Universidade Federal do Rio de Janeiro
Escola de Química

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE EMBALAGENS DE ENTREGA DE COMIDA NO BRASIL

Beatriz Faria Montesanti
Giulia Côrte-Real Carelli

Trabalho de Conclusão do Curso de Engenharia Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro

Orientadores:
Bettina Susanne Hoffmann
Fabio de Almeida Oroski

Rio de Janeiro
2021

Estudo comparativo de embalagens plásticas e embalagens biodegradáveis de delivery de comida no Brasil por Avaliação de Ciclo de Vida (ACV)

Beatriz Faria Montesanti

Giulia Côrte-Real Carelli

Trabalho de Conclusão do Curso submetido ao Corpo Docente da Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau em Engenharia Química.

Aprovado por:

_____

Fernanda de Paula Dantas

_____

Isabelli Dias Bassin

Orientado por:

_____

Bettina Susanne Hoffmann

_____

Fabio de Almeida Oroski

Rio de Janeiro, RJ – Brasil

Novembro/2021

Agradecimentos

Este trabalho representa o fim de nossos estudos em Engenharia Química na UFRJ. Durante nossa formação, colecionamos diversas experiências e crescemos não só como profissionais, mas também como pessoas. Desenvolvemos habilidades técnicas, mas sobretudo habilidades de criatividade, comunicação e adaptabilidade, igualmente relevantes para nosso ingresso no meio profissional.

Inicialmente, agradecemos à instituição da Universidade Federal do Rio de Janeiro, a todo o corpo docente da Escola de Química e a todos os funcionários que mantém seu funcionamento. É um privilégio poder se formar em uma universidade pública de tamanha qualidade e reconhecimento e vivenciar um ambiente de compromisso com um ensino responsável, afetuoso e voltado para a inovação. Obrigada, especialmente, aos nossos orientadores, Susanne Hoffmann e Fábio Oroski, por aceitarem esse desafio e nos instruírem e guiarem ao longo do desenvolvimento desse projeto.

Estendemos esse agradecimento a nossa segunda universidade de formação, École Centrale Marseille, que nos acolheu rapidamente e expandiu nossas fronteiras e percepções de mundo. Durante nosso período na França pudemos desenvolver autonomia, independência e autoconhecimento, características que irão nos moldar para sempre.

De um ponto de vista pessoal, agradecemos nossas famílias por todos os valores e ensinamentos que nos foram passados ao longo de nossas vidas e que nos deram a coragem e ética necessárias para enfrentar todos os desafios desse percurso. Vocês são nosso alicerce e somos gratas por podermos compartilhar cada momento de nossas vidas com pessoas tão especiais. Obrigada também aos nossos amigos e namorados por estarem ao nosso lado a cada etapa, proporcionando todo o apoio e descontração necessários. Vocês são a família que nós escolhemos.

Por fim, agradecemos umas as outras, por toda a parceria e amizade que construímos nessa jornada, tornando-a muito mais leve e divertida. Após muitas noites sem dormir estudando para provas; após muitas BOOMs aproveitadas; após muitos choros e risadas compartilhadas, nos tornamos engenheiras químicas e generalistas, com a certeza de que cada momento valeu a pena. A partir de agora, assumiremos nossos próximos desafios com a responsabilidade, determinação e amor que foram nos ensinados ao longo dos últimos anos e com o compromisso de contribuir para um futuro mais sustentável.

Beatriz Montesanti & Giulia Carelli

Resumo

Em 2020, devido a crise sanitária, os restaurantes e a população se viram obrigados a desistir do atendimento presencial e se voltar para o *delivery* de alimentos. Esse mercado, que já estava em plena expansão, atingiu novos patamares com uma evolução de 27% no ano. Entretanto, esse crescimento se traduz no aumento do consumo de embalagens de uso único, sendo estas, usualmente de material plástico. Os plásticos convencionais são produzidos a partir de matérias-primas provenientes do petróleo, um recurso natural não renovável. No contexto atual de preocupação crescente com os impactos ambientais gerados, os biopolímeros são cada vez mais uma opção de substituição dos plásticos. Estes materiais são produzidos a partir de biomassa, uma matéria-prima renovável e, quando descartados em condições que favorecem o seu processo de decomposição, integram-se mais rapidamente à natureza do que os plásticos convencionais. No que se refere a estudos científicos de embalagens, uma das alternativas mais recentes no setor são os biopolímeros fabricados a partir do bagaço da cana-de-açúcar, espécie vegetal largamente cultivada e explorada em todo o Brasil. Com a introdução de novos produtos no mercado, torna-se relevante uma análise comparativa dos ciclos de vida, de maneira a evidenciar os impactos ambientais gerados em cada cadeia, possibilitando a escolha de um produto mais sustentável. Este estudo se propõe a realizar uma análise comparativa dos ciclos de vida de embalagens de *delivery* produzidas a partir de dois materiais distintos: o plástico polipropileno e o biopolímero de bagaço de cana-de-açúcar. Para realização da modelagem, foram utilizados o software *OpenLCA* e a base de dados *Ecoinvent* 2019. Inicialmente, foi definido como unidade funcional uma embalagem no formato de uma caixa de proporções 4 x 12 x 8 cm, o que corresponde a 15,8g de PP e 14,1g de biopolímero de bagaço. Em seguida, foram mapeados os fluxogramas de cada produto para auxiliar a etapa seguinte, de adaptação dos processos equivalentes da base utilizada. A modelagem levou em consideração uma produção totalmente nacional e com matriz energética 100% brasileira. Devido a esta premissa, os fluxos de locomoção e transporte foram considerados irrelevantes, pois seriam similares para ambos os produtos. Além disso, o processo de reciclagem de polipropileno não foi incluído no estudo, uma vez que o material reciclado ainda não é autorizado para contato com alimentos e, portanto, não seria reinserido na cadeia. O cenário brasileiro de descarte de resíduos sólidos foi retratado para ambos os materiais. Entretanto, um terceiro cenário foi analisado, considerando a política de descarte de resíduos orgânicos observada na Austrália com altas taxas em compostagem (58%). Finalmente, os resultados encontrados evidenciaram a embalagem de bagaço como material mais sustentável em 11 dos 12 impactos ambientais analisados, sendo a exceção apenas o consumo de água (19% superior para embalagens de bagaço). Todavia, os aspectos referentes a mudanças climáticas chamam atenção: a embalagem de bagaço, no cenário brasileiro de descarte, onde há priorização de aterros sanitários, apresenta uma pegada próxima a do PP, sendo apenas 7% inferior. Por outro lado, quando o cenário de descarte é alterado para o australiano, onde há priorização da compostagem, a embalagem de bagaço apresenta larga vantagem, sendo esta 44% inferior ao impacto gerado pelo PP. Portanto, evidencia-se a importância de políticas públicas adequadas para os resíduos orgânicos e a conscientização da população para suporte dessas políticas através de triagens do lixo domiciliar produzido.

Índice de figuras

Figura 1	Esquema de ciclo de vida de um produto.	15
Figura 2	Etapas do estudo de ACV.	20
Figura 3	Imagem representativa da embalagem escolhida e suas dimensões para modelagem no software OpenLCA,	22
Figura 4	Fluxograma da cadeia de valor do PP de uso único em ACV.	25
Figura 5	Fluxograma da cadeia de valor da embalagem de bagaço de cana de uso único em ACV.	27
Figura 6	Disposição de Plásticos segundo a literatura.	32
Figura 7	Representação esquemática de um mecanismo ambiental subjacente à modelagem Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida	38
Figura 8	Visão geral das categorias de impacto *Midpoint* que são abordadas no ReCiPe2016 e sua relação com as áreas de proteção *Endpoint*	39
Figura 9	Resultado dos 3 cenários propostos nas categorias de impacto *Midpoint* associadas a áreas de saúde humana da metodologia *Endpoint*	42
Figura 10	Resultado dos 3 cenários propostos nas categorias de impacto *Midpoint* associadas a áreas de biodiversidade da metodologia *Endpoint*	43
Figura 11	Resultado dos 3 cenários propostos nas categorias de impacto *Midpoint* associadas a áreas de depleção de recursos finitos da metodologia *Endpoint*	44
Figura 12	Resultado da contribuição de cada etapa do ciclo de vida da embalagem de polipropileno para os diferentes impactos ambientais *Midpoint*	45
Figura 13	Resultado da contribuição de cada etapa do ciclo de vida da embalagem de bagaço de cana-de-açúcar para os diferentes impactos ambientais *Midpoint*	45
Figura 14	Resultado comparativo entre as embalagens de polipropileno e dois cenários de bagaço de cana-de-açúcar para diferentes impactos *Midpoint*	47

Índice de tabelas

Tabela 1	Receita do segmento de delivery de comida nos principais países.	10
Tabela 2	Lista comparativa de embalagens de diferentes plásticos de uso único e seus impactos.	19
Tabela 3	Análise do inventário - Produção da embalagem de Polipropileno	34
Tabela 4	Análise do inventário - Descarte da embalagem de Polipropileno	35
Tabela 5	Análise do inventário – Produção da Embalagem de Bagaço de cana-de-açúcar	36
Tabela 6	Análise do inventário – Descarte da Embalagem de Bagaço de cana-de-açúcar	37
Tabela 7	Visão geral das categorias de impacto *Midpoint* e indicadores relacionados	40
Tabela 8	Visão geral das categorias de impacto E*ndpoint* e danos propostos pelo ReCipe 2016	41

Sumário

1 Introdução *7*

2 Revisão Bibliográfica *10*

2.1 Setor de *delivery* de comida no Brasil **10**

2.2 Setor de Embalagens de *Delivery* no Brasil **11**

2.2.1 Papel com filme de plástico laminado 11

2.2.2 Plástico 12

2.2.3 Bioplástico 13

2.3 Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) **16**

2.3.1 ACV para embalagens de delivery de alimentos 17

3 Metodologia *19*

3.1 Objetivo e Escopo **20**

3.1.1 Função do sistema, unidade funcional e fluxo de referência 21

3.1.2 Fronteiras 22

3.1.3 Alocação 23

3.1.4 Sistemas de Produto 23

3.2 Análise do Inventário **32**

3.2.1 Software e Base de Dados 32

3.2.2 Hipóteses 33

3.2.3 Modelagem 34

3.3 Avaliação dos Potenciais Impactos Ambientais **37**

4 Resultados e discussões *41*

4.1 Relevância dos impactos obtidos **41**

4.1.1 Saúde Humana 42

4.1.2 Biodiversidade 42

4.1.3 Escassez de recursos finitos 43

4.2 Análise de contribuição por etapa **44**

4.3 Comparação dos produtos **47**

5 Conclusão *49*

6 Referências bibliográficas *51*

1 Introdução

O aumento da penetração das redes de internet móvel impulsionou a digitalização do setor de serviços e a expansão global das transações comerciais eletrônicas. Os consumidores usam cada vez mais os serviços *online* à medida que os pagamentos eletrônicos se tornam mais confiáveis, os fornecedores mais diversificados e o tempo de entrega esperado cada vez menor. O crescente interesse do consumidor na conveniência, juntamente com a facilidade de acesso a *smartphones* contribuíram para o surgimento de um grande número de plataformas que oferecem diferentes serviços de entrega no Brasil (Pigatto et al., 2017).

Essas tecnologias desempenham um papel fundamental na revolução do serviço de entrega de comida no Brasil, ganhando força, especialmente, em um contexto de crise sanitária causada pela pandemia do vírus da COVID-19. O isolamento social e o extenso período de quarentena, forçaram uma aceleração na transformação digital no país, resultando no lançamento de variadas soluções no mercado de entrega de alimentos. A segurança, facilidade e o comodismo fizeram os consumidores voltarem-se para os serviços de entrega em diversos âmbitos do varejo e com o setor de alimentação, esta tendência não poderia ter seguido um caminho diferente. De acordo com o *Innova Market Insights*, 35% dos consumidores globais aumentaram o uso de *delivery* de comida a domicílio desde o surto do coronavírus. O Brasil está acima da média mundial, com mais da metade (52%) dos consumidores voltando-se para as compras *online* (Folha de São Paulo, 2020). Portanto, muitos consumidores e estabelecimentos comerciais de alimentos migraram para o uso de plataformas de entrega de comida: durante o período de quarentena, o uso desses aplicativos cresceu 9% em dias úteis e 10% nos finais de semana (Horta et al., 2020) em várias regiões do país, incluindo pequenas cidades com poucos recursos. Os serviços de entrega de comida passaram a ser um elemento rotineiro do estilo de vida brasileiro. Se, por um lado, o uso de aplicativos de *delivery* garantiu o acesso do consumidor a refeições prontas, por outro, permitiu que fornecedores de alimentos continuassem operando durante o isolamento social. Os 44,6 milhões de pedidos entregues em agosto de 2020 pelo *iFood*, empresa líder do setor na América Latina, ilustram esse cenário (em março de 2020, início da pandemia no Brasil, este número era de 30,6 milhões de pedidos). A demanda dos consumidores durante a pandemia também contribuiu para que novos negócios migrassem para o aplicativo. Em março, o *iFood* contava com 160 mil restaurantes registrados. Em agosto, o aplicativo já somava 236 mil estabelecimentos em sua plataforma (Economia Uol, 2020).

A adesão aos serviços de encomenda e a entrega de comida *online* cresce continuamente. Desse modo, é importante avaliar os impactos ambientais relacionados a esta atividade, sobretudo no quesito de geração de resíduos provenientes das embalagens de alimentos. Em 2020, em diferentes partes do mundo, o uso de embalagens descartáveis de alimentos de uso único aumentou devido à pandemia COVID-19, já que muitos consumidores acreditam que esta embalagem é mais segura e mais higiênica (Neo, 2020). Dessa forma, o medo de contrair o vírus Sars-CoV-2, impulsionou o uso de utensílios e embalagens descartáveis de alimentos.

É, portanto, evidente que o número crescente de usuários de plataformas de *delivery* de comida e a crise sanitária vigente se traduziram em um maior consumo de embalagens, dentre elas as embalagens plásticas. Segundo Statista, em 2020 essas embalagens foram responsáveis por 46% dos resíduos plásticos globais (Janairo et al., 2021). Portanto, uma das preocupações ambientais mais urgentes relacionadas ao expressivo aumento do *delivery* de comida *online* é o grande volume de resíduos plásticos gerados e suas alternativas de descarte pós consumo. A eficácia em que diferentes países lidam com o lixo plástico gerado pelo *delivery* de comida *online* depende de quão desenvolvida é sua infraestrutura de reciclagem e a velocidade com que esse setor cresce no país (Mirosa et al., 2020).

É importante ressaltar que o preço é um forte fator de decisão durante a navegação e escolha dos consumidores nas plataformas *online* de *delivery* de comida (Gunden et al., 2020). Nesse sentido, o fator econômico é um aspecto determinante para o restaurante na escolha da embalagem, visto que isso pode representar uma vantagem competitiva. Assim, para restaurantes que sobreviveram aos fechamentos prolongados devido aos bloqueios impostos pelo isolamento social, a escolha de utilizar embalagens sustentáveis, usualmente mais custosas, não é priorizada frente a necessidade de maximização da receita do estabelecimento. Por outro lado, existem pressões governamentais locais no Brasil que visam reduzir o uso de plásticos em estabelecimentos de alimentos, como é o caso da Lei Municipal nº 17.261, que entrou em vigor na cidade de São Paulo no dia 1º de janeiro de 2021, a qual proíbe estabelecimentos comerciais de fornecerem aos clientes “copos, pratos, talheres e agitadores para bebidas” de plástico, utensílios esses que devem, portanto, ser substituídos por similares de material biodegradável, compostável e/ou reutilizável a fim de permitir a sua reciclagem (*Brazilian Food Delivery Market Report*, 2020).

As embalagens de alimentos e bebidas se tornaram uma grande preocupação vis-à-vis seu impacto sobre o meio ambiente, uma vez que representam cerca de 70% do uso total de embalagens (Pongrácz, 2007) e passaram a se fazer cada vez mais presentes na rotina de milhões de brasileiros diariamente. Nesse sentido, o desenvolvimento de alternativas para embalagens de plástico surge como uma necessidade importante, com o intuito de mitigar os impactos ambientais das embalagens convencionais e diminuir a dependência de matéria-prima fóssil.

Neste contexto, para selecionar a opção ideal dentre os materiais de embalagens de alimentos disponíveis no mercado brasileiro, seja baseado em recursos fósseis ou de base biológica, é interessante pensar na metodologia de análise de ciclo de vida (ACV), que propõe o mapeamento de todas as etapas da produção de um produto, desde a sua produção, distribuição, uso e descarte, de maneira a identificar os impactos ambientais gerados por ele. Desse modo, faz-se possível a identificação de oportunidades de melhoria no processo e comparação dos diferentes materiais em relação aos seus impactos ao ecossistema local.

Este estudo se propõe a utilizar o método de avaliação do ciclo de vida (ACV) como uma ferramenta de análise para avaliação dos aspectos ambientais ao longo de toda cadeia, associados a dois tipos de embalagens de delivery de comida encontradas no Brasil. Para estreitar a discussão entre plásticos e materiais biodegradáveis, os casos escolhidos para o estudo foram a embalagem de polipropileno, plástico mais utilizado no setor alimentício, e a embalagem de bagaço de cana-de-açúcar, ainda pouco difusa, mas com uma grande promessa de ser um substituto mais sustentável das embalagens mais convencionais no Brasil. A partir dessa proposta, surgem objetivos específicos:

- Mapeamento do setor de comida e embalagens para delivery no Brasil;
- Identificação do cenário energético e de descarte de resíduos sólidos urbanos no Brasil.
- Determinação da rota tecnológica e unidade funcional utilizadas para a produção de cada embalagem;
- Comparação dos impactos ambientais das embalagens de PP e de bagaço de cana-de-açúcar

Esse trabalho está estruturado em 5 capítulos distintos. Neste capítulo 1, encontra-se a introdução, tratando-se das principais motivações para o desenvolvimento desse estudo. O capítulo 2 reporta uma revisão bibliográfica dos múltiplos temas envolvidos, como o panorama

de embalagens no Brasil e estudos já realizados sobre análise de ciclo de vida para embalagens. O capítulo 3 apresenta a metodologia adotada no estudo, assim como todas suas premissas e hipóteses. O capítulo 4 permite a exposição dos resultados encontrados e promove uma discussão analítica acerca destes. Por fim, o capítulo 5 descreve as conclusões desse estudo.

2 Revisão Bibliográfica

2.1 Setor de *delivery* de comida no Brasil

A ascensão do *delivery* de comida *online* é uma tendência global, com muitos países ao redor do mundo tendo pelo menos um principal *player* para encomendas e entrega de alimentos, mostrados na Tabela 1. A China lidera em participação de mercado para o delivery de comida *online*, seguido pelos EUA. Vale destacar que a Índia e o Brasil são considerados mercados emergentes, que apresentam rápido desenvolvimento (> 9% taxa de crescimento anual, CAGR) (Mirosa et al., 2020).

Tabela 1: Receita do segmento de delivery de comida nos principais países

País	Previsão de Receita em 2020 (em milhões US$)	Taxa de Crescimento Annual (CAGR 2020-2024)	Segmento de entregas mais relevante do mercado	Volume desse mercado em 2020 (em milhões US$)	Plataformas Líderes
China	51 514	7,0%	Plataforma-Consumidor	37708	Meituen, Eleme
EUA	26 527	5,1%	Restaurante-Consumidor	15631	Grubhub, Uber Eats, Doordash
India	10 196	9,5%	Restaurante-Consumidor	5401	Foodpanda, Swiggy, Zomato, Uber Eats
Reino Unido	5 988	6,5%	Restaurante-Consumidor	4115	Just Eat, Food Hub, Deliveroo, Hungry House
Brasil	3 300	9,5%	Restaurante-Consumidor	2033	iFood, HelloFood

Fonte: adaptado de Li, C.; Mirosa, M.; Bremer, P. Review of Online Food Delivery Platforms and their Impacts on Sustainability. Sustainability 2020, 12, 5528.

O mercado de entrega de alimentos existe no Brasil desde meados de 2007, mas foi em 2011 que a maior *foodtech*[1] da América Latina, o *iFood*, nasceu fora do mundo digital com um guia impresso de cardápios e uma central telefônica para onde o consumidor ligava e fazia o seu pedido (Site institucional *iFood*, 2021). Em 2012, lançou-se o primeiro aplicativo de entrega desenvolvido pela *iFood*.

[1] O termo *foodtech* é a junção dos termos ingleses comida e tecnologia, de modo que esta última é incorporada em processos que acompanham toda a cadeia de alimentação, desde agricultura, distribuição, venda, consumo, serviço e reciclagem.

Por volta de 2014, os principais concorrentes da *iFood* começaram a lançar suas soluções de aplicativos. Atualmente, o mercado está em um estágio em que os principais atores estão se transformando em *super apps*, o que significa que além da entrega de alimentos, as plataformas oferecem diversos serviços ao consumidor, como entrega de produtos em drogarias, e se tornaram um novo tipo de mercado. Hoje, o setor engloba mais de 30 participantes, que estão na vanguarda da inovação e redefinição do crescimento deste mercado altamente fragmentado e rentável (*The Brazilian Food Delivery Market Report*, 2020). Em março de 2021, ainda durante a pandemia da COVID-19, o *iFood* estava presente em mais de 1200 cidades em todo o Brasil, responsável por mais de 60 milhões de pedidos entregues mensalmente, com aproximadamente 1,5 milhão de downloads do aplicativo a cada mês.

2.2 Setor de Embalagens de *Delivery* no Brasil

Atualmente, encontram-se três grandes grupos de materiais comumente utilizados no *delivery* de alimentos, são eles: embalagens de polipapel (papel revestido com camada de filme plástico laminado), embalagens de plástico e embalagens com base em biopolímeros, que se utilizam de fontes renováveis para a sua produção como, por exemplo, bagaço da cana-de-açúcar.

2.2.1 Papel com filme de plástico laminado

No caso do polipapel, o exterior do material é feito de celulose e o interior é revestido com uma fina película de plástico que confere ao material a propriedade de impermeabilização e a capacidade de reter líquidos, sem prejudicar a sua estrutura física (Janairo, 2021). Embora as embalagens baseadas em polipapel sejam baratas, elas ameaçam o processo de reciclagem.

O envolvimento de dois materiais de origens diferentes impossibilitava a reciclagem no passado. Atualmente já existem métodos desenvolvidos para separação desses materiais, tornando possível a reciclagem individual de cada um. Entretanto, as metodologias variam conforme o tipo de plástico utilizado para a impermeabilização. Dessa forma, apesar de possível a reciclagem do material, ela ainda é extremamente improvável dada sua dificuldade (Janairo, 2021).

Além disso, o polipapel ainda pode provocar outras complicações ambientais como, por exemplo, a lixiviação de microplásticos após exposição à água quente (Ranjan et al., 2021) e uma elevada pegada de carbono. Um estudo da análise de vida de copos descartáveis de polipapel evidenciou a emissão de 75 kt de dióxido de carbono equivalente para o consumo de

30.000 toneladas do material, número condizente com a quantidade de copos descartados anualmente só no Reino Unido. Esta pegada é comparável à fabricação de 11.500 automóveis (Foteinis, 2020).

2.2.2 Plástico

Os recipientes de plástico, por sua vez, possuem processo de fabricação escalável, peso leve, propriedades mecânicas robustas, versatilidade, baixo custo e resistência em comparação com as embalagens baseadas em polipapel. Entretanto, eles são igualmente descartados após uma refeição, mesmo possuindo potencial para reutilização.

Este tipo de embalagem pode levar até 450 anos para se degradar, especialmente plásticos de uso único que, quando descartados incorretamente, podem ter como destino corpos hídricos causando danos significativos à vida marinha (Konecny et al., 2018). Esses problemas de descarte evidenciam o consumo generalizado de plásticos, o desinteresse na reutilização e uma política de reciclagem insuficiente. Enquanto o plástico segue líder no segmento devido à sua durabilidade e custo-benefício, é de amplo conhecimento que o consumo é exagerado e acarreta problemas sérios ligados à geração de resíduos no pós-consumo.

Dentre as possibilidades de descarte de embalagens plásticas são opções os aterros sanitários, a incineração e a reciclagem. O tratamento em aterro é a principal abordagem escolhida atualmente para o destino de plásticos no mundo, correspondendo a 28% do total de lixo gerado (WWF Relatório, 2019). No entanto, como abordado anteriormente, os plásticos apresentam dificuldade para se degradar naturalmente e com o aumento do consumo, o mundo enfrenta a falta de espaço em aterros sanitários. Dessa maneira, proliferam-se lixões a céu aberto que, em 2019, foram destinos de 14% de todo plástico gerado (WWF Relatório, 2019). Estes, por não apresentarem um controle apropriado, acarretam na poluição de lençóis freáticos, comprometendo a saúde humana e dos ecossistemas. Além disso, o plástico descartado a céu aberto é uma ameaça para os oceanos e à vida marinha, como mencionado.

A incineração de plásticos é outra medida amplamente adotada, representando o destino de 15% desse lixo (WWF Relatório, 2019). Nesse processo substâncias tóxicas liberadas como dioxinas, furanos, mercúrio e bifenilos policlorados representam uma ameaça à vegetação e à saúde humana (ONU News, 2019). No Brasil, é uma opção custosa e restrita ao descarte de resíduos de saúde e resíduos perigosos, não sendo usualmente escolhida para o descarte de resíduos plásticos.

Por fim, a reciclagem de resíduos plásticos é a melhor solução encontrada até o presente momento para reduzir o impacto ambiental do descarte desse material. Entretanto, ela corresponde apenas a 20% do total produzido no mundo (WWF Relatório, 2019). Vale ressaltar que essa proporção varia quanto ao plástico analisado. Ao analisar o cenário de reciclagem nacional, das 838 mil toneladas de plásticos reciclados em 2019, 42% foram PET, 18% PEAD e 16% PP (Movimento Plástico Transforma, 2019).

O politereftalato de etileno, mais conhecido como PET e amplamente utilizado em embalagens de bebidas, é o plástico mais reciclável do mundo devido a tecnologias que permitem a sua descontaminação a níveis similares ao plástico virgem (Welle et al., 2011). No Brasil, o índice de reciclagem mecânica de PET pós consumo é de 56,5% (Movimento Plástico Transforma, 2019).

O cenário para o PP é mais tímido. A reciclagem desse plástico apresenta tecnologia recente, tratamentos mais complexos e de alto custo, o que prejudica significativamente seu desenvolvimento (Degnan e Shinde, 2019). Além disso, se tratando do setor de embalagens de alimentos, o PP reciclado ainda não apresenta aprovação para contato com alimentos, não sendo possível retorno a sua cadeia. Hoje em dia, apenas 2% dos plásticos reciclados foram reciclados nas mesmas aplicações ou em aplicações de qualidade semelhante. Portanto, o desenvolvimento de alternativas ecologicamente corretas e biodegradáveis aos plásticos atuais podem representar um dos caminhos para um futuro sustentável (Liu et al., 2020).

2.2.3 Bioplástico

O uso de recipientes de alimentos à base de bioplásticos tem ganhado cada vez mais força entre os estabelecimentos que vendem refeições prontas. Bioplástico é uma categoria para materiais que são ou feitos a base biológica, ou biodegradáveis, ou que apresentam ambas as características (*European Bioplastics*, 2021).

A biomassa usada para a produção dos bioplásticos atualmente vêm principalmente de fontes como milho, cana-de-açúcar ou celulose. A biodegradabilidade de um bioplástico depende de sua estrutura química. Dessa maneira, um material feito 100% a partir de uma base biológica não é necessariamente biodegradável. Pela norma ABNT 15.448, um material biodegradável é definido como aquele capaz de se degradar a partir da atividade biológica de ocorrência natural por ação enzimática. Esse processo causa mudanças na estrutura química do

material e resulta na produção de dióxido de carbono e matéria orgânica estabilizada (*European Bioplastics*, 2021).

A compostagem é o destino final adequado para um material como este, pois revaloriza o resíduo orgânico através da biodegradação aeróbica. Para reciclagem e recuperação de material, entretanto, os bioplásticos requerem instalações especiais com temperatura controlada para facilitar a biodegradação (Massardier-Nageotte et al., 2006). Na ausência dessas instalações, os bioplásticos podem levar muito tempo para serem biodegradados, principalmente se submetidos a aterros sanitários (Batori et al., 2018). Além disso, é importante relembrar que alguns bioplásticos, análogos aos plásticos petroquímicos, porém a base de uma biomassa renovável, não são biodegradáveis e apresentam tempo de decomposição similar aos plásticos convencionais. A reciclagem destes é possível e representa o destino ideal (*European Bioplastics*, 2021*).*

A barreira para adoção mais ampla desse material é seu preço. Os bioplásticos podem custar 2 a 5 vezes mais do que os materiais de embalagem convencionais, o que pode ser atribuído ao estágio inicial de desenvolvimento do cenário de inovação e à ausência de *players* dominantes no mercado (White et al., 2020). Esses aspectos impactam diretamente na baixa disponibilidade e oferta de produtos desse tipo, dificultando ainda mais sua implementação. Atualmente, os bioplásticos atendem apenas 1,2% da demanda total de plásticos no mundo (Ellen MacArthur Foundation, 2021), porém projeções de mercado apontam que a capacidade produtiva desse material aumentará em 36% nos próximos 5 anos (*European Bioplastics*, 2021).

Finalmente, os recipientes à base de bagaço recentemente ganharam popularidade como um material de embalagem ecologicamente correto. Esses materiais são feitos com a polpa e fibras de culturas como a cana-de-açúcar e moldados em uma forma específica. Os materiais à base de bagaço são compostáveis em poucos dias e em condições naturais (Liu et al., 2020), o que contrasta com os bioplásticos feitos de PLA (poliácido lático), por exemplo.

Além disso, foi relatado anteriormente, a partir de um estudo de ACV desenvolvido para o panorama tailandês, que os copos feitos de bioplásticos à base de PLA a partir de bagaço apresentam menores impactos de aquecimento global e esgotamento fóssil em comparação aos plásticos à base de petróleo. Levando em consideração uma estimativa do consumo anual de copos descartáveis no mundo, o PLA tem uma contribuição de emissões CO_2 equivalente a 44% do gerado pelo PET e a 76% quando o plástico é o PP (Changwichan e Gheewala, 2020).

Portanto, o estímulo ao uso de bioplásticos biodegradáveis capazes de se degradarem em ambientes naturais é importante no combate às mudanças climáticas e à poluição plástica em direção a um crescimento sustentável e redução da pegada de carbono. Um importante fator a ser considerado é como os polímeros biodegradáveis de base biológica diferem dos outros plásticos convencionais, analisando toda a sua vida útil, tanto em termos de produção e descarte no final da vida, que será justamente objeto dos próximos capítulos.

2.2.3.1 Embalagem biodegradável de Bagaço de Cana-de-açúcar

A cana-de-açúcar representa uma das maiores fontes de açúcar em todo o mundo. Em 2017, a produção global de sacarose da cana-de-açúcar foi de 185 milhões de toneladas, representando um mercado de 14,6 bilhões de toneladas (*USDA Foreign Agricultural Service*, 2017). Portanto, a geração do bagaço, resíduo industrial da produção de sacarose, representa um dos maiores desafios da indústria açucareira. O Brasil, maior produtor mundial de sacarose, gera anualmente cerca de 171 milhões de toneladas de bagaço, que é normalmente utilizado para produção de vapor e energia para usinas de açúcar de pequeno porte por meio de incineração ou para a geração de energia elétrica. Vale notar que a geração a partir do bagaço de cana se tornou, ao longo das últimas décadas, uma das mais importantes fontes de geração de energia elétrica no Brasil. Nesse sentido, há também grandes esforços da comunidade científica e de empresas em rotas tecnológicas que viabilizem a produção de etanol de 2ª geração a partir do material. Apenas uma pequena parcela do bagaço é destinada para produção de polpa, utilizada na fabricação de papel (Kiatkittipong et al, 2009). Desse modo, é evidente que esta matéria-prima tem potencial e disponibilidade para fabricação de embalagens de comida alternativas às que costumam ser utilizadas em entregas de *delivery* no Brasil. Entretanto, devido à pequena escala de produção desses materiais à base de bagaço, seu preço não é competitivo em comparação com o polipapel e embalagens plásticas para *delivery* de comida. Dos 4 fornecedores brasileiros de embalagens consultados[2] durante a elaboração deste trabalho, nenhum deles produzia as embalagens à base de bagaço de cana-de-açúcar no país, isto é, 100% dos principais *players* contactados importavam esse tipo de embalagem para depois comercializá-la em território nacional. Além disso, outro fator a ser levado em consideração é o fato desses recipientes à base de bagaço apresentarem limitação de aplicações, uma vez que não são apropriados para servir líquidos quentes, como caldos ou sopas.

[2] Após uma pesquisa na internet de fornecedores de embalagem de bagaço de cana no Brasil, eles foram contatados através de e-mails e redes sociais encontrados em seus sites oficiais.

2.3 Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

Em 1960, com a primeira crise do petróleo, a discussão sobre problemas ambientais passou a ter cada vez mais importância e a atingir uma escala global. Nesse contexto, estudos iniciais que mapeavam as emissões e os recursos utilizados em determinados produtos começaram a ser desenvolvidos. Entretanto, estudos diferentes chegavam a resultados distintos para um mesmo produto em análise, gerando turbulências e inconsistências no processo. Portanto, a partir de 1989, foram promovidos encontros anuais entre pesquisadores para o desenvolvimento de uma metodologia comum de análise. Com os avanços gerados, em 1997, a Organização Internacional para Padronização lançou a ISO 14040 para gestão ambiental a partir da análise de ciclo de vida, definindo seus princípios e estrutura. Após esse marco, uma série de outras normas foram publicadas pela Organização para complementar a metodologia (IBICT, 2021). Em 2006, essas normas foram revisadas e compactadas, de maneira a reunir todas as diretrizes da metodologia em apenas 2 ISOs: 14040 (princípios e estrutura) e 14044 (requisitos e diretrizes) (Marcal et al., 2013).

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é o método utilizado para quantificar os impactos ambientais decorrentes de toda a cadeia de valor de um produto ou serviço. O estudo de ACV pode focar em impactos ambientais específicos, como por exemplo, avaliar a pegada de carbono, ou avaliar um amplo espectro de implicações ambientais, analisando várias categorias de impacto e fornecendo uma imagem abrangente da eficiência ambiental de um produto (Rebitzer et al., 2004). Geralmente, todas as etapas ao longo do seu ciclo de vida do produto são levadas em consideração conforme esquema apresentado na Figura 1.

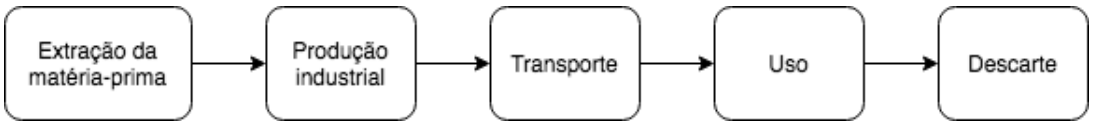

Figura 1: Esquema de ciclo de vida do berço ao túmulo. As caixas representam processos e as setas, os fluxos.

Essa abordagem holística é denominada de abordagem do berço ao túmulo, em que as fronteiras dos sistemas são estabelecidas de modo a englobar os impactos do produto estudado desde a produção das matérias-primas até a sua disposição final.

A ACV é utilizada em uma grande variedade de propósitos e tem como principais aplicações (EPA, 1993): (i) estabelecimento de uma base de dados sobre o consumo de recursos e os rejeitos gerados pelo sistema de produto; (ii) identificação de etapas críticas do ciclo de vida de um produto ou processo; (iii) comparação dos impactos ambientais, associados a

produtos, processos ou atividades, que apresentam a mesma função; e (iv) auxílio no desenvolvimento de novos produtos, processos ou atividades, permitindo melhorias em seu desempenho ambiental.

2.3.1 ACV para embalagens de delivery de alimentos

A expansão do setor de entregas de alimentos nos últimos anos veio acompanhada do aumento do uso e descarte de plásticos de uso único. Desse modo, pesquisadores ao redor do mundo passaram a se dedicar na análise dos impactos ambientais que esse comportamento pode gerar, através da análise do ciclo de vida dessas embalagens.

Em 2020, a Organização das Nações Unidas realizou um compilado de estudos e recomendações para a execução de análises de ciclo de vida no setor de embalagens de entrega de comida. As diretrizes para um estudo comparativo são:

- Considerar embalagens de objetivos similares, isto é, que não apresentem grandes divergências em relação às suas funcionalidades;
- Selecionar uma área geográfica de análise, visto que a mesma impactará, por exemplo, na fonte de energia utilizada e nos hábitos de consumo e descarte da população;
- Considerar políticas e práticas locais de descarte no fim de vida, visto que estas apresentam grande importância para a análise dos impactos ambientais;
- Reconhecer e gerenciar a relevância de diferentes impactos ambientais, uma vez que cada material pode variar entre melhor e pior desempenho dependendo do impacto analisado;
- Os resultados obtidos não são definitivos e podem sofrer variações a partir do desenvolvimento de novas tecnologias em diferentes setores como os de energia, transportes e reciclagem.

Os principais artigos sobre o assunto comparam embalagens de diferentes tipos de materiais (plásticos, papéis, madeira, vidro e alumínio) a partir do impacto de cada uma em esferas diferentes, como mudança climática, acidificação terrestre e eutrofização de águas. Além disso, há uma grande abrangência de pesquisas que consideram a forma de uso dessa embalagem. As publicações englobam embalagens de uso único, embalagens reutilizáveis e recicláveis e as diferenças do ciclo de cada tipo de descarte (*United Nations Environment Programme*, 2020). Dentre os estudos encontrados, dois serão evidenciados a seguir, uma vez

que ambos promovem análises comparativas da pegada ecológica de um bioplástico (PLA) e de plásticos convencionais para embalagens de alimentos.

Devido à atenção direcionada aos bioplásticos em 2012, um estudo de ACV (Suwanmanee et al. 2012) se propôs a comparar os impactos ambientais gerados a partir de embalagens de uso único de dois materiais distintos: PLA, plástico de origem renovável, e o PS, plástico tradicional cuja matéria-prima é o petróleo. O estudo se baseou no cenário tailandês e a unidade funcional utilizada foram 10.000 unidades de caixas de dimensões 8 x 10 x 2,5 cm. Os resultados encontrados foram condizentes com o estudo de Piemonte e Gironi (2010), em que o PS apresenta menores impactos em mudanças climáticas quando comparado ao PLA. A principal etapa contribuinte para a alta pegada de emissões da produção do PLA é referente a mudanças geradas pelo uso indireto do cultivo, isto é, os impactos e transformações que ocorrem no solo devido a alterações entre plantações e a má gestão do solo de cultivos anteriores. Quando tal fator não é considerado na análise, o PLA continua apresentando maior pegada, porém em menor escala. Nesse caso, o impacto em mudanças climáticas do PLA a base de milho é 59% maior do que o PS, mas esse número cai para 9% quando a origem é a base de amido de mandioca. Além disso, o estudo desenvolvido não leva em consideração a etapa de fim de vida dos produtos. Entretanto, é manifestado o interesse de uma análise mais profunda dessa etapa para futuras publicações, tendo em vista sua importância, podendo impactar os resultados obtidos.

Outro artigo de ACV (Maga et al., 2019) tem como material de análise tábuas de embalagens de carne, propondo-se a comparar os impactos ambientais gerados por 5 materiais diferentes dispostos de maneiras distintas (mono e multicamadas): PS, PET, PET reciclado, PP e PLA. O escopo do estudo incluiu as etapas de produção da embalagem, assim como sua disposição final. Os resultados evidenciaram que as tábuas de carne a partir de poliestireno extrudado em mono camada são as embalagens mais sustentáveis para 11 dos 12 impactos analisados, sendo a exceção o impacto na depleção de recursos. A análise evidenciou também a importância do destino final para a performance ambiental dos materiais, mesmo a etapa de produção ainda sendo a principal contribuinte. Se tratando da análise direta entre PP e PLA, o bioplástico apresentou maior impacto dentre todas as categorias analisadas, sendo apenas no impacto de mudanças climáticas uma diferença entre eles inferior a 10%. Este cenário de PLA é explicado pelo impacto causado pela produção agrícola atrelada a produção desse bioplástico.

Os resultados resumidos de ambos os estudos estão dispostos na tabela 2 a seguir.

Tabela 2: Lista comparativa de embalagens de diferentes plásticos de uso único e seus impactos.

Impacto	Mudanças climáticas		Acidificação		Eutrofização	
Publicação	Melhor	Pior	Melhor	Pior	Melhor	Pior
Uso único de embalagens termoformadas de PS, PLA (à base de milho) e PLA (à base de amido de mandioca)	PS	PLA (mandioca)	PS	PLA (milho)	-	-
Estudo comparativo da análise do ciclo de vida de embalagens de carne produzidas a partir de variados materiais	XPS	PET	XPS	PLA	XPS	PLA

Fonte : adaptado de United Nations Environment Programme 2020.

A presença de opções de embalagens biodegradáveis nessas pesquisas é limitada ao PLA. Entretanto, os resultados apresentados não são favoráveis a sua implementação. Desse modo, deve-se buscar materiais biodegradáveis alternativos. Atualmente, com o avanço da tecnologia, aumenta-se a presença de embalagens no mercado a partir de biomassa como bagaço de cana-de-açúcar e fécula de mandioca, tornando-se extremamente relevante mapear os impactos dessas novas alternativas.

3 Metodologia

De acordo com as normas ABNT NBR ISO 14040 e 14044 (2009), a ACV pode ser definida como uma técnica que avalia os aspectos ambientais e potenciais impactos associados a um produto ou processo, sendo descrita pelas quatro macroetapas a seguir:

- Definição do objetivo e escopo
- Análise do Inventário
- Avaliação dos potenciais impactos ambientais
- Interpretação dos resultados

A figura 2 ilustra a interdependência de cada uma dessas etapas presentes em um estudo de ACV.

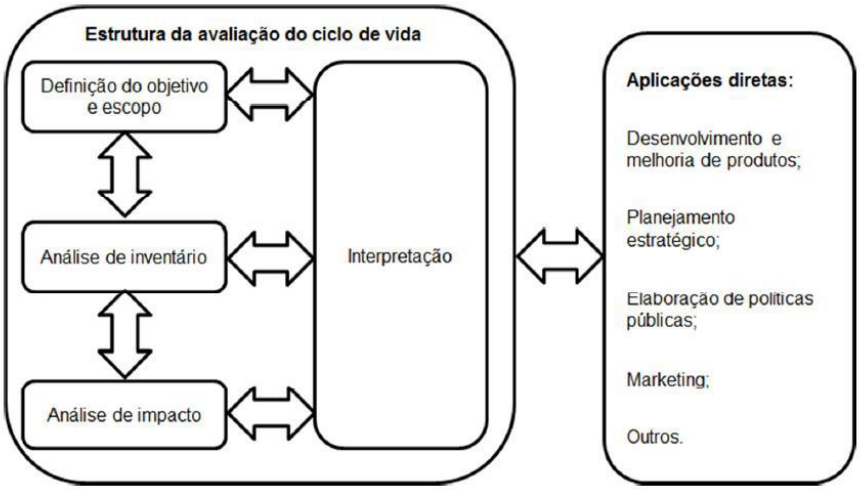

Figura 2: Etapas do estudo de ACV. (Fonte: NBR 14040, ABNT, 2009ª)

Na primeira fase, Definição do Objetivo e Escopo, o propósito do estudo e sua amplitude são definidos, envolvendo decisões importantes sobre as fronteiras e a unidade funcional. Na fase de Análise de Inventário, informações sobre o sistema do produto são levantadas e as entradas e as saídas consideradas relevantes para o sistema são quantificadas. Na fase de Avaliação de Impacto, os dados e as informações gerados da Análise de Inventário são associados a impactos ambientais específicos, de modo que o significado destes impactos potenciais possa ser avaliado. E, na fase de Interpretação, os resultados obtidos nas fases de Análise de Inventário e de Avaliação de Impacto são combinados e interpretados de acordo com os objetivos definidos previamente no estudo (ABNT NBR ISSO 14040 e 14044, 2019).

3.1 Objetivo e Escopo

Na etapa de definição do objetivo e escopo do estudo de ACV, é identificado o contexto ao qual o produto está associado e o público-alvo ao qual o estudo será direcionado. Nesta fase, também se define a unidade funcional, isto é, unidade de referência quantitativa à qual todos os fluxos de entradas e saídas na ACV estão relacionados. É importante que também sejam definidas as fronteiras do sistema, estimativas e limitações e os métodos de alocação que serão usados para dividir a carga ambiental de um processo entre os diversos produtos nele gerados (ABNT NBR 14044, 2009).

Neste trabalho, escolheu-se o contexto de crise sanitária causada pela pandemia do COVID-19 e o consequente aumento do uso de serviços de *delivery* de comida no Brasil para investigar e comparar o impacto ambiental de embalagens descartáveis de alimentos, estreitando a discussão entre o uso de materiais plásticos e materiais biodegradáveis de uso

único de modo a fazer uma análise comparativa de seu ciclo de vida (pré-produção, produção, distribuição, uso e descarte) que levantará possíveis implicações ambientais buscando, assim, identificar os gargalos e oportunidades de melhoria na cadeia das duas possibilidades.

Para representar o material plástico, a matéria-prima escolhida para a embalagem convencional de uso único para alimentos foi o polipropileno (PP), uma vez que, segundo o relatório de perfil da ABIPLAST de 2019, este assumiu a primeira posição como resina mais consumida no Brasil em 2019 com 21% do mercado, logo acima do PVC com 13,6% na segunda posição e PEAD com 12,7% na terceira posição do ranking. Cabe destacar que sua baixa densidade é vantajosa na produção de embalagens mais leves, com menor custo de transporte. Já em relação ao seu desempenho, o termoplástico possui boa processabilidade e é considerado atóxico e, dessa forma, não interage com os produtos alimentícios.

Para representar o material biodegradável, a matéria-prima escolhida para a embalagem feita de biopolímero foi o bagaço de cana-de-açúcar. O Brasil é o maior produtor de açúcar e bioetanol do mundo e, em 2017, dados do IBGE apontam uma produtividade de cana-de-açúcar por hectare de 69,97ton. O bagaço de cana-de-açúcar, considerado como subproduto ou resíduo da indústria açucareira, normalmente utilizado para produção de energia ou suplementação em ração animal, também pode ser aproveitado para a produção de etanol de segunda geração e biopolímeros tendo em vista que sua composição química rica em polissacarídeos e lignocelulose o torna vantajoso por ser considerado como uma matéria-prima renovável, de baixo custo e pela sua disponibilidade em grandes quantidades no país (Bothast; Nichols; Dien, 1999 Moe et al.,2012). Assim, a escolha desta matéria-prima deve-se à tentativa de propor uma nova aplicabilidade para este subproduto do cenário agroindustrial brasileiro de modo a agregar valor a ele ao mesmo tempo em que propõe uma alternativa ao uso de plástico em embalagens de alimentos.

3.1.1 Função do sistema, unidade funcional e fluxo de referência

A unidade funcional deve se referir com base na função que o produto se propõe a cumprir. Ela é estabelecida para fornecer uma base de referência em relação à qual os dados de entrada e saída inventariados são normalizados num sentido matemático, sendo essencial que ela seja mensurável (ISO, 2006).

O sistema estudado tem por função principal embalar, transportar a distâncias curtas de centros urbanos (<15km), conservar o calor e proteger alimentos prontos para serem

consumidos. Portanto, a unidade funcional, nesse caso, pode ser definida como uma única unidade de embalagem. Para este estudo, as dimensões da embalagem foram definidas a partir da medição do tamanho de diferentes embalagens encontradas no setor de *delivery* de comida, de modo que o tamanho com maior representatividade mais comumente encontrado no mercado foi usado como base para a modelagem de ACV, conforme representado na figura 3, onde utilizou-se como referência uma embalagem cujas dimensões são de 12 cm de comprimento, 8 cm de largura, 4 cm de altura e 0,5 mm de espessura.

Figura 3: Imagem representativa da embalagem escolhida e suas dimensões para modelagem no software OpenLCA,

Definida a unidade funcional, também se deve estabelecer um fluxo de referência, o qual mede a quantidade do produto necessário para cumprir com a função expressa pela unidade funcional. Como função principal do produto, destaca-se a quantidade de embalagem necessária para armazenar o alimento (Mujovo, Marla Josefa, et al, 2014). Para a definição do fluxo de referência, utilizou-se como base a densidade do polipropileno de 0,9 g/cm^3 e da polpa de bagaço de cana-de-açúcar de 0,8 g/cm^3 (Wang; Shu Huan; 1999):

Para a embalagem de polipropileno:

$$M(g) = ([12\ cm\ x\ 4\ cm\ x\ 0{,}05\ cm\ x\ 2\ ] + [8\ cm\ x\ 4\ cm\ x\ 0{,}05\ cm\ x\ 2\ ] + [12\ cm\ x\ 8\ cm\ x\ 0{,}05\ cm\ x\ 2])\ x\ 0{,}9\ g/cm3 = 15{,}8\ g$$

Embalagem de bagaço de cana-de-açúcar:

$$M(g) = ([12\ cm\ x\ 4\ cm\ x\ 0{,}05\ cm\ x\ 2\ ] + [8\ cm\ x\ 4\ cm\ x\ 0{,}05\ cm\ x\ 2\ ] + [12\ cm\ x\ 8\ cm\ x\ 0{,}05\ cm\ x\ 2])\ x\ 0{,}8\ g/cm3 = 14{,}1\ g$$

Assim, o fluxo de referência definido para as embalagens foi de 15,8g para o caso do polipropileno e 14,1g para o caso do bagaço de cana-de-açúcar.

3.1.2 Fronteiras

Para este estudo de ACV, foi considerada a abordagem de berço ao túmulo, isto é, desde a extração das matérias-primas que compõem a embalagem até o seu descarte final, passando

pela etapa de produção e uso. A fronteira geográfica compreende embalagens produzidas, utilizadas e descartadas no Brasil. A fronteira temporal compreende o ano de 2019, tendo em vista que a base de dados utilizada foi a *Ecoinvent* (versão 1.10.3.6-2019) no software *OpenLCA* para modelagem.

3.1.3 Alocação

A alocação consiste na distribuição da responsabilidade dos impactos gerados num processo pelos diferentes produtos gerados. Neste presente trabalho, utilizou-se preferencialmente a alocação econômica já disponível dentro do software *OpenLCA*, isto é, uma alocação baseada no valor econômico dos produtos obtidos como reflexo de seus preços relativos - no caso em que ciclos de vida de produtos diferentes são interligados. Quando não foi possível adotar alocação econômica, adotou-se critério mássico.

3.1.4 Sistemas de Produto

Um sistema de embalagem é um conjunto de operações e materiais necessários para movimentar produtos de um ponto de origem até o ponto final de consumo, incluindo-se máquinas, equipamentos e transporte. Com isso, abrange não apenas elementos físicos, mas também elementos organizacionais, como empresas fornecedoras e estruturais, como órgãos públicos envolvidos (Mujovo, Marla Josefa, et al, 2014). Assim, considera-se que a análise de ciclo de vida de uma embalagem de alimento de *delivery* abrange os seguintes processos elementares:

- A aquisição das matérias-primas básicas, no qual se encontram provenientes de polipropileno para o plástico e a polpa de bagaço de cana-de-açúcar no caso do biopolímero;
- A fabricação das embalagens por meio de operações que conformam os materiais no formato desejado. Nesta etapa é compreendido o uso de extrusoras, equipamentos de termo modelagem, o uso de energia elétrica e etc;
- O transporte e distribuição rodoviária, no caso do Brasil, por ser o modal de maior relevância no país;
- O consumo do produto;
- A disposição final.

Os sistemas de produto observados e suas fronteiras são descritos mais detalhadamente nas seções a seguir com os fluxogramas do ciclo de vida esquematizadas nas figuras 4 e 5, para cada um dos sistemas de embalagem analisados.

3.1.4.1 Fluxograma Embalagem Polipropileno

O propeno apresenta origem fóssil, é um subproduto gasoso do refino de petróleo, isto é, processo que transforma produtos da destilação do petróleo bruto em bens de consumo industriais. Os monômeros denominados de primeira geração são derivados do processo de craqueamento catalítico de fracionamento do nafta em refinarias, que converte frações pesadas do petróleo em produtos mais nobres, de maior valor agregado (BRASIL,2012)

Já a síntese do polipropileno envolve a reação de polimerização por adição do propeno gasoso, na presença de um catalisador com metal de transição, sob condições controladas de pressão e temperatura. Obtido o polímero, este pode ser submetido a processos de extrusão e termoformação, que consistem na passagem controlada do material plástico fundido através de um cilindro e na sua saída, o material é comprimido em uma matriz com a forma desejada do produto para a produção da embalagem (ABIPLAST, 2019).

A embalagem é comercializada, utilizada pelos consumidores e então descartada. Como alternativas de descarte temos a incineração, reciclagem ou decomposição em aterros sanitários. A reciclabilidade das embalagens de polipropileno será discutida com maior profundidade na seção 3.1.4.3. A Figura 4, a seguir, descreve todas as etapas do ciclo de vida da embalagem de polipropileno.

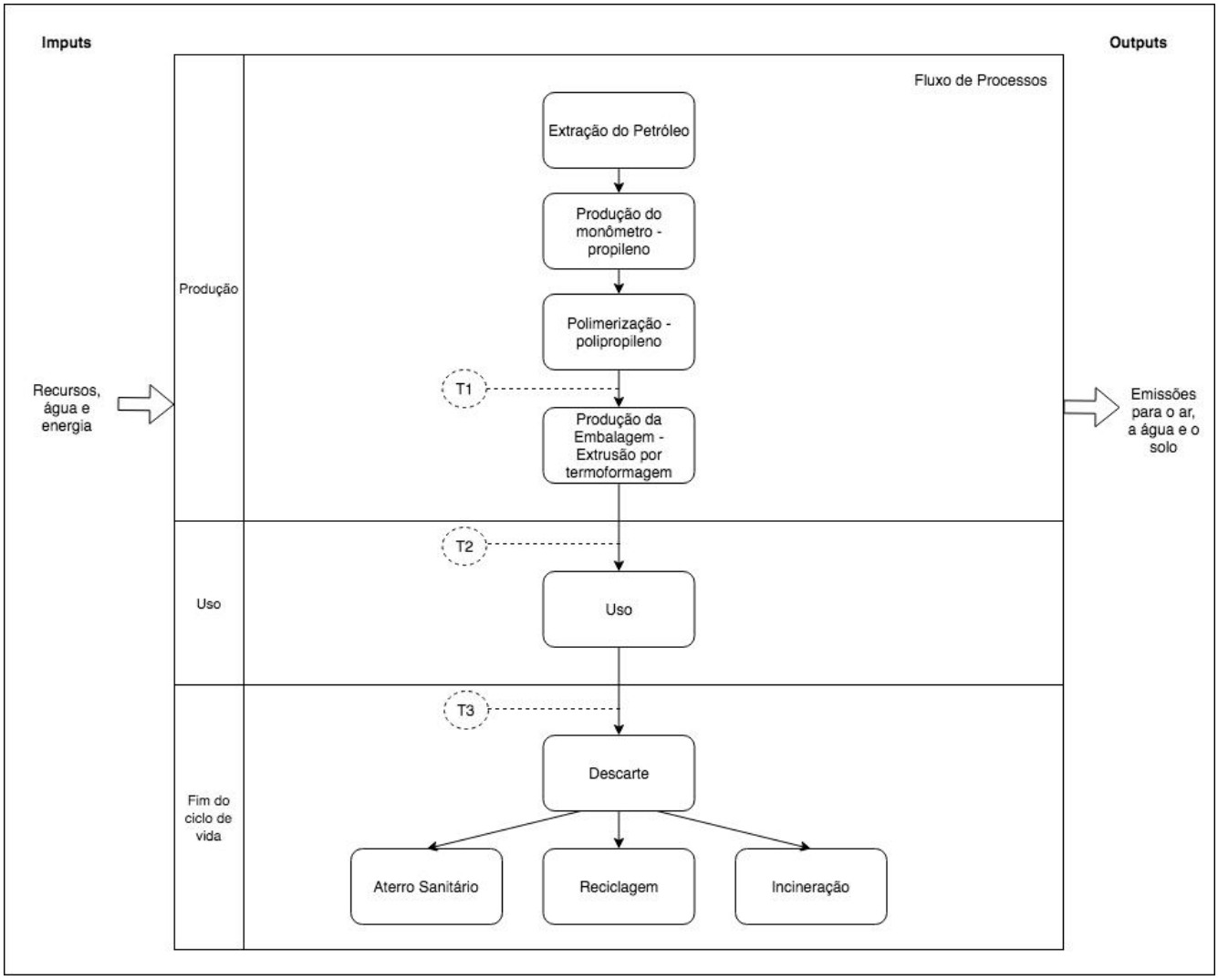

Figura 4: Um esquema simplificado das fronteiras do sistema que representa a cadeia de valor do PP de uso único em ACV. Os principais processos, entradas e saídas são exibidos. (Fonte: Baseado em George Bishop et al, 2021)

3.1.4.2 Fluxograma Embalagem de Bagaço de cana-de-açúcar

O processo de produção da embalagem de bagaço de cana envolve três etapas principais. Inicialmente, deve-se haver o tratamento da matéria-prima através de uma moagem que separe a medula do bagaço, isto é, a sua região interna e mais espessa, de suas fibras externas e dê origem a "grãos" menores. Em seguida, o bagaço é estocado em água, com o objetivo de amolecer suas fibras. O tratamento é essencial para garantir a qualidade da celulose que será produzida (Raney et al., 2016).

Esse bagaço tratado pode ser, então, submetido à etapa de produção de celulose. O processo demanda o cozimento da matéria-prima, que consiste na introdução de uma solução química (*white liquor*) e na aplicação de pressão e alta temperatura, removendo a lignina do

bagaço. Esta solução química, ao sair do digestor, associada à lignina, água e impurezas, chama-se *black liquor* e deve ser tratada, de maneira a recuperar o *white liquor* inicial (*China National Building Material*, 2021).

Esse tratamento é realizado em um aquecedor, onde a mistura é levada a altas temperaturas, de maneira a evaporar toda a água. O vapor poderá ser reaproveitado para a geração de energia. A este ciclo de recuperação da solução química é dado o nome de processo Kraft (*China National Building Material*, 2021).

A celulose, por sua vez, passa por um processo de branqueamento e adição de aditivos que garantem a qualidade desejada do produto final (Ruzene, 2005). Esta é, então, estocada e pode seguir para diferentes destinos. No universo da produção de embalagens, a celulose deve passar por um processo de termoformagem, no qual submetida a determinadas condições operacionais de alta temperatura e pressão, ela é modelada e passa a obter um formato específico (Patente CA2725222A1, 2009).

Enfim, essa embalagem é comercializada e utilizada pelos consumidores, responsáveis pelo seu descarte. Por se tratar de um biopolímero biodegradável, o destino ideal é a compostagem. Entretanto, aterros sanitários e incineração são descartes regulamentados. Deve-se ressaltar também o descarte inapropriado, mas frequente no Brasil, em lixões a céu aberto. A biodegradabilidade deste tipo de embalagem será discutida com mais profundidade na seção 3.1.4.4. A Figura 5, a seguir, descreve todas as etapas do ciclo de vida da embalagem de bagaço de cana-de-açúcar.

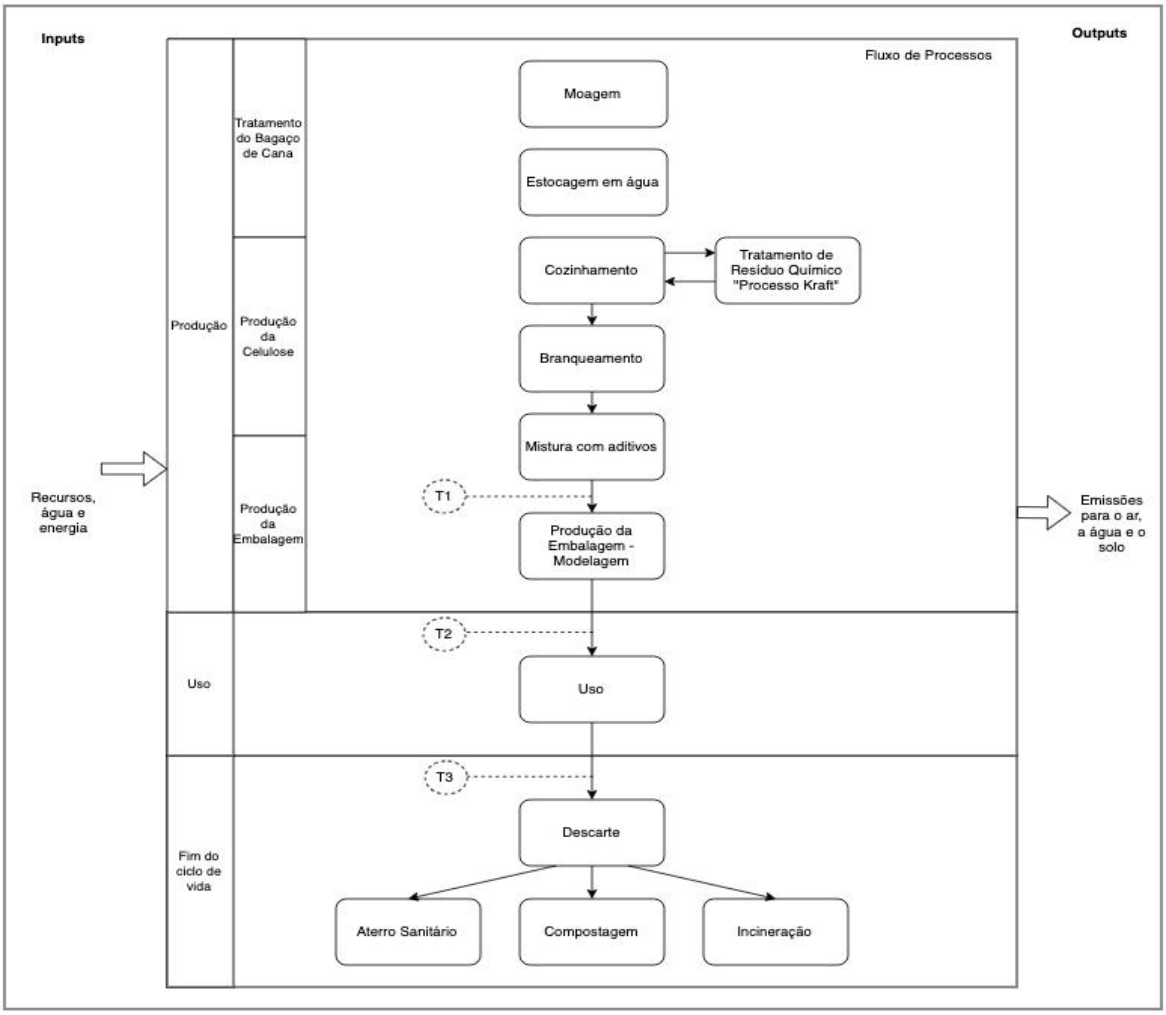

Figura 5: Um esquema simplificado das fronteiras do sistema que representa a cadeia de valor da embalagem de bagaço de cana de uso único em ACV. Os principais processos, entradas e saídas são exibidos. (Fonte: Baseado em *China National Building Material*, 2021)

3.1.4.3 Cenário da Reciclagem do PP no Brasil

Com relação à reciclagem do PP, decidiu-se por não incorporá-la à modelagem como uma opção na fase de fim de vida da embalagem de plástico uma vez que ainda existem desafios para a sua ampla utilização e viabilidade econômica no Brasil e no mundo.

A reciclagem do PP no mundo é um processo recente. A perda de propriedades do reciclado, a dificuldade de separação e triagem do plástico e a variedade de coloração das embalagens levando à produção de um material reciclado apenas com colorações escuras, não adaptado ao interesse do mercado, eram grandes barreiras para o desenvolvimento do processo. Apesar da popularidade do PP, o polímero sofre de uma baixa taxa de reciclagem em comparação com outros plásticos. Apenas em 2017, com o surgimento de novas tecnologias que ultrapassam esses obstáculos, o processo se propagou com mais força. Um exemplo dessa

tecnologia tem origem na empresa P&G. A empresa em parceria com a *PureCycle*, desenvolveu e patenteou uma tecnologia capaz de remover cor e odor do PP, produzindo um floco reciclado com qualidade virgem. Embora a reciclagem de plásticos seja geralmente uma combinação de processos mecânicos e físicos, essa nova tecnologia proposta pela parceria das duas empresas ocorre por meio de um processo de extração e purificação à base de solvente, sem nenhuma reação química envolvida. O processo começa com flocos pós-consumo de várias cores e termina com um pellet transparente, inodoro e livre de contaminantes (Patente US20170002116, 2017). Entretanto, se comparado com a reciclagem de PET, a implementação ainda é tímida e custosa. Em 2018, no Brasil, a quantidade de plásticos reciclados pós-consumo atingiu 757 mil toneladas, dos quais, o PET aparece na primeira posição com 43% do volume de plástico reciclado, enquanto somente 15% ficam para o PP (MaxiQuim, 2020).

Se tratando da reciclagem de embalagens de PP para o uso de *delivery*, ou seja, embalagens em contato com alimentos, outros desafios se apresentam. A utilização de reciclados para embalagens alimentícias é regulamentada por órgãos sanitários nacionais e internacionais ao redor do mundo. A reciclagem de plásticos em embalagens de alimentos exige que os resíduos de plástico sejam limpos de alimentos contaminantes. Desse modo, as regulamentações implicam que apenas as embalagens de PP que são específicas para alimentos possam ser recicladas e reutilizadas para esse mesmo fim, evitando riscos de contaminação. Como a identificação da origem do material durante a sua triagem e separação ainda é inviável tecnológica e economicamente, a pequena parcela de PP que é reciclada não é destinada a embalagens, mas a outras funções, como por exemplo, móveis. Essa proibição por órgãos sanitários do retorno da mesma para a cadeia de embalagens de alimentos após a reciclagem impossibilita considerar a cadeia de plásticos de embalagem como um ciclo fechado (Ncube, Lindani, et al, 2021).

Além disso, softwares de avaliação de ciclo de vida como o *OpenLCA* são limitados quanto à modelagem de materiais reciclados e, portanto, a compensação dos impactos advinda da reciclagem não é claramente quantificada. Com a implementação da reciclagem, há a necessidade de se incorporar novos processos ao ciclo de vida do produto estudado visto que existe uma variação do seu respectivo nível de emissões, seja na forma de resíduos sólidos, efluentes líquidos ou ainda de poluentes atmosféricos, intensificando e/ou criando novas cargas ambientais associadas ao material estudado (Valt, 2004; Lima, 2007). Nesse sentido uma das abordagens para o reaproveitamento de resíduos em estudos de ACV baseia-se na alocação de cargas ambientais. Assim, o sistema que fornece um produto pós-consumo para o

reaproveitamento arca com as cargas decorrentes da obtenção das matérias-primas, enquanto o sistema que reaproveita o produto pós-consumo fica responsável pelas cargas associadas à reciclagem em si, bem como à eventual disposição final (Nogueira, 2012).

No caso da modelagem do final do ciclo de vida de embalagens plásticas para alimentos temos uma complicação. De acordo com resoluções da ANVISA, conforme comentado anteriormente, existem restrições para o uso de plásticos reciclados em novas embalagens, sendo mais comum sua fabricação a partir de matéria-prima virgem e posterior transformação dos resíduos pós-consumo em produtos para o atendimento de funções diferentes da inicial (Zanin e Mancini, 2004). Com isso, torna-se necessário que o fim do ciclo de vida dessas embalagens seja modelado de acordo com a abordagem de reciclo em circuito aberto, o que cria um ponto de incerteza metodológica. O material reciclado acaba sendo incorporado a produtos que atendem a outras funções, seja por perda de propriedades, por razões econômicas e/ou mesmo legais. Assim, aumenta-se a complexidade da ACV, o que acaba dificultando a distribuição dos impactos ambientais associados ao material em questão (Curran, 1996; Ekvall e Tillman, 1997; Baumann e Tillman, 2001; ILCD, 2010). Desse modo, a reciclagem como alternativa de descarte, assim como seus impactos ambientais foram desconsiderados neste estudo, uma vez que a reciclagem de embalagens de PP no setor de alimentos ainda é uma alternativa muito pouco representativa no cenário atual de resíduos no Brasil que não justifica a elevada complexidade da sua consideração dentro do estudo de ACV.

3.1.4.4 Cenário do descarte de embalagens biodegradáveis no Brasil

O panorama do descarte de lixo biodegradável no Brasil segue uma distribuição similar ao de resíduos sólidos, no qual 75% dos resíduos são destinados a aterros sanitários e 25% são destinados à lixões ou aterros controlados, não regulamentados. Entretanto, o descarte de lixo orgânico em aterros e lixões leva à putrefação do lixo e apresenta consequências ambientais que serão abordadas posteriormente. Logo, um dos descartes mais adequados e incentivados para este tipo de resíduo ao redor do mundo é a compostagem.

Quanto à biodegradabiliade do biopolímero fabricado a partir do bagaço da cana-de-açúcar estima-se que, em fossas sépticas, por exemplo, a perda da massa chegue a 90% em 180 dias e em aterro sanitário perca-se 50 % da massa em 280 dias (Ramalho, 2009). Nesse sentido, embora aterros sanitários e incineração sejam descartes regulamentados no Brasil, entende-se que o destino ideal seja a compostagem visando um maior aproveitamento do resíduo orgânico. A técnica da compostagem é desenvolvida com a finalidade de acelerar com qualidade a

estabilização da matéria orgânica. Como resultados da compostagem, são gerados importantes componentes para o solo provenientes da transformação da matéria orgânica em sais minerais, como nutrientes para as raízes das plantas e húmus, que pode ser utilizado para melhoria das propriedades físicas, físico-químicas e biológicas do solo. No Brasil, estima-se que apenas 1,6% do lixo sólido é destinado a compostagem (IPEA, 2019).

Nesse contexto, foram modelados dois cenários de descarte para a embalagem de bagaço de cana-de-açúcar. O primeiro reflete o cenário Brasileiro do destino final de resíduos sólidos no Brasil, considerando a taxa aproximada de 1,6% para compostagem. O segundo representa uma situação hipotética, onde a compostagem é o destino de 48% do lixo orgânico e os outros 52% são destinados a aterros sanitários. Apesar desse cenário ser hipotético para o Brasil, ele reflete a realidade de alguns países desenvolvidos e refeências em políticas de descarte de resíduos, como a Austrália (*Australian Organics Recycling Industry Capacity Assessment*, 2020-2021). É importante mencionar que nesses países há também grande participação do método de incineração com aproveitamento energético, ao invés de aterros. A partir desses cenários, é possível identificar como as políticas públicas de destino final do resíduo impactam nos danos causados ao meio ambiente no seu fim de vida.

3.1.4.5 Plástico em oceanos

Embora robusta e amplamente utilizada na tomada de decisão, a ACV depende de cenários pré-estabelecidos e estáticos, além dos modelos de caracterização disponíveis para quantificação dos potenciais impactos (Goedkoop; Huijbregts, 2013). Isto acaba limitando a metodologia com uma frequente ausência de estudos que considerem o cenário no qual o resíduo não possui uma destinação adequada e ainda a ausência de modelos de caracterização para quantificar determinados impactos associados à perda de biodiversidade no ambiente marinho (Haes et al., 2002).

Em estudos de avaliação do ciclo de vida, é comum considerar como disposição final de produtos plásticos os aterros sanitários, aterros controlados e a reciclagem, como mencionado anteriormente. Por outro lado, faltam indicadores de impacto ambiental que contabilizem os danos de detritos plásticos descartados de forma inadequada, podendo gerar impactos sobretudo à biodiversidade. Resumidamente, estudos de ACV de plásticos se restringem a contabilizar os impactos de fim-de-vida em sistemas de gestão. O que contraria informações da literatura, de que uma parcela de resíduos plásticos é descartada incorretamente e acaba aumentando a presença destes resíduos nos oceanos. Diante disto, é importante que

essa carga ambiental de resíduos plásticos pós-consumo presentes nos oceanos seja contabilizada em estudos de ACV (Casagrande, Naiara, 2018).

Ou seja, para modelar os impactos ambientais provocados pela má gestão de resíduos plásticos que leva ao acúmulo deles em corpos hídricos, especialmente nos oceanos, ainda não existem metodologias desenvolvidas para que estes impactos sobre a vida marinha sejam contabilizados (Haes et al., 2002).

Esta constatação de limitação na definição dos cenários de fim de vida torna os resultados obtidos pelos estudos de ACV frágeis quando relacionados a sistemas de produto de plásticos, pois deixa de retratar os impactos causados pelos resíduos com destinação incorreta. Do total de resíduos plásticos gerados anualmente no mundo, 68% são encaminhados para sistemas de gestão e 32% têm destinação inadequada (Ellen MacArthur Foundation, 2021). Destes, 28,8% permanecem no meio ambiente, vulneráveis às ações do tempo e com chances de chegarem ao mar e efetivamente 3,2% chegarão diretamente aos oceanos como esquematizado na figura 6, na qual a linha pontilhada verde para representar os destinos finais passíveis de serem modelados e a linha vermelha pontilhada, demonstra o quantitativo não contabilizado pelos modelos computacionais de ACV (WWF Relatório, 2016)

Para considerar os fluxos de microplástico e macroplástico no inventário, é importante o desenvolvimento de novos modelos de caracterização, visto que a modelagem de resíduos plásticos no fim de vida deve ser dividida entre cenários “com gestão” e “sem gestão”.

A modelagem com inclusão do descarte incorreto de plásticos no pós uso poderá vir a influenciar na distribuição da carga ambiental entre os cenários de destinação final para este sistema de produto. Os novos fluxos de resíduos resultarão em uma alteração nos resultados do ACV contribuindo com aumento ou diminuição de indicadores de impacto nos diferentes cenários de gestão.

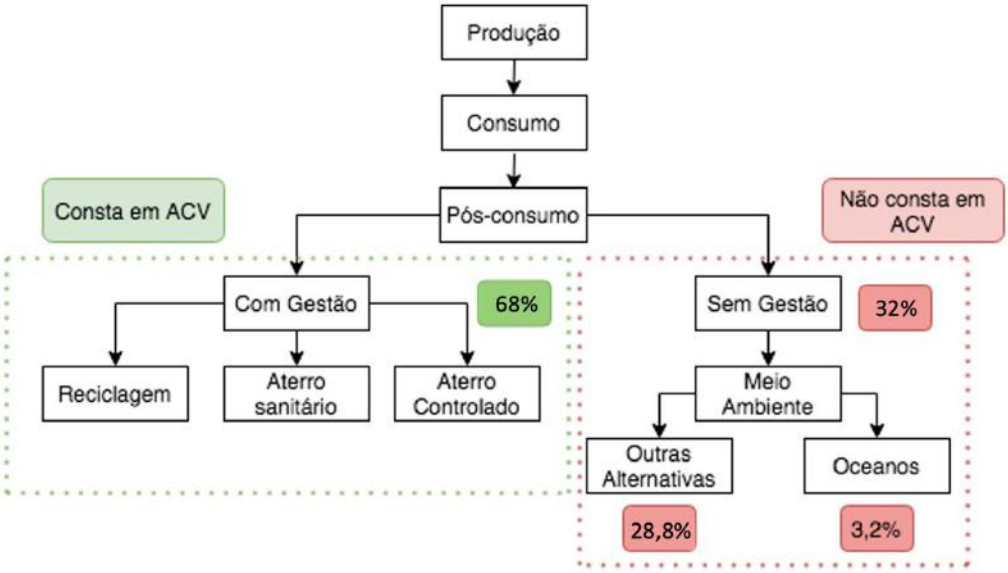

Figura 6: Disposição de Plásticos segundo a literatura. (Fonte: Goedkoop e Huijbregts (2013); Haes et al. (2002), Jambeck et al. (2015b), Plastics Europe (2016), Casagrande, Naiara (2018), WWF Relatório (2016), Ellen MacArthur Foundation (2021))

Na tentativa de mitigar o impacto em biodiversidade não mapeado convencionalmente, durante o processo de modelagem desse estudo, foi gerado um novo fluxo elementar referente a um novo impacto chamado de "Plástico vazado". O plástico vazado é quantificado pela massa em kg de plástico que apresenta destino sem gestão e tem como destino final oceanos, impactando diretamente a biodiversidade marinha.

3.2 Análise do Inventário

A análise do inventário do ciclo de vida envolve a coleta de dados e os procedimentos de cálculo para a quantificação das entradas e saídas do sistema de produto, promovendo uma perspectiva ampla e sistemática do ambiente e dos recursos em cada uma das etapas do ciclo de vida do produto estudado (ABNT NBR 14044, 2009b).

3.2.1 Software e Base de Dados

Para a modelagem do estudo, foi utilizado o software *OpenLCA*[3], onde aplicou-se uma combinação com dados da base *Ecoinvent* (versão 1.10.3.6-2019), por ser uma ampla biblioteca

[3] O software *OpenLCA* é um software gratuito, de código aberto, altamente difundido e considerado como uma boa alternativa para reduzir custos de investimento para praticantes de estudos de ACV. Uma das vantagens que ele oferece aos usuários é a possibilidade de trabalhar com diferentes bases de dados de diferentes origens.

de inventários com valores de cargas ambientais (entradas e saídas de materiais, substâncias e energia) associadas ao ciclo de vida de um grande número de produtos, processos, sistemas de energia, de transporte, de disposição de resíduos considerada referência em termos de bancos de dados para estudos de avaliação de ciclo de vida (ACV Brasil, 2021).

3.2.2 Hipóteses

A análise do inventário foi realizada de acordo com a divisão das atividades do ciclo de vida das embalagens nas unidades de processo, com o objetivo de obter informações ambientalmente relevantes das etapas do ciclo de vida dentro dos sistemas de produto estudados, utilizando-se o *software OpenLCA*.

Um fator relevante é o fato de que, para o caso da embalagem biodegradável de bagaço de cana-de-açúcar, a base de dados escolhida não detinha informações específicas para fabricação deste produto especificamente com esta matéria-prima. Dessa forma, uma série de adaptações foram feitas a partir de processos considerados equivalentes, principalmente com relação à indústria de papel e celulose que serão detalhados nas tabelas.

Nos dois cenários modelados, foi considerado que ambas as embalagens eram fabricadas, distribuídas, consumidas e descartadas no Brasil. Nesse sentido, optou-se por adaptar a matriz energética para a realidade brasileira, assim como admitir uma distribuição predominantemente rodoviária, que é o modal de maior relevância no país. Com relação à etapa de fim de vida dos produtos modelados, também foi considerado o panorama brasileiro de gestão de resíduos. Assim, a partir dessas escolhas, pode-se dizer que a modelagem adquiriu um aspecto de regionalismo, importante para fins comparativos do objeto de estudo que é o caso brasileiro.

A partir de dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) de 2019, tem-se que o destino final de resíduos sólidos urbanos no Brasil é repartido em:

- 75,1% aterros sanitários, destino regulamentado pelo governo
- 12,9% lixões, destino irregular
- 12,0% aterros controlados, destino irregular

Todas essas hipóteses levantadas serão detalhadas na modelagem nas tabelas 3 a 6 a seguir, assim como as entradas e saídas de cada uma das etapas dos produtos estudados.

3.2.3 Modelagem

Nesta seção, foram elaboradas tabelas com o intuito de registrar informações detalhadas de maneira organizada, listando e quantificando os aspectos ambientais de cada processo, na forma de correntes de entrada e saída, incluindo as suas unidades, conforme proposto por RIBEIRO (2009) tanto para a embalagem de polipropileno como para a embalagem de bagaço de cana-de-açúcar.

Desse modo, enquanto o título da tabela descreve o processo a ser detalhado, as linhas "entradas" e "saídas" delimitam os fluxos de entrada e o produto de saída do processo em questão. A coluna "quantidade" refere-se à quantificação de um determinado processo acompanhado da sua unidade de medida. A coluna "comentários" descreve as condições que nas quais determinado fluxo foi modelado, essa informação é diretamente retirada da base de dados *Ecoinvent* no *software OpenLCA* e a coluna "considerações" pontua qualquer adaptação ou especificidade na modelagem de acordo com as fronteiras de análise e os objetivos deste trabalho.

Tabela 3: Análise do inventário - Produção da embalagem de Polipropileno

Processo: Produção da Embalagem de Polipropileno				
Fluxo	**Qtd.**	**Database Ecoivent 2016**	**Comentários**	**Considerações**
Entradas				
Polipropileno granulado	15,0 g	polypropylene production, granulate | polypropylene, granulate | Cutoff, U - RoW	Os dados são derivados dos perfis ecológicos da indústria de plásticos europeia (PlasticsEurope)	-
Extrusão de folhas de plástico e termoformação em linha	15,96 g	extrusion of plastic sheets and thermoforming, inline | extrusion of plastic sheets and thermoforming, inline | Cutoff, U - RoW	Esta atividade representa a extrusão em linha e termoformação de pellets plásticos para a indústria alimentícia, onde uma entrada de 1 kg de plástico rende 0,94 kg de folhas de plástico termoformado.	Matriz energética brasileira, conjunto de dados descreve a eletricidade disponível no nível de média tensão no Brasil para o ano de 2014.
Saídas				
Embalagem de polipropileno	1 item	-	-	-

Tabela 4: Análise do inventário - Descarte da embalagem de Polipropileno

Processo: Descarte da da Embalagem de Polipropileno				
Fluxo	**Qtd.**	**Database Ecoivent 2016**	**Comentários**	**Considerações**
Entradas				
Embalagem de polipropileno usada	15,0 g	-	-	-
Saídas				
Resíduo de Polipropileno - Aterro Sanitário	69,1% x 15g	treatment of waste polypropylene, sanitary landfill | waste polypropylene | Cutoff, U - RoW	Este conjunto de dados representa a decomposição de resíduos em um aterro sanitário. Emissões de curto prazo específicas de resíduos para a atmosfera via incineração de gás de aterro e lixiviado de aterro. Encargos do tratamento de lixiviado de curto prazo (0-100a) na estação de tratamento de águas residuais (incluindo eliminação de lodo da ETAR). Emissões de longo prazo do aterro para as águas subterrâneas (após falha do revestimento de base do aterro).	A distribuição das destinações dos resíduos de polipropileno foi estimada a partir de dados da disposição final dos resíduos sólidos no Brasil em 2018, de acordo com o SNIS.
Resíduo de Polipropileno - Aterro Controlado	12,0% x 15g	treatment of waste polypropylene, unsanitary landfill, wet infiltration class (500mm) | waste polypropylene | Cutoff, U - GLO	Este conjunto de dados representa a decomposição de resíduos de polipropileno em um aterro sanitário controlado. Emissões de curto e longo prazo específicas de resíduos para a atmosfera via gás proveniente da decomposição do aterro e do lixiviado de aterro.	
Resíduo de Polipropileno - Lixão	12,9% x 15g	treatment of waste polypropylene, open dump, wet infiltration class (500mm) | waste polypropylene | Cutoff, U - GLO	Este conjunto de dados representa a decomposição de resíduos de polipropileno em lixão a céu aberto. Emissões de curto e longo prazo específicas de resíduos para a atmosfera via gás proveniente da decomposição do lixão e do lixiviado do lixão.	

Tabela 5: Análise do inventário – Produção da Embalagem de Bagaço de cana-de-açúcar

Processo: Produção da Embalagem de Bagaço de Cana-de-açúcar				
Fluxo	**Qtd.**	**Database Ecoivent 2016**	**Comentários**	**Considerações**
Entradas				
Polpa de bagaço, branqueada	15,96 g	bagasse pulp production, bleached | electricity, high voltage | Cutoff, RLA (adaptation from eucalyptus pulp production)	Adaptação da base de dados da produção de polpa de eucalipto na América Latina (Brasil, Uruguai, Chile e Argentina) obtida da madeira de eucalipto em 2017 para produção de polpa de Bagaço de Cana-de-açúcar no Brasil. Foram usados dados da indústria fornecidos pelo European Pulp Industry Sector (EPIS). Os valores usados são uma média ponderada de todas as fábricas de celulose correspondentes. A tecnologia representada é considerada o estado da arte para a média latino-americana. Para a fabricação da polpa, as fibras da madeira são separadas em um processo de cozimento kraft em uma chamada linha de fibra. Em uma linha de recuperação, os produtos químicos usados no processo de cozimento são recuperados para serem usados novamente e a energia é produzida. O terceiro processo é o tratamento de efluentes, onde as descargas de gases e líquidos para o meio ambiente são minimizadas e monitoradas continuamente.	Matriz energética brasileira, conjunto de dados descreve a eletricidade disponível no nível de alta tensão no Brasil para o ano de 2014. Transporte considerado foi o rodoviário, de modo que a polpa fosse produzida e consumida como matéria-prima no Brasil, modelo de transporte EURO4, com maior grau de semelhança com o cenário brasileiro.
Extrusão da polpa de Bagaço	15,0 g	thermoforming of bagasse pulp | Cutoff, U	Esta atividade representa a termoformação das embalagens de bagaço de cana-de-açúcar, adaptado do processo de extrusão em linha e termoformação de pellets plásticos para a indústria alimentícia.	
Saídas				
Embalagem de bagaço	1 item	-	-	-

Tabela 6: Análise do inventário – Descarte da Embalagem de Bagaço de cana-de-açúcar

Processo: Descarte da da Embalagem de Bagaço de Cana-de-açúcar				
Fluxo	**Qtd.**	**Database Ecoivent 2016**	**Comentários**	**Considerações**
Entradas				
Embalagem de bagaço de usada	15,0 g	-	-	-
Saídas				
Resíduo de Bagaço - Aterro Sanitário	75% x 15g	treatment of waste bagasse, sanitary landfill I waste bagasse I Cutoff, U - BR (adaptation from treatment of paperboard).	Este conjunto de dados representa a decomposição de resíduos em um aterro sanitário. Emissões de curto prazo específicas de resíduos para a atmosfera via incineração de gás de aterro e lixiviado de aterro. Encargos do tratamento de lixiviado de curto prazo (0-100a) na estação de tratamento de águas residuais (incluindo eliminação de lodo da ETAR). Emissões de longo prazo do aterro para as águas subterrâneas (após falha do revestimento de base do aterro).	A distribuição das destinações dos resíduos de bagaço foi estimada a partir de dados da disposição final dos resíduos sólidos no Brasil em 2018, de acordo com o SNIS.
Resíduo de Bagaço - Aterro Controlado	11% x 15g	treatment of waste bagasse, unsanitary landfill, wet infiltration class (500mm) I waste bagasse I Cutoff, BR (adaptation from treatment of paperboard).	Este conjunto de dados representa a decomposição de resíduos em um aterro sanitário controlado. Emissões de curto e longo prazo específicas de resíduos para a atmosfera via gás proveniente da decomposição do aterro e do lixiviado de aterro.	
Resíduo de Bagaço - Lixão	12% x 15g	treatment of waste bagasse, open dump, wet infiltration class (500mm) I waste bagasse I Cutoff, U - BR (adaptation from treatment of paperboard)	Este conjunto de dados representa a decomposição de resíduos em lixão a céu aberto. Emissões de curto e longo prazo específicas de resíduos para a atmosfera via gás proveniente da decomposição do lixão e do lixiviado do lixão.	
Resíduo de Bagaço - Compostagem	2% x 15g	treatment of biowaste, industrial composting | biowaste | Cutoff, U (adaptation from treatment of biowaste)	Este conjunto de dados representa o tratamento de compostagem, processo de decomposição controlada e umidificação de materiais biodegradáveis sob condições gerenciadas, que é aeróbio e permite o desenvolvimento de temperaturas adequadas para bactérias mesofílicas e termofílicas como resultado do calor produzido biologicamente.	

3.3 Avaliação dos Potenciais Impactos Ambientais

Os modelos de caracterização de impacto apresentam características individuais específicas, podendo ser classificados em duas categorias de acordo com sua abordagem: *midpoint* e *endpoint* (Cavalett et al., 2013). De acordo com os autores, no nível *midpoint* (ponto médio), todas as substâncias referentes ao ACV possuem características que não representam as consequências finais sobre o percurso ambiental das emissões listadas no inventário do ciclo

de vida (ICV), mas são indicadores de impacto em potencial. Já a modelagem *endpoint* (ponto final), consiste basicamente em caracterizar a gravidade ou as consequências de categorias de impacto de ponto médio, ou seja, quantificar as consequências finais das externalidades nas respectivas áreas de proteção: danos aos ecossistemas, saúde humana e recursos proteção (Florindo et al., 2015).

A Figura 7 apresenta uma distinção entre os métodos *midpoint* e *endpoint*, onde os indicadores de ponto final são definidos ao nível das áreas de proteção e os pontos médios indicam impactos em algum lugar entre a emissão e o ponto extremo. Evidencia-se a visão holística da AICV sobre os impactos ambientais, já que considera a possibilidade de que esses afetem uma ou mais áreas de proteção e que existam não somente os impactos tóxicos (por exemplo, o risco químico), mas também os impactos associados de emissões de poluentes atmosféricos (aquecimento global, destruição da camada de ozônio, formação de smog), bem como os impactos de diferentes formas de uso da terra e da água, do ruído e da radiação e esgotamento de recursos renováveis e não-renováveis. Dessa forma, cada método de AICV considera um conjunto específico de categorias de impacto. As principais categorias midpoint e endpoint, assim como as suas relações, são ilustradas na Figura 8.

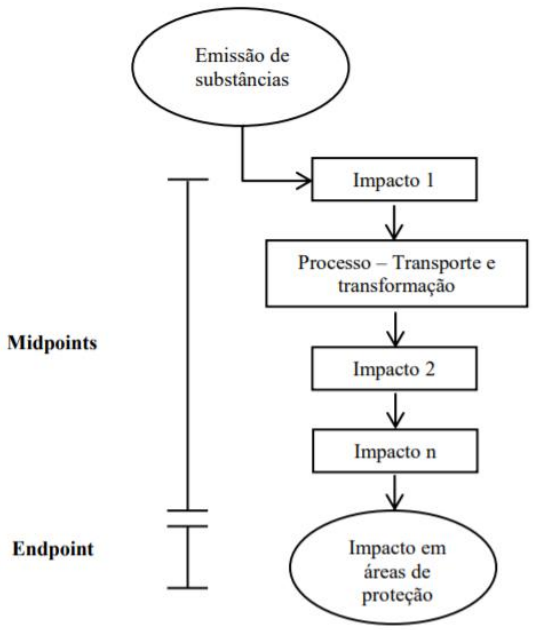

Figura 7: Representação esquemática de um mecanismo ambiental subjacente à modelagem Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (Fonte: Finnveden et al. (2009), adaptado de Hauschild and Potting, 2004)

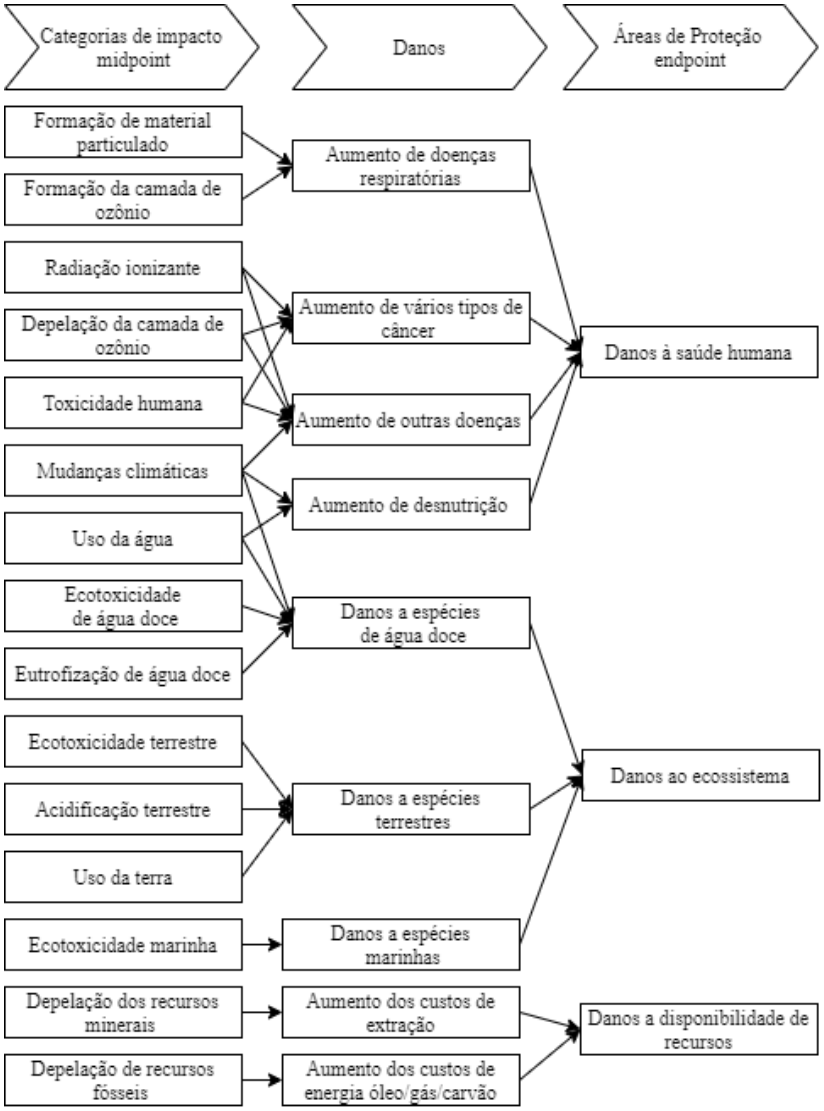

Figura 8:Visão geral das categorias de impacto *Midpoint* que são abordadas no ReCiPe2016 e sua relação com as áreas de proteção *Endpoint* (Fonte: Adaptado de Huijbregts, Mark AJ, et al, 2016)

Para a avaliação de impactos, optou-se pelo modelo de ReCiPe 2016. O método ReCiPe é uma evolução dos métodos Ecoindicator 99 e CML 2001, que integra uma abordagem de *midpoint* e *endpoint* numa estrutura consistente (Cavallett, O. et al, 2013). O primeiro grupo que segue a abordagem *midpoint*, inclui 18 categorias de impacto: acidificação terrestre, depleção da camada de ozônio, depleção de água, depleção de combustíveis fósseis, depleção de recursos minerais, ecotoxicidade em água doce, ecotoxicidade marinha, ecotoxicidade terrestre, eutrofização de água doce, eutrofização marinha, formação de material particulado, formação de oxidantes fotoquímicos, mudanças climáticas, ocupação de solo agrícola, ocupação de solo urbano, radiação ionizante, toxicidade humana e transformação de solo natural. O detalhamento desses impactos pode ser encontrado na tabela 7.

Já o segundo grupo segue a abordagem *endpoint* no qual suas categorias de impacto *midpoint* são normalizadas e agregadas dando origem a três categorias de dano: danos à saúde humana, danos à diversidade dos ecossistemas, e danos à disponibilidade de recursos. A correlação dos impactos com seus respectivos dados associados se encontra na tabela 8.

Desse modo, nas categorias de impacto *endpoint* é adotada uma normalização das unidades de referência. Por exemplo, no caso dos danos impactos à saúde humana são mensurados pela medida DALY, sigla em inglês que faz referência aos anos perdidos de vida devido a mortes prematuras ou perda de qualidade de vida devido a doenças causadas por impactos ambientais. No caso dos danos à biodiversidade, estes são mensurados pela medida espécies/ano que faz referência ao número de espécies extintas por ano por impactos ambientais. Finalmente, a escassez de recursos finitos é mensurada pela medida USD2013, isto é, o excedente em dólares de custos futuros para a produção de recursos dentro de um prazo infinito, considerando constante a produção anual.

Tabela 7: Visão geral das categorias de impacto *midpoint* e indicadores relacionados

Catgoria de impacto midpoint	Indicador		Unidade	Referências
Mudanças climáticas	Aumento da radição infravermelha	Potencial de aquecimento global (GWP)	kg CO2-eq para o ar	IPCC 2013; Joos et al. 2013
Depelação da camada de ozônio	Diminuição do ozônio estratosférico	Potencial de depelação do ozônio (ODP)	kg CFC-11-eq para o ar	WMO 2011
Radiação ionizante	Aumento da dose absorvida	Potencial de radiação ionizante (IRP)	kBq Co-60-eq para o ar	Frischknecht et al. 2000
Formação de material particulado	Aumento na ingestão de PM2.5 pela população	Potencial de formação de material particulado (PMFP)	kg PM2.5-eq para o ar	Van Zelm et al.2016
Formação de oxidantes fotoquímicos (ecossitemas terrestres)	Aumento do ozônio troposférico	Potencial de formação de oxidantes fotoquímicos: ecossitemas (EOFP)	kg Nox-eq para o ar	Van Zelm et al.2016
Formação de oxidantes fotoquímicos (saúde humana)	Aumento da ingestão de ozônio troposférico pela população	Potencial de formação de oxidantes fotoquímicos: ecossitemas (EOFP)	kg Nox-eq para o ar	Van Zelm et al.2016
Acidificação terrestre	Aumento de prótons em solos naturais	Potencial de acidificação terrestre (TAP)	kg SO2-eq para o ar	Roy et al 2014
Eutrofização de água doce	Aumento de fósforo em água doce	Potencial de eutrofização de água doce	kg P-eq na água doce	Helmes et al. 2012
Toxicidade humana: câncer	Risco de aumento na incidência de câncer	Potencial de toxicidade humana (HTPc)	kg 1,4-DCB-eq no ar urbano	Van Zelm et al.2009
Toxicidade humana: não câncer	Risco de aumento na incidência de doenças não cancerígenas	Potencial de toxicidade humana (HTPnc)	kg 1,4-DCB-eq no ar urbano	Van Zelm et al.2009
Ecotoxicidade terrestre	Aumento de perigo em solos naturais	Potencial de ecotoxicidade terrestre (TETP)	kg 1,4-DCB-eq no solo industrial	Van Zelm et al.2009
Ecotoxicidade de água doce	Aumento de perigo em água doce	Potencial de ecotoxicidade em água doce (FETP)	kg 1,4-DCB-eq na água doce	Van Zelm et al.2009
Ecotoxicidade marinha	Aumento de perigo em água marinha	Potencial de ecotoxicidade em água doce (METP)	kg 1,4-DCB-eq na água marinha	Van Zelm et al.2009
Uso da terra	Ocupação e transformação da terra	Potencial de ocupação da terra para agricultura (LOP)	m2 x área de cultivo-eq anual	De Baan et al 2013; Curran et al. 2014
Uso da água	Aumento do consumo de água	Potencial de consumo de água (WCP)	m3 de água-eq consumida	Doll e Siebert 2002; Hoekstra e Mekonnem 2012
Escassez de recursoss minerais	Aumento de minério extraído	Potencial de minério excedente (SOP)	kg Cu-eq	Vieira et al. 2016a
Escassez de recursos fósseis	Poder calorífico	Potencial de combustíveis fósseis (FFP)	kg óleo-eq	Jungbluth e Frischknecht 2010

(Fonte:Adaptado de Huijbregts, Mark AJ, et al, 2016)

Tabela 8: Visão geral das categorias de impacto *endpoint e* danos propostos pelo ReCipe2016

Problema ambiental	Área de Proteção	Danos	Referências
Mudanças climáticas	Saúde Humana	Anos de vida perdidos relacionados ao aumento de malária, diarréia, desnutrição e desastres naturais causados pelo aumento da temperatura média global	IPCC 2013; Joos et al. 2013; '
	Ecossitemas (terrestres)	Perda de espécies relacionada a mudanças nas distribuições dos biomas devido ao aumento da temperatura global	IPCC 2013; Joos et al. 2013; Urban 2015
	Ecossistemas (água doce)	Perda de espécies de peixes relacionadaao aumento da vazão de rios	Hanafiah et al.2011
Depelação do ozônio estratosférico	Saúde Humana	Anos de vida perdidos relacionados ao aumento de câncer de pele e catarata devido a exposição à radição UV	WMO 2011; Hayashi et al.2006
Radiação ionizante	Saúde Humana	Anos de vida perdidos relacionados ao aumento de câncer e doenças hereditárias causadas pela exposição à radiação	Frischknecht et al. 2000; De Schryver et al.2011
Formação de material paticulado	Saúde Humana	Anos de vida perdidos relacionados ao aumento de câncer cardiopulmonar causado pela exposição primária e secundária a aerossóis	Van Zelm et al.2016
Formação de oxidantes fotoquímicos	Saúde Humana	Anos de vida perdidos relacionados ao aumento de doenças respiratórias causadas pela exposição ao ozônio	Van Zelm et al.2016
Acidificação terrestre	Ecossistemas (terrestre)	Perda de espécies de plantas devido à exposição ao ozônio	Van Zelm et al.2016
	Ecossistemas (terrestre)	Perda de espécies de plantas devidoao aumento do pH do solo	Roy et al.2014
Eutrofização de água doce	Ecossistemas (aquático)	Perda de espécies aquáticas devido ao aumento na concentração de fósforo	Helmes et al. 2012; Azevedo et al 2013a,b
Toxicidade	Saúde Humana	Anos de vida perdidos relacionados aos efeitos de câncer e não câncer devido à ingestãoe inalação de substâncias tóxicas	Van Zelm et al.2009
	Ecossistemas (marinho)	Perda de espécies devido à exposição química em águas marinhas	Van Zelm et al.2009
	Ecossistemas (terrestre)	Perda de espécies devido à exposição química em solos	Van Zelm et al.2009
	Ecossistemas (água doce)	Perda de espécies devido à exposição química em água doce	Van Zelm et al.2009
Consumo de água	Saúde Humana	Desnutrição causada pela falta de água	Pficher et al.2009
	Ecossistemas (terrestre)	Diminuição na produtividade primária líquida por causa da escassez de água como proxy para a perda total de espécies	Pficher et al.2009
	Ecossistemas (aquático)	Perda de espécies de peixes relacionadaao aumento da vazão de rios	Hanafiah et al.2011
Uso da terra	Ecossistemas (terrestre)	Perda de espécies devido ao diferentes tipos de uso da terra (agricultura, silvicultura, construções). Perda de espécies causadas pela transformação na terra natural ou usada, incluindo o tempo que a mesma leva para voltar ao seu estágio natural.	De Baan et al. 2013; Curran et al.2014
Escassez de recursos minerais	Escassez de recursos	Aumento do custo devido ao aumento da extração de minérios	Vieira et al.2016b
Escassez de recursos fósseis	Escassez de recursos	Aumento do custo devido ao aumento da extração de recursos fósseis	Vieira et al.2016b

(Fonte:Adaptado de Huijbregts, Mark AJ, et al, 2016).

4 Resultados e discussões

4.1 Relevância dos impactos obtidos

Como mencionado, a metodologia *Endpoint* permite normalizar os impactos ambientais relacionados a macrossegmentos como saúde humana, biodiversidade e uso de recursos finitos. Assim, torna-se possível identificar quais são os impactos mais relevantes de maneira a priorizá-los para efeitos de comparação.

4.1.1 Saúde Humana

A figura 9 abaixo relaciona os impactos de cada embalagem e cenário à debilitação em anos de vida.

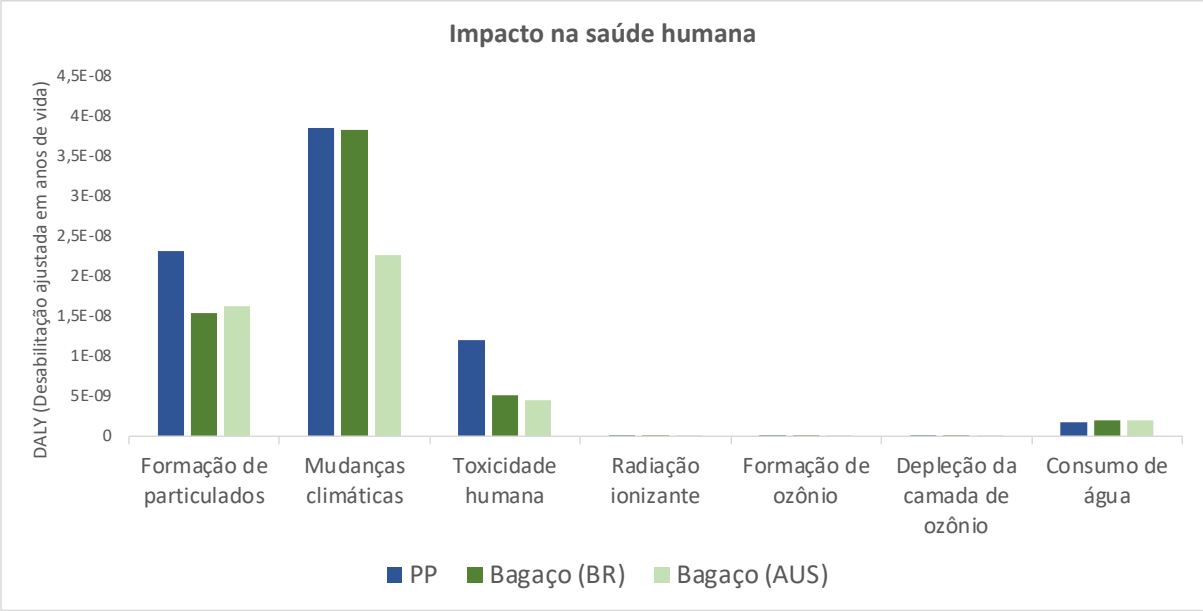

Figura 9: Resultados geral dos 3 cenários propostos nas categorias de impacto *Midpoint* associadas a áreas de saúde humana da metodologia *Endpoint*

Com base nos resultados, percebe-se que os impactos relevantes dessas embalagens à saúde humana são: a formação de materiais particulados, as mudanças climáticas, a toxicidade gerada e o consumo de água. Já não eram esperados impactos relevantes em radiação iônica, tendo em vista a matriz energética brasileira, onde apenas uma parcela de 2,8% é referente a usinas nucleares (ABEN, 2017). Além disso, a depleção da camada de ozônio envolve a emissão de gases que promovem o aumento da concentração de cloro e bromo na atmosfera, compostos pouco presentes no ciclo de vida dos materiais. Entretanto, esperava-se uma maior contribuição no consumo de água, principalmente por parte da embalagem de bagaço de cana, já que não só seu cultivo necessita de grandes quantidades de água, mas também o processo de produção da polpa/extração da celulose. Porém, deve-se ressaltar que este é o resultado normalizado no aspecto de danos à saúde humana. Logo, apesar do consumo de água ser considerado alto, frente aos outros impactos, ele se torna menos relevante.

4.1.2 Biodiversidade

A figura 10 abaixo relaciona os impactos de cada embalagem e cenário à queda de biodiversidade no mundo.

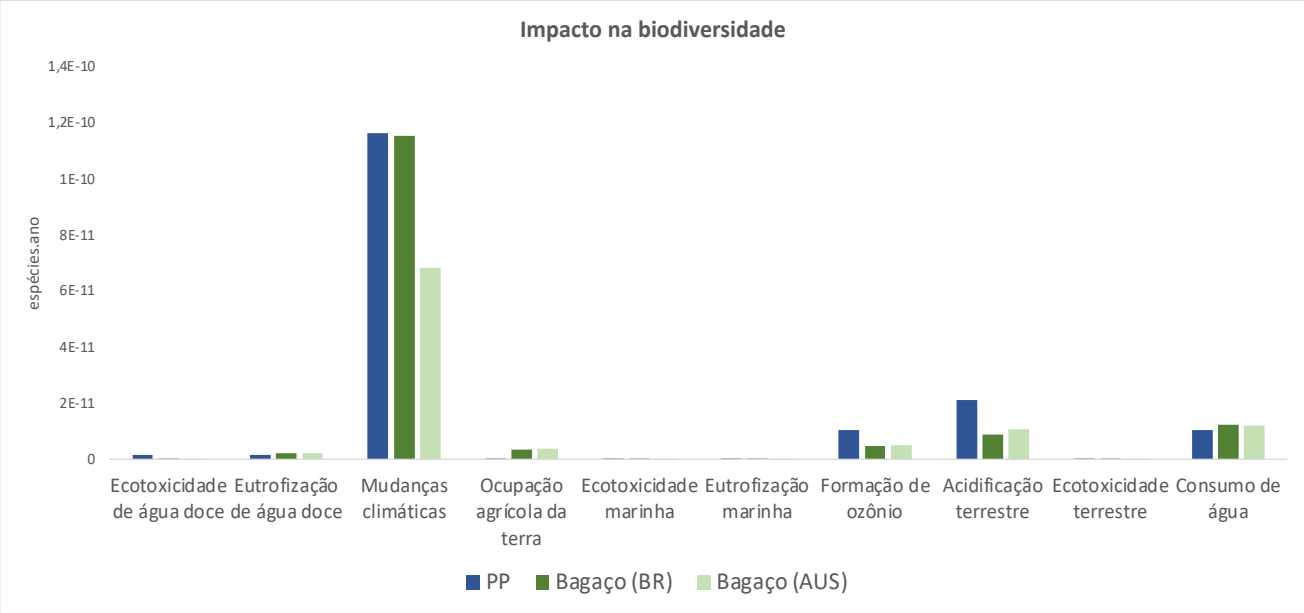

Figura 10: Resultados geral dos 3 cenários propostos nas categorias de impacto *Midpoint* associadas a áreas de biodiversidade da metodologia *Endpoint*

Com base nos resultados, percebe-se que os impactos relevantes dessas embalagens à biodiversidade são: as mudanças climáticas, a formação de ozônio, a acidificação terrestre e o consumo de água. Vale ressaltar que o impacto em mudanças climáticas é muito superior aos outros, sendo este o mais relevante ao se tratar da extinção de espécies. Outro aspecto importante é o fato da irrelevância dos impactos em ecotoxicidade terrestre e marinha e eutrofização marinha, indicando baixo impacto direto nesses ambientes. Entretanto, como abordado previamente, na seção 3.3, o descarte inapropriado e sem gestão de plásticos já apresenta grande impacto na biodiversidade, sobretudo a marinha. Nesse sentido, é colocado em evidência a limitação das atuais metodologias de ACV para análise do impacto de plástico vazado.

4.1.3 Escassez de recursos finitos

A figura 11 abaixo relaciona os impactos de cada embalagem e cenário ao aumento de custos de produção devido à escassez de recursos.

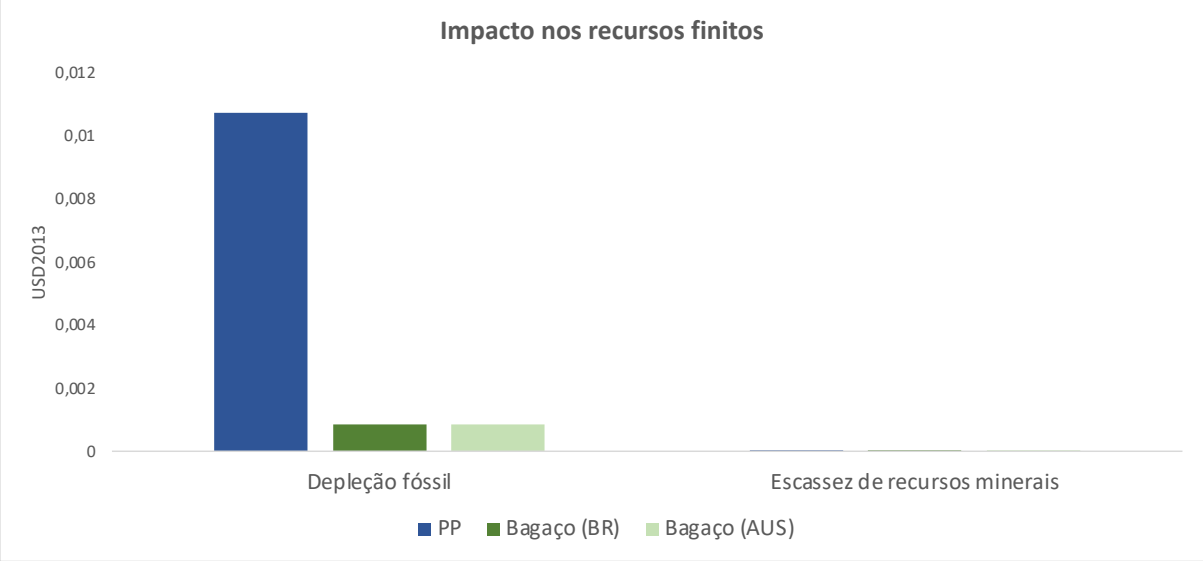

Figura 11: Resultados geral dos 3 cenários propostos nas categorias de impacto *Midpoint* associadas a áreas de depleção de recursos finitos da metodologia *Endpoint*

Com base nos resultados, percebe-se que o único impacto relevante no aspecto de escassez de recursos é a depleção fóssil. Como evidenciado, esse resultado era esperado principalmente para a embalagem de PP, tendo em vista sua matéria prima, o petróleo, recurso natural e não-renovável.

4.2 Análise de contribuição por etapa

A partir da identificação dos impactos ambientais mais relevantes realizada na seção 4.1., é possível começar uma análise direcionada e individualizada para cada um dos cenários de embalagens. Esse estudo permite quantificar a contribuição de cada etapa do ciclo de vida para os diferentes impactos ambientais e mapear as oportunidades de melhoria dentro de cada processo.

As figuras 12 e 13 apresentam essa contribuição por etapa de cada uma das embalagens estudadas.

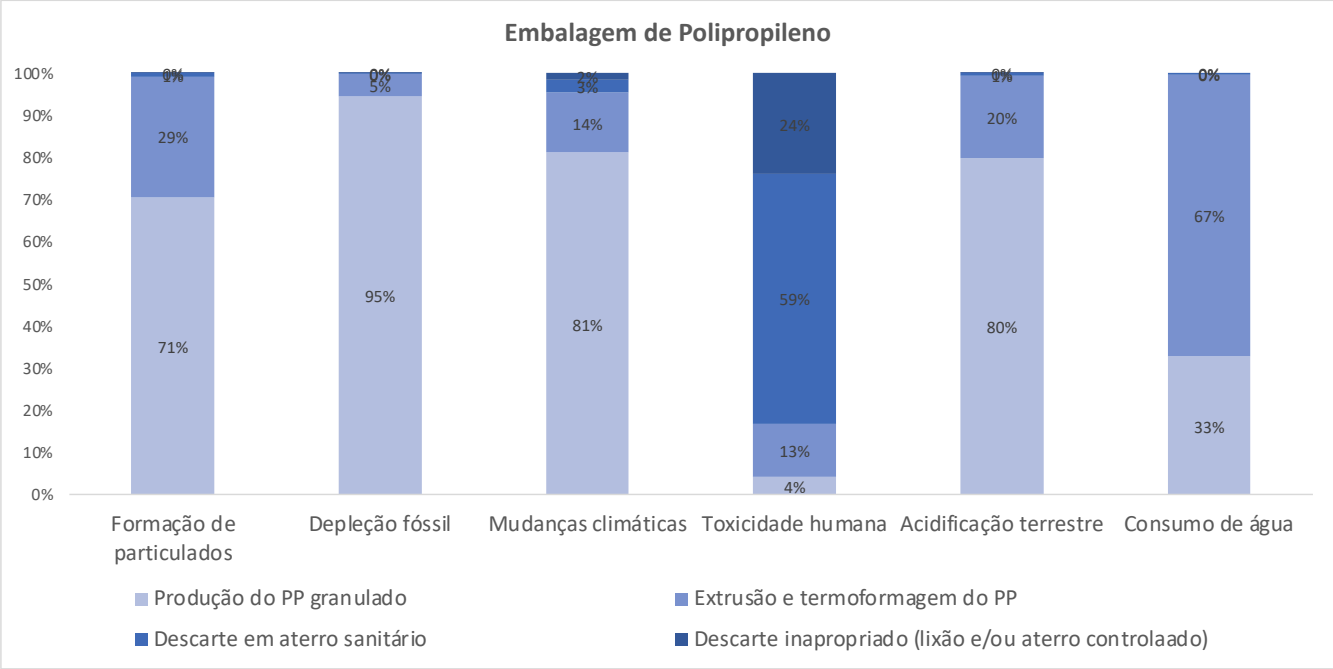

Figura 12: Resultado da contribuição de cada etapa do ciclo de vida da embalagem de polipropileno para os diferentes impactos ambientais *Midpoint*

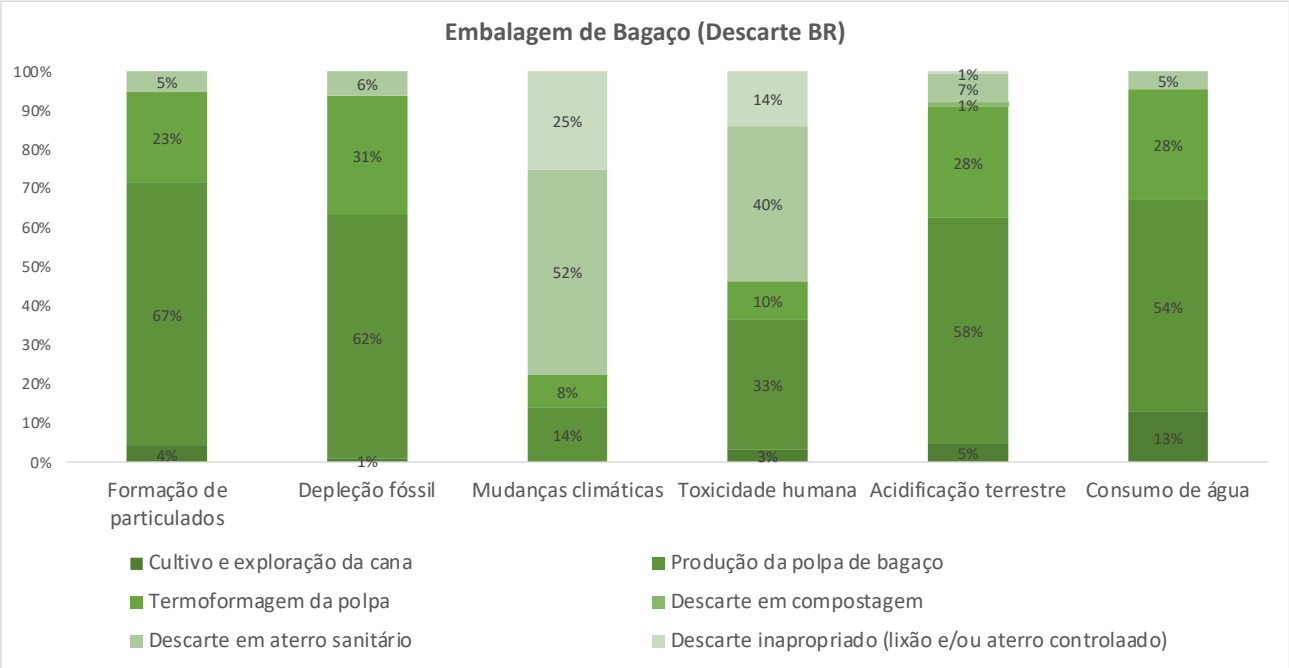

Figura 13: Resultado da contribuição de cada etapa do ciclo de vida da embalagem de bagaço de cana-de-açúcar para os diferentes impactos ambientais *Midpoint*

A fase de produção da embalagem (produção da matéria prima e extrusão/termoformagem) é a maior contribuidora em ambos os casos para a maioria dos impactos, principalmente devido ao consumo de energia nessas etapas. Entretanto, a contribuição de cada etapa para a mudança climática difere entre o PP e o bagaço. Enquanto

para o PP a etapa de produção contribui com 95% nesse impacto, no bagaço ela representa apenas 22%. Para a embalagem biodegradável é a etapa de descarte o principal ofensor em mudanças climáticas, especialmente o descarte em aterros sanitários e o descarte sem gestão. Esse resultado sugere que para minimizar os impactos climáticos, deve-se priorizar etapas diferentes em cada uma das embalagens. Para a embalagem de PP, as oportunidades de melhoria envolvem abordagens de tratamento das emissões geradas durante a produção do polipropileno granulado. Já para a embalagem de bagaço, o foco deve ser outro: na alteração do tratamento de resíduos sólidos urbanos, substituindo o descarte em aterros por alternativas mais adequadas para esse lixo, como a compostagem.

A decomposição de embalagens biodegradáveis em aterros e lixões não é realizada de maneira controlada. Ao longo desse processo, a matéria orgânica produz chorume, líquido escuro que escorre e, em contato com outros tipos de lixo e materiais, pode carregar metais pesados se tornando altamente tóxico, poluindo o solo e, ao se infiltrar neste, contaminando qualquer fonte de água que atravessar. Além disso, a decomposição passa por duas etapas: aeróbia e anaeróbia. As reações do segundo estágio dão origem a dois gases: dióxido de carbono e metano. Este segundo é um dos principais responsáveis pelo aquecimento global, impactando diretamente nas mudanças climáticas (Vaverková, 2019).

No cenário de descarte australiano, país com a maior taxa de compostagem encontrada, 48% do lixo é destinado à compostagem e a participação da etapa de produção nesse impacto torna-se mais relevante (38%). Todavia, adaptando essa realidade para o Brasil, 52% do lixo ainda termina no aterro, de modo que este continua sendo o maior contribuidor.

Há também uma variação de participação por etapa quando se analisa a toxicidade humana. Para a embalagem de polipropileno, o descarte é a etapa predominante, contribuindo com 83% do total desse impacto. Já para a embalagem de bagaço de cana, a etapa de descarte e de produção são praticamente igualmente relevantes, 54% e 47% respectivamente. Como mencionado no capítulo 3.4.2, na etapa de produção da polpa de bagaço de cana, misturas de solventes químicos são necessárias. Desse modo, 10% de toda a contribuição advém apenas do uso do dióxido de cloro, solvente utilizado no processo de branqueamento da polpa produzida.

Por fim, vale ressaltar a baixa representatividade da etapa de cultivo da cana-de-açúcar para os impactos, sendo apenas relevante no consumo de água, onde participa com 13%. Isto ocorre pois o bagaço de cana-de-açúcar é um subproduto desse cultivo, ou seja, não é o principal material de interesse. Logo, para tornar a análise coerente, os fluxos gerados pelo

cultivo são distribuídos entre os recursos gerados através de uma alocação econômica. Portanto, a alocação para o bagaço torna-se pequena e, frente à produção da embalagem e seu descarte, quase irrelevante.

4.3 Comparação dos produtos

Para realizar uma comparação entre as embalagens propostas, foi realizada uma normalização, utilizando os valores obtidos pela embalagem de polipropileno. Desse modo, todos os dados coletados para a embalagem de bagaço de cana-de-açúcar passam a representar uma porcentagem sobre o valor do polipropileno. Nesta seção os resultados entre as duas embalagens serão analisados inicialmente. Em seguida, uma comparação entre os dois cenários de descarte da embalagem de bagaço será realizada.

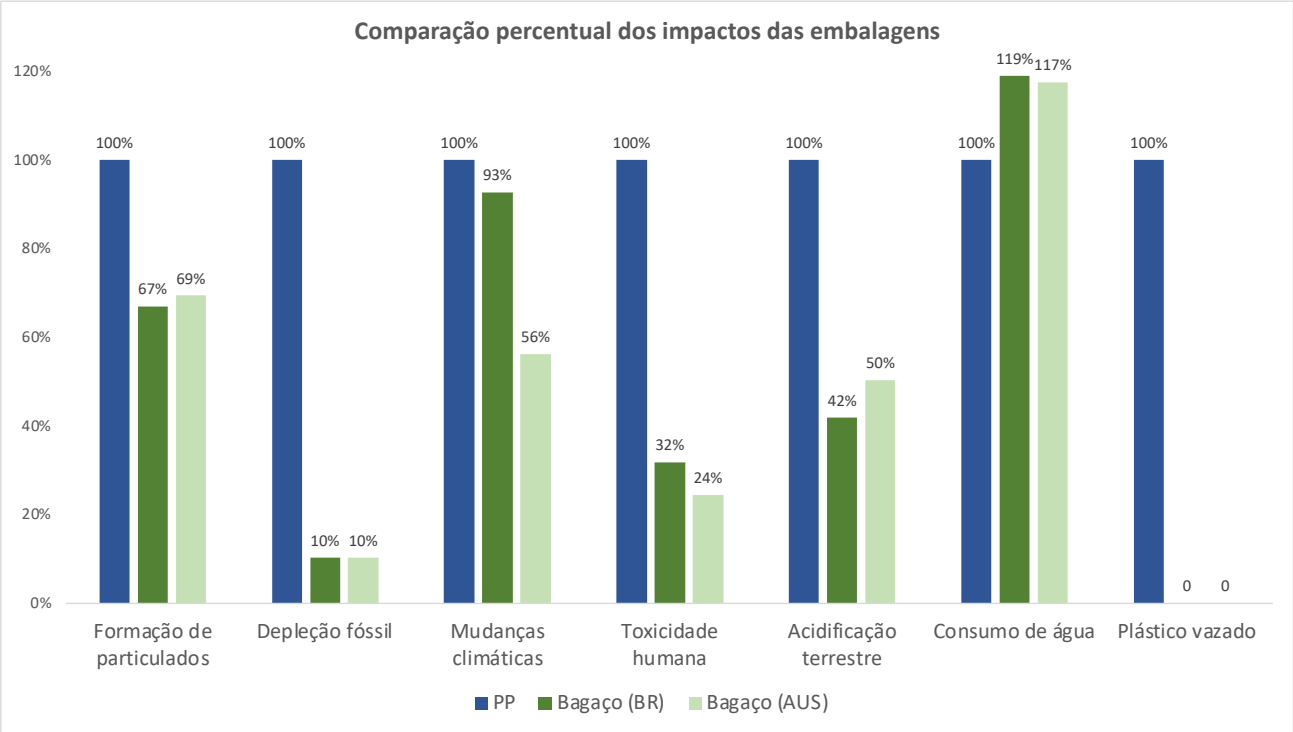

Figura 14: Resultado comparativo entre as embalagens de polipropileno e dois cenários de bagaço de cana-de-açúcar para diferentes impactos *Midpoint*

Através da análise do gráfico, percebe-se que para a maioria dos impactos analisados, a embalagem de PP é mais relevante, isto é, menos sustentável do que a embalagem de bagaço de cana. Entretanto, vale detalhar e ressaltar quatro cenários importantes: consumo de água, plástico vazado, depleção fóssil e mudanças climáticas.

O consumo de água é o único aspecto no qual a embalagem de cana tem maior impacto que o PP. Apesar de se associar este consumo maior à agricultura e ao cultivo da cana, através

da análise feita na seção 4.2, esta não é a etapa mais contribuinte. A produção da polpa é um processo que utiliza muita água. Todavia, apenas 0,3% é retida no material (Ibá 2020), do restante, 80% retorna à fonte de onde foi captada, após tratamento. Além disso, práticas de reaproveitamento e ecoeficiência têm sido desenvolvidas no setor. Em 1960, o consumo específico dos processos de celulose apresentava valores próximos a 200 m^3/tsa (tonelada de celulose seca). Hoje, esse número já foi reduzido para 20 m^3/tsa. (Associação Brasileira Técnica de Celulose e Papel, 2015). A modelagem já retrata um cenário similar ao atual, considerando consumo de 25 m^3/tsa.

Se tratando do plástico vazado, isto é, o plástico que chega à natureza e impacta a biodiversidade terrestre e sobretudo a marítima, a embalagem de bagaço de cana não é aplicável. Como discutido anteriormente, as diferentes metodologias de ACV ainda não comportam uma análise estruturada e um risco específico desenvolvido para quantificar esse destino do lixo gerado. Entretanto, esse é hoje um dos principais problemas gerados pelo plástico no mundo atual. Desse modo, tal impacto, mesmo que não detalhado e com possíveis incertezas, deve ser mapeado e considerado numa análise comparativa.

Outro aspecto em que o bagaço é muito mais sustentável que o PP é o impacto na depleção fóssil, tendo em vista sua matéria prima: o petróleo. A preocupação com a futura escassez e até desaparecimento do petróleo já direciona investimentos e movimenta diferentes mercados que buscam por uma substituição para ele, sobretudo no setor energético. Essa tendência ainda é precária no setor de embalagens, devido às barreiras econômicas de novas tecnologias como, por exemplo, a embalagem de bagaço de cana. Entretanto, os estudos, desenvolvimentos científicos e patentes nesse setor aumentaram consideravelmente nos últimos anos. Para o setor de plásticos em geral, a reciclagem é a principal aposta. Vale ressaltar que no cenário atual de crise climática, a discussão sócio-econômica gerada pela possível escassez de petróleo se torna cada vez menos relevante.

Se tratando desses impactos em mudanças climáticas, ele é similar para os dois tipos de embalagens. Contudo, como analisado no capítulo anterior, a contribuição para esse aspecto advém de etapas distintas no ciclo de vida de cada um: etapa de produção para o PP e de descarte para o bagaço. Enquanto para o polipropileno a redução desse impacto demanda desenvolvimento de novas tecnologias e de processos mais eficientes de consumo e fonte de energia, para o bagaço o destino final é o principal contribuinte. Desse modo, ao comparar o cenário real brasileiro de descarte da embalagem de bagaço com o cenário australiano, nota-se

uma redução de 37% no impacto gerado em mudanças climáticas. Evidencia-se a relevância de políticas públicas adequadas para o descarte de resíduos, de maneira a reduzir os impactos climáticos gerados pelas embalagens a base de biomassa.

5 Conclusão

A construção da análise do ciclo de vida das embalagens de polipropileno e de bagaço de cana-de-açúcar foi realizada a partir da base de dados *Ecoinvent* 3.6 carregada para o software *OpenLCA*. O inventário das diferentes fases de cada ciclo de vida foi realizado com base em uma modelagem que leva em consideração a matriz energética brasileira e o descarte final do resíduo sólido urbano no país.

Os impactos de cada embalagem foram avaliados pelas metodologias *Recipe Endpoint* (H) e *Midpoint* (H) 2016, evidenciando a etapa de produção da matéria prima como a principal responsável pela pegada ambiental dos produtos na maior parte dos aspectos analisados. Além disso, a análise comparativa da pegada ambiental evidenciou que a embalagem de bagaço de cana-de-açúcar apresenta melhor performance ambiental do que a de polipropileno, sendo desfavorável apenas no consumo de água e similar no impacto em mudanças climáticas. Esse último resultado foi surpreendente, tendo em vista todas as emissões observadas no processo de produção de polipropileno.

Se tratando de mudanças climáticas, para a embalagem de bagaço, o tipo de descarte é o principal contribuidor. Logo, alterando o cenário real de descarte brasileiro, onde os aterros sanitários são priorizados, para um cenário hipotético como o australiano, com grande participação da compostagem, há grande redução do impacto gerado. Dessa maneira, é possível concluir que, a escolha de fornecedores de embalagem a base de bagaço deve levar em consideração não apenas a produção da matéria, mas principalmente seu destino final, pois os impactos gerados variam a depender de cada cenário. Destaca-se assim, a relevância de políticas públicas e conscientização populacional na pegada ambiental e sobretudo climática de embalagens a partir de biomassa. Dessa maneira, antes de se estimular a implementação destas, deve-se garantir descarte apropriado para a mesma: a compostagem.

O estudo desenvolvido conclui que a embalagem de bagaço de cana-de-açúcar é, no geral, mais sustentável que a embalagem de polipropileno. Todavia, existem algumas limitações na análise realizada. Como mencionado anteriormente, os impactos referentes a locomoções não foram contabilizados, tendo em vista uma produção nacional e distâncias

similares de distribuição. Como atualmente, sabe-se que não há produção da embalagem de bagaço de cana-de-açúcar no Brasil e que a sua comercialização no país é realizada através de distribuidoras que importam esse produto majoritariamente da China, uma avaliação do atual modelo deveria considerar as emissões e os impactos de tráfego. Esse modelo poderia acarretar numa inversão do resultado encontrado em alguns dos impactos analisados.

Além disso, como mencionado, os atuais modelos de ACV, ainda não estabelecem diretrizes ou fluxos que permitam a inclusão e modelagem do descarte de resíduos sem gestão. No caso do plástico, esse material vazado é de extrema relevância, pois ele já apresenta grande impacto na biodiversidade marinha.

Por fim, uma vez difundida a reciclagem do polipropileno e permitida a utilização do material em embalagens, recomenda-se novo estudo, uma vez que a etapa de produção do plástico será amplamente reduzida, alterando os resultados aqui obtidos.

6 Referências bibliográficas

[1] DAS, J. "Consumer perception towards 'online food ordering and delivery services': an empirical study", **Journal of Management,** c. 5.5, 2018.

[2] LI, C., MIROSA, M., BRENNER, P. “Review of Online Food Delivery Platforms and their Impacts on Sustainability”, **Sustainability,** v. 12, p. 5528, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.3390/su12145528

[3] PIGATTO, G., FERRAZ MACHADO, J. G. C., NEGRETI, A. S., MACHADO, L.M. "Have you chosen your request? Analysis of online food delivery companies in Brazil", **British Food Journal**, v. 119, Iss 3, p. 639 – 657, 2017.

[4] NEO, P. “Safety vs. Sustainability: Single-Use Food Packaging Use Rises Due to COVID-19—But Is It Truly Safer?”, 2020. Disponível em: https://archive.is/416ZL. Acesso em: 12 junho 2021.

[5] BOTELHO, L. V., CARDOSO, L. O., CANELLA, D. S. "COVID-19 and the digital food environment in Brazil: reflections on the pandemic’s influence on the use of food delivery apps." **Cadernos de Saúde Pública**, v. 36, 2020.

[6] ECONOMIA UOL. **Na pandemia, cliente do iFood fez 983 pedidos de comida em seis meses**. 2020. Disponível em: https://economia.uol.com.br/noticias/redacao/2020/10/15/na-pandemia-cliente-do-ifood-fez-983-pedidos-de-comida-em-cinco-meses.htm. Acesso em: 20 julho 2021.

[7] AL AMIN, M. D., *et al.* "Using mobile food delivery applications during COVID-19 pandemic: an extended model of planned behavior", **Journal of Food Products Marketing**, 27.2, p. 105-126, 2021.

[8] HORTA, P.M., MATOS, J.P., MENDES, L.L. “Digital food environment during the coronavirus disease 2019 (COVID-19) pandemic in Brazil: an analysis of food advertising in an online food delivery platform”, **The British Journal of Nutrition**. 2020. DOI: 10.1017/s0007114520004560.

[9] JANAIRO, J., ISAGANI, B. "Unsustainable plastic consumption associated with online food delivery services in the new normal", **Cleaner and Responsible Consumption,** v. 2, 2021.

[10] RANJAN, V.P., JOSEPH, A., GOEL, S. “Microplastics and other harmful substances released from disposable paper cups into hot water”, **J. Hazard Mater**, v. 404, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124118

[11] FOTEINIS, S. “How small daily choices play a huge role in climate change: the disposable paper cup environmental bane”, **Journal of Cleaner Production**, v. 255, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120294undefined.

[12] KONECNY, C., FLADMARK, V., DE LA PUENTE, S. “Towards cleaner shores: assessing the Great Canadian Shoreline Cleanup’s most recent data on volunteer engagement and litter removal along the coast of British Columbia, Canada”, **Marine Pollution Bulletin**, v. 135, p. 411–417, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.036.

[13] MASSARDIER-NAGEOTTE, V., PESTRE, C., CRUARD-PRADET, T., BAYARD, R. "Aerobic and anaerobic biodegradability of polymer films and physico-chemical characterization”, **Polymer Degradation and Stability**, v. 91, p. 620–627, 2006.

[14] BATORI, V., ÅKESSON, D., ZAMANI, A., TAHERZADEH, M.J., SARVARI HORVATH, I. “Anaerobic degradation of bioplastics: a review”. **Waste Management**, v. 80, p. 406–413, 2018.

[15] WHITE, E., BASSILAKIS, R., NOGUES, S. “The Bioplastics Innovation Landscape, Players and Market Opportunities from the Plastics Present to a Sustainable Future Executive Summary”. 2020.

[16] LIU, C., LUAN, P., LI, Q., CHENG, Z., SUN, X., CAO, D., ZHU, H. “Biodegradable, hygienic, and compostable tableware from hybrid sugarcane and bamboo fibers as plastic alternative”. **Matter**, v. 3, p. 2066–2079, 2020.

[17] SHAMSUDDIN, I. M., JAFAR, J. A., SHAWAI, A. S. A., YUSUF, S., LATEEFAH, M., AMINU, I. “Bioplastics as Better Alternative to Petro plastics and Their Role in National Sustainability: A Review”, **Advances in Bioscience and Bioengineering**, v. 5, n. 4, p. 63-70, 2017. DOI: 10.11648/j.abb.20170504.13

[18] CHANGWICHAN, K., GHEEWALA, S.H. “Choice of materials for takeaway beverage cups towards a circular economy”, **Sustainable Production and Consumption**, v. 22, p. 34–44, 2020.

[19] GUNDEN, N., MOROSAN, C., DE FRANCO, A.L. “Consumers’ persuasion in online food delivery systems”, **Journal of Hospitality and Tourism Technology**, v. 11, p. 495–509, 2020.

[20] DEGNAN, T., SHINDE, S.L. “Wasteplastic processing provides global challenges and opportunities”, **MRS Bulletin**, v. 44, p. 436–437, 2019.

[21] USDA Foreign Agricultural Service. “**Sugar: world markets and trade**”, 2017. Disponível em: https://www.fas.usda.gov/data/sugar-world-markets-andtrade.

[22] KIATKITTIPONG, W., WONGSUCHOTO, P., PAVASANT, P. “Life cycle assessment of bagasse waste management options”, **Waste Management**, v. 29, p. 1628–1633, 2009.

[23] RESEARCH & MARKETS. “The Brazilian Food Delivery Market 2020: A Benchmark of the Top 8 Companies”, **Respiratory Therapeutics Week**, p. 1000, 2021. Disponível em: link.gale.com/apps/doc/A648741836/AONE?u=capes&sid=bookmark-AONE&xid=09bf97f5. Acesso em: 14 julho 2021.

[24] G1. “Lei que proíbe copos, pratos e talheres de plástico em SP entra em vigor; veja perguntas e respostas sobre a mudança”. Disponível em: https://g1.globo.com/sp/sao-paulo/noticia/2021/01/04/lei-que-proibe-copos-pratos-e-talheres-de-plastico-em-sp-entra-em-vigor-veja-perguntas-e-respostas-sobre-a-mudanca.ghtml Acesso em: 15 julho 2021

[25] iFood. “Nossa História”. Disponível em: https://institucional.ifood.com.br/ifood. Acesso em: 25 julho 2021

[26] MEEREBOER, K., MISRA, M., MOHANTY, A. “Review of recent advances in the biodegradability of polyhydroxyalkanoate (PHA) bioplastics and their composites”, **Green Chemistry**, v. 22, 2020. DOI: 10.1039/D0GC01647K.

[27] CHANGWICHAN, K., SILALERTRUKSA, T., GHEEWALA, S. “Eco-Efficiency Assessment of Bioplastics Production Systems and End-of-Life Options”, **Sustainability**, v. 10, p. 952, 2018. DOI: 10.3390/su10040952.

[28] REBITZER, G., EKVALL, T., FRISCHKNECHT, R., HUNKELER, D., NORRIS, G., RYDBERG, T., SUH, S., WEIDEMA, B.P., PENNINGTON, D.W. "Life cycle assessment Part 1:

Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications", **Environment International**, v. 30, p. 701–720, 2004. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.envint.2003.11.005.

[29] PONGRÁCZ, E. "The environmental impacts of packaging", **Environmentally Conscious Materials and Chemicals Processing,** John Wiley & Sons, p. 237-278, 2007.

[30] FANGMONGKOL, K., GHEEWALA, S. "Life cycle assessment of biodegradable food container from bagasse in Thailand", 2020.

[31] LOH, Y.R., SUJAN, D., RAHMAN, M.E., DAS, C.A. "Sugarcane bagasse - The future composite material: A literature review", **Resources, Conservation and Recycling**, v. 75, p. 14-22, 2013.

[32] BISHOP, G., STYLES, D., PIET., N. L. "Environmental performance comparison of bioplastics and petrochemical plastics: A review of life cycle assessment (LCA) methodological decisions", **Resources, Conservation and Recycling**, v. 168, 2021.

[33] U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. "Life cycle assessment: Inventory Guidelines and principles". EPA/600/SR-92/245, 1993.

[34] MUJOVO, M. J., *et al.* "Avaliação do Ciclo de Vida: uma comparação de embalagens de papel e plástico para chocolates", **Ingeniería Industrial: Actualidad y Nuevas Tendencias**, c. 4, s. 12, p. 78-90, 2014.

[35] CASAGRANDE, N. "Inclusão dos impactos dos resíduos plásticos no ambiente marinho em avaliação do ciclo de vida", Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, 2018.

[36] GOEDKOOP, M., HUIJBREGTS, M. **ReCiPe 2008**. 2009.

[37] HAES, H. A. U., *et al*. "Life-cycle impact assessment: striving towards best practice", **SETAC Press Proceedings,** 2002.

[38] BAUMANN, H., TILLMAN, A. M. "The hitch Hiker's Guide to LCA", **Studentlitterature AB**, 2001.

[39] ABNT. NBR ISO 14044 Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida Requisitos e orientações. p. 1–50, 2009a.

[40] JAMBECK, J. R., *et al*. "Plastic waste inputs from land into the ocean", **Marine pollution**, v. 347, p. 768–771, 2015.

[41] ACV Brasil. "**Software EcoInvent**". Disponível em: https://acvbrasil.com.br/software/ecoinvent Acesso em: 10 outubro 2021.

[42] WANG, S. H. "Biodegradable protein/starch based thermoplastic composition", United States Patent 5922379, 1999.

[43] SNIS. "**Dashboard de Manejo dos Resíduos Sólidos Urbanos em 2019**". Disponível em: http://www.snis.gov.br/painel-informacoes-saneamento-brasil/web/painel-residuos-solidos. Acesso em: 17 outubro 2021.

[44] UN ENVIRONMENT PROGRAM. "Single-use plastic take-away food packaging and its alternatives - Recommendations from Life Cycle Assessments", 2020.

[45] HUIJBREGTS, M. A. J., *et al*. "ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level", **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, c. 2, p. 138-147, 2017.

[46] SESOTEC. "**Recycling more packaging - potential for PE and PP**". 2021. Disponível em: https://www.sesotec.com/emea/en/resources/blog/recycling-more-packaging-potential-for-pe-and-pp. Acesso em: 10 outubro 2021.

[47] GOLSTEINJL, L. "Interpretation of metrics: DALYs and damage to human health". Disponível em: https://pre-sustainability.com/articles/metrics-interpretation-daly-and-damage-to-human-health/ Acesso em: 20 outubro 2021

[48] WWF Relatório. "Solucionar a poluição plástica: Transparência e Responsabilização". 2019. Disponível em: https://www.wwf.org.br/?70222/Brasil-e-o-4-pais-do-mundo-que-mais-gera-lixo-plastico

[49] IBA. "Relatório Anual Associação de Indústrias Brasileiras de Árvores". 2020.

[50] FOLHA UOL. "Metade dos consumidores conectados usa delivery na pandemia", 2020. Disponível em: https://www1.folha.uol.com.br/mercado/2020/08/metade-dos-consumidores-conectados-usa-delivery-na-pandemia-diz-pesquisa.shtml Acesso em: 15 agosto de 2021

[51] GIRAL. SEDEH, V. "Oceana: Alternativas para uma economia com menos (lixo) plástico", 2020.

[52] UN NEWS. "ONU alerta para poluição causada ela queima de lixo plástico", 2019. Disponível em: https://news.un.org/pt/story/2019/05/1671451 Acesso em: 28 outubro 2021

[53] WELLE, F. "Twenty years of PET bottle to bottle recycling: An overview", **Resources, Conservation and Recycling,** v. 55, i. 11, p. 865-875, 2011. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.04.009.

[54] EUROPEAN BIOPLASTICS. "What are bioplastics?", [S.I.: s.n.]. Disponível em: https://www.european-bioplastics.org/bioplastics/ Acesso em: 05 novembro 2021

[55] ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, "The New Plastics Economy: Rethinking the future of plastics", [S.I.: s.n.], 2016. Disponível em: http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications.

[56] IBICT (Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia), Histórico da AVC. Disponível em: https://acv.ibict.br/acv/historico-da-acv/

[57] SUWANMANEE, U., VARABUNTOONVIT, V., CHAIWUTTHINAN, P., *et al*. "Life cycle assessment of single use thermoform boxes made from polystyrene (PS), polylactic acid, (PLA), and PLA/starch: cradle to consumer gate", **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, p. 401–417, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s11367-012-0479-7

[58] MAGA, D., HIEBEL, M., ARYAN, V. "A Comparative Life Cycle Assessment of Meat Trays Made of Various Packaging Materials", **Sustainability**, v. 11, p. 5324, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.3390/su11195324

[59] VAVERKOVÁ, M.D. "Landfill Impacts on the Environment—Review", **Geosciences**, v. 9, p. 431, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.3390/geosciences9100431

[60] RUZENE, D., “Obtenção de polpas de dissolução por processos organosolventes a partir de palha ou bagaço de cana-de-açúcar”, Faculdade de Engenharia Química de Lorena, 2005.

[61] KHRISTOVA, P., KORDSACHIA, O., PATT, R., KARAR, I., KHIDER, T. “Environmentally friendly pulping and bleaching of bagasse”, **Industrial Crops and Products**, v. 23, i. 2, p. 131-139, 2006. ISSN 0926-6690. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2005.05.002.

[62] ABTCP - Associação Brasileira Técnica de Celulose e Papel. Revista O Papel, 2015.

[63] CHINA NATIONAL BUILDING MATERIAL. “Bagasse Pulp Making”. Disponível em: http://www.paperpulpingmachine.com/applications/bagasse-pulp-processing/ Acesso em: 31 julho 2021

[64] BONES, U., SCHIRMER, P., CEOLIN, C. “O papel da energia nuclear na matriz energética brasileira: Aspectos sócio-econômicos e ambientais”, **ABEN**, 2017.

[65] RAINEY, T., COVEY, G. “Pulp and paper production from sugarcane bagasse”, [S.I.: s.n.], 2016. DOI: 10.1002/9781118719862.ch10.

[66] ROMEU, C. C. “Comparação do desempenho ambiental de dois sabonetes cosméticos utilizando a técnica da ACV”, Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Escola Politécnica da USP, 2013. DOI:10.11606/D.3.2013.tde-26062014-155702.

[67] ABIPLAST. **Perfil 2019 - Indústria Brasileira de Transformação e Reciclagem de Material Plástico**, [S.l: s.n.], 2019. Disponível em: http://www.abiplast.org.br/wp-content/uploads/2020/09/Perfil_2019_web_abiplast.pdf

[68] CHOUMAN, K. “Produção de polímeros biodegradáveis por Escherichia coli recombinante a partir de açúcares derivados do hidrolisado do bagaço de cana-de-açúcar”, Dissertação (Mestrado em Microbiologia) - Instituto de Ciências Biomédicas da USP, 2013. DOI:10.11606/D.42.2013.tde-18062013-082605.

[69] RAMALHO, M. “Plásticos Biodegradáveis Provenientes da Cana de Açúcar”, São Paulo, Faculdade de Tecnologia da Zona Leste, 2009.

[70] NCUBE, L. K., *et al*. "An Overview of Plastic Waste Generation and Management in Food Packaging Industries", **Recycling**, v. 6, i. 1, 2021.

[71] NOGUEIRA, A. R. “Modelagem de sistemas de produto em estudos de ACV abrangendo o reaproveitamento de rejeitos”, Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Escola Politécnica da USP, 2012. DOI:10.11606/D.3.2012.tde-15072013-155325.

[72] VALT, R.B.G. “Análise do Ciclo de Vida para Embalagens de PET Alumínio e de Vidro para refrigerantes no Brasil Variando a Taxa de Reciclagem dos Materiais”, Dissertação (Mestrado em Engenharia) na Universidade Federal do Paraná, 2004.

[73] LIMA, A.M.F. “Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil: inserção e perpectivas”, Dissertação (Mestrado em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo) da Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia, 2007.

[74] ZANIN, M., MANCINI, S.D. “Resíduos Plásticos e Reciclagem: Aspectos Gerais e Tecnologia”, **São Carlos: Editora da UFSCar**, 2004.

[75] CURRAN, M.A. “The History of LCA”, **Environmental Life-Cycle Assessment**, McGraw-Hill, p. 434, 1996.

[76] EKVALL, T., TILLMAN, A.M. “Open-Loop Recycling: criteria for allocation procedures”, **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 2, i. 3, p. 155-162, 1997.

[77] ILCD – INTERNATIONAL REFERENCE LIFE CYCLE DATA SYSTEM. “General guide for Life Cycle Assessment – detailed guidance”, European Union: Joint Research Center, Institute for Environment and Sustainability, 2010.

[78] CAVALETT, O., CHAGAS, M. F., SEABRA, J. E., BONOMI, A. “Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods”, **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, i. 3, p. 647- 658, 2013.

[79] FLORINDO, T. J., *et al*. "Avaliação do impacto do ciclo de vida: uma discussão metodológica", **ESFA Natureza Online**, 2015.

[80] HAUSCHILD, M. Z., POTTING, J. “Spatial differentiation in life cycle impact assessment-the EDIP-2003 methodology”, Guidelines from the Danish EPA, 2004.

[81] MARCAL, L. M., DE FRANCISCO, A.C., LUZ, L.M., PIEKARSKI, C.M. “Fundamentos da Análise do Ciclo de Vida”, ENEGEP, 2013.

[82] LI, W., *et al*. “Thermoformed article made from bio-based biodegradable polymer composition”, Canada Patent CA2725222A1, 2009.

[83] BRASIL, N. I.; ARAÚJO, M. A. S.; SOUSA, E. C. M. “Oil and Gas Processing”, Rio de Janeiro, LTC, 2012.