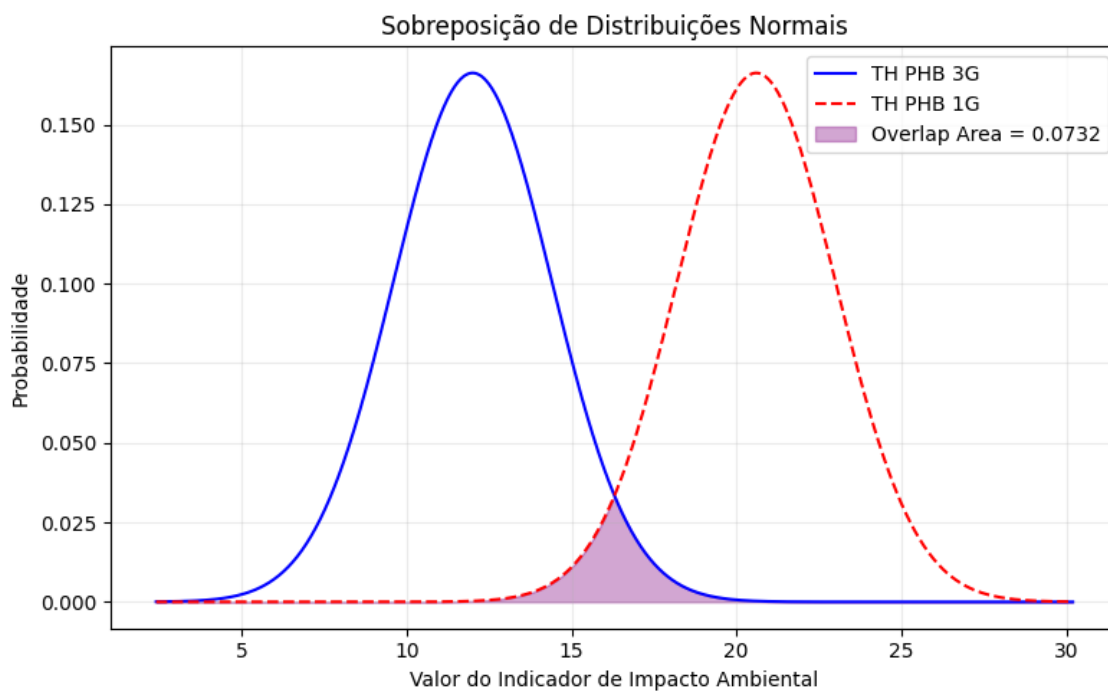


Figura F.1: Sobreposição de distribuições normais referentes ao indicador TH, comparando PHB de 1ª e 3ª gerações.

Para o indicador de impacto TH, há sobreposição de 7% das áreas das curvas referentes aos resultados dos PHB de 1ª e 3ª gerações; assim, podemos afirmar que é **pouquíssimo provável** a hipótese de que esse impacto do PHB de 1ª geração no indicador TH **não** seja maior que o impacto do PHB de 3ª geração, conforme afirmado anteriormente.

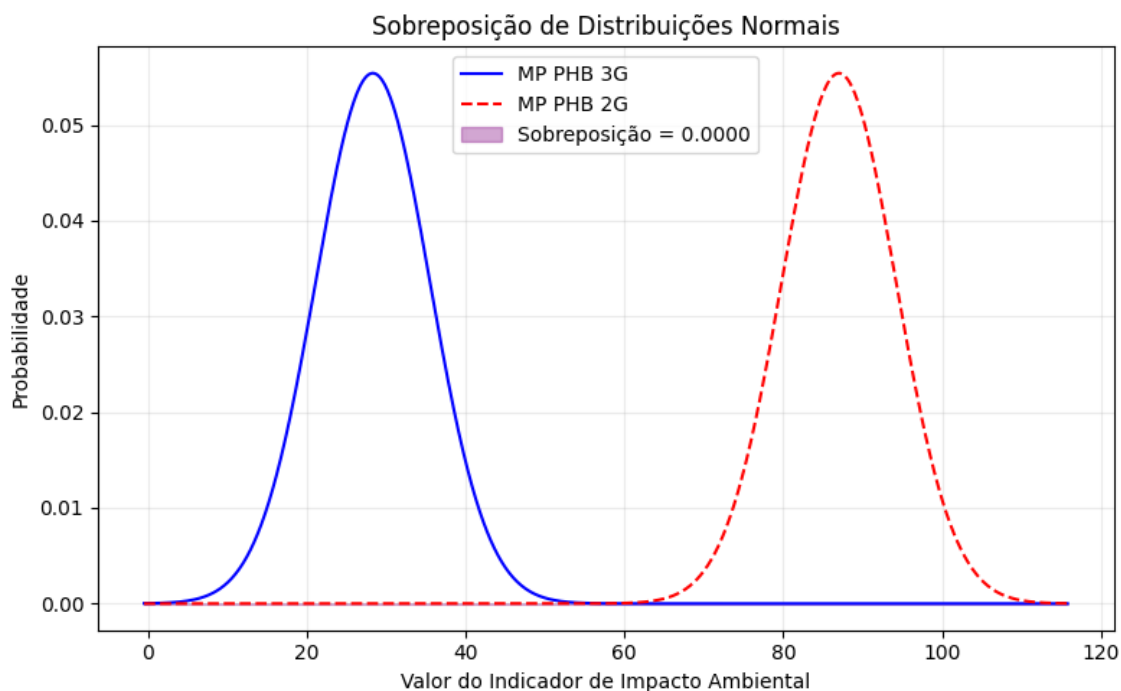


Figura F.2: Sobreposição de distribuições normais referentes ao indicador MP, comparando PHB de 2ª e 3ª gerações.

Para o indicador de impacto MP, há sobreposição de menos de 0,005% - menos de uma em 10 mil simulações - das áreas das curvas referentes aos resultados dos PHB de 2ª e 3ª gerações; assim, podemos afirmar que é **praticamente impossível** a hipótese de que o impacto do PHB de 2ª geração no indicador MP **não** seja maior que o impacto do PHB de 3ª geração, conforme afirmado previamente.

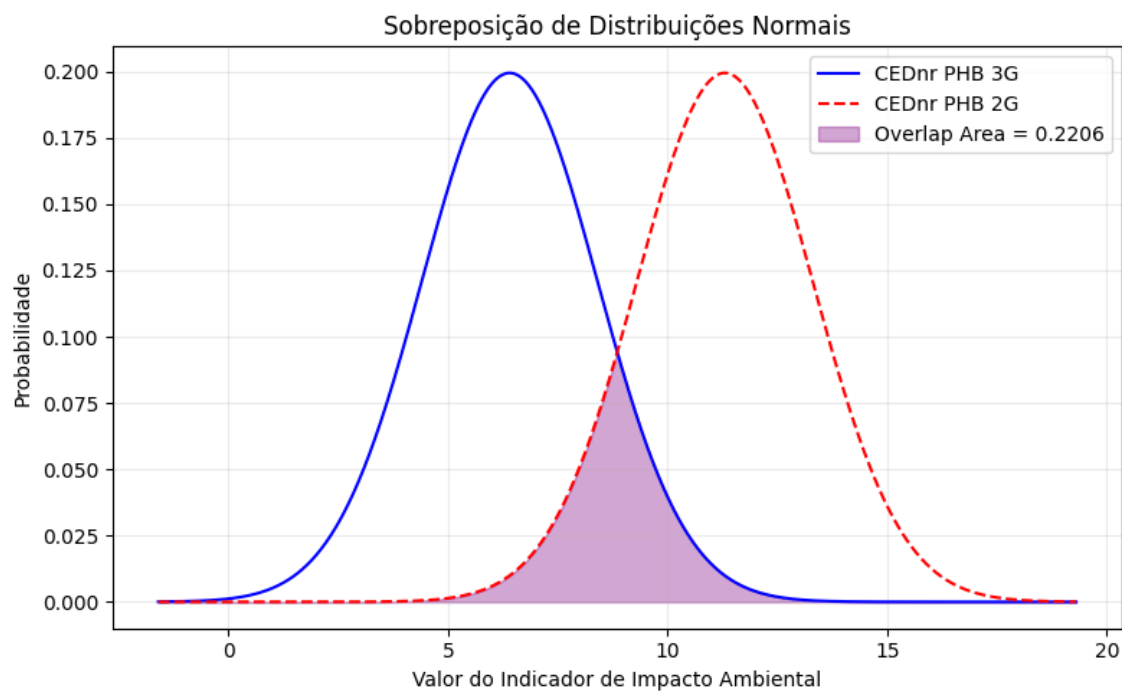


Figura F.3: Sobreposição de distribuições normais referentes ao indicador CEDnr, comparando PHB de 2ª e 3ª gerações.

Para o indicador de impacto CEDnr, há sobreposição de 22% das áreas das curvas referentes aos resultados dos PHB de 2ª e 3ª gerações; assim, podemos afirmar que é **pouco provável** a hipótese de que o impacto do PHB de 2ª geração no indicador CEDnr **não** seja maior que o impacto do PHB de 3ª geração, conforme afirmado previamente.

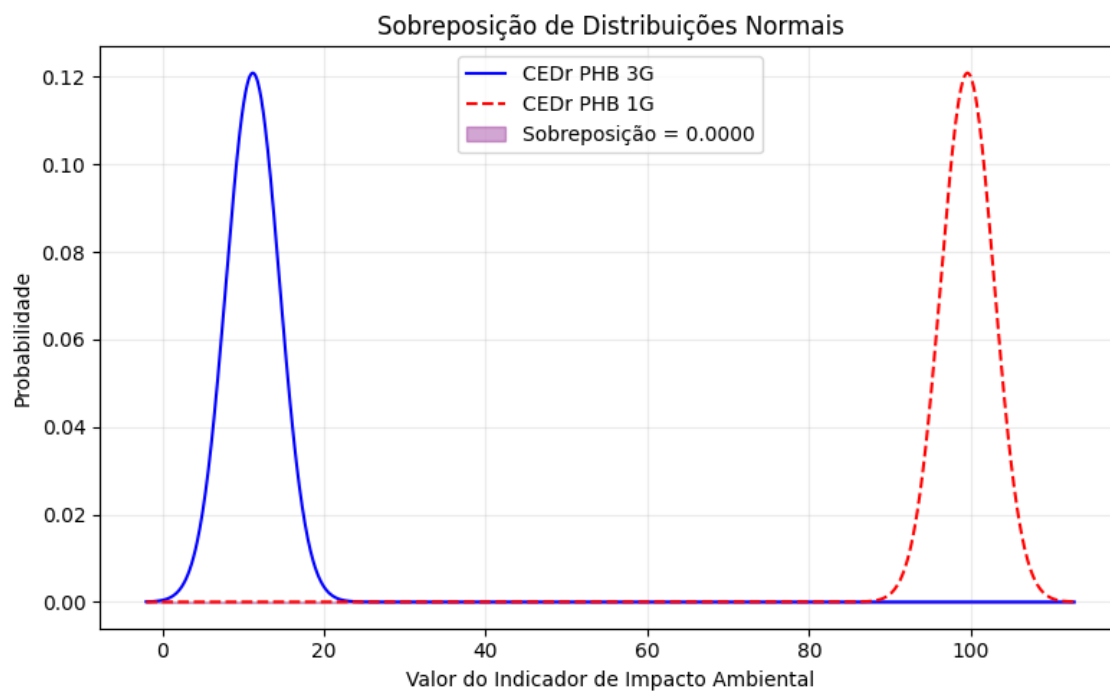


Figura F.4: Sobreposição de distribuições normais referentes ao indicador CEDr, comparando PHB de 2<sup>a</sup> e 3<sup>a</sup> gerações.

Para o indicador de impacto CEDr, há sobreposição de menos de 0,005% das áreas das curvas referentes aos resultados dos PHB de 1<sup>a</sup> e 3<sup>a</sup> gerações; assim, podemos afirmar que é **praticamente impossível** a hipótese de que o impacto do PHB de 1<sup>a</sup> geração no indicador CEDr **não** seja maior que o impacto do PHB de 3<sup>a</sup> geração, conforme afirmado previamente.

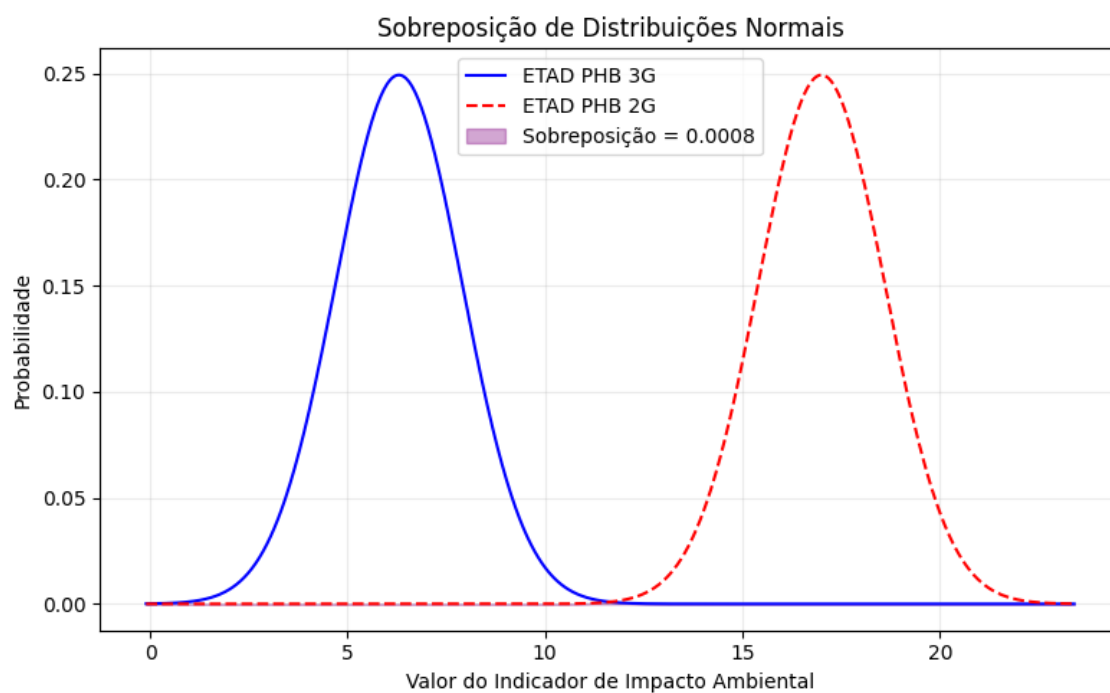


Figura F.5: Sobreposição de distribuições normais referentes ao indicador ETAD, comparando PHB de 2ª e 3ª gerações.

Para o indicador de impacto ETAD, há sobreposição de 0,08% das áreas das curvas referentes aos resultados dos PHB de 2ª e 3ª gerações; assim, podemos afirmar que é **praticamente impossível** a hipótese de que o impacto do PHB de 2ª geração no indicador ETAD **não** seja maior que o impacto do PHB de 3ª geração, conforme afirmado previamente.

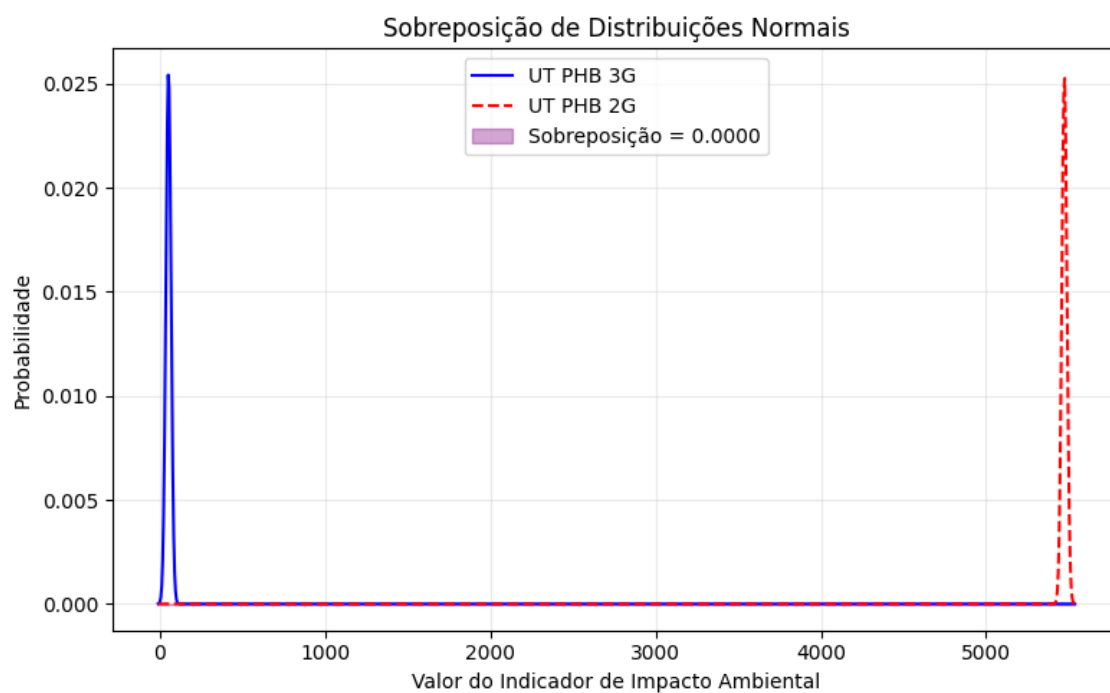


Figura F.6: Sobreposição de distribuições normais referentes ao indicador UT, comparando PHB de 2ª e 3ª gerações.

Para o indicador de impacto UT, há sobreposição de menos de 0,005% das áreas das curvas referentes aos resultados dos PHB de 2ª e 3ª gerações; assim, podemos afirmar que é **praticamente impossível** a hipótese de que o impacto do PHB de 2ª geração no indicador UT **não** seja maior que o impacto do PHB de 3ª geração, conforme afirmado previamente.

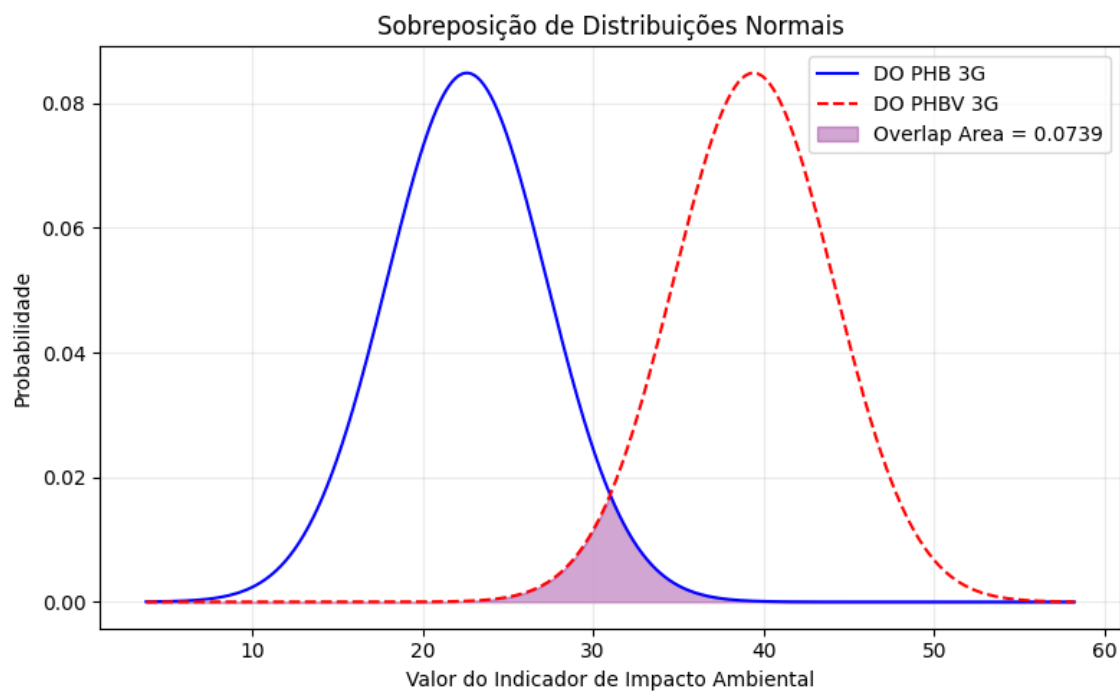


Figura F.7: Sobreposição de distribuições normais referentes ao indicador DO, comparando PHB e PHBV de 3ª geração.

Para o indicador de impacto DO, há sobreposição de 7% das áreas das curvas referentes aos resultados de PHB e PHBV de 3ª geração; assim, podemos afirmar que é **pouquíssimo provável** a hipótese de que esse impacto do PHB de 3ª geração no indicador DO **não** seja menor que o impacto do PHBV, conforme afirmado.

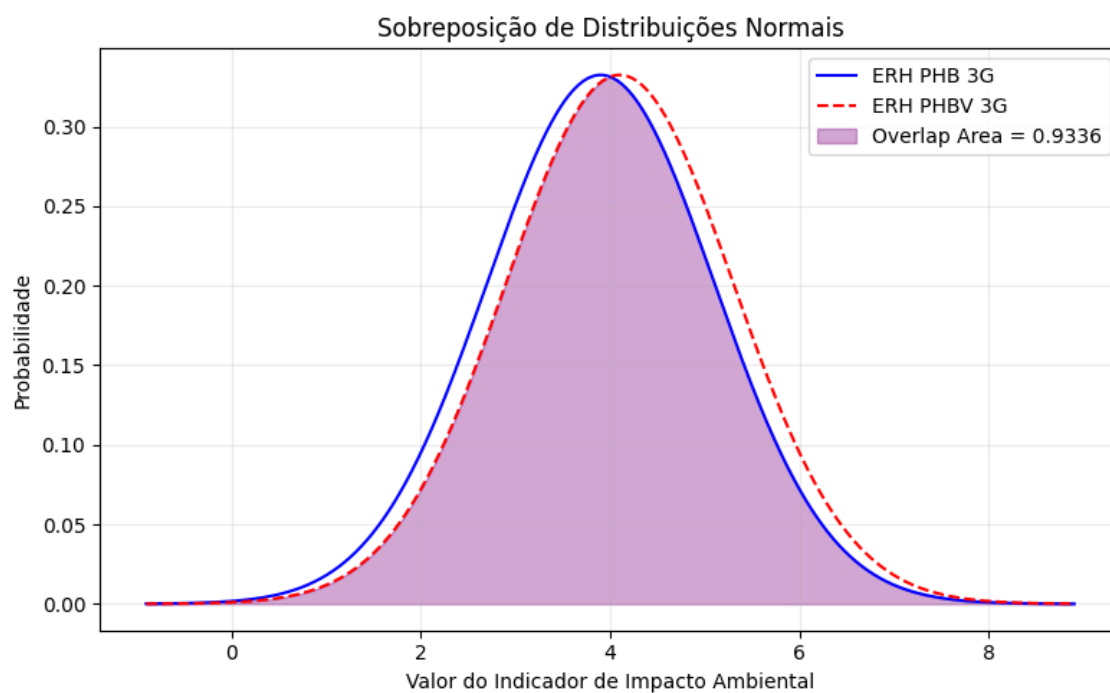


Figura F.8: Sobreposição de distribuições normais referentes ao indicador ERH, comparando PHB e PHBV de 3ª geração.

Para o indicador de impacto ERH, há sobreposição de 93% das áreas das curvas referentes aos resultados de PHB e PHBV de 3ª geração; assim, podemos afirmar que é **altamente provável** a hipótese de que esse impacto do PHB de 3ª geração no indicador ERH **não** seja menor que o impacto do PHBV, conforme afirmado.

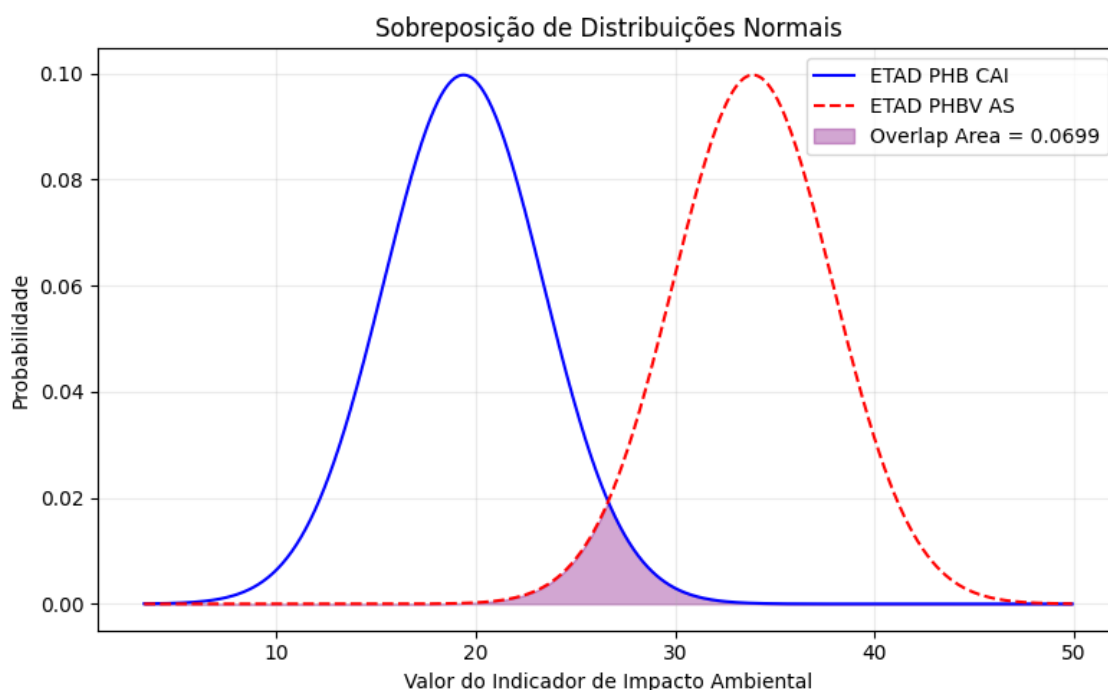


Figura F.9: Sobreposição de distribuições normais referentes ao indicador ETAD, comparando resultados de fins-de-vida de PHB em compostagem aeróbia industrial e PHBV em aterro sanitário.

Para o indicador de impacto ETAD, há sobreposição de 7% das áreas das curvas referentes aos resultados de fins-de-vida de garrafas de PHB em compostagem aeróbia industrial e de garrafas de PHBV em aterro sanitário; assim, podemos afirmar que é **pouquíssimo provável** a hipótese de que esse impacto do PHB em CAI no indicador ETAD **não** seja menor que o impacto do PHBV em AS, conforme afirmado.

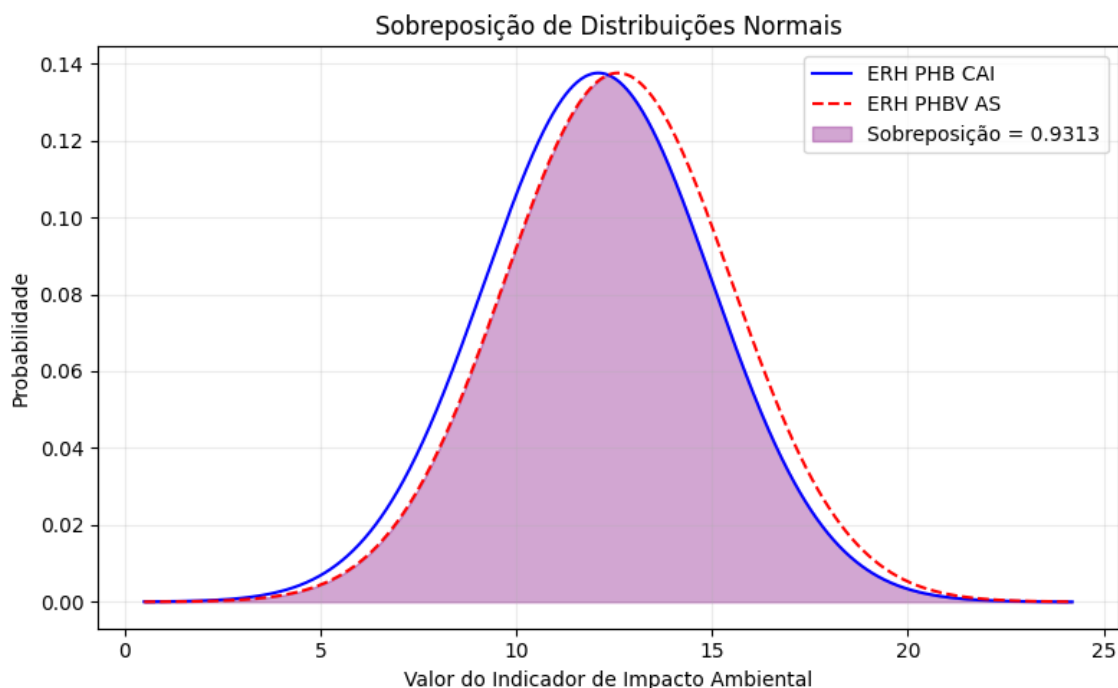


Figura F.10: Sobreposição de distribuições normais referentes ao indicador ERH, comparando resultados de fins-de-vida de PHB em compostagem aeróbia industrial e PHBV em aterro sanitário.

Para o indicador de impacto ERH, há sobreposição de 93% das áreas das curvas referentes aos resultados de fins-de-vida de garrafas de PHB em compostagem aeróbia industrial e de garrafas de PHBV em aterro sanitário; assim, podemos afirmar que é **altamente provável** a hipótese de que esse impacto do PHB em CAI no indicador ERH **não** seja menor que o impacto do PHBV em AS, conforme afirmado.

## APÊNDICE G

### Regra empírica 68-95-99,7.

Para um conjunto de dados aproximadamente normal [95], os valores dentro de três desvios-padrão representam cerca de 99,7% dos valores totais. As porcentagens apresentadas são probabilidades teóricas arredondadas, destinadas apenas a aproximar os dados empíricos derivados de uma população normal.

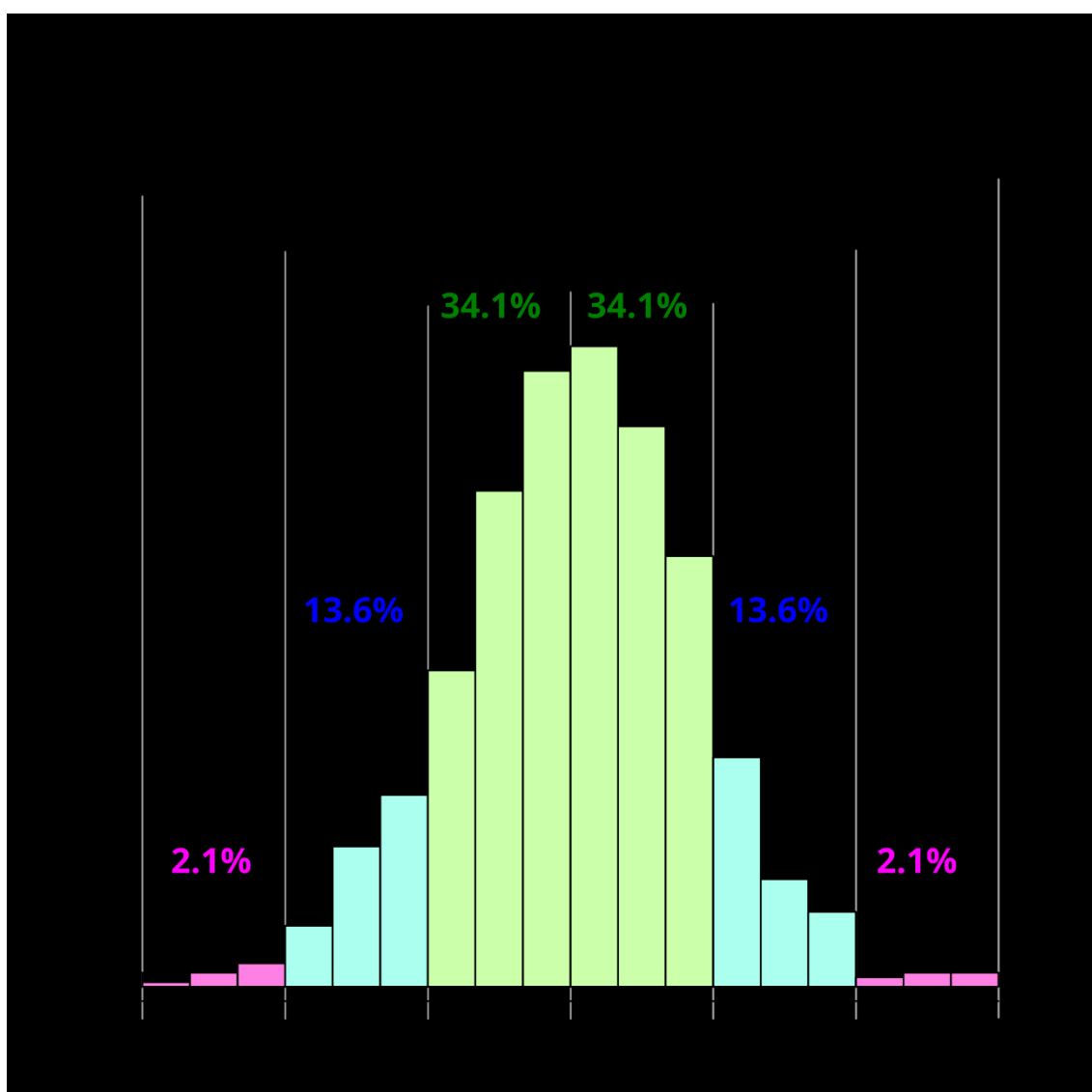


Figura F.1: Histograma demonstrativo da regra empírica 68-95-99,7. Adaptado de [95].

Temos que:

$$\Pr(\mu - n\sigma \leq X \leq \mu + n\sigma) = \int_{\mu - n\sigma}^{\mu + n\sigma} \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma} e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{x-\mu}{\sigma}\right)^2} dx$$

Efetuada a substituição  $z = \frac{x-\mu}{\sigma}$ ,  $dz = \frac{dx}{\sigma}$  chegamos em:

$$\Pr(\mu - n\sigma \leq X \leq \mu + n\sigma) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-n}^n e^{-\frac{z^2}{2}} dz$$

$$\Pr(\mu - \sigma \leq X \leq \mu + \sigma) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-1}^1 e^{-\frac{z^2}{2}} dz = 0,6826894921$$

$$\Pr(\mu - 2\sigma \leq X \leq \mu + 2\sigma) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-2}^2 e^{-\frac{z^2}{2}} dz = 0,9544997361$$

$$\Pr(\mu - 3\sigma \leq X \leq \mu + 3\sigma) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-3}^3 e^{-\frac{z^2}{2}} dz = 0,9973002039$$

$$\cong \frac{9973}{10000} = 1 - 0,27\%$$

Para valores dentro de quatro desvios-padrão, como aqueles dos gráficos no Apêndice E, o conjunto corresponde a cerca de 99,994%:

$$\Pr(\mu - 4\sigma \leq X \leq \mu + 4\sigma) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-4}^4 e^{-\frac{z^2}{2}} dz = 0,999936657516334$$

$$\cong \frac{9999}{10000} = 1 - 0,006\%.$$

Assim, se a média de um resultado está no intervalo três-sigma (dentro de três desvios-padrão de distância da média) de outro, então:

$$\mu_i - 3\sigma_i < \mu_j < \mu_i + 3\sigma_i, \quad \mu_j - 3\sigma_j < \mu_i < \mu_j + 3\sigma_j$$

$$-3\sigma_i < \mu_j - \mu_i < 3\sigma_i, \quad -3\sigma_j < \mu_i - \mu_j < 3\sigma_j$$

$$|\mu_j - \mu_i| < 3\sigma_i, \quad |\mu_i - \mu_j| < 3\sigma_j$$

$$|\mu_j - \mu_i| < 3 \min(\sigma_i \sigma_j)$$

Se um dos desvios-padrão - neste caso,  $\sigma_i$  - é nulo:

$$\mu_j - 3\sigma_j < \mu_i < \mu_j + 3\sigma_j$$

$$-3\sigma_j < \mu_i - \mu_j < 3\sigma_j$$

$$|\mu_i - \mu_j| < 3\sigma_j.$$

## APÊNDICE H

### Função delta de Dirac.

Na teoria da probabilidade e na estatística, a função delta de Dirac

$$\delta(x) = \begin{cases} +\infty, & x = \sigma \\ 0, & x \neq \sigma \end{cases}, \quad \int_{-\infty}^{+\infty} \delta(x) dx = 1$$

É usada para representar uma distribuição discreta via função de densidade de probabilidade (que normalmente é adequada para representar distribuições absolutamente contínuas) [97]. Um delta de Dirac deslocado  $\delta(x - \mu)$  pode ser pensado como o limite da sequência de distribuições normais  $f(x, \mu, \sigma^2)$  centradas na média com desvio-padrão tendendo a zero, conforme exibido na figura abaixo:

$$\delta(x - \mu) = \lim_{\sigma \rightarrow 0} f(x, \mu, \sigma^2) = \lim_{\sigma \rightarrow 0} \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma^2}} e^{-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}}$$

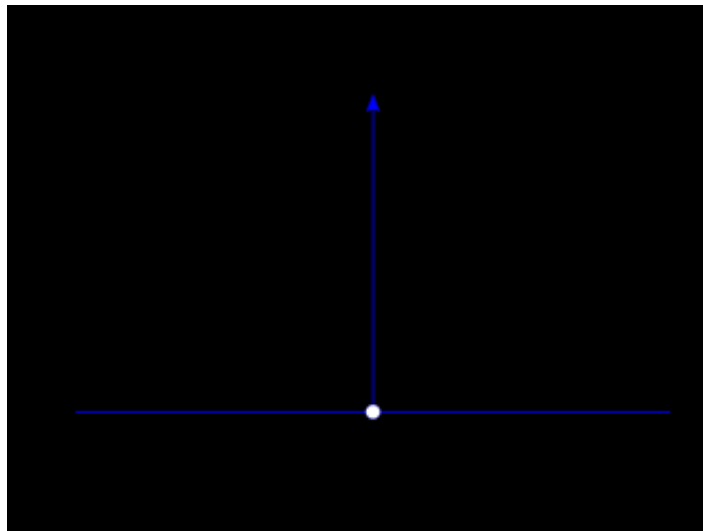


Figura G.1: Representação esquemática de um delta de Dirac centrado em zero ( $\mu = \sigma = 0$ ). Adaptado de [97].

Para as  $n$  iterações calculadas nas simulações de Monte Carlo, adotou-se  $n = 10000$  como suficientemente grande; assim, podemos pensa-lo como  $n \rightarrow \infty$ .

Do código apresentando no Apêndice F, temos que a área entre duas curvas normais comparadas é calculada pela fórmula:

$$A = \int_{-\infty}^{\infty} \min(CN_1, CN_2) dx$$

Mas como:

$$\min(\partial(x), CN_i(x)) = \begin{cases} CN_i(\sigma), & x = \sigma \\ 0, & x \neq \sigma \end{cases}$$

Então:

$$A = \int_{-\infty}^{\infty} \min(\partial(x), CN_i) dx = 0 + (\sigma - \sigma)CN_i(\sigma) = 0.$$