

UNIVERSIDADE DE PASSO FUNDO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO  
EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

Área de concentração: Infraestrutura e Meio Ambiente

Dissertação de Mestrado

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE  
BIOETANOL A PARTIR DE RESÍDUOS ALIMENTARES

Victória Dutra Fagundes

Passo Fundo

2023



CIP – Catalogação na Publicação

---

F156a Fagundes, Victória Dutra  
Avaliação do ciclo de vida da produção de bioetanol a partir de resíduos alimentares [recurso eletrônico] / Victória Dutra Fagundes. – 2023.  
3 MB ; PDF.

Orientadora: Profa. Dra. Luciane Maria Colla.

Coorientadora: Profa. Dra. Rosana de Cassia de Souza Schneider.

Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de Passo Fundo, 2023.

1. Biocombustíveis. 2. Resíduos como combustível.  
3. Ciclo de vida. I. Colla, Luciane Maria, orientadora.  
II. Schneider, Rosana de Cassia de Souza, coorientadora.  
III. Título.

CDU: 620.91

---

Catalogação: Bibliotecária Jucelei Rodrigues Domingues - CRB 10/1569

Victória Dutra Fagundes

## **ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE BIOETANOL A PARTIR DE RESÍDUOS ALIMENTARES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, da Faculdade de Engenharia e Arquitetura de Passo Fundo, com requisito para obtenção do título de Mestre.

Data da aprovação: 25/08/2023

Comissão Examinadora

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Luciane Maria Colla  
Orientadora

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Rosana de Cassia de Souza Schneider  
Coorientadora  
Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC

Prof. Dr. Francisco Dalla Rosa  
Universidade de Passo Fundo – UPF

Prof. Dr. Ênio Leandro Machado  
Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC

Prof. Dr. Robson E. Gehlen Boher  
Universidade Estadual do Rio Grande do Sul -  
UERGS

Passo Fundo  
2023

*“Pois, se a educação sozinha não transforma a sociedade, sem ela, tampouco, a sociedade muda.”*

Paulo Freire

*“Cultivar e conservar a diversidade não é luxo em nossos tempos: é um imperativo de sobrevivência.”*

Vandana Shiva

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço imensamente a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a conclusão deste projeto e para o meu crescimento pessoal. Primeiramente, aos meus pais, Luiz Ricardo e Estela por me apoiarem sempre.

Às minhas irmãs, Marina e Júlia, pelo apoio e pela coragem que sempre me transmitiram, enfrentando juntas os desafios da vida. E um agradecimento especial ao meu sobrinho Miguel, que trouxe uma luz única à minha vida e me encheu de amor e alegria.

Gostaria de expressar minha profunda gratidão à minha orientadora, Luciane Maria Colla, por todo o acolhimento e apoio ao longo desta jornada acadêmica. Sua dedicação em compartilhar conhecimento, sanar minhas dúvidas e fornecer orientações valiosas foram fundamentais para o desenvolvimento deste projeto. Sua confiança e entusiasmo constantes me motivam a superar desafios e acreditar na importância da ciência.

À minha coorientadora Rosana de Cassia de Souza Schneider por todo o apoio e acolhimento, por toda paciência e carinho que sempre me recebeu. Seu apoio foi fundamental para o desenvolvimento e continuidade deste projeto.

Aos meus amigos, tanto os de longa data quanto os que fiz durante a dissertação, principalmente aos colegas de Labio, quero agradecer por serem um apoio essencial em minha vida.

A Universidade de Passo Fundo e ao PPGENG pela oportunidade. Ao CNPq pelo auxílio financeiro que permitiu o desenvolvimento desta pesquisa.

Por fim, quero estender minha gratidão a todos que de alguma maneira contribuíram para este projeto e para o meu crescimento. Cada pessoa que cruzou o meu caminho deixou uma marca única em minha jornada, e sou grata por todas as experiências e aprendizados que obtive com cada um de vocês. Obrigado por fazerem parte da minha vida e por tornarem tudo mais significativo e enriquecedor.

## RESUMO

Grandes quantidades de resíduos alimentares são geradas em todo o mundo e atualmente sua destinação está se tornando um desafio. Os resíduos de alimentos são considerados como matéria-prima ideal para a produção de biocombustíveis, em particular do bioetanol, devido à sua composição. O processo de produção de bioetanol consiste nas etapas de pré-tratamento, hidrólise enzimática, fermentação e recuperação do produto. Porém, ainda há a necessidade de estudos voltados para a avaliação dos possíveis impactos gerados pela produção de bioetanol a partir de resíduos alimentares. Para isso, a ferramenta mais comum para a avaliação do desempenho ambiental de um processo ou produto é a Análise do Ciclo de Vida (ACV). O presente trabalho tem como objetivo a ACV de bioetanol produzido a partir de resíduos alimentares, sendo o trabalho dividido em duas etapas principais as quais a metodologia utilizada foi realizada seguindo os passos estabelecidos pela ISO 14.040 (2006). A base de dados *Ecoinvent* vs. 3.4 foi utilizada para a inserção dos dados do inventário junto ao *software* SimaPro 8.5.0.0 que foi utilizado para a etapa de avaliação de impactos ambientais a partir do método ReCiPe (*midpoint* e *endpoint*) e para validação da metodologia de ACV através da análise de incertezas pelo método de Monte Carlo. Na primeira etapa foi feita a ACV da produção de bioetanol a partir de resíduos de banana, batata e mamão em três etapas de processo (pré-tratamento, hidrólise enzimática e fermentação) avaliando o processo considerando o consumo de energia por equipamento e não considerando o consumo de energia. Concluiu-se que de fermentação é responsável pelo maior número de impactos e danos ambientais ao se considerar o consumo de energia, ao não se o consumo de energia os maiores impactos e danos são relacionados a etapa de pré-tratamento para todos os resíduos. Das 18 categorias de impactos avaliadas as categorias de impacto que mais contribuem com a geração de impactos são: potencial de aquecimento global (PAG), ecotoxicidade terrestre (ETT) e escassez de recursos fósseis (ERF), já para as categorias de danos a mais representativa foi Recursos. A produção de bioetanol a partir de resíduos de banana é o processo que gera mais impactos e danos ambientais, quando comparado com os resíduos de batata e mamão. Na segunda etapa da dissertação foi realizada a ACV da produção de bioetanol a partir de *blends* de batatas, frutas e alimentos industrializados em três etapas de processo (pré-tratamento, hidrólise enzimática e fermentação+destilação), para esta etapa foram propostos dois cenários um com o processo comum (Cenário 1) e outro cenário otimizado (Cenário 2), no qual foram removidos o processo de secagem e substituição de tampão fosfato por ácido cítrico, ambos os cenários foram avaliados ao se considerar o consumo de energia no processo de obtenção do bioetanol e não considerando o consumo de energia no processo. Como conclusão, a fermentação representou os maiores impactos e danos ambientais para todos os cenários avaliados ao se considerar o consumo de energia, ao não se considerar o consumo de energia a etapa de pré-tratamento representou os maiores impactos e danos ambientais também para todos os cenários avaliados. O PAG, ETT e ERF representaram as categorias de impactos com os maiores impactos associados, respectivamente e a categoria de danos Recursos representou os maiores danos associados para todos os cenários avaliados. O cenário otimizado apresentou menores impactos e danos ambientais quando comparado com o cenário comum para todos os *blends*, sendo uma opção de melhorias ambientais para o processo de produção de bioetanol.

Palavras-chave: ACV; resíduos alimentares; bioetanol; impactos ambientais; danos ambientais; *blends*

## ABSTRACT

Large amounts of food waste are generated around the world and its disposal is currently becoming a challenge. Food waste is considered an ideal raw material for the production of biofuels, in particular bioethanol, due to its composition. The bioethanol production process consists of pre-treatment, enzymatic hydrolysis, fermentation, and product recovery steps. However, there is still a need for studies aimed at evaluating the possible impacts generated by the production of bioethanol from food waste. To this end, the most common tool for evaluating the environmental performance of a process or product is Life Cycle Analysis (LCA). The present work aims to LCA bioethanol produced from food waste, with the work divided into two main stages in which the methodology used was carried out following the steps established by ISO 14.040 (2006). The Ecoinvent vs. Ecoinvent database 3.4 was used to insert inventory data into the SimaPro 8.5.0.0 software, which was used for the environmental impact assessment stage using the ReCiPe method (midpoint and endpoint) and to validate the LCA methodology through uncertainty analysis by the Monte Carlo method. In the first stage, LCA was carried out on the production of bioethanol from banana, potato, and papaya waste in three process stages (pre-treatment, enzymatic hydrolysis, and fermentation) evaluating the process considering the energy consumption per equipment and not considering the energy consumption. It was concluded that fermentation is responsible for the greatest number of environmental impacts and damages when considering energy consumption, whereas the greatest impacts and damages are related to the pre-treatment stage for all waste. Of the 18 impact categories evaluated, the impact categories that contribute most to the generation of impacts are: global warming potential (GWP), terrestrial ecotoxicity (TET), and scarcity of fossil resources (SFR), for the damage categories that are the most representative was Resources. The production of bioethanol from banana waste is the process that generates more impact and environmental damage when compared to potato and papaya waste. In the second stage of the dissertation, the LCA of bioethanol production was carried out from blends of potatoes, fruits, and industrialized foods in three process stages (pre-treatment, enzymatic hydrolysis, and fermentation+distillation), for this stage two scenarios were proposed, one with the common process (Scenario 1) and another optimized scenario (Scenario 2), in which the drying process and replacement of phosphate buffer by citric acid were removed, both scenarios were evaluated when considering the energy consumption in the process of obtaining of bioethanol and not considering the energy consumption in the process. In conclusion, fermentation represented the greatest impacts and environmental damage for all scenarios evaluated when considering energy consumption, when not considering energy consumption, the pre-treatment stage represented the greatest impacts and environmental damage also for all evaluated scenarios. The PAG, TET, and SFR represented the impact categories with the highest associated impacts, respectively and the Resources damage category represented the highest associated damages for all scenarios evaluated. The optimized scenario presented lower environmental impacts and damages when compared to the common scenario for all blends, being an option for environmental improvements for the bioethanol production process.

Keywords: LCA, food waste; bioethanol; environmental impacts; environmental damage; blends

## SUMÁRIO

<b>1. CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>4</b>
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	7
<b>2. CAPÍTULO 2: REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>10</b>
2.1 INTRODUCTION .....	11
2.2 BIBLIOMETRIC APPROACH.....	13
2.3 LCA IN THE PRODUCTION OF BIOETHANOL FROM FOOD WASTE .....	15
2.3.1 Goal and Scope of LCA in the production of bioethanol .....	16
2.3.2 Life Cycle Inventory.....	21
2.3.3 Assessment of Impacts and Interpretation.....	28
2.4 CONCLUSIONS .....	30
REFERENCES .....	31
<b>3. CAPÍTULO 3: AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE BIOETANOL A PARTIR DE RESÍDUOS DE BANANA, BATATA E MAMÃO</b>	<b>42</b>
3.1 INTRODUÇÃO.....	43
3.2 METODOLOGIA.....	44
3.2.1 Objetivo e escopo.....	45
3.2.2 Inventário do ciclo de vida .....	46
3.2.3 Avaliação dos impactos ambientais e interpretação.....	48
3.2.3.1 Avaliação dos impactos .....	49
3.2.3.2 Interpretação .....	50
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	50
3.3.1 Avaliação de impactos nos cenários estabelecidos.....	50
3.3.1.1 Midpoints.....	50
3.3.1.1.1 Análise de incertezas .....	62
3.3.1.2 Endpoints .....	63
3.3.1.2.1 Análise de incertezas .....	69
3.4 CONCLUSÃO.....	71
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	71
MATERIAL SUPLEMENTAR 1 – Fluxograma de entradas e saídas da produção de bioetanol a partir de resíduos de banana.....	76
MATERIAL SUPLEMENTAR 2 - Fluxograma de entradas e saídas da produção de bioetanol a partir de resíduos de batata. ....	77

MATERIAL SUPLEMENTAR 3 - Fluxograma de entradas e saídas da produção de bioetanol a partir de resíduos de mamão. ....	78
MATERIAL SUPLEMENTAR 4 - DADOS DE ENTRADA DO INEVENTARIO DO CICLO DE VIDA ADOTADOS NO <i>ECOINVENT</i> 3.4 .....	79
<b>4. CAPÍTULO 4 –CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE BIOETANOL A PARTIR DE <i>BLENDS</i> DE DIFERENTES RESÍDUOS ALIMENTARES .....</b>	<b>80</b>
4.1 INTRODUÇÃO.....	81
4.2 METODOLOGIA.....	83
4.2.1 <i>Objetivo e escopo</i> .....	83
4.2.2 <i>Inventário do ciclo de vida</i> .....	85
4.2.3 <i>Avaliação dos impactos ambientais e interpretação</i> .....	88
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	90
4.3.1 <i>Avaliação e interpretação dos impactos dos cenários estabelecidos</i> .....	90
4.3.1.1 Midpoints.....	90
4.3.1.1.1 Análise de incertezas .....	105
4.3.1.2 Endpoints.....	107
4.3.1.2.1 Análise de incertezas .....	120
4.4 CONCLUSÃO.....	122
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	123
MATERIAL SUPLEMENTAR 1 – Fluxograma de entradas e saídas da produção de bioetanol a partir de resíduos de batatas no cenário comum (B-BRD). ....	128
MATERIAL SUPLEMENTAR 2 – Fluxograma de entradas e saídas da produção de bioetanol a partir de resíduos de frutas no cenário comum (B-MBM).....	129
MATERIAL SUPLEMENTAR 3 – Fluxograma de entradas e saídas da produção de bioetanol a partir de resíduos de alimentos processados no cenário comum (B-PMBB).....	130
MATERIAL SUPLEMENTAR 4 – Fluxograma de entradas e saídas da produção de bioetanol a partir de resíduos de batatas no cenário otimizado (BO-BRD). ....	131
MATERIAL SUPLEMENTAR 5 – Fluxograma de entradas e saídas da produção de bioetanol a partir de resíduos de frutas no cenário otimizado (BO-MBM).....	132
MATERIAL SUPLEMENTAR 6 – Fluxograma de entradas e saídas da produção de bioetanol a partir de resíduos de alimentos processados no cenário otimizado (BO-PMBB).....	133

MATERIAL SUPLEMENTAR 7 – DADOS DE ENTRADA INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA ADOTADOS NO <i>ECOINVENT</i> 3.4. ....	134
<b>5. CONCLUSÕES GERAIS .....</b>	<b>135</b>

## 1. CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL

Cerca de 1,3 bilhões de toneladas de alimentos são perdidos ou desperdiçados a cada ano (ROY et al., 2023). Ainda, em 2014 o relatório das Nações Unidas (ONU) estimou que os custos sociais do desperdício de alimentos foram de cerca de US\$ 2,6 trilhões de dólares, dos quais US\$ 700 bilhões estão relacionados a impactos ambientais e US\$ 1 trilhão são devido ao desperdício e perda de produção (FAO, 2014). Esses dados reforçam a necessidade do desenvolvimento de processos que busquem não só a diminuição de desperdícios, mas também o aproveitamento destes para a geração de produtos de mais alto valor agregado.

No Brasil, todos os anos, são produzidos mais de 37 milhões de toneladas de resíduos orgânicos com potencial de aproveitamento, no entanto, apenas 1% do que é descartado é reaproveitado (DE REZENDE ALVARES, GUARNIERI, OURO-SALIM, 2022), sendo que a disposição em aterros continua sendo uma das opções mais populares. Somente nos Estados Unidos, resíduos de alimentos representam 21% dos resíduos que chegam em aterros sanitários (OSTEEN; GOTTLIEB; VASAVADA, 2012; KONTI; KEKOS; MAMMA, 2020). Visando a redução e reaproveitamento dos desperdícios de alimentos, o conceito de Economia Circular (EC) já vem sendo aplicado, uma vez que a EC considera o resíduo como um recurso e representa uma abordagem para resolver o desafio do desperdício de alimentos já que integra setores ao desenvolvimento de práticas que sejam sustentáveis, para que haja o crescimento econômico associado (CAMARGO et al., 2019; REDLINGSHÖFER et al., 2020).

Dependendo da sua origem e produção, os resíduos alimentares podem ser constituídos por uma mistura de carboidratos (amido, celulose e outros), lipídios e proteínas, podendo ser convertidos em biocombustíveis ou energia pelos seguintes processos: (a) transesterificação de óleos e gorduras para produção de biodiesel, (b) fermentação de carboidratos para produção de bioetanol ou biobutanol, (c) digestão anaeróbica para produção de biogás (gás rico em metano), (d) fermentação escura para produzir hidrogênio, (e) pirólise e gaseificação, (f) carbonização hidrotermal e (g) incineração (GIROTTO, et al., 2015; KAVITHA et al., 2020).

O bioetanol é uma fonte típica de bioenergia verde, preferível por sua capacidade de renovação, seus menores impactos e seu potencial para substituir a gasolina no setor de transporte, sendo produzido principalmente a partir de matérias-primas agrícolas como cana-de-açúcar e milho (MANWAR et al., 2014; ANANTHI et al., 2022). O uso de terras

agrícolas para cultivo de energia não seja recomendado pois limita a terra disponível para cultivo de alimentos (TAN et al., 2008; SARKAR et al., 2012; KAZEMI et al., 2019).

A produção de bioetanol é popular em diversos países, com base nas estatísticas da *American Renewable Energy Association* (RFA), os Estados Unidos e o Brasil são os maiores produtores de bioetanol do mundo, correspondendo a 54% (52,6 bilhões de litros) e 30% (29,7 bilhões de litros) da produção mundial, respectivamente (WU et al., 2021; SANCHES et al., 2023).

Em ambos os países a produção de bioetanol em larga escala é majoritariamente baseada em matérias-primas contendo açúcar (ou seja, cana-de-açúcar) e grãos de amido (ou seja, milho, trigo e mandioca), além do desenvolvimento de plantas voltadas para o aproveitamento de resíduos agroindustriais como bagaços, cascas, palhas e outros (SÁNCHEZ; CARDONA, 2008; GOLDEMBERG; COELHO; GUARDABASSI, 2008; YAN, 2012).

Apesar das rotas de produção de bioetanol já serem conhecidas, ainda há desafios quanto a utilização de resíduos alimentares para produção do biocombustível. Segundo Caldeira et al. (2020) as maiores dificuldades na utilização de resíduos alimentares para produção de bioetanol podem ser atribuídas ao custo associado ao transporte dos resíduos, seu pré-tratamento, conversão em substrato fermentável, ao processo de “*downstream*” do produto desejado e, finalmente, os problemas associados à disposição final dos resíduos do processo fermentativo, pois pode causar efeitos em série no meio ambiente e na biosfera.

Os processos de produção de biocombustíveis podem ser avaliados quanto ao impacto ambiental que causam através da metodologia de Análise do Ciclo de Vida, tornando possível ainda uma comparação com os combustíveis fósseis. (ACV) (KONTI; KEKOS; MAMMA, 2020). A ACV permite desenvolver e testar cenários ambientalmente e socioeconômicos melhorados para compensações sustentáveis (SONG et al., 2018; KRÓL-BADZIAK et al., 2021).

Em relação aos resíduos alimentares para esta aplicação, há a necessidade de entender mais amplamente os impactos ambientais causados pelos diferentes processos de produção de bioetanol. Há, também, a necessidade de atender critérios ambientais específicos estabelecidos pelas autoridades reguladoras (SINGH et al., 2022). A União Europeia, os Estados Unidos, o Brasil e diversos outros países e regiões do planeta já possuem políticas e leis quanto a adesão de biocombustíveis em substituição à combustíveis fósseis.

No Brasil, por exemplo, em 2017 foi criada a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio), que introduz uma metodologia que aloca custos em externalidades para atingir metas ambientais, bem como dá incentivos para a expansão da produção de biocombustíveis e seu uso para transporte (KLEIN et al, 2019; SALINA; ALMEIDA; BOTTENCOURT, 2019).

A RenovaBio inclui mecanismos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), comercialização e previsibilidade do mercado de combustíveis, além de aumentar o uso de biocombustíveis, apoiar a segurança energética nacional e reduzir as emissões de GEE (GRANGEIA; SANTOS; LAZARO, 2022). Uma das dificuldades encontradas é que a produção de bioetanol por resíduos alimentares ainda ser escassa em larga escala (MORALES et al., 2015).

Além disso, ainda há uma grande lacuna quanto a pesquisa da produção desses combustíveis utilizando como substrato matrizes mais sustentáveis como por exemplo, resíduos alimentares. Desta forma, o presente estudo visa auxiliar no preenchimento destas lacunas quanto a produção de bioetanol a partir de resíduos alimentares, atuando não apenas na valoração desses resíduos, mas também na produção de bioetanol em larga escala e sua aplicação em biorrefinarias.

O objetivo geral foi realizar a análise do ciclo de vida da produção de bioetanol a partir de resíduos alimentares em escala laboratorial. Os objetivos específicos foram:

- a) Realizar o levantamento bibliométrico de estudos que realizam a ACV de diferentes resíduos alimentares;
- b) Estabelecer cenários do uso de diferentes tipos de resíduos alimentares de forma individual na produção de bioetanol;
- c) Elaborar cenários da produção de bioetanol a partir do uso misturas de resíduos alimentares (*blends*) como substrato;
- d) Realizar busca e levantamento de para produção de bioetanol a partir de resíduos alimentares a fim de avaliar os cenários estabelecidos e elaboração do inventário do ciclo de vida;
- e) Analisar os impactos ambientais e a confiabilidade dos dados ao longo do ciclo de vida da produção de bioetanol;

Esta dissertação está estruturada em quatro diferentes capítulos, dos quais três são artigos. No Capítulo 1 é apresentada a introdução geral que traz apresentação do tema da dissertação, assim como, sua justificativa e os objetivos estabelecidos para o estudo. O Capítulo 2 apresenta a revisão bibliográfica da dissertação, em forma de um artigo de

revisão, elaborado através da análise bibliométrica de artigos voltados para a ACV da produção de bioetanol a partir de resíduos alimentares. O capítulo abordou diferentes tópicos como a metodologia de ACV foi aplicada, os impactos ambientais associados e, as limitações associadas a ACV e da utilização destes resíduos. O Capítulo 3 é o primeiro artigo de avaliação de dados experimentais a partir da ACV, no qual foi realizada a análise do ciclo de vida da produção de bioetanol a partir dos resíduos de banana, batata e mamão de forma individual. O Capítulo 4 apresenta o segundo artigo de avaliação de dados experimentais, no qual apresenta-se a ACV da produção de bioetanol a partir de *blends* de diferentes resíduos alimentares.

Os dados dos processos foram obtidos a partir de dissertações anteriores realizadas no Laboratório de Bioquímica e Bioprocessos da Universidade de Passo Fundo e dados complementares foram obtidos na literatura. As análises do ciclo de vida foram realizadas a partir do *software* Simapro vs. 8.5.0.0 e o *Ecoinvent* vs. 3.4 foi utilizado como base de dados do inventário de ciclo de vida.

A presente dissertação está inserida na Linha de pesquisa 3 - Desenvolvimento de processos aplicados ao tratamento de ar, água, efluentes e solos. Dentro dos projetos desenvolvidos nesta linha de pesquisa do PPGENG, a produção de bioetanol tem sido um tema recorrente, em função das inúmeras possibilidades de matérias-primas e processos e de seu impacto nos ODS, como um biocombustível renovável. É importante mencionar, entretanto, que este é o primeiro trabalho na área de análise de ciclo de vida dentro da temática de produção de bioetanol no Laboratório de Bioquímica e Bioprocessos da UPF.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANANTHI, V. et al. A review on the impact of various factors on biohydrogen production. **International Journal of Hydrogen Energy**, 2022.

CALDEIRA, Carla et al. Sustainability of food waste biorefinery: A review on valorisation pathways, techno-economic constraints, and environmental assessment. **Bioresource Technology**, v. 312, p. 123575, 2020.

CAMARGO, A. F. et al. Reducing the water footprint of bioethanol. **Ethanol as a green alternative fuel**, p. 199-220, 2019.

DE REZENDE ALVARES, Carolina; GUARNIERI, Patrícia; OURO-SALIM, Omar. Reducing food waste from a circular economy perspective: The case of restaurants in Brazil. **World Food Policy**, v. 8, n. 2, p. 208-224, 2022.

FAO, Food et al. Food wastage footprint full-cost accounting. **Food Wastage Footprint**, 2014.

GIROTTO, Francesca; ALIBARDI, Luca; COSSU, Raffaello. Food waste generation and industrial uses: A review. **Waste management**, v. 45, p. 32-41, 2015.

GOLDEMBERG, José; COELHO, Suani Teixeira; GUARDABASSI, Patricia. The sustainability of ethanol production from sugarcane. **Energy policy**, v. 36, n. 6, p. 2086-2097, 2008.

GRANGEIA, Carolina; SANTOS, Luan; LAZARO, Lira Luz Benites. The Brazilian biofuel policy (RenovaBio) and its uncertainties: An assessment of technical, socioeconomic and institutional aspects. **Energy Conversion and Management: X**, v. 13, p. 100156, 2022.

GUSTAVSSON, Jenny et al. Global food losses and food waste. 2011.

KAVITHA, S. et al. Introduction: sources and characterization of food waste and food industry wastes. In: **Food Waste to Valuable Resources**. Academic Press, 2020. p. 1-13.

KAZEMI SHARIAT PANAH, Hamed et al. A review on green liquid fuels for the transportation sector: a prospect of microbial solutions to climate change. **Biofuel Research Journal**, v. 6, n. 3, p. 995-1024, 2019.

KLEIN, Bruno Colling et al. Low carbon biofuels and the New Brazilian National Biofuel Policy (RenovaBio): A case study for sugarcane mills and integrated sugarcane-microalgae biorefineries. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 115, p. 109365, 2019.

KONTI, Aikaterini; KEKOS, Dimitris; MAMMA, Diomi. Life cycle analysis of the bioethanol production from food waste—A review. **Energies**, v. 13, n. 19, p. 5206, 2020.

KRÓL-BADZIAK, Aleksandra et al. Environmental and socio-economic performance of different tillage systems in maize grain production: Application of Life Cycle Assessment and Multi-Criteria Decision Making. **Journal of Cleaner Production**, v. 278, p. 123792, 2021.

LINS, Máisa et al. Food waste on foodservice: An overview through the perspective of sustainable dimensions. **Foods**, v. 10, n. 6, p. 1175, 2021.

MORALES, Marjorie et al. Life cycle assessment of lignocellulosic bioethanol: environmental impacts and energy balance. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 42, p. 1349-1361, 2015.

OSTEEN, Craig; GOTTLIEB, Jessica; VASAVADA, Utpal. Agricultural resources and environmental indicators. **USDA-ERS Economic Information Bulletin**, n. 98, 2012.

ROY, Poritosh et al. A review on the challenges and choices for food waste valorization: Environmental and economic impacts. **ACS Environmental Au**, v. 3, n. 2, p. 58-75, 2023.

SALINA, Fernando Henriques; ALMEIDA, Isabela Aroeira de; BITTENCOURT, Felipe Ribeiro. RenovaBio opportunities and biofuels outlook in Brazil. In: **Renewable energy and sustainable buildings**. Springer, Cham, 2020. p. 391-399.

SANCHES, Guilherme Martineli et al. Towards greater sustainability of sugarcane production by precision agriculture to meet ethanol demands in south-central Brazil based on a life cycle assessment. **Biosystems Engineering**, v. 229, p. 57-68, 2023.

SANCHEZ, Oscar J.; CARDONA, Carlos A. Trends in biotechnological production of fuel ethanol from different feedstocks. **Bioresource technology**, v. 99, n. 13, p. 5270-5295, 2008.

SARKAR, Nibedita et al. Bioethanol production from agricultural wastes: an overview. **Renewable energy**, v. 37, n. 1, p. 19-27, 2012.

SINGH, Anusuiya et al. Production of bioethanol from food waste: Status and perspectives. **Bioresource Technology**, p. 127651, 2022.

SONG, Yinan et al. Environmental and socio-economic sustainability appraisal of contaminated land remediation strategies: A case study at a mega-site in China. **Science of the Total Environment**, v. 610, p. 391-401, 2018.

TAN, Kok Tat; LEE, Keat Teong; MOHAMED, Abdul Rahman. Role of energy policy in renewable energy accomplishment: the case of second-generation bioethanol. **Energy policy**, v. 36, n. 9, p. 3360-3365, 2008.

WU, Bo et al. Current status and future prospective of bio-ethanol industry in China. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 145, p. 111079, 2021.

YAN, Xiaoyu. Bioethanol and biodiesel as alternative transportation fuels in China: Current status, future potentials, and life cycle analysis. **Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects**, v. 34, n. 12, p. 1067-1075, 2012.

## 2. CAPÍTULO 2: REVISÃO DE LITERATURA

Neste capítulo foi realizada a revisão de literatura da dissertação, apresentada sob a forma de um artigo de revisão no qual, foi realizada uma análise bibliométrica sobre a produção de bioetanol a partir de resíduos alimentares. Neste capítulo, são abordados diversos aspectos, incluindo a aplicação da metodologia de Análise do Ciclo de Vida (ACV), os impactos ambientais relacionados a essa produção e as limitações associadas tanto à ACV quanto ao uso desses resíduos. Os principais destaques do artigo são:

- a) A maioria dos estudos utiliza a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para analisar o desempenho ambiental do bioetanol em comparação com os combustíveis fósseis;
- b) O bioetanol produzido a partir de resíduos alimentares tem menores impactos ambientais do que os seus concorrentes, os combustíveis fósseis;
- c) Faltam estudos que avaliem o ciclo de vida do bioetanol considerando o seu processo produtivo, dificultando a otimização do processo produtivo e sua possível aplicação ambiental;
- d) Os estudos que realizam a ACV do processo produtivo demonstram que os processos que mais geram impactos ambientais são o pré-tratamento e a produção de enzimas para hidrólise.

### **LIFE CYCLE ASSESSMENT FOR BIOETHANOL PRODUCTION USING FOOD RESIDUES<sup>1</sup>**

Victória Dutra Fagundes<sup>1</sup>, João Felipe Freitag<sup>1</sup>, Robson Evaldo Gehlen Bohrer<sup>2</sup>, Ênio Leandro Machado<sup>3</sup>, Rosana de Cássia de Souza Schneider<sup>3</sup>, Luciane Maria Colla<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Technology Institute, University of Passo Fundo, Campus I, L1 Building, BR 285, Passo Fundo, RS, CEP: 99052-900, Brazil. <https://orcid.org/0000-0002-2663-0081>, <https://orcid.org/0000-0001-6473-5899>, <http://orcid.org/0000-0001-9745-4452>, respectively.

<sup>2</sup>Três Passos Unit, State University of Rio Grande do Sul (UERGS), St. Cipriano Barata, 47, Três Passos, RS, CEP: 98600-000, Brazil. <https://orcid.org/0000-0002-2001-8983>

<sup>3</sup>Environmental Technology Postgraduate Program, University of Santa Cruz do Sul (UNISC), Av. Independência, 2293, Santa Cruz do Sul, RS, CEP: 96815-900, Brazil. <https://orcid.org/0000-0003-0140-4966>, <https://orcid.org/0000-0003-1400-8401>, respectively.

---

<sup>1</sup> Artigo submetido na revista Environmental Quality Management – Qualis A4 em 02 de agosto de 2023

\*Corresponding author. E-mail: [lmcolla@upf.br](mailto:lmcolla@upf.br)  
ORCID ID: <http://orcid.org/0000-0001-9745-4452>

**Abstract:** Across the globe, substantial quantities of food are being wasted, posing a significant challenge in determining its ultimate disposal. Food waste is widely regarded as an excellent raw material for the production of biofuels, particularly bioethanol. However, further research is essential to evaluate the potential impacts of food waste-derived bioethanol production accurately. The application of Life Cycle Analysis (LCA) can assess the environmental impact of this process, aiding decision-making regarding food waste utilization for bioenergy. This research aimed to conduct a comprehensive bibliometric and systematic review of existing studies focusing on LCA of bioethanol derived from food residues. The findings revealed that the majority of these studies primarily assessed bioethanol's environmental performance in comparison to fossil fuels, highlighting its advantages in reducing greenhouse gas emissions. However, a notable gap was identified in the lack of studies conducting LCA on the specific stages of ethanol production, aiming to identify production bottlenecks and optimize the process for industrial viability and few studies addressed these critical stages. The most impactful processes were associated with waste pretreatment and enzyme production for hydrolysis. In this way, studies that seek the homemade production of enzymes, as well as the study of lower cost pretreatments, perhaps biological and that involve microbial consortiums producing enzymes, in addition to the study of fermentation technologies, may contribute to the production of bioethanol from these valuable waste resources.

**Keywords:** LCA; biofuels; ethanol; food waste; food residue

## 2.1 INTRODUCTION

In 2014, the Food and Agriculture Organization of the United Nations (UN) released a report stating that the social costs of food waste amounted to approximately US\$ 2.6 trillion. Out of this, US\$ 700 billion were attributed to environmental impacts, while US\$ 1 trillion resulted from wasted production (FAO, 2014). Gustavsson et al. (2011) reported that food waste accounted for approximately 8% of total anthropogenic greenhouse gas (GHG) emissions.

With an eye on the trajectory of food waste generation, the UN introduces a proposal under the Sustainable Development Goals (SDGs), particularly Goal 12.3, focusing on Responsible Production and Consumption. The aim is to achieve a 50% reduction in food waste by the year 2030 (Amicarelli and Bux, 2021). In the efforts to reduce food waste and encourage its reuse, the Circular Economy (CE) has been actively applied, embracing waste as a valuable resource, CE presents a promising approach to tackle the food waste challenge (Redlingshöfer et al., 2020).

The primary goal of the circular bioeconomy is to lower environmental, social, and economic costs, enhance economic competitiveness, and combat poverty and hunger.

It emerges as a viable solution to curtail losses stemming from food waste disposal (Sharma et al., 2021). The bioeconomy aims to utilize renewable biological resources in two ways: (a) converting them into valuable commodities like bioactive components, bioplastics, and bioenergy, and (b) preserving their value for extended periods, striving for zero waste generation and reduced greenhouse gas emissions (Rathna et al., 2019; Mak et al., 2020).

Food waste varies in composition, comprising carbohydrates (starch, cellulose etc.), lipids, and proteins, offering opportunities for conversion into higher-value products like biofuels (Giroto et al., 2015; Kavitha et al., 2020). Among these biofuels, bioethanol stands out as a compelling alternative to gasoline, a widely used fossil fuel. Moreover, bioethanol can serve as a raw material for ethylene production, which, in turn, plays a crucial role in manufacturing plastics (Kiran et al., 2014; Tsang et al., 2019). Notably, bioethanol boasts energy efficiency and environmental friendliness, exhibiting higher thermal efficiency and lower greenhouse gas (GHG) emissions compared to fossil fuels (Takeuchi et al., 2018; Sharma, Larroche, and Dussap, 2020).

Although bioethanol production routes are already known, there are still challenges when using food waste to produce biofuel. According to Caldeira et al. (2020), the primary challenges in using food residues for ethanol production can be attributed to the cost associated with transporting the waste, pre-treatment of the biomass, hydrolysis in a fermentable substrate, processing the desired product, and, finally, the problems related to the final disposal of waste, which can cause various damages to the environment and the biosphere. Hence, there is broad acknowledgment that residues from fermentation processes can be effectively repurposed for producing animal feed. This practice plays a vital role in completing the cycle of food waste utilization (Godoy et al., 2018).

Furthermore, it is essential to enhance our understanding of the environmental consequences associated with various bioethanol production processes using food waste. It is also crucial to ensure compliance with specific environmental standards and criteria set by regulatory authorities (Singh et al., 2022). Biofuel adoption as a substitute for fossil fuels is already backed by policies and laws in the European Union, United States, Brazil, and various other countries and regions worldwide.

In Brazil, the National Biofuels Policy (RenovaBio) was introduced in 2017. RenovaBio implements a methodology that factors in externalities' costs to meet environmental objectives and offers incentives to foster biofuel production and its adoption in transportation (Klein et al., 2019; Salina, Almeida, and Bittencourt, 2020).

This policy incorporates LCA mechanisms, promotes market predictability and commercialization of biofuels, and aims to boost their usage, thereby enhancing national energy security and curbing GHG emissions (Grangeia, Santos, and Lazaro, 2022).

In this context, Life Cycle Assessment stands as a valuable tool for developing and evaluating enhanced environmental and socio-economic scenarios to achieve sustainable offsets (Song et al., 2018; Król-Badziak et al., 2021).

Employing a holistic approach, LCA considers the entire life cycle of materials or processes to assess the environmental impacts of a product, process, or service, making it a pivotal reference for decision-making in both industry and policy (Sun et al., 2021). By adopting LCA, potential impacts can be identified at an early stage of process design, enabling informed decisions and process enhancements to enhance sustainability before scaling up or implementation (Quintero et al., 2008).

Consequently, we aimed to conduct a bibliometric and systematic review on the utilization of Life Cycle Assessment (LCA) in bioethanol production from food waste. We will focus on the key phases within the life cycle, as defined by ISO 14.040 (2006). Bringing a broader perspective on the environmental advantages of producing bioethanol from food waste, as well as evaluating possible improvements in the process.

## 2.2 BIBLIOMETRIC APPROACH

The search for articles was grounded on the use of keywords entered in the Scopus database. To this end, the terms or keywords searched in the Scopus database were: "*life cycle analysis*" OR "*life cycle assessment*" OR "*LCA*" AND "*bioethanol*" OR "*ethanol*" AND "*food waste*". The survey of articles was limited to publications in English and publications between 2000 and 2022.

We found 21 texts on the subject, of which 3 were excluded from conferences/conferences, leaving 18 articles for bibliometric analysis, of which 12 are articles, including 04 review articles and 2 books chapters. The chosen articles were exported to the RStudio system version 4.2.0 using the Bibliometrix tool in BibTex format. This facilitated an overview of the scientific production interactions during the specified period.



produced from food waste that has been studied for some time, such as biodiesel derived from the lipid fraction of waste, methane gas, and hydrogen gas produced from the digestion of these wastes. (Nathao et al., 2013; Karmee et al., 2015; Kannah et al., 2020).

Moreover, to grasp the application of LCA in ethanol production from food waste, it is vital to assess the various phases of LCA, determining its objectives, processes, and key impacts relevant to this context. This enables informed decision-making concerning process optimization.

### 2.3 LCA IN THE PRODUCTION OF BIOETHANOL FROM FOOD WASTE

Food waste possesses compositional characteristics that render it an ideal candidate for ethanol production (Singh et al., 2022). Raw materials abundant in carbohydrates and cellulosic matter, found in food waste, are usually particularly favored for this purpose (Ma and Liu, 2019). Despite the extensive analysis of current technologies, there are still aspects that need to be evaluated for their expansion such as economic viability, waste composition, environmental impact, health formula and overall robustness (Sridhar et al., 2022).

The main gap in biofuel production LCA is recognizing its benefits when compared with fossil fuels as well as between different energy crops, biomass by-products, wastes, and even between generations of biofuels (van der Voet, Lifset and Luo, 2010; Cherubini and Stromman, 2011).

The studies conducted in this field consider a range of variables, such as the types of feedstock and biofuel options. As a result, the differences in assessment outcomes can be attributed not solely to the methodology or database used but also to variations in real-world conditions. Factors such as feedstock availability and regional contexts significantly contribute to the observed divergence in assessment results (van der Voet, Lifset, and Luo, 2010) (Table 1).

As per ISO 14.040 (2006), LCA is structured into four main phases: (a) objective and scope; (b) life cycle inventory; (c) life cycle impact assessment; and (d) interpretation of data. In this review, the discussions in the following sections will consider these four phases of LCA concerning the ethanol production process. These discussions will be based on the documents identified in the bibliometric analysis presented earlier, aiming to provide a comprehensive examination of its application when evaluating bioethanol production from food residues.

### *2.3.1 Goal and Scope of LCA in the production of bioethanol*

The definition of LCA goals encompasses various aspects, such as the intended application, reasons for conducting the study, and the target audience. On the other hand, the LCA scope entails the functional unit, system boundaries, impact categories for evaluation, and the selected processes for LCA. Table 1 presents essential information regarding the objectives and scope of an LCA for bioethanol production from food waste.

As observed, the study objectives vary based on their specific focus. Some studies center on environmental assessments (González-García, Morales, and Gullón, 2018; Angili et al., 2022) or socioeconomic and environmental evaluations of bioethanol production from food waste (Martinez-Sanchez et al., 2016; Albizzati, Tonini, and Astrup, 2021). Others emphasize environmental and economic assessments of biofuel production (Bozorgirad, Zhang, and Haapala, 2013), or employ LCA as a tool to mitigate waste, and compare different waste treatment and recovery technologies (Brancoli, Bolton, and Eriksson, 2020). In the study conducted by Byun et al. in 2022, the objective was to assess the environmental benefits linked to bioethanol production from food waste.

Table 1 - Data adopted by different authors for the elaboration of an LCA, mainly in the phases of the definition of goals and scope

Raw material	Functional unity	System boundaries	Process adopted	Impact categories*	References
Restaurant food waste	1 kg of food waste	Gate – to - gate	Milling, dehydration, solid-liquid fat extraction, enzymatic hydrolysis, fermentation, and anaerobic digestion	OD, IR, RO, LO, GWP, NRE, ME, TEP, and AE	Angili et al. (2022)
Bread waste	1 kg of bioethanol	Cradle – to - gate	Transportation, acid/ enzymatic pretreatment, hydrolysis, fermentation, and downstream recovery of etanol	GWP, HT, PCOP, AP, EP, and FSU	Narisetty et al. (2022)
Food waste	1 gallon of bioethanol	Well - to – wheels	Anaerobic digestion, and catalytic processes of biorefinery	GWP	Byun et al. (2022)
Household fermentable waste (HFW)	1000 kg of municipal solid waste	Cradle – to - gate	Acid pretreatment, fermentation and, anaerobic digestion	CC, OD, HT, and PM	Mathioudakis et al., (2022)
Food waste from canteens, and restaurants	1 ton of wet weight of residue	Cradle – to - gate	Saccharification, fermentation, and distillation	GWP	Guo et al. (2021)
Bread waste	1 kg of surplus bread	Cradle - to - gate	Pretreatment, fermentation, and distillation	GWP, OD, IR, OF, TEP, TA, FA, FEP, MEP, HT-C, HT-Nc, LU, MRS, FRS, and WC	Brancoli, Rancoli and Eriksson (2020)
Kitchen, and garden waste	1 ton of wet biological waste	Cradle - to - gate	Waste collection and transport, thermochemical pretreatment, enzymatic hydrolysis and simultaneous saccharification, fermentation, and distillation	GWP	Papadaskalopoulou et al. (2019)
Municipal solid waste (MSW)	1 MJ of liquid biofuels	Cradle - to - gate	Heat pretreatment, enzymatic hydrolysis, fermentation, and distillation	PED and GWP	Meng et al. (2019)
Waste from a banana packaging factory	1 MJ of energy released during the combustion of ethanol in a passenger car	Well - to - wheels	Simultaneous saccharification fermentation with steam explosion pretreatment	AP, EP and GWP	Guerrero and Muñoz (2018)

Raw material	Functional unity	System boundaries	Process adopted	Impact categories*	References
Brewery waste	74.22 ton lignocellulosic flux	Cradle - to - gate	Reconditioning and storage, autohydrolysis pretreatment, XOS** purification, fermentation, and bioethanol purification	AP, EP, GWP, OD, POP, HT, FEP, MEP, and TEP	González-García, Morales and Gullón (2018)
Household food waste, and agroindustrial waste	1 MJ bioethanol (99.7% bioethanol)	Cradle - to - gate	Modeling bioethanol production following the approach of Tonini, Hamelin and Astrup (2016)	GHG	Tonini et al. (2016)
Supermarket food waste, and fruit processing waste	1 L of ethanol later converted into a transport energy unit (1 MJ) for comparison with gasoline	Cradle - to - gate	Simultaneous saccharification fermentation, distillation, and dehydration	GWP	Ebner et al. (2014)
Citrus fruit waste	1 MJ of E85, 1 kWh of electricity generated using biomethane	Well - to - wheels	Acid hydrolysis and fermentation (removal of inhibitory compounds (limonene), AD from residues	GHG	Pourbafrani et al. (2013)
MSW, mixed waste paper, and garden waste	1 L denatured ethanol produced	Well - to - tank	Acid pretreatment, hydrolysis, fermentation, and distillation	AP, EP and GWP	Schmitt et al. (2012)

\* OD: Ozone depletion; IR: Ionizing radiation; RO: Respiratory organics; LO: Land occupation; GWP: Global Warming; NRE: Non-renewable energy; ME: Mineral extraction; TE: Terrestrial ecotoxicity; TEP: Terrestrial ecotoxicity; AE: Aquatic ecotoxicity; HT: Human toxicity; POCP: Photochemical oxidation; AP: Acidification potential; EP: Eutrophication potential; FSU: Fossil energy use; CC: Climate change; PM: Particulate material; TA: Terrestrial acidification; FA: Freshwater eutrophication; FEP: Freshwater ecotoxicity; MEP: Marine ecotoxicity; HT-C: Human carcinogenic toxicity; HT-Nc: Human non-carcinogenic toxicity; LU: Land use; MRS: Mineral resource scarcity; FRS: Fossil resource scarcity; OF: Ozone formation; WC: Water consumption; AD: Abiotic depletion; PED: Primary Energy Demand; POP: Photochemical oxidation potential; HTP: human toxicity; GHG: GreenHouse Gases.

\*\*XOS = Xylooligosaccharides

In Table 1, the scope includes the functional unit, which quantifies the system's function, normalizing all inputs and outputs of the producing system (Guinée and Lindeijer, 2002). Choosing an appropriate functional unit (FU) is critical in LCA, particularly when analyzing biofuel production, like bioethanol from food waste. However, it is essential to recognize that the choice of FU may differ from one study to another, and there is no universally accepted FU that facilitates direct comparisons across all studies.

Typically, the selection of the functional unit (FU) relies on the study's specific focus. In the context of valuing food waste for energy conversion, two primary functions are commonly considered: waste treatment and energy generation (Ebner et al., 2018). For instance, when the study emphasizes technologies related to ethanol production and acquisition, it is frequently customary to adopt a volumetric unit of ethanol as the functional unit (FU).

In their study, Byun et al. (2022) employed the functional unit (FU) of 01 gallon of produced bioethanol to assess the environmental performance of bioethanol production. In other studies, with the same goals used as FU, 01 liter of bioethanol was produced (Schmitt et al., 2012; Ebner et al., 2014). Bozorgirad, Zhang and Haapala (2013), when evaluating municipal solid waste (MSW) management systems, used 1 ton of MSW as FU, that is, in studies whose, the goal is to evaluate waste management, it is common to use FU aimed at quantifying this waste.

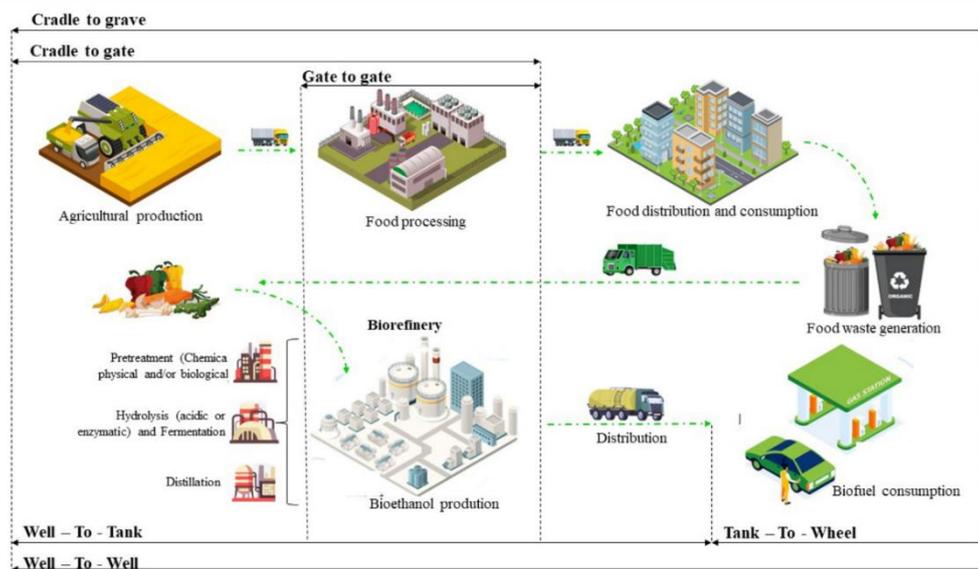
Narisetty et al. (2022) used 1 kg of ethanol produced from bread waste as a functional unit in order to purchase bioethanol produced with fossil-based ethanol. Other examples of studies use the same or similar unit (González-García, Morales and Gullón, 2018; Papadaskalopoulou et al., 2019; Guo et al., 2021).

Moreover, when comparing the environmental impacts of using bioethanol with other biofuels or even fossil fuels, it is common to use a functional unit based on an energy transport metric, such as 01 MJ of bioethanol. For instance, Ebner et al. (2014) utilized the FU of 01 MJ to facilitate a comparison between the observed impacts of bioethanol production and gasoline.

When establishing system boundaries, they can encompass all the inputs and outputs involved in the entire process of producing a specific quantity of ethanol, including both upstream and downstream activities. Depending on the study's scope, these boundaries may encompass the distribution network and even the combustion of fuel ethanol in vehicles. Fig. 2 shows a scheme that ranges from the food production, its

manufacture, consumption, and generation of food residues to its new cycle of recovery of these residues in biorefineries to produce ethanol and its final distribution. In addition to covering the system boundaries adopted for distinct stages of the LCA.

Figura 2 - General scheme of the use of food waste for ethanol production and system boundaries adopted in LCA studies.



Source: Adapted from Hanaki and Portugal-Pereira (2018)

The cradle-to-gate approach is commonly adopted by most studies, evaluating the life cycle of bioethanol from obtaining the food waste residue to the completion of the biofuel production process (Guo et al., 2021; Mathioudakis et al., 2022; Narisetty et al., 2022). Understanding this issue, due to the nature of the residue, it is difficult to include the cultivation phase within the limits of the system, since identifying the origin of these residues in the production chain can be challenging.

Even more, if considered a large-scale production of bioethanol with a large number of raw materials of different compositions and different origins. The production of bioethanol from waste relies heavily on the waste's composition, which exhibits notable variations depending on the eating habits of a specific population, region, and season (Prasoulas et al., 2020; Guo et al., 2021).

Studies mention the adoption of the Well-to-wheels approach, where system boundaries encompass the fuel's life cycle from raw material production to product availability for the consumer (Tratzi et al., 2022). According to An and Santini (2003) these denominations as the Well-To-Wheel analysis (production to end use of biofuel), Well-To-Tank (production of raw material and product availability), Well-To-Gate

(production of raw material until obtaining the product), and Tank-To-Wheel (use of fuel in the car) are widely used when it comes to fuel LCA.

Byun et al. (2022) conducted a Well-to-Wheel analysis to assess bioethanol production from diverse food waste, covering the process from waste treatment to vehicle operation. Similarly, Pourbafrani et al. (2013) adopted the Well-to-Wheel analysis in their LCA of bioethanol production from citrus residues, encompassing raw material delivery, biorefinery processes, fuel/product transport, distribution, and biofuel use.

In the studies reviewed, most of them focus on greenhouse gas (GHG) emissions and related impact categories like climate change or Global Warming Potential (GWP) (Tonini et al., 2016; Guo et al., 2021; Angili et al., 2022). The choice of specific impact categories may vary based on the software used for conducting the Life Cycle Assessment (LCA).

The Life Cycle Assessment (LCA) of biofuels emphasizes greenhouse gas (GHG) emissions to fulfill regulatory and certification standards (Dunn, 2019). Presently, global warming potential (GWP) serves as the primary metric for assessing GHGs. GWP enables comparisons of cumulative radiative forcing (CRF) among various greenhouse gases, relating emissions to an equivalent amount of CO<sub>2</sub> (CO<sub>2</sub>-eq) (Sproul, Barlow, and Quinn, 2019).

Meng and Mckechnie (2019) mention that there are variations in the calculation of greenhouse gas (GHG) emissions that vary from study to study and can, to some extent, be attributed to the chosen approach that can be influenced by the geographical context in which the study is being conducted.

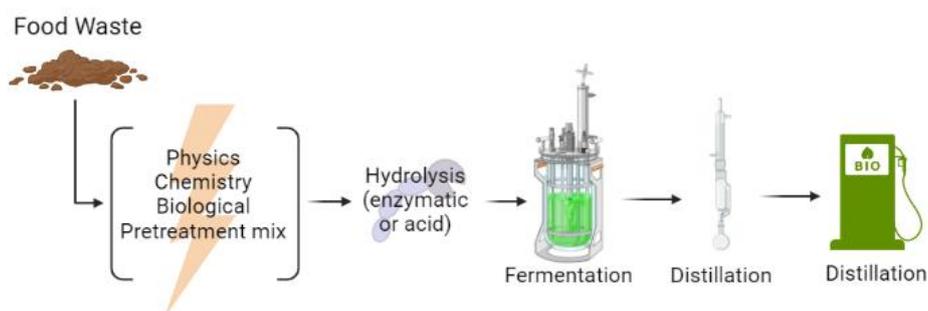
Regarding the process of ethanol production from food waste, the following phases are identified: (a) obtaining the waste; (b) pretreatment of these wastes which may involve physical, chemical, and/or biological treatments; (c) acidic, alkaline, or enzymatic hydrolysis/saccharification; (d) fermentation, and (e) distillation. These processes, with their inputs and outputs, will be further discussed in the item 2.3.1.

### 2.3.2 Life Cycle Inventory

During the life cycle inventory (LCI) phase, the inputs and outputs of the bioethanol production system are examined and recorded. Table 2 presents the main processes adopted in studies. As mentioned earlier, the first step in the process entails pretreatment, aimed at breaking down complex structures to facilitate subsequent

hydrolysis and fermentation processes additionally, this step reduces particle size and enhances surface area, thereby improving overall efficiency regarding the process of ethanol production from food waste (Jørgensen et al., 2007; Arumugam et al., 2021). Bioethanol production occurs through different processes, as shown in Fig. 3.

Figura 3 - Simplified stages of bioethanol production from waste



Source: Adapted from Goldemberg (2009)

Among the studies reviewed, the application of pretreatment, the initial phase of ethanol production, is linked to the composition of the residues. For instance, in the work of Guo et al. (2021), pretreatment was omitted for food residues from canteens and restaurants, and they directly proceeded to saccharification. The residues consisted of 79% moisture and 21% dry matter, with the dry matter composed of 51% carbohydrates, 22% proteins, 16% lipids, and 11% ash.

However, Guo et al. (2021) despite evaluating a high ethanol yield (> 96%), environmentally the production of bioethanol, for the waste and processes evaluated, is not advantageous, presenting a greater contribution to the global warming potential when compared to the obtaining of biodiesel and methane in a process that involved conducting pretreatment.

Hence, for residues with more complex structures like lignocellulosic materials, pretreatment is frequently employed. Technologically and economically, the most favorable pretreatment processes enhance sugar production, reduce reaction times, and minimize the usage of chemicals and energy/heat requirements (Taheri et al., 2021).

Ebner et al. (2014) conducted physical pretreatment (grinding) of supermarket food waste with a predominantly lignocellulosic composition. They also added waste from fruit processing, called diluted fruit syrup, followed by saccharification and fermentation to produce bioethanol. The milling stage and the associated energy consumption contributed, in part, to the emission of 1,217 gCO<sub>2</sub> eq./L of ethanol.

Papadaskalopoulou et al. (2019) performed thermochemical pretreatment on kitchen and garden waste, primarily garden waste such as leaves and branches. The evaluation of the pretreatment, by the authors, was carried out in conjunction with saccharification and fermentation, which resulted in negative impacts on climate change, terrestrial acidification, ionizing radiation, depletion, and particulate matter.

Schmitt et al. (2012) applied an acid pretreatment to municipal solid waste, paper, and garden waste. The use of sulfuric acid accounted for 90% of the impacts caused by acidification, one of the impact categories evaluated in the study. After the pretreatment step is finalized, the subsequent stage is hydrolysis, which can be carried out using either an acidic method (Kang et al., 2018) or an enzymatic approach (Ribeiro et al., 2019).

In the studies examined for this review, enzymatic hydrolysis emerged as a prevalent process. Enzymes like amylases, glucoamylase, cellulases, and hemicellulases are utilized during enzymatic hydrolysis to break down complex structures, such as starch, cellulose, and hemicellulose, into simpler sugars (Guo et al., 2023).

Glucoamylase, also known as amyloglucosidase, is the most commonly used enzyme in the hydrolysis of food residues for ethanol production, as stated by Anwar Saeed et al. (2018). Food residues are rich in starches, and glucoamylase plays a key role in breaking down the  $\alpha$  1-4 and  $\alpha$  1-6 bonds of starch into simple sugars, which yeast then converts into ethanol. As an exoenzyme, its effectiveness is enhanced in the presence of an endoenzyme like  $\alpha$ -amylase, which acts within the starch chain, releasing ends for amyloglucosidase to act upon (Lacerda et al., 2018; Visvanathan et al., 2020).

Nogueira et al. (2022) emphasize that enzymes are a significant aspect in LCA for all biorefinery products. However, in LCA, enzymes are not consistently considered as inputs for bioethanol, the scarcity of dependable and transparent data can largely be attributed to bureaucratic processes and manufacturers' confidentiality concerning process data (Jegannathan and Nielsen, 2013; Gilpin and Andrae, 2017).

The databases' enzyme production inventories suffer from a lack of transparency, as they fail to disclose specific details like energy consumption, the utilization of macro and micronutrients in microbiological cultivation, water usage, infrastructure, and other relevant flows (Borrion, Mcmanus and Hammond et al., 2012; Nogueira et al., 2022). This limitation hampers the utilization of this data, as it prevents modifications beyond the elementary flows, thereby affecting sensitivity analysis and obscuring the contributions of processes and inputs to the life cycle impact assessment (LCIA) phase (Nogueira et al., 2022).

Few studies carry out and evaluate the impacts associated with acid hydrolysis. Pourbafrani et al. (2013) used sulfuric acid in the acid hydrolysis of citric juice waste to produce bioethanol. His study demonstrated a 134% reduction in greenhouse gas (GHG) emissions when compared to gasoline. Yet, when considering the production of not only bioethanol but also methane and limonene within the biorefinery concept, the impact of acid hydrolysis on potential environmental effects resulting from ethanol production from food waste remains unclear.

The fermentative production of ethanol offers various process configurations. Firstly, the separate hydrolysis and fermentation (SHF) approach is a traditional strategy involving the hydrolysis of raw material, followed by fermentation of the resulting monosaccharides into ethanol in a separate bioreactor (Galbe and Zacchi, 2007; Offei et al., 2018). Secondly, there is the simultaneous saccharification and fermentation (SSF) method, where the enzymatic degradation of starch is combined with the fermentation of glucose resulting from polysaccharide hydrolysis. This process offers advantages such as lower energy consumption, higher ethanol yield, reduced processing steps, decreased contamination risks, and diminished inhibition of the final product (Chen and Li, 2013; Devos and Colla, 2021; Bender et al., 2022).

The SSF process has gained prominence over SHF, primarily because it offers advantages such as lower energy consumption, higher ethanol yield, shorter process time, decreased risks of contamination, and reduced product inhibition (Marques et al., 2008; Loaces, Schein and Noya, 2017). Nevertheless, the process's drawbacks are associated with the high operating cost, as it takes place in two bioreactors, necessitating more energy input since saccharification precedes fermentation (Devos and Colla, 2021).

González-García, Morales, and Gullón (2018) found that when assessing bioethanol production from brewery waste, the SSF stage contributed the most negative environmental impacts across all impact categories, primarily due to enzyme usage. The production of enzymes involves energy-intensive background processes. The impact categories evaluated included acidification potential, eutrophication potential, global warming potential, ozone layer depletion potential, photochemical oxidation potential, human toxicity, among others.

The distillation and dehydration processes employed in the further processing of bioethanol are highly energetic, making it essential to obtain a high concentration of ethanol to ensure a positive net energy balance of the process (Singh et al., 2022)

Vane (2008) estimated that the ethanol concentration in the fermented broth should exceed 4% (w/w) to reduce energy demands during distillation and achieve significant ethanol production. However, it is important to highlight that higher concentrations of bioethanol require an increase in the number of purification steps, such as distillation. This can become a challenge when dealing with large-scale industry expansion (Sridhar et al., 2022). In addition, to meet the high energy demand and, consequently, to increase the possible environmental impacts (Muhammad and Rosentrater, 2020).

The solids remaining after ethanol distillation can be converted into diverse by-products or fermentation by-products. Recent research has explored the utilization of these residues as supplements in animal feed and fertilizers (Ebner et al., 2014; Jin et al., 2018; Zhou et al., 2023). Ebner et al. (2014) even achieved negative GHG emissions when considering the life cycle of ethanol production and using post-distillation residues for animal feed production instead of sending them to landfills. Therefore, the selection of feedstock and alternative waste disposal options holds significant implications for life cycle GHG outcomes in waste-to-energy routes (Zhou et al., 2023).

From now on, a more elaborate part begins, since a decision-making process begins on which process item will be selected in the database, it is no longer the process survey (inventory), it is the use stage. The software starts by entering the inventory data based on the attributional or consequential definitions of the system or unit and then calculating impacts, comparisons, and sensitivity analysis according to the chosen methods.

Upon completing the LCA inventory phase, the database is utilized to input the previously defined inputs and outputs into the life cycle assessment software. When examining the use of food waste for bioethanol production, databases like *Ecoinvent* are commonly employed. *Ecoinvent* is favored for its comprehensive data, providing information on materials, chemical and enzyme production, energy consumption, and other relevant factors (González-García, Morales and Gullón, 2018; Guo et al., 2021; Patrizi et al., 2020). Besides *Ecoinvent*, the databases from *REET* and *EASETECH* software are extensively utilized for conducting inventories focused on fossil fuel and biofuel emissions as well as waste management, respectively (Ebner et al., 2014; Papadaskalopoulou et al., 2019; Byun et al., 2022). Table 2 presents the main databases used in studies and the type of data collected from these databases.

Table 2 - Data adopted by different authors for the elaboration of an LCA, from the LCI, LCIA and interpretation phases (continuation of Table 1).

LCI database / type of data collected	Software	LCIA method*	Allocation method	Main impacts results	Reference
Ecoinvent/ materials and energy data and literature/complementar data	SimaPro	IMPACT 2002+	N/A	Energy consumption, condensates including volatile fatty acids, use of enzymes, yeast, and n-hexane were the main contributors to environmental loads across all impact categories.	Angili et al. (2022)
Ecoinvent/ major data used in the study	SimaPro	CML-IA	N/A	An 85% reduction in PCOP and slight reduction in EP (11%), when compared to fossil-based ethanol. However, the process results in about 30% increase in both HT and AP.	Narisetty et al. (2022)
Ecoinvent/materials and energy and GREET/emission from vehicle operation	SimaPro, and GREET	N/A	N/A	Estimated impact on global warming is classified as carbon-negative (-0.69 kg a - 1.29 CO <sub>2</sub> eq./gallon of bioethanol)	Byun et al. (2022)
EASETECH and literature data	EASETECH	N/A	N/A	Reduce of -48 kg CO <sub>2</sub> eq. in climate change contribution and, for ozone depletion, there is an environmental benefit equal to $-9.6 \times 10^{-4}$ kg CFC-11 eq. Compared with biogas production.	Mathioudakis et al., (2022)
Ecoinvent/production of chemicals and enzymes, Literature data/GWP and electricity, and GREET/emissions from fossil fuels and biofuels	GREET	ILCD	N/A	The benefit of replacing gasoline with bioethanol is significant (86 kg CO <sub>2</sub> eq./ton wet FW), but the cost of production in terms of GWP is greater than that (110 kg CO <sub>2</sub> eq./ton wet FW)	Guo et al. (2021)
Ecoinvent/background processes	N/D	ReCiPe	N/A	Net savings of 0.56 kg CO <sub>2</sub> eq./kg of bread valued as ethanol	Brancoli, Rancoli and Eriksson (2020)
Ecoinvent/ materials and energy consumption, and EASETECH/waste management	EASETECH	ILCD	N/A	Impact of global warming is estimated at -15 kg CO <sub>2</sub> eq./ton of biowaste	Papadaskalopoulou et al. (2019)
Ecoinvent/materials and energy consumption	GaBi	IPCC	N/A	The energy demand for liquid biofuels (butanol and ethanol) is -1.11 MJ/MJ, and the net greenhouse gas emissions are -12.57 g CO <sub>2</sub> eq./MJ resulting in a remarkable greenhouse gas reduction of 115% when compared to gasoline as a reference	Meng et al. (2019)

LCI database / type of data collected	Software	LCIA method*	Allocation method	Main impacts results	Reference
Ecoinvent	SimaPro	ReCiPe	N/A	The downstream wastewater treatment process makes a substantial contribution to greenhouse gas (GHG) emissions, and the use of pretreatment chemicals has led to an increased impact on acidification	Guerrero and Muñoz (2018)
Ecoinvent/materials, energy, and water consumption	SimaPro	CML	Allocation of economic value (market value) of co-products	The increased temperature during autohydrolysis plays a significant role, accounting for over 50% of contributions in categories such as acidification and global warming potential, and the production of enzymes required in the SSF** process contributes to over 95% of the potential terrestrial and marine aquatic ecotoxicity	González-García, Morales and Gullón (2018)
Ecoinvent/production data and IPCC/GHG emissions	Modeling following the approach of Tonini, Hamelin e Astrup (2016)	ILUC	N/A	The household food waste, the emission factor ranged from -639 g CO <sub>2</sub> eq./MJ, indicating a negative impact, while for corn husks, it was as low as -1 g CO <sub>2</sub> eq./MJ	Tonini et al. (2016)
Ecoinvent/energy consumption, USLCI/natural gas emissions, GREET/emissions factors	GREET	N/A	N/A	Negative GHG emissions, showcasing an impressive improvement of nearly 500% compared to corn ethanol production	Ebner et al. (2014)
Databases/all processes	GREET	N/A	Market value and energy	Reduction of 134% GHG emissions with the use of E85 compared to gasoline.	Pourbafrani et al. (2013)
IPCC/PAG characterization, ASPEN model/chemical, materials and energy inputs, and outputs, and TRACI 2/acidification, and smog formation data GREET	GREET	Impact characterization factors provided by the IPCC and TRACI 2 for the US	N/A	Acid pretreatment and enzyme production make a substantial contribution to both energy consumption and acidification potential.	Schmitt et al. (2012)

\*LCIA Methods abbreviation: ILCD: International Reference Life Cycle Data; CML: Institute of Environmental Sciences; CML-IA: Institute of Environmental Sciences - Impacts Assessment; IPCC: International Panel on Climate Change; ILUC: Indirect Land-Use Change; TRACI: Tool for The Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts.

\*\*SSF: Simultaneous saccharification and fermentation.

### 2.3.3 Assessment of Impacts and Interpretation

In an LCA, assessed impacts are influenced by growing concerns about global warming and climate change. In addition, relevant policy regulations, which set acceptable emission limits, play a significant role in determining the impact categories that analysts typically consider in an LCA (Levasseur et al., 2010). Table 2 presents the main methodologies applied in the assessment of life cycle impacts and the main results regarding the assessed impacts.

Byun et al. (2022) found that the estimated global warming impact of bioethanol production from food waste is classified as carbon-negative, ranging from -0.69 kg to -1.29 kg CO<sub>2</sub> eq./gallon of bioethanol. Meanwhile, Brancoli, Bolton, and Eriksson (2020) assessed bioethanol production from bread waste and observed that transitioning from current waste management practices to greener alternatives could result in environmental savings of -0.56 kg CO<sub>2</sub>eq./kg of surplus bread in the global warming potential category.

Narisetty et al. (2022) noted that ethanol produced from bread waste demonstrated a more than 50% reduction in fossil energy usage, an approximately 85% reduction in photochemical oxidation, and an 11% decrease in eutrophication when compared to fossil-based ethanol. However, the adopted process resulted in a 30% increase in impacts on human toxicity and acidification. The authors further concluded that GHG emissions were primarily contributed by electricity production, followed by chemical usage in the process, transportation, and water consumption.

Angili et al. (2022) noted that energy consumption significantly contributed to all impact categories evaluated in their study on bioethanol production from food waste from restaurants in two scenarios. Scenario A involved bioethanol production from degreased food waste, with fat extraction using a "95% n-hexane" solvent, while Scenario B omitted the oil extraction step. Scenario A's contribution was found to be 3.5% higher than that of Scenario B for the assessed impacts.

Mathioudakis et al. (2022) found a net benefit in bioethanol production from fermentable household waste for the Climate Change impact category, with a reduction of -48 kg CO<sub>2</sub> eq. Similarly, there was an environmental benefit of  $-9.6 \times 10^{-4}$  kg CFC-11 eq for ozone depletion. However, for the impact categories of human toxicity, non-carcinogenic effects and particulate matter, the analysis yielded negative environmental loads of  $7.7 \times 10^{-5}$  CTUh and  $6.8 \times 10^{-2}$  kg PM<sub>2.5</sub> eq, respectively.

Guerrero and Muñoz (2018) observed that effluent generation during the bioethanol production process contributed significantly to the impact of terrestrial acidification (52.3%). These elevated impacts are likely attributed to the substantial water volumes needed for biomass conversion, the use of sulfuric acid in biomass pretreatment, the high COD and BOD<sub>5</sub> resulting from extractive biomass removal (e.g., volatile oils, terpenes, fatty acids, esters, waxes, and other compounds), as well as the energy-intensive requirements of anaerobic and aerobic treatments.

In their evaluation of ethanol production from brewery waste, González-García, Morales, and Gullón (2018) found that the production of steam required to achieve the high temperature of autohydrolysis (210 °C) contributed more than 50% to impact categories like acidification and global warming potential. This significant contribution can be attributed to the combustion of natural gas for steam production. Therefore, exploring alternative renewable fuels could be considered to mitigate the environmental burden associated with the combustion of natural gas.

Schmitt et al. (2012) found that 90% of the contribution to terrestrial acidification in the production of ethanol from municipal solid waste occurred during the acid pretreatment stage with sulfuric acid. The authors also noted that the production of enzymes required for hydrolysis processes can have negative effects on terrestrial acidification. Additionally, the production of chemicals and waste management play crucial roles in determining the overall environmental performance of the system.

Moreover, studies have indicated significant impacts on enzyme production, with glucoamylase having a much greater impact than alpha-amylase production (Costa et al., 2018). Sebastião et al. (2016) emphasized that improving the production and hydrolysis of enzymes can enhance the environmental performance of any lignocellulosic bioethanol system, including the one under study.

The LCA of bioethanol production considers various allocation methods such as volume allocation, mass allocation, energy allocation, or economic allocation (Zah et al., 2007). However, the choice of allocation method can be a limiting factor in LCA, leading to ambiguous results and significant differences in environmental impacts for a specific system (González-García et al., 2009; Morales et al., 2015). The use of different allocation methods may result in varied environmental impact assessments, emphasizing the importance of carefully selecting an appropriate allocation approach in bioethanol production studies.

Cherubini et al. (2009) suggested conducting a sensitivity analysis of variables related to environmental impact allocation, considering the variability of assumed parameters, such as the use or destination of co-products and energy supply sources or technologies.

ISO 14040 (2006) also recommends minimizing allocation whenever possible, either by subdividing the entire process to account for co-products or by expanding the system boundaries to include additional functions associated with them (Mu et al., 2010; Morales et al., 2015). This approach allows for a more comprehensive and accurate assessment of environmental impacts in bioethanol production studies.

## 2.4 CONCLUSIONS

Utilizing food waste for bioethanol production shows promising potential for waste recovery. When it comes to the possible impacts caused, whether negative or positive, during the ethanol production process, there is a lack of data that allows a decision on the most sustainable processes. In this way, LCA is a methodology that has already been applied to assess these possible impacts, in addition to offering the opportunity to improve and optimize this production process, seeking environmental, economic, and even social improvements.

Most of the studies reviewed focus on conducting Life Cycle Assessments (LCAs) of bioethanol production from food waste and comparing its environmental performance to fossil fuels like ethanol and gasoline. These analyses consistently highlight the advantages of bioethanol production, primarily due to its lower greenhouse gas (GHG) emissions compared to fossil alternatives.

One significant challenge in LCA studies of ethanol production from food waste is the lack of research that comprehensively evaluates the environmental impacts of each stage of the production process, including residue collection, pretreatment, hydrolysis, fermentation, and distillation. This data gap hinders the ability to make informed decisions and optimize processes to enhance their overall sustainability.

The few studies that evaluate the stages of ethanol production demonstrate that the pretreatment of waste and the use of enzymes, mainly in hydrolysis, are considered production bottlenecks. The scarcity of data on the production of chemicals and enzymes used in pretreatment creates uncertainties and hampers the preparation of inventories

through databases. This knowledge gap represents an important area for further investigation and study.

## REFERENCES

Albizzati, P. F., Tonini, D., & Astrup, T. F. (2021). High-value products from food waste: An environmental and socio-economic assessment. *Science of the Total Environment*, 755, 142466.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142466>

Amicarelli, V., & Bux, C. (2021). Food waste in Italian households during the Covid-19 pandemic: a self-reporting approach. *Food Security*, 13(1), 25-37.

<https://doi.org/10.1007/s12571-020-01121-z>

An, F., & Santini, D. (2003). Assessing tank-to-wheel efficiencies of advanced technology vehicles. *SAE transactions*, 636-654.

<https://www.jstor.org/stable/44741300>

Angili, S. T., Grzesik, K., Salimi, E. and Loizidou, M. (2022). Life Cycle Analysis of Food Waste Valorization in Laboratory-Scale. *Energies*, 15(19).

<https://doi.org/10.3390/en15197000>

Anwar Saeed, M., Ma, H., Yue, S., Wang, Q., & Tu, M. (2018). Concise review on ethanol production from food waste: development and sustainability. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(29), 28851-28863.

<https://doi.org/10.1007/s11356-018-2972-4>

Arumugam, A., Malolan, V. V., & Ponnusami, V. (2021). Contemporary pretreatment strategies for bioethanol production from corncobs: a comprehensive review. *Waste and Biomass Valorization*, 12(2), 577-612.

<https://doi.org/10.1007/s12649-020-00983-w>

Bender, L. E., Lopes, S. T., Gomes, K. S., Devos, R. J. B., & Colla, L. M. (2022). Challenges in bioethanol production from food residues. *Bioresource Technology Reports*, 101171.

<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101171>

Borrion, A. L., McManus, M. C., & Hammond, G. P. (2012). Environmental life cycle assessment of lignocellulosic conversion to ethanol: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(7), 4638-4650.

<https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.04.016>

Bozorgirad, M. A., Zhang, H., Haapala, K. R., & Murthy, G. S. (2013). Environmental impact and cost assessment of incineration and ethanol production as municipal solid waste management strategies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(8), 1502-1512.

<https://doi.org/10.1007/s11367-013-0587-z>

Brancoli, P., Bolton, K., & Eriksson, M. (2020). Environmental impacts of waste management and valorisation pathways for surplus bread in Sweden. *Waste Management*, *117*, 136-145.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.07.043>

Byun, J., Kwon, O., Kim, J., & Han, J. (2022). Carbon-Negative Food Waste-Derived Bioethanol: A Hybrid Model of Life Cycle Assessment and Optimization. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, *10*(14), 4512-4521.

<https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.1c08300>

Caldeira, C., Vlysidis, A., Fiore, G., De Laurentiis, V., Vignali, G., & Sala, S. (2020). Sustainability of food waste biorefinery: A review on valorisation pathways, techno-economic constraints, and environmental assessment. *Bioresource Technology*, *312*, 123575.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123575>

Chen, H., & Li, G. (2013). An industrial level system with nonisothermal simultaneous solid state saccharification, fermentation and separation for ethanol production. *Biochemical engineering journal*, *74*, 121-126.

<https://doi.org/10.1016/j.bej.2013.02.017>

Cherubini, F., Bird, N. D., Cowie, A., Jungmeier, G., Schlamadinger, B., & Woess-Gallasch, S. (2009). Energy-and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. *Resources, conservation, and recycling*, *53*(8), 434-447.

<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.03.013>

Cherubini, F., & Strømman, A. H. (2011). Life cycle assessment of bioenergy systems: state of the art and future challenges. *Bioresource technology*, *102*(2), 437-451.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.08.010>

Costa, D., Jesus, J., Virgínio e Silva, J., & Silveira, M. (2018). Life cycle assessment of bioethanol production from sweet potato (*Ipomoea batatas* L.) in an experimental plant. *BioEnergy Research*, *11*, 715-725.

<https://doi.org/10.1007/s12155-018-9932-1>

de Jong, E., Higson, A., Walsh, P., & Wellisch, M. (2012). Bio-based chemicals value added products from biorefineries. *IEA Bioenergy, Task42 Biorefinery*, *34*.

Devos, R. J. B., & Colla, L. M. (2021). Simultaneous saccharification and fermentation to obtain bioethanol: A bibliometric and systematic study. *Bioresource Technology Reports*, 100924.

<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100924>

Dunn, J. B. (2019). Biofuel and bioproduct environmental sustainability analysis. *Current opinion in biotechnology*, *57*, 88-93.

<https://doi.org/10.1016/j.copbio.2019.02.008>

Ebner, J., Babbitt, C., Winer, M., Hilton, B., & Williamson, A. (2014). Life cycle greenhouse gas (GHG) impacts of a novel process for converting food waste to ethanol and co-products. *Applied energy*, *130*, 86-93.  
<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.04.099>

Ebner, J. H., Hegde, S., Win, S. S., Babbitt, C. W., & Trabold, T. A. (2018). Environmental aspects of food waste-to-energy conversion. In *Sustainable Food Waste-To-energy Systems* (pp. 177-201). Academic Press.  
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811157-4.00010-3>

FAO, F. (2014). Food wastage footprint full-cost accounting. *Food Wastage Footprint*.

Galbe, M., Sassner, P., Wingren, A., & Zacchi, G. (2007). Process engineering economics of bioethanol production. *Biofuels*, 303-327.  
[https://doi.org/10.1007/10\\_2007\\_063](https://doi.org/10.1007/10_2007_063)

Grangeia, C., Santos, L., & Lazaro, L. L. B. (2022). The Brazilian biofuel policy (RenovaBio) and its uncertainties: An assessment of technical, socioeconomic, and institutional aspects. *Energy Conversion and Management: X*, *13*, 100156.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecmx.2021.100156>

Gilpin, G. S., & Andrae, A. S. (2017). Comparative attributional life cycle assessment of European cellulase enzyme production for use in second-generation lignocellulosic bioethanol production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *22*(7), 1034-1053.  
<https://doi.org/10.1007/s11367-016-1208-4>

Giroto, F., Alibardi, L., & Cossu, R. (2015). Food waste generation and industrial uses: A review. *Waste management*, *45*, 32-41.  
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.008>

Godoy, M. G., Amorim, G. M., Barreto, M. S., & Freire, D. M. (2018). Agricultural residues as animal feed: protein enrichment and detoxification using solid-state fermentation. In *Current developments in biotechnology and bioengineering* (pp. 235-256). Elsevier.  
<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63990-5.00012-8>

Goldemberg, J. (2009). Biomass and energy. *Química nova*, *32*, 582-587.  
<https://doi.org/10.1590/S0100-40422009000300004>

González-García, S., Luo, L., Moreira, M. T., Feijoo, G., & Huppes, G. (2009). Life cycle assessment of flax shives derived second generation ethanol fueled automobiles in Spain. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *13*(8), 1922-1933.  
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.02.003>

González-García, S., Morales, P. C., & Gullón, B. (2018). Estimating the environmental impacts of a brewery waste-based biorefinery: Bio-ethanol and xylooligosaccharides joint production case study. *Industrial Crops and Products*, *123*, 331-340.  
<https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2018.07.003>

Guerrero, A. B., & Muñoz, E. (2018). Life cycle assessment of second generation ethanol derived from banana agricultural waste: Environmental impacts and energy balance. *Journal of Cleaner Production*, *174*, 710-717.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.298>

Guinée, J. B., & Lindeijer, E. (Eds.). (2002). *Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards* (Vol. 7). Springer Science & Business Media.

Guo, H., Zhao, Y., Damgaard, A., Wang, Q., Wang, H., Christensen, T. H., & Lu, W. (2021). Quantifying global warming potential of alternative biorefinery systems for producing fuels from Chinese food waste. *Waste Management*, *130*, 38-47.  
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.05.004>

Guo, H., Zhao, Y., Chang, J. S., & Lee, D. J. (2023). Enzymes and enzymatic mechanisms in enzymatic degradation of lignocellulosic biomass: A mini-review. *Bioresource Technology*, *367*, 128252.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128252>

Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., Van Otterdijk, R., & Meybeck, A. (2011). Global food losses and food waste.

Hauschild, M., & Barlaz, M. A. (2010). LCA in waste management: introduction to principle and method. *Solid Waste Technology & Management*, *1*, 111-136.  
<https://doi.org/10.1002/9780470666883.ch10>

Iram, A., Cekmecelioglu, D., & Demirci, A. (2020). Distillers' dried grains with solubles (DDGS) and its potential as fermentation feedstock. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *104*(14), 6115-6128.  
<https://doi.org/10.1007/s00253-020-10682-0>

International Organization for Standardization. (2006). *Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework* (ISO Standard No. 14040:2006).  
<https://www.iso.org/standard/37456.html>

Jin, Q., Yang, L., Poe, N., & Huang, H. (2018). Integrated processing of plant-derived waste to produce value-added products based on the biorefinery concept. *Trends in food science & technology*, *74*, 119-131.  
<https://doi.org/10.1016/j.tifs.2018.02.014>

Jegannathan, K. R., & Nielsen, P. H. (2013). Environmental assessment of enzyme use in industrial production—a literature review. *Journal of cleaner production*, *42*, 228-240.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.11.005>

Jørgensen, H., Kristensen, J. B., & Felby, C. (2007). Enzymatic conversion of lignocellulose into fermentable sugars: challenges and opportunities. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, *1*(2), 119-134.  
<https://doi.org/10.1002/bbb.4>

Kang, S., Fu, J., & Zhang, G. (2018). From lignocellulosic biomass to levulinic acid: A review on acid-catalyzed hydrolysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *94*, 340-362.

<https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.06.016>

Kannah, R. Y., Merrylin, J., Devi, T. P., Kavitha, S., Sivashanmugam, P., Kumar, G., & Banu, J. R. (2020). Food waste valorization: Biofuels and value added product recovery. *Bioresource Technology Reports*, *11*, 100524.

<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2020.100524>

Karmee, S. K., Linardi, D., Lee, J., & Lin, C. S. K. (2015). Conversion of lipid from food waste to biodiesel. *Waste Management*, *41*, 169-173.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.025>

Kavitha, S., Kannah, R. Y., Kumar, G., Gunasekaran, M., & Banu, J. R. (2020). Introduction: sources and characterization of food waste and food industry wastes. In *Food Waste to Valuable Resources* (pp. 1-13). Academic Press.

<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818353-3.00001-8>

Kiran, E. U., Trzcinski, A. P., Ng, W. J., & Liu, Y. (2014). Bioconversion of food waste to energy: A review. *Fuel*, *134*, 389-399.

<https://doi.org/10.1016/j.fuel.2014.05.074>

Klein, B. C., Chagas, M. F., Watanabe, M. D. B., Bonomi, A., & Maciel Filho, R. (2019). Low carbon biofuels and the New Brazilian National Biofuel Policy (RenovaBio): A case study for sugarcane mills and integrated sugarcane-microalgae biorefineries. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *115*, 109365.

<https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109365>

Knauf, M., & Kraus, K. (2006). Specific yeasts developed for modern ethanol production. *Sugar Industry/Zuckerindustrie*, *131*(11), 753-758.

Konti, A., Kekos, D., & Mamma, D. (2020). Life cycle analysis of the bioethanol production from food waste—a review. *Energies*, *13*(19), 5206.

<https://doi.org/10.3390/en13195206>

Król-Badziak, A., Pishgar-Komleh, S. H., Rozakis, S., & Książak, J. (2021). Environmental and socio-economic performance of different tillage systems in maize grain production: Application of Life Cycle Assessment and Multi-Criteria Decision Making. *Journal of Cleaner Production*, *278*, 123792.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123792>

Lacerda, L. D., Leite, D. C., Soares, R. M., & da Silveira, N. P. (2018). Effects of  $\alpha$ -Amylase, Amyloglucosidase, and Their Mixture on Hierarchical Porosity of Rice Starch. *Starch-Stärke*, *70*(11-12), 1800008.

<https://doi.org/10.1002/star.201800008>

Lemaire, A., & Limbourg, S. (2019). How can food loss and waste management achieve sustainable development goals?. *Journal of Cleaner Production*, *234*, 1221-1234.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.226>

- Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschenes, L., & Samson, R. (2010). Considering time in LCA: dynamic LCA and its application to global warming impact assessments. *Environmental science & technology*, *44*(8), 3169-3174.  
<https://doi.org/10.1021/es9030003>
- Liguori, R., & Faraco, V. (2016). Biological processes for advancing lignocellulosic waste biorefinery by advocating circular economy. *Bioresource technology*, *215*, 13-20.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.054>
- Liu, Z. H., Hao, N., Wang, Y. Y., Dou, C., Lin, F., Shen, R., Bura, R., Hodge, D. B., Dale, B. E., Ragauskas, A. J., Yang, B., & Yuan, J. S. (2021). Transforming biorefinery designs with ‘Plug-In Processes of Lignin’ to enable economic waste valorization. *Nature Communications*, *12*(1), 1-13.  
<https://doi.org/10.1038/s41467-021-23920-4>
- Loaces, I., Schein, S., & Noya, F. (2017). Ethanol production by *Escherichia coli* from *Arundo donax* biomass under SSF, SHF or CBP process configurations and in situ production of a multifunctional glucanase and xylanase. *Bioresource technology*, *224*, 307-313.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.075>
- Ma, Y., & Liu, Y. (2019). Turning food waste to energy and resources towards a great environmental and economic sustainability: An innovative integrated biological approach. *Biotechnology advances*, *37*(7), 107414.  
<https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2019.06.013>
- Mak, T. M., Xiong, X., Tsang, D. C., Iris, K. M., & Poon, C. S. (2020). Sustainable food waste management towards circular bioeconomy: Policy review, limitations and opportunities. *Bioresource technology*, *297*, 122497.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122497>
- Marques, S., Alves, L., Roseiro, J. C., & Gírio, F. M. (2008). Conversion of recycled paper sludge to ethanol by SHF and SSF using *Pichia stipitis*. *Biomass and bioenergy*, *32*(5), 400-406.  
<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.10.011>
- Martinez-Sanchez, V., Tonini, D., Møller, F., & Astrup, T. F. (2016). Life-cycle costing of food waste management in Denmark: importance of indirect effects. *Environmental science & technology*, *50*(8), 4513-4523.  
<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03536>
- Mathioudakis, D., Karageorgis, P., Papadopoulou, K., Astrup, T. F. and Lyberatos, G. (2022). Environmental and Economic Assessment of Alternative Food Waste Management Scenarios. *Sustainability*, *14*(15), 9634.  
<https://doi.org/10.3390/su14159634>
- Matsakas, L., & Christakopoulos, P. (2015). Ethanol production from enzymatically treated dried food waste using enzymes produced on-site. *Sustainability*, *7*(2), 1446-1458.  
<https://doi.org/10.3390/su7021446>

Meng, F., Ibbett, R., de Vrije, T., Metcalf, P., Tucker, G., & McKechnie, J. (2019). Process simulation and life cycle assessment of converting autoclaved municipal solid waste into butanol and ethanol as transport fuels. *Waste Management*, 89, 177-189.  
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.04.003>

Meng, F., & McKechnie, J. (2019). Challenges in quantifying greenhouse gas impacts of waste-based biofuels in EU and US biofuel policies: Case study of butanol and ethanol production from municipal solid waste. *Environmental Science & Technology*, 53(20), 12141-12149.  
<https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04286>

Modenbach, A. A., & Nokes, S. E. (2013). Enzymatic hydrolysis of biomass at high-solids loadings—a review. *Biomass and Bioenergy*, 56, 526-544.  
<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.05.031>

Mohan, S. V., Nikhil, G. N., Chiranjeevi, P., Reddy, C. N., Rohit, M. V., Kumar, A. N., & Sarkar, O. (2016). Waste biorefinery models towards sustainable circular bioeconomy: critical review and future perspectives. *Bioresourcetechnology*, 215, 2-12.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.130>

Mohd Yusof, S. J. H., Roslan, A. M., Ibrahim, K. N., Syed ABDULLAH, S. S., Zakaria, M. R., Hassan, M. A., & Shirai, Y. (2019). Life cycle assessment for bioethanol production from oil palm frond juice in an oil palm based biorefinery. *Sustainability*, 11(24), 6928.  
<https://doi.org/10.3390/su11246928>

Morales, M., Quintero, J., Conejeros, R., & Aroca, G. (2015). Life cycle assessment of lignocellulosic bioethanol: environmental impacts and energy balance. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42, 1349-1361.  
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.10.097>

Mu, D., Seager, T., Rao, P. S., & Zhao, F. (2010). Comparative life cycle assessment of lignocellulosic ethanol production: biochemical versus thermochemical conversion. *Environmental management*, 46(4), 565-578.  
<https://doi.org/10.1007/s00267-010-9494-2>

Muhammad, N. I. S., & Rosentrater, K. A. (2020). Comparison of global-warming potential impact of food waste fermentation to landfill disposal. *SN Applied Sciences*, 2(2), 1-7.  
<https://doi.org/10.1007/s42452-020-2035-6>

Narisetty, V., Nagarajan, S., Gadkari, S., Ranade, V. V., Zhang, J., Patchigolla, K., Bhatnagar, A., Awasthi, M. K., Pandey, A. and Kumar, V. (2022). Process optimization for recycling of bread waste into bioethanol and biomethane: A circular economy approach. *Energy Conversion and Management*, 266, 115784.  
<https://doi.org/10.1016/j.enconman.2022.115784>

- Nathao, C., Sirisukpoka, U., & Pisutpaisal, N. (2013). Production of hydrogen and methane by one and two stage fermentation of food waste. *International journal of hydrogen energy*, 38(35), 15764-15769.  
<https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2013.05.047>
- Nielsen, P. H., Oxenbøll, K. M., & Wenzel, H. (2007). Cradle-to-gate environmental assessment of enzyme products produced industrially in Denmark by Novozymes A/S. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(6), 432-438.  
<https://doi.org/10.1065/lca2006.08.265.1>
- Nogueira, G. P., Capaz, R. S., Franco, T. T., Dias, M. O. S., & Cavaliero, C. K. N. (2022). Enzymes as an environmental bottleneck in cellulosic ethanol production: Does on-site production solve it?. *Journal of Cleaner Production*, 369, 133314.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133314>
- Offei, F., Mensah, M., Thygesen, A., & Kemausuor, F. (2018). Seaweed bioethanol production: A process selection review on hydrolysis and fermentation. *Fermentation*, 4(4), 99.  
<https://doi.org/10.3390/fermentation4040099>
- Padella, M., O'Connell, A., & Prussi, M. (2019). What is still limiting the deployment of cellulosic ethanol? Analysis of the current status of the sector. *Applied Sciences*, 9(21), 4523.  
<https://doi.org/10.3390/app9214523>
- Papadaskalopoulou, C., Sotiropoulos, A., Novacovic, J., Barabouti, E., Mai, S., Malamis, D., Kekos, D., & Loizidou, M. (2019). Comparative life cycle assessment of a waste to ethanol biorefinery system versus conventional waste management methods. *Resources, Conservation and Recycling*, 149, 130-139.  
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.05.006>
- Patrizi, N., Bruno, M., Saladini, F., Parisi, M. L., Pulselli, R. M., Bjerre, A. B., & Bastianoni, S. (2020). Sustainability assessment of biorefinery systems based on two food residues in Africa. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, 522614.  
<https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.522614>
- Pourbafrani, M., McKechnie, J., MacLean, H. L., & Saville, B. A. (2013). Life cycle greenhouse gas impacts of ethanol, biomethane and limonene production from citrus waste. *Environmental Research Letters*, 8(1), 015007.  
DOI 10.1088/1748-9326/8/1/015007
- Prasoulas, G., Gentikis, A., Konti, A., Kalantzi, S., Kekos, D., & Mamma, D. (2020). Bioethanol production from food waste applying the multienzyme system produced on-site by *Fusarium oxysporum* F3 and mixed microbial cultures. *Fermentation*, 6(2), 39.  
<https://doi.org/10.3390/fermentation6020039>
- Quintero, J. A., Montoya, M. I., Sánchez, O. J., Giraldo, O. H., & Cardona, C. A. (2008). Fuel ethanol production from sugarcane and corn: comparative analysis for a Colombian case. *Energy*, 33(3), 385-399.  
<https://doi.org/10.1016/j.energy.2007.10.001>

- Rathna, R., Nakkeeran, E., Varjani, S., & Madhumitha, B. (2019). Intriguing disposition of marine algae-derived enzymes in food biotechnology. In *Green Bio-processes* (pp. 305-321). Springer, Singapore.  
[https://doi.org/10.1007/978-981-13-3263-0\\_16](https://doi.org/10.1007/978-981-13-3263-0_16)
- Redlingshöfer, B., Barles, S., & Weisz, H. (2020). Are waste hierarchies effective in reducing environmental impacts from food waste? A systematic review for OECD countries. *Resources, Conservation and Recycling*, 156, 104723.  
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104723>
- Ribeiro, R. S., Pohlmann, B. C., Calado, V., Bojorge, N., & Pereira Jr, N. (2019). Production of nanocellulose by enzymatic hydrolysis: Trends and challenges. *Engineering in life sciences*, 19(4), 279-291.  
<https://doi.org/10.1002/elsc.201800158>
- Salina, F. H., Almeida, I. A. D., & Bittencourt, F. R. (2020). RenovaBio opportunities and biofuels outlook in Brazil. In *Renewable energy and sustainable buildings* (pp. 391-399). Springer, Cham.  
[https://doi.org/10.1007/978-3-030-18488-9\\_30](https://doi.org/10.1007/978-3-030-18488-9_30)
- Sebastião, D., Gonçalves, M. S., Marques, S., Fonseca, C., Gírio, F., Oliveira, A. C., & Matos, C. T. (2016). Life cycle assessment of advanced bioethanol production from pulp and paper sludge. *Bioresource technology*, 208, 100-109.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.02.049>
- Singh, A., Singhanía, R. R., Soam, S., Chen, C. W., Haldar, D., Varjani, S., Dong, C., & Patel, A. K. (2022). Production of bioethanol from food waste: Status and perspectives. *Bioresource Technology*, 127651.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127651>
- Schmitt, E., Bura, R., Gustafson, R., Cooper, J., & Vajzovic, A. (2012). Converting lignocellulosic solid waste into ethanol for the State of Washington: an investigation of treatment technologies and environmental impacts. *Bioresource Technology*, 104, 400-409.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.10.094>
- Sharma, B., Larroche, C., & Dussap, C. G. (2020). Comprehensive assessment of 2G bioethanol production. *Bioresource technology*, 313, 123630.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123630>
- Sharma, P., Gaur, V. K., Sirohi, R., Varjani, S., Kim, S. H., & Wong, J. W. (2021). Sustainable processing of food waste for production of bio-based products for circular bioeconomy. *Bioresource Technology*, 325, 124684.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124684>
- Skaf, L., Buonocore, E., Dumontet, S., Capone, R., & Franzese, P. P. (2020). Applying network analysis to explore the global scientific literature on food security. *Ecological Informatics*, 56, 101062.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101062>

Song, Y., Hou, D., Zhang, J., O'Connor, D., Li, G., Gu, Q., Li, S., & Liu, P. (2018). Environmental and socio-economic sustainability appraisal of contaminated land remediation strategies: A case study at a mega-site in China. *Science of the Total Environment*, *610*, 391-401.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.016>

Sproul, E., Barlow, J., & Quinn, J. C. (2019). Time value of greenhouse gas emissions in life cycle assessment and techno-economic analysis. *Environmental science & technology*, *53*(10), 6073-6080.

<https://doi.org/10.1021/acs.est.9b00514>

Sridhar, A., Ponnuchamy, M., Kumar, P. S., Kapoor, A., & Xiao, L. (2022). Progress in the production of hydrogen energy from food waste: A bibliometric analysis. *International Journal of Hydrogen Energy*, *47*(62), 26326-26354.

<https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2021.09.258>

Sun, H., Luo, Z., Li, S., Xue, S., Zhou, Q., Wei, T., & Du, L. (2021). Comparative life cycle assessment (LCA) of biofuel production via corn stover: fermentation to ethanol, pyrolysis to bio-oil, and gasification to jet fuel. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 1-13.

<https://doi.org/10.1007/s13399-021-02054-z>

Taheri, M. E., Salimi, E., Saragas, K., Novakovic, J., Barampouti, E. M., Mai, S., Malamis, D., Moustakas, K., & Loizidou, M. (2021). Effect of pretreatment techniques on enzymatic hydrolysis of food waste. *Biomass Conversion and Biorefinery*, *11*(2), 219-226.

<https://doi.org/10.1007/s13399-020-00729-7>

Takeuchi, K., Shiroyama, H., Saito, O., & Matsuura, M. (2018). *Biofuels and Sustainability: Holistic Perspectives for Policy-making* (p. 265). Springer Nature.

DOI 10.1007/978-4-431-54895-9

Tonini, D., Hamelin, L., & Astrup, T. F. (2016). Environmental implications of the use of agro-industrial residues for biorefineries: Application of a deterministic model for indirect land-use changes. *Gcb Bioenergy*, *8*(4), 690-706.

<https://doi.org/10.1111/gcbb.12290>

Tonini, D., Hamelin, L., Alvarado-Morales, M., & Astrup, T. F. (2016). GHG emission factors for bioelectricity, biomethane, and bioethanol quantified for 24 biomass substrates with consequential life-cycle assessment. *Bioresource Technology*, *208*, 123-133.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.02.052>

Tratzi, P., Torre, M., Paolini, V., Tomassetti, L., Montiroli, C., Manzo, E., & Petracchini, F. (2022). Liquefied biomethane for heavy-duty transport in Italy: A well-to-wheels approach. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, *107*, 103288.

<https://doi.org/10.1016/j.trd.2022.103288>

Tsang, Y. F., Kumar, V., Samadar, P., Yang, Y., Lee, J., Ok, Y. S., Song, H., Kim, K., Kwon, E. E. and Jeon, Y. J. (2019). Production of bioplastic through food waste valorization. *Environment international*, 127,625-644.  
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.076>

van der Voet, E., Lifset, R. J., & Luo, L. (2010). Life-cycle assessment of biofuels, convergence and divergence. *Biofuels*, 1(3), 435-449.  
<https://doi.org/10.4155/bfs.10.19>

Vane, L. M. (2008). Separation technologies for the recovery and dehydration of alcohols from fermentation broths. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 2(6), 553-588.  
<https://doi.org/10.1002/bbb.108>

Visvanathan, R., Qader, M., Jayathilake, C., Jayawardana, B. C., Liyanage, R., & Sivakanesan, R. (2020). Critical review on conventional spectroscopic  $\alpha$ -amylase activity detection methods: merits, demerits, and future prospects. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 100(7), 2836-2847.  
<https://doi.org/10.1002/jsfa.10315>

Zah, R., Boeni, H, Gauch, M, Hischier, R, Lehmann, M, & Waeger, P. Life cycle assessment of energy products: environmental impact assessment of biofuels. Switzerland.

Zhou, J., Ma, H., Lv, P., Su, W., Wang, Q., Gao, M., & Qin, H. (2023). Life Cycle Assessment of Fuel Ethanol Production from Food Waste in Consideration of By-Product Utilization. *Processes*, 11(6), 1672.  
<https://doi.org/10.3390/pr11061672>

### 3. CAPÍTULO 3: AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE BIOETANOL A PARTIR DE RESÍDUOS DE BANANA, BATATA E MAMÃO

No terceiro capítulo, é apresentado o primeiro artigo de avaliação de dados experimentais usando a Análise do Ciclo de Vida (ACV). Neste capítulo, realizamos uma análise do ciclo de vida da produção de bioetanol a partir dos resíduos de banana, batata e mamão, considerando cada um deles de forma isolada.

Os dados referentes aos processos foram coletados a partir de dissertações anteriores conduzidas no Laboratório de Bioquímica e Bioprocessos da Universidade de Passo Fundo, e informações complementares foram obtidas na literatura. As análises do ciclo de vida foram conduzidas utilizando o software Simapro 8.5.0.0, enquanto o *Ecoinvent 3.4* serviu como base de dados para o inventário de ciclo de vida. Os destaques do artigo são:

- a) A categoria de potencial de aquecimento global (PAG) e a categoria de recursos apresentaram os maiores impactos e danos ambientais, respectivamente;
- b) A etapa de fermentação foi a etapa de produção de bioetanol com os maiores impactos e danos associados quando considerado o consumo de energia;
- c) Quando não considerado o consumo de energia a etapa de pré-tratamento apresentou os maiores impactos e danos ambientais;
- d) Não foram identificados estudos que realizassem a ACV da produção de bioetanol a partir de resíduos de mamão.

**Resumo:** Os resíduos de alimentos são considerados uma possibilidade para a produção de biocombustíveis, havendo lacunas de processo a serem preenchidas e a necessidade de avaliação dos impactos ambientais, econômicos e sociais desses processos, a fim de uma avaliação completa da sustentabilidade deles. Objetivou-se a ACV de bioetanol produzido a partir de resíduos de banana, batata e mamão em três etapas de processo (pré-tratamento, hidrólise enzimática e fermentação) o processo foi avaliado em duas etapas extras, uma considerando o consumo de energia e outra não considerando o consumo de energia dos equipamentos utilizados, uma vez que se realizou uma abordagem de processo laboratorial que não representa os gastos energéticos em grande escala. A base de dados *Ecoinvent vs. 3.4*, método ReCiPe 2016 (*midpoint* e *endpoint*) para avaliação dos impactos e análise de incertezas pela simulação Monte Carlo no *software* SimaPro 8.5.0.0. A ACV demonstrou que a etapa de fermentação foi responsável pelo maior número de impactos e danos ambientais ao se considerar o consumo de energia, ao não se considerar o consumo de energia os maiores impactos e danos são relacionados a etapa de pré-tratamento para os resíduos de alimentos avaliados. Os impactos e danos ambientais mais representativos para todos os cenários estabelecidos foram o Potencial de aquecimento global (PAG) e Recursos, respectivamente. O resíduo de banana é o que

gera mais impactos ambientais e não foram identificados estudos que realizassem a ACV da produção de bioetanol a partir de resíduos de mamão.

Palavras-chave: bioetanol; ACV; resíduos alimentares; impactos ambientais; danos ambientais

### 3.1 INTRODUÇÃO

O interesse no uso de combustíveis alternativos está aumentando devido ao aumento das necessidades de energia, redução das reservas de petróleo e aumento dos preços do petróleo e poluição ambiental (PRIYADHARSINI; DAWN; ARUN, 2022). O bioetanol tem sido oferecido para atender as necessidades globais de biocombustível, com vantagens como a redução das emissões de gases com efeito de estufa de 30% para 85% e redução de partículas na atmosfera em até 50%, em comparação com a gasolina (DEVI et al, 2022).

Segundo Roy et al. (2023) cerca de 1,3 bilhões de toneladas de alimentos são perdidos ou desperdiçados todos os anos. De acordo com a FAO (2022) até 50 % das frutas e vegetais produzidos nos países em desenvolvimento são perdidos na cadeia de suprimentos entre a colheita e o consumo. Além disso, esse desperdício consome recursos equivalentes a quase um terço das terras agrícolas disponíveis e são responsáveis por 8 a 10% do total de emissões antrópicas de gases de efeito do efeito estufa (FAO, 2015; FAO, 2018; MARTIN-RIOS et al, 2021).

Os resíduos alimentares, dependendo da sua composição, podem ser convertidos em biocombustíveis através da fermentação de carboidratos (PANAHI et al., 2022), havendo inúmeros estudos que indicam a possibilidade da produção de bioetanol utilizando resíduos alimentares (MATSAKAS et al., 2014; TONINI et al., 2016; MENG et al, 2019, ANGILI et al., 2022).

Entretanto, o uso desses resíduos para produção de bioetanol requer etapas de pré-tratamento, bem como o uso de enzimas nos processos de hidrólise. O uso combinado de resíduos pode requerer processos mais maleáveis de produção, bem como o uso de enzimas de forma combinada. Outros parâmetros importantes são as cargas iniciais de sólidos e enzimas, a forma de operação dos biorreatores, visto estes serem fatores que podem afetar o rendimento em bioetanol.

Além disso, cada processo, em função da rota de produção escolhida, pode apresentar variações em relação aos impactos ambientais gerados. O processo deve trazer benefícios em relação à redução possível dos impactos considerando-se outros tratamentos das matérias primas, bem como em relação à produção de bioetanol utilizando outras matérias primas. Estes impactos podem ser avaliados através da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (KONTI; KEKOS; MAMMA, 2020), na qual os processos de produção biocombustíveis são submetidos a uma avaliação minuciosa de seu desempenho ambiental em relação aos seus equivalentes derivados de fontes não renováveis (ARCENTALES-BASTIDAS; SILVA; RAMIREZ, 2022).

Dentre os resíduos alimentares que podem ser utilizados e já vem sendo estudados para a produção de bioetanol estão os resíduos de banana, batata e mamão (BENDER et al., 2022). Segundo Utama et al. (2019) e Janini et al. (2013), os resíduos de banana e mamão possuem altos teores de sacarose, glicose e outros açúcares simples, os quais podem ser convertidos em bioetanol através da fermentação (JANANI et al., 2013).

O alto teor de amido dos resíduos de batata pode ser convertido com sucesso em bioetanol, necessitando de etapas de hidrólise para a conversão do amido em açúcares redutores (ARAPOGLOU et al., 2010; KHAWLA et al., 2014; HOSSAIN et al., 2018).

A ACV do uso de resíduos alimentares para a produção de bioetanol já é relatada na literatura para resíduos de banana e batata (WANG et al., 2013; WEBER et al., 2020; SANTIAGO et al., 2022). Entretanto, não foram encontrados relatos de estudos da ACV da produção de bioetanol a partir de resíduos de mamão.

Objetivou-se a avaliação ciclo de vida da produção de bioetanol a partir de resíduos de banana, batata e mamão. Destaca-se em nosso estudo a ACV voltada a abordagem de avaliação dos impactos e danos ambientais (*midpoint* e *endpoint*), visto que há uma lacuna de estudos que avaliem os *endpoints*. Ainda, nosso estudo é inovador visto que traz a ACV da produção de bioetanol a partir de resíduos de mamão.

### 3.2 METODOLOGIA

A metodologia de execução da ACV envolve a definição de objetivo e escopo, o inventário do ciclo de vida, a avaliação e interpretação dos impactos conforme estabelecido pela ISO 14.040 (2006).

### 3.2.1 Objetivo e escopo

O objetivo desta ACV é a avaliação dos impactos ambientais da produção de bioetanol de resíduos alimentares, em uma metodologia que envolve a secagem dos resíduos para utilização, a gelatinização como pré-tratamento, a hidrólise enzimática e posterior fermentação alcoólica. Para isso, foram estabelecidos três cenários:

- a) Cenário 01: Produção de bioetanol a partir de resíduos de banana;
- b) Cenário 02: Produção de bioetanol a partir de resíduos de batata;
- c) Cenário 03: Produção de bioetanol a partir de resíduos de mamão.

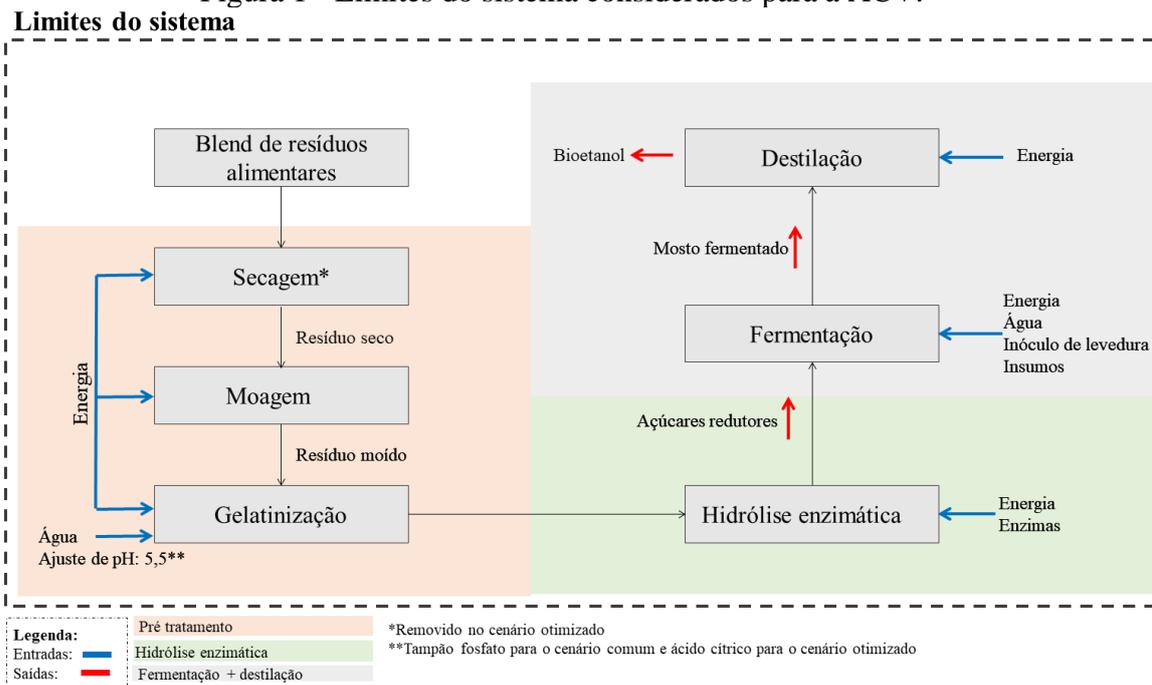
Estudos indicam que na produção de bioetanol em pequena escala, o consumo de energia pode representar boa parte dos impactos deixando uma brecha quando a contribuição nos impactos de outros fatores importantes na produção de bioetanol, como o uso de produtos químicos, enzimas, água, entre outros (LOPES; LUKASIK, 2020; ANGILI et al., 2022; SINGH et al., 2022). Desta forma, para melhor contribuir com a abordagem de ACV dos resíduos mencionados, para cada cenário previsto foi incluído uma avaliação do processo desconsiderando-se o consumo de energia causado pelo uso de equipamentos.

O uso pretendido dos resultados é a sensibilização para as implicações ambientais ligadas à produção de bioetanol, verificando onde há possibilidades de melhorias, bem como, fornecer informações a respeito dos impactos ambientais do método de produção adotado, de forma a auxiliar aos tomadores de decisão na escolha das técnicas mais adequadas para obtenção deste biocombustível.

O escopo deste trabalho compreende as atividades que envolvem o processo de obtenção de bioetanol a partir de resíduos de banana, batata e mamão, utilizando uma abordagem denominada ‘*gate to gate*’ (do portão ao portão), ou seja, limitada à obtenção dos resíduos até a produção de bioetanol.

A unidade funcional adotada no presente trabalho é de 1 kg de resíduos, dessa forma todas as emissões, o consumo de energia e materiais foram baseados nesta unidade funcional. Os limites do sistema consistem na obtenção dos resíduos à produção do biocombustível, considerando as gerações e tratamento de resíduos que possam ser gerados durante os processos. Na Figura 1 é apresentado os limites do sistema adotado para ACV.

Figura 1 - Limites do sistema considerados para a ACV.



### 3.2.2 Inventário do ciclo de vida

Nesta fase, foram identificadas e quantificadas todas as entradas e saídas do processo de produção de bioetanol para cada um dos resíduos avaliados, que no caso do referente estudo inclui a secagem, moagem e gelatinização dos resíduos, a hidrólise enzimática com o uso de diferentes enzimas e o processo de fermentação.

A coleta de dados do inventário foi realizada por meio de dados de estudos realizados no Laboratório de Bioquímica e Bioprocessos da Universidade de Passo Fundo (BENDER, 2022). Ainda, foram utilizados dados buscados na literatura que empregam processos semelhantes de produção. Na Tabela 1, são apresentados os dados considerados para o cálculo de entradas e saídas na presente ACV.

Tabela 1 - Dados considerados para cálculo das entradas e saídas na ACV.

<b>Resíduo</b>	<b>Dado</b>	<b>Valor utilizado (%)</b>	<b>Referência</b>
<b>Banana</b>	Umidade inicial do resíduo	86	PALACIOS et al. (2017)
	Eficiência de hidrólise enzimática	75	-
	Eficiência de rendimento de bioetanol	84	INGALE et al. (2014)
<b>Batata</b>	Umidade inicial do resíduo	85	CHAUAN et al. (2022)
	Eficiência de hidrólise enzimática	93	-
	Eficiência de rendimento de bioetanol	88	LAREO et al. (2013)
<b>Mamão</b>	Umidade inicial do resíduo	91,3	JAHID et al. (2018)
	Eficiência de rendimento de bioetanol	29,15	AUNG et al. (2016)

As entradas e saídas foram previamente calculadas através do balanço de massa de produtos. Para os cenários que consideraram o consumo de energia, o consumo de energia pelos equipamentos foi calculado em relação ao tempo de uso. O *Ecoinvent* vs. 3.4.0 foi utilizada como base da dados das entradas e saídas calculadas para o estudo. Na Tabela 2 são apresentadas as entradas e saídas calculadas no processo de produção do bioetanol para cada um dos resíduos.

Tabela 2 – Entradas e saídas calculadas para as três fases do processo de produção de bioetanol a partir de resíduos de banana, batata e mamão, respectivamente.

Fase	Processo	Unid.	Resíduo	Resíduo	Resíduo	
			banana	batata	mamão	
			Quantidade			
Pré-tratamento (Secagem, moagem e gelatinização)	Resíduos	kg	1	1	1	
	Consumo de energia	kwh	48,81	48,81	24,41	
	Água destilada	kg	3,34	3,3	2,1	
	Fosfato de sódio monobásico	g	27,6	27,32	17,39	
	Fosfato de sódio dibásico	g	5,03	4,95	2,90	
Hidrólise enzimática	Adição de alfa-amilase	g	0,65	0,65	-	
	Adição de AMG	g	0,65	0,65	-	
	Consumo de energia	kwh	6,5	8	-	
Fermentação	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	kg	0,33	0,33	0,21	
	<b>Preparo Pré Inóculo</b>					
	Glicose	g	0,67	0,66	0,44	
	Extrato de levedura	g	0,33	0,33	0,22	
	Água destilada	g	33	33	21	
	Consumo de energia	kwh	24	24	24	
	<b>Preparo Inóculo</b>					
	Glicose	g	0,06	0,06	0,04	
	Extrato de levedura	g	0,008	0,0082	0,0050	
	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	g	0,01	0,011	0,007	
	Ureia	g	0,08	0,082	0,055	
	KCl	g	0,01	0,011	0,007	
	CaCl <sub>2</sub>	g	0,01	0,011	0,007	
	Consumo de energia	kwh	139,5	74	75	
	Água destilada	g	297	297	190	
<b>Saídas</b>						
Pré-tratamento	Resíduo pós pré-tratamento	g	167	165	105,6	
Hidrólise enzimática	Rendimento de açúcares redutores	g	148,4	136,4	105,6	
Fermentação	Rendimento de bioetanol	g/L	19,2	19	5,14	

Nos materiais suplementares 1, 2 e 3 deste artigo são apresentados os fluxogramas de entradas e saídas calculadas para a produção de bioetanol a partir dos resíduos de banana, batata e mamão, respectivamente. O material suplementar 4 apresenta as entradas de materiais consideradas no *Ecoinvent* 3.4.

### 3.2.3 Avaliação dos impactos ambientais e interpretação

### 3.2.3.1 Avaliação dos impactos

As fases de classificação e caracterização dos impactos, os resultados dos indicadores de categoria, bem como a ponderação dos resultados foram realizados no programa computacional SimaPro 8.5.0.0. A análise dos impactos foi realizada por meio da utilização da metodologia ReCiPe. A escolha do programa computacional e da metodologia é justificada devido à sua ampla utilização nos estudos referentes a ACV da produção de bioetanol. Além disso, a metodologia ReCiPe considera para a avaliação dos impactos, os indicadores de *midpoint* e *endpoint*. Os resultados da análise de impacto estão apresentados por meio de gráficos gerados pelo SimaPro baseados nos cenários previamente estabelecidos.

O Quadro 1 apresenta as categorias de impactos e de danos que foram empregados neste estudo.

Quadro 1 - Categorias *midpoint* e *endpoint* de impactos e dados avaliados no método ReCiPe, respectivamente.

<b><i>Midpoint</i></b>		
<b>Sigla</b>	<b>Categoria de impacto</b>	<b>Unidade</b>
PAG	Potencial de aquecimento global	kg CO <sub>2</sub> eq.
DOE	Destruição do ozônio estratosférico	kg CFC-11 eq.
RI	Radiação Ionizante	kBq Co-60 eq.
FOSH	Formação de ozônio, saúde humana	kg NO <sub>x</sub> eq
FPF	Formação de partículas finas	kg PM <sub>2.5</sub> eq
FOET	Formação de ozônio, ecossistemas terrestres	kg NO <sub>x</sub> eq
AT	Acidificação terrestre	kg SO <sub>2</sub> eq
EAD	Eutrofização de água doce	kg P eq
EM	Eutrofização marinha	kg N eq
ETT	Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DB eq.
ETAD	Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DB eq.
ETM	Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DB eq.
THC	Toxicidade humana carcinogênica	kg 1,4-DCB
THNC	Toxicidade humana não carcinogênica	kg 1,4-DCB
UT	Uso de terra	m <sup>2</sup> a crop eq
ERM	Escassez de recursos minerais	kg Cu eq
ERF	Escassez de recursos fósseis	kg oil eq
CA	Consumo de água	m <sup>3</sup>
<b><i>Endpoint</i></b>		
<b>Categoria de danos</b>		<b>Unidade</b>
Ecossistemas		Species.yr
Saúde humana		DALY
Recursos		USD2013

### 3.2.3.2 Interpretação

A análise de incertezas foi realizada por meio do método estatístico de Monte Carlo, para calcular a incerteza absoluta. A análise de MC foi realizada através do software SimaPro 8.5.0.0 para cada um dos cenários e sub cenários para os 18 impactos e 3 danos ambientais avaliados pelo método ReCiPe 2016. De acordo com o IPCC, a incerteza é considerada grande quando o desvio padrão dividido pela média é maior que 0,3 (MCMURRAY; PEARSON; CASARIM, 2017) o qual será considerado no presente estudo. Dessa forma, as tabelas com os dados de incerteza foram apresentadas considerando o coeficiente de variação (CV) que representa o cálculo de desvio padrão dividido pela média.

## 3.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste item foram avaliados e discutidos os impactos e danos ambientais estimados para produção de bioetanol a partir de resíduos banana, batata e mamão, conforme os cenários estabelecidos.

### 3.3.1 Avaliação de impactos nos cenários estabelecidos

#### 3.3.1.1 Midpoints

Na Figura 2 são apresentadas as 18 categorias de impactos avaliadas pelo método de AICV ReCiPe para os três cenários da produção de bioetanol a partir de resíduos de banana (Figura 2A), batata (Figura 2B), mamão (Figura 2C), considerando-se o consumo de energia durante os processos. A Figura 2D apresenta a comparação entre os resíduos (Figura 2D).

A Figura 2A mostra que para todas as categorias de impacto o processo de fermentação é o que gera mais impactos ambientais na produção de bioetanol a partir de resíduos de banana (74% dos impactos gerados para todas as categorias), seguido do processo de pré-tratamento (22% do total de impacto) e hidrólise enzimática (4% dos impactos gerados durante a produção de bioetanol a partir de resíduos alimentares). De forma semelhante, para os resíduos de batata (Figura 2B) o processo de fermentação é

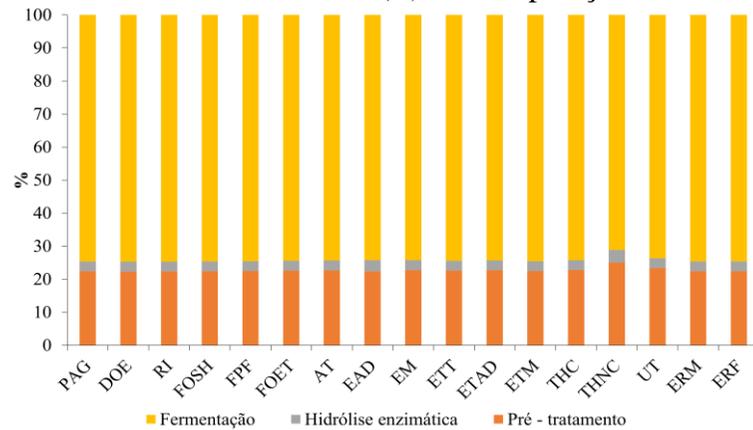
responsável por aproximadamente 63% dos impactos gerados pelas 18 categorias avaliadas, seguido pelo pré-tratamento (32%) e pela hidrólise (5%).

Os impactos observados para produção de bioetanol a partir de resíduos de mamão são apresentados na Figura 2C. É importante mencionar, que devido a sua composição e a quantidade de açúcares livres na matéria prima, o resíduo de mamão não foi submetido ao processo de hidrólise enzimática seguindo diretamente para a fermentação.

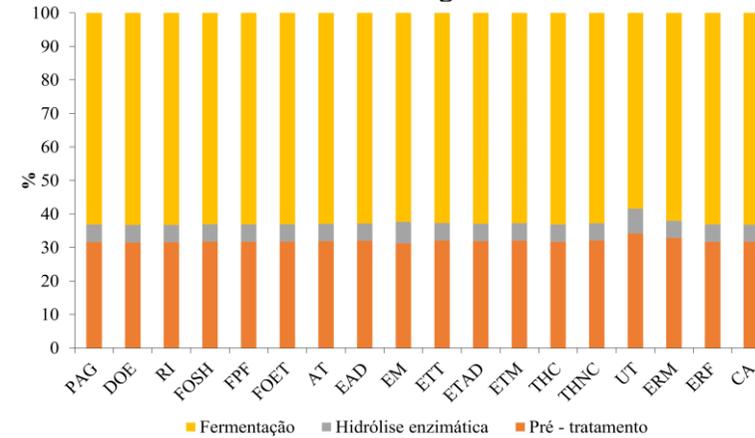
Aung, Than e KyawHla (2016) obtiveram uma concentração máxima de bioetanol de 20,154% (v/v) a partir de resíduos de mamão, no qual o resíduo foi esterilizado e posteriormente fermentado. A concentração de açúcares simples no mamão é de 5,84% de sacarose, 3,6% glicose e 2,54% de frutose (ALDEIAS, 1997; FITRININGRUM et al., 2013), o que pode ter contribuído com a não necessidade de hidrólise enzimática.

Para o mamão, a fermentação também foi a etapa que mais contribuiu para os 18 impactos avaliados (79%), seguida pelo pré-tratamento (20%)

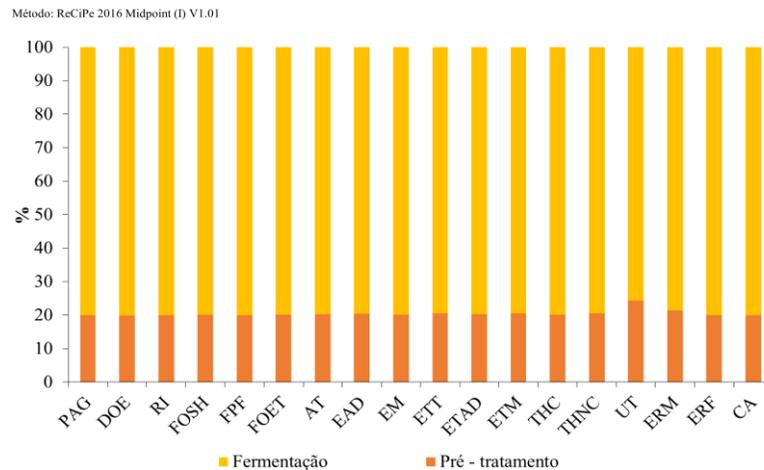
Figura 2 – Categorias de impacto\* obtidas na produção bioetanol a partir de resíduos de banana (A), resíduos de batata (B), resíduos de mamão (C) e a comparação entre os resíduos (D), considerando-se o consumo de energia.



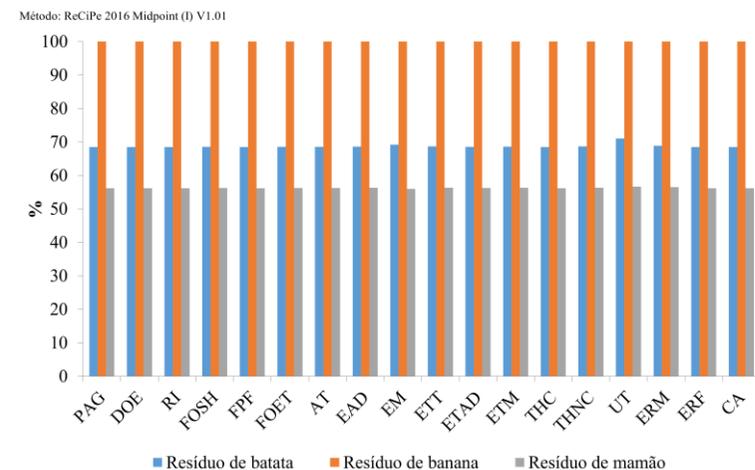
(A)



(B)



(C)



(D)

\*Nomeclatura dos impactos: PAG=Potencial de aquecimento global; DOE= Destruição do ozônio estratosférico; RI= Radiação Ionizante; FOSH= Formação de ozônio, saúde humana; FPF= Formação de partículas finas; FOET= Formação de ozônio, ecossistemas terrestres; AT= Acidificação terrestre; EAD= Eutrofização de água doce; EM= Eutrofização marinha; ETT= Ecotoxicidade terrestre; ETAD= Ecotoxicidade de água doce; THC= Toxicidade humana carcinogênica; THNC= Toxicidade humana não carcinogênica; UT= Uso de terra; ERM= Escassez de recursos minerais; ERF= Escassez de recursos fósseis; CA=Consumo de água.

As emissões observadas a partir da produção de bioetanol a partir dos resíduos de banana, batata e mamão, para as categorias de impacto de maior importância em cada processo, considerando-se o consumo de energia, estão apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 - Emissões observadas a partir da produção de bioetanol a partir dos resíduos de banana, batata e mamão, para as categorias de impacto de maior importância em cada processo, considerando-se o consumo de energia

Categoria de impacto	Ban	Bat	Mam	Ban	Bat	Mam	Ban	Bat	Mam
	Pré tratamento			Hidrólise			Fermentação		
PAG	16,73	16,7	8,39	2,22	2,73	-	55,64	33,32	33,52
ETT	8,96	8,95	4,55	1,18	1,46	-	29,19	17,48	17,59
ERF	3,13	3,13	1,57	0,42	0,51	-	10,42	6,24	6,28

PAG: potencial de aquecimento global - kg CO<sub>2</sub> eq; ETT: ecotoxicidade terrestre -1,4-DCB; ERF: escassez de recursos fósseis - kg oil eq. Ban: banana; Bat: batata; Mam: mamão.

Dentre as categorias de impactos avaliadas o Potencial de aquecimento global (PAG) representa os maiores impactos para todos os resíduos avaliados e em todas as etapas (pré-tratamento, hidrólise e fermentação), seguido pela Ecotoxicidade terrestre (ETT) e Escassez de recursos fósseis (ERF), conforme apresenta a Tabela 3.

O potencial de aquecimento global (PAG), o qual geralmente é considerado como um indicador importante em estudos de ACV (KNAUF, 2015). Sendo um indicador da possibilidade de “efeito estufa”. O PAG produz um aumento de temperatura na baixa atmosfera que pode levar a mudanças climáticas e ambientais (BHOCHHIBHOYA et al., 2017).

As emissões estimadas para o Potencial de aquecimento global (PAG), apresentadas na Tabela 3, são mais significativas na etapa de fermentação para todos os resíduos avaliados. Chegando a emissões de 55,64, 33,32 e 33,52 kg de CO<sub>2</sub> eq. para os resíduos de banana, batata e mamão, respectivamente. Nossos resultados estão de acordo com Yusof et al. (2018) que estudaram a possibilidade de produzir bioetanol a partir do caldo de cana-de-açúcar em uma biorrefinaria teórica. Os autores também identificaram que etapa de fermentação é a que mais gera impactos de potencial de aquecimento global (PAG), devido aos nutrientes utilizados nesta etapa do processo.

Além disso, o uso de energia e recursos durante a geração do produto contribui diretamente para emissões atmosféricas como CO<sub>2</sub>, o que colabora com o alto impacto da fermentação nessa categoria (ROY et al., 2012; BORRION; MCMANUS; HAMMOND, 2012). No caso do processo fermentativo utilizado neste trabalho, se os resíduos alimentares utilizados fossem dispostos no meio ambiente para outro tipo de tratamento,

poderiam causar também impactos ambientais. Assim, seu uso como nutriente para a produção de bioetanol torna-se vantajoso.

A categoria de impacto ecotoxicidade terrestre (ETT) denota as influências de substâncias tóxicas nos ecossistemas terrestres (CES, 2018). Segundo Azevedo et al. (2016) o uso de compostos químicos nas etapas de tratamento, hidrólise enzimática e fermentação contribuem para impactos nas categorias ecotoxicidade marinha, de água doce e terrestre. Coincidentemente, a Ecotoxicidade terrestre (ETT) apresenta a segunda maior emissão estimadas para todos os resíduos avaliados, sendo bastante representativa principalmente nas etapas de pré-tratamento e fermentação com emissões de até 16,73 e 29,19 kg 1,4-DCB para o resíduo de banana, respectivamente sendo essas as emissões mais significativas para a categoria de impacto, como apresentado na Tabela 3.

Ainda, o uso fosfato de sódio é o insumo que mais contribui para os impactos relacionados ecotoxicidade terrestre (AZEVEDO et al., 2016). Portanto, a adição de tampão fosfato na etapa de pré-tratamento contribuiu com os impactos de ETT registrados. Neste caso, pode-se considerar que o efeito tamponante para manutenção do pH ótimo para enzimas e microrganismos realizado em condições operacionais padronizadas para estudos científicos, não seja o mesmo realizado industrialmente em plantas de produção de bioetanol em larga escala.

O Esgotamento de recursos fósseis (ERF) representa o impacto causado pela extração de combustíveis fósseis à base de hidrocarbonetos da crosta terrestre no qual, o processo de produção de eletricidade acarreta impacto significativo para esta categoria (RESHEDI; KHANAM, 2020). Considerando-se que a matriz energética para geração de eletricidade é variável em muitos países, e que há mundialmente uma tendência para uso de fontes alternativas para geração desta classe de energia, como a energia eólica e solar, além da energia proveniente a partir de hidrelétricas, pode-se inferir que esse impacto é variável em relação ao local geográfico de produção de bioetanol.

A produção de bioetanol a partir de resíduos de banana é a gera mais impactos ambientais para as 18 categorias avaliadas seguido pela produção de bioetanol a partir de resíduo de batata e o processo produtivo que menos gera impactos é o com resíduos de mamão (Figura 2D), considerando -se o consumo de energia do processo.

É importante mencionar que conforme apresentado na Tabela 2 de entradas e saídas da ACV no item 3.2.2, ao se comparar as entradas entre os processos de produção de bioetanol pelos diferentes resíduos, o resíduo de banana e de batata possuem entradas em quantidade muito semelhantes, o que os diferencia é o consumo de energia na qual a

da banana é consideravelmente maior que o da batata o que pode ter influenciado na maior geração de impactos na produção de bioetanol a partir de resíduos de banana. Já para o mamão, além de as entradas de produtos no sistema serem menores quando comparadas com os demais resíduos, o consumo de energia é consideravelmente menor.

Os processos a jusante da produção de bioetanol (fermentação, destilações e desidratação) utilizados no processamento do etanol são processos intensivos em energia e, portanto, a obtenção de altas concentrações de bioetanol é crucial para ter um balanço energético líquido positivo do processo (SINGH et al., 2022).

No entanto, os impactos ambientais relacionados ao uso de energia dependerão das fontes do mix da rede elétrica e suas emissões relacionadas (EBNER et al., 2014). Segundo Konti, Kekos e Mamma (2020) para reduzir a demanda de energia nos processos a jusante, a concentração de etanol deve ser superior a 4% (p/p), o que significa que a quantidade de açúcar liberada durante a hidrólise deve ser de pelo menos 80 g/L e isso pode ser alcançado se houver uma carga sólida de 15% (m/m) ou mais durante a hidrólise (KONTI; KEKOS; MAMMA, 2020).

A Figura 3 apresenta os impactos estimados para produção de bioetanol a partir dos resíduos de batata, banana e mamão, apresenta também a comparação entre os resíduos não considerado o consumo de energia nos processos.

Para o resíduo de banana (Figura 3A), 17 das 18 categorias de impacto avaliadas tem o pré-tratamento como gargalo da produção de bioetanol. Destes, 15 categorias respondem a 85% dos impactos. Apenas para a categoria de impacto eutrofização marinha (EM) o processo que mais gera impactos é a hidrólise enzimática (48% dos impactos gerados).

A eutrofização marinha é o indicador de melhoria ou piora do ecossistema marinho ocasionado por elementos nutritivos devido a compostos contendo nitrogênio (JESSEN et al., 2016). De acordo com Garofalo et al. (2022), processos que envolvem o uso de enzimas, como a etapa de hidrólise enzimática, são os que mais contribuem para impactos relacionados a eutrofização marinha.

Os impactos da eutrofização marinha relacionados às enzimas envolvem a produção/fabricação das enzimas, principalmente o uso insumos e as emissões atmosféricas e hídricas para os processos microbianos de produção de enzimas (FU; CHAN; MINNS, 2003).

As categorias que geram maiores impactos quando não se é considerado o consumo de energia no processo é o potencial de aquecimento global (PAG), a ecotoxicidade terrestre

(ETT) e a escassez de recursos fósseis (ERF). Os montantes de impactos gerados por cada categoria de maior impacto, para os três resíduos, estão elencados na Tabela 4.

Tabela 4 - Emissões observadas a partir da produção de bioetanol a partir dos resíduos de banana, batata e mamão, para as categorias de impacto de maior importância em cada processo, sem considerar o consumo de energia

Categoria de impacto	Ban	Bat	Mam	Ban	Bat	Mam	Ban	Bat	Mam
	Pré tratamento			Hidrólise			Fermentação		
PAG	0,12	0,11	0,09	0,007	0,01	-	0,003	0,002	0,002
ETT	0,24	0,24	0,19	0,016	0,03	-	0,004	0,003	0,002
ERF	0,3	0,02	0,02	0,001	0,003	-	0,0005	0,0005	0,0004

PAG: potencial de aquecimento global - kg CO<sub>2</sub> eq; ETT: ecotoxicidade terrestre -1,4-DCB; ERF: escassez de recursos fósseis - kg oil eq. Ban: banana; Bat: batata; Mam: mamão.

Santiago et al. (2022) realizaram a ACV da produção de bioetanol a partir de resíduos de banana em uma análise berço ao portão utilizando o método ReCiPe para análise dos impactos. Dentre os impactos avaliados encontram-se as categorias de potencial de aquecimento global (PAG), ecotoxicidade terrestre (ETT) e escassez de recursos fósseis (ERF), nos resultados obtidos as categorias: potencial de aquecimento global (PAG) e escassez de recursos fósseis (ERF) representavam 48% e 56% dos impactos para a fase de conversão do bioetanol. Segundo os autores, isso se deve à grande quantidade de energia requerida pelas unidades que envolvem esse subsistema (destilador, condensador e o fermentador), o que está alinhado com o que mostramos em nosso trabalho.

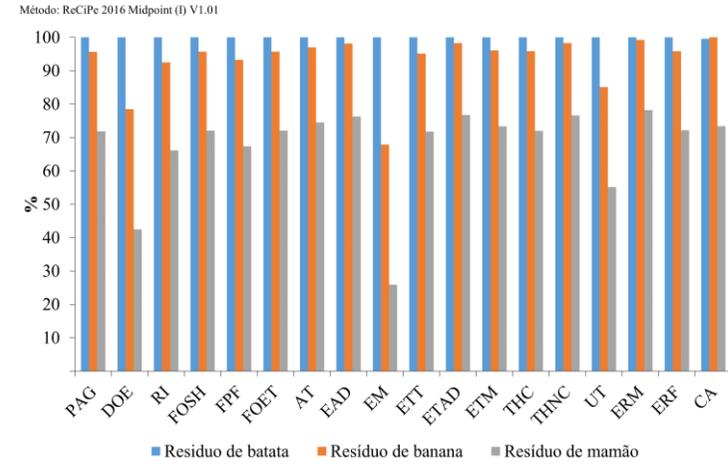
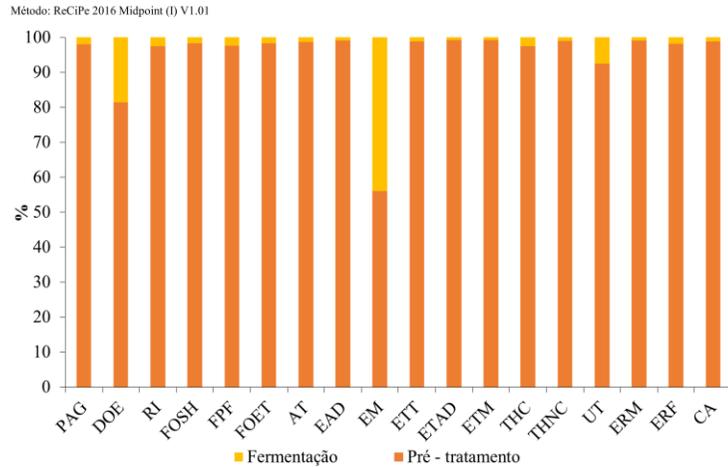
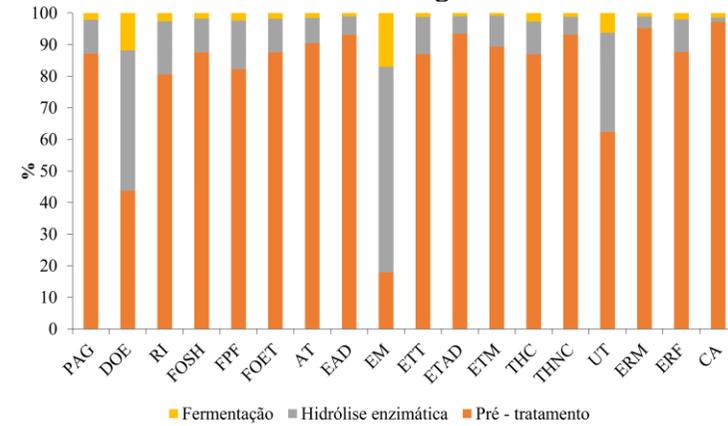
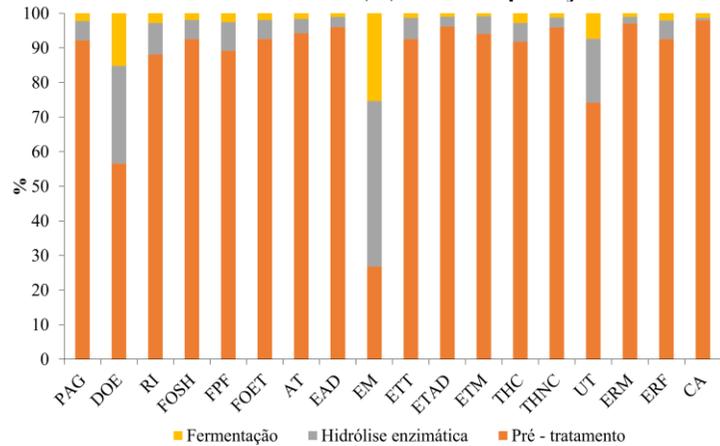
Na Figura 3B, ao avaliar os efeitos relacionados ao resíduo de batatas, verificou-se que o pré-tratamento é o estágio que mais causa impactos ambientais entre as 18 categorias avaliadas. Esse processo é responsável por mais de 80% dos impactos observados na produção de bioetanol a partir de resíduos de batata em 15 das 18 categorias de impacto analisadas. Na categoria de impacto destruição do ozônio estratosférico (DOE) tanto o processo de pré-tratamento quanto a hidrólise representam cerca de 44% dos impactos observados para a categoria. Já a categoria de impacto eutrofização marinha (EM) o processo que mais gera impactos é a hidrólise enzimática sendo responsável por cerca de 65% dos impactos gerados.

O impacto destruição do ozônio estratosférico (DOE) é relacionado redução da camada protetora de ozônio na estratosfera causada pelas emissões de substâncias que destroem a camada de ozônio (como clorofluorcarbonos, tetracloreto de carbono, clorofórmio metílico etc.) (VON BLOTTNITZ; CURRAN, 2007). O grau de dano

causado por qualquer uma dessas substâncias à camada de ozônio depende das propriedades químicas do composto, outros fatores que afetam a camada de ozônio incluem mudanças climáticas e gases de efeito estufa, como metano e óxido nitroso (MORALES-MÉNDEZ; SILVA-RODRIGUEZ, 2018). Dessa forma, o impacto de DOE relacionado as etapas de pré-tratamento e hidrólise enzimática da produção de bioetanol a partir de resíduos de batata podem ser relativos ao uso de produtos químicos, as enzimas e até mesmo o consumo de energia dessas fases.

No mais, a conversão de bioetanol de culturas à base de amido, como a batata, é mais complexa do que as culturas à base de açúcar porque contêm carboidratos que devem ser primeiro convertidos em açúcares simples (glicose) e depois fermentados em bioetanol (SHAPOURI; DUFFIELD; WANG, 2002; ENSINAS et al., 2009).

Figura 3 - Categorias de impacto\* obtidas na produção bioetanol a partir de resíduos de banana (A), resíduos de batata (B), resíduos de mamão (C) e a comparação entre os resíduos (D), não considerando o consumo de energia.



(A)

(B)

(C)

(D)

\*Nomeclatura dos impactos: PAG=Potencial de aquecimento global; DOE= Destruição do ozônio estratosférico; RI= Radiação Ionizante; FOSH= Formação de ozônio, saúde humana; FPF= Formação de partículas finas; FOET= Formação de ozônio, ecossistemas terrestres; AT= Acidificação terrestre; EAD= Eutrofização de água doce; EM= Eutrofização marinha; ETT= Ecotoxicidade terrestre; ETAD= Ecotoxicidade de água doce; THC= Toxicidade humana carcinogênica; THNC= Toxicidade humana não carcinogênica; UT= Uso de terra; ERM= Escassez de recursos minerais; ERF= Escassez de recursos fósseis; CA=Consumo de água.

De forma semelhante aos resíduos de banana, os maiores impactos para a produção de bioetanol a partir de resíduos de batata foi potencial de aquecimento global (PAG), a ecotoxicidade terrestre (ETT) e a escassez de recursos fósseis (ERF) (Tabela 4).

Costa et al. (2018) realizaram a ACV da produção de bioetanol a partir de batata doce em uma planta experimental, na qual avaliaram os impactos associados ao transporte da batata, a construção da planta de produção, a lavagem e moagem, hidrólise enzimática, fermentação e destilação. Para tal, realizaram a análise de 10 categorias de impacto dentre elas potencial de aquecimento global (PAG) e ecotoxicidade terrestre (ETT).

Como resultado, a hidrólise enzimática é o processo que mais contribui para o potencial de ecotoxicidade terrestre (com 31,3%). Os autores ainda destacam que no processo de hidrólise também há um impacto significativo da produção de enzimas, como a glucoamilase, tendo um impacto muito maior do que a produção de alfa-amilase. Já no processo de fermentação possui uma grande produção de CO<sub>2</sub>, que faz com que esse processo contribua com 47,3% de todo o potencial de aquecimento global (PAG) do sistema. Mais uma vez estabelecido pela grande demanda de energia do processo.

Wang et al. (2011) avaliaram os impactos associados a produção de bioetanol a partir de batata doce em um processo de produção que inclui esmagamento, cozimento a vapor, sacarificação, fermentação e destilação da batata, no qual foram avaliadas 5 categorias de impacto, dentre elas o potencial de aquecimento global (PAG). Durante a conversão do bioetanol, o CO<sub>2</sub> gerado a partir da geração de vapor pela combustão do carvão é a maior fonte de potencial de aquecimento global (PAG), com 88,71% de PAG durante a conversão de bioetanol. Outros contribuintes importantes para emissões de CO<sub>2</sub> são a compra de eletricidade usada em usinas de bioetanol, queima de biogás e produção de fertilizantes químicos.

Guerrero e Muñoz (2018) realizaram a ACV da produção de bioetanol derivado de resíduos agrícolas, para tal, avaliaram 6 categorias de impactos, dentre elas mudanças climáticas e escassez de recursos fósseis. Neste estudo, o processo de sacarificação e fermentação representou 24% dos impactos gerados, ficando atrás apenas do tratamento de águas residuais que corresponde a 32% dos impactos registrados.

No que diz respeito a categoria de impacto ecotoxicidade terrestre (ETT) para Santiago et al. (2022) a produção de solução tampão contribui notoriamente para cargas ambientais relacionadas a categoria de impacto. Esse fato é o que pode ter contribuído para os resultados obtidos quando desconsiderado o consumo de energia, já que no pré-tratamento adicionou-se tampão fosfato, levando aos maiores impactos observados para

todas as categorias de impacto. Azevedo et al. (2017) indicam que a produção de bioetanol pode ser melhorada para reduzir seus impactos a partir da alteração de entradas em diversos processos, inclusive, ajustes de pH.

Os grandes impactos ambientais relacionados ao fosfato podem ser associados ao seu complexo processo produtivo que envolvem, principalmente, o processo de mineração do fósforo (CORDELL et al., 2009; PRADEL; AISSANI et al., 2019). Além de o fósforo não ser um recurso renovável com estimativas de esgotamento dentre 75 e 100 anos (DE BRUIJNE; CALLDWELL; ROSEMARION, 2009; PRADEL; AISSANI et al., 2019).

No mais, é importante mencionar que as contribuições do subsistema de conversão de glicose (hidrólise enzimática) para os impactos ambientais são as mais baixas (abaixo de 10% do total), devido à pequena quantidade de produtos químicos necessários, além do baixo consumo de energia em comparação com os outros subsistemas (SANTIAGO et al., 2022). No presente estudo, isso também foi observado, entretanto, é importante mencionar que enzimas, principal entrada na etapa de hidrólise enzimática, nem sempre são contabilizadas como insumo para produção de bioetanol na ACV, principalmente pela falta de dados confiáveis e transparentes, muitas vezes associados à burocracia e confidencialidade dos fabricantes sobre os dados do processo em primeiro plano (JEGANNATHAN; NIELSEN, 2013; GILPIN; ANDRAE, 2017).

Os inventários disponíveis nas bases de dados sobre produção de enzimas não são totalmente transparentes e não divulgam fluxos específicos para consumo de energia, macro e micronutrientes utilizados no cultivo microbiológico, uso da água, infraestrutura, entre outros (BORRION; MCMANUS; HAMMOND, 2012; NOGUEIRA et al, 2022). Isso resulta na limitação do uso desses dados, uma vez que nenhuma modificação pode ser feita além dos fluxos elementares, o que afeta a análise de sensibilidade e oculta as contribuições de processos e insumos para a fase de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) (NOGUEIRA et al, 2022).

Na avaliação dos impactos gerados pela produção de bioetanol a partir de resíduos de mamão sem o consumo de energia do processo, apresentado pela Figura 3C, observa-se que para todas as categorias de impacto o pré-tratamento a etapa que mais gera impactos ambientais e que em pelo menos 15 das 18 categorias de impactos avaliadas o pré-tratamento é responsável por mais de 97% dos impactos registrados e os outros 3% são relativos à etapa de fermentação.

Novamente, as categorias que mais geram impactos ambientais nas etapas de pré-tratamento e fermentação sem considerar o consumo de energia são as categorias de potencial de aquecimento global (PAG), ecotoxicidade terrestre (ETT) e escassez de recursos fósseis (ERF) (Tabela 4).

Não foram identificados estudos sobre a ACV da produção de bioetanol e/ou de biocombustíveis a partir de resíduos de mamão. Segundo Pathak et al. (2019) o mamão tem potencial para ser utilizado na produção de diversos produtos de valor agregado, porém, as propriedades físico-químicas do mamão dependem das variações sazonais, origem, variedades, localização geográfica e nível de maturidade afetando o processamento, manuseio e projetos dos processos que utilizam esses materiais.

No mais, o alto teor de umidade do mamão afeta seu manuseio, armazenamento, coleta e transporte dessa forma a secagem é essencial antes de sua utilização posterior, além disso, para produção em escala industrial de produtos de valor agregado, é necessário que seu fornecimento seja contínuo e econômico (PATHAK et al., 2019).

A Figura 3D apresenta a comparação entre os impactos gerados pelos diferentes resíduos na produção de bioetanol, sem levar em conta o consumo de energia. Observa-se que a produção de bioetanol a partir de resíduos de banana e batata é a que mais gera impactos ambientais, enquanto o mamão apresenta a menor geração de impactos. Como mencionado anteriormente, a obtenção de bioetanol a partir de resíduos de banana e batata possui entradas de produtos em quantidade muito semelhante, enquanto para o resíduo de mamão essas entradas são em menor quantidade, o que acaba influenciando nos impactos gerados.

Os impactos gerados nesse cenário são associados principalmente ao uso de produtos químicos na produção de bioetanol, principalmente na etapa de pré-tratamento (SINGH et al, 2022). González-García, Morales e Gullón (2018) estimaram o impacto ambiental da produção de bioetanol a partir de resíduos de cervejaria usando pré-tratamento hidrotérmico e relataram que a produção de vapor usado para atingir a grande

temperatura de auto hidrólise foi o principal responsável por mais de 50% das emissões de GEE do ciclo de vida.

Corroborando com o previamente observado, segundo Schmitt et al. (2012) a produção de produtos químicos contribui fortemente para o desempenho ambiental geral do sistema. No mais o uso de enzimas pode contribuir com a geração de impactos ambientais uma vez que a produção de enzimas envolve processos com alta demanda de energia (GONZÁLEZ-GARCÍA; MORALES; GULLÓN, 2018).

#### 3.3.1.1.1 Análise de incertezas

A análise de incerteza realizada pela simulação de Monte Carlo para produção de bioetanol a partir de resíduos de banana, batata e mamão é apresentada na Tabela 5, considerando energia e não considerando energia. De acordo McMurray, Pearson e Casarim, (2017) a incerteza de uma ACV é considerada grande quando o desvio padrão dividido pela média, ou seja, o coeficiente de variação (CV) é maior que 0,3. Dessa forma, um CV maior que 0,3 demonstra que os dados obtidos no inventário para cálculo dos impactos não contêm dados suficientes e/ou confiáveis quanto a sua origem.

Dentre as categorias de impacto avaliadas, a Ecotoxicidade terrestre (ETT) foi a que demonstrou maior variabilidade, apresentando  $CV > 0,3$  para todos os resíduos analisados. Ao considerar o consumo de energia no processo de produção de bioetanol, os resíduos de banana, batata e mamão obtiveram valores de CV de 0,5, 0,61 e 0,51, respectivamente. Por outro lado, ao não considerar o consumo de energia, os resíduos de banana, batata e mamão alcançaram CV de 0,33, 0,31 e 0,44, respectivamente, para a categoria ETT.

Isso indica que a ecotoxicidade terrestre é a categoria de impacto com os dados menos confiáveis entre aquelas consideradas mais relevantes para a produção de bioetanol. Em contraste, as demais categorias, potencial de aquecimento global (PAG) e escassez de recursos fósseis (ERF), apresentaram valores de  $CV < 0,3$ , o que sugere uma maior consistência nos dados obtidos para esses impactos.

Tabela 3 - Análise de incerteza por simulação de Monte Carlo (10.000 interações e 95% de confiança) dos resultados categorias de impactos destacadas no AICV com o método ReCiPe para os resíduos de banana, batata e mamão.

Categoria de impacto	Banana		Batata		Mamão	
	Média	CV	Média	CV	Média	CV
ETT	3,88E+01	0,50	2,82E+01	0,61	2,18E+01	0,51
ERF	1,40E+01	0,09	9,89E+00	0,09	7,87E+00	0,09
PAG	7,45E+01	0,04	5,28E+01	0,04	4,19E+01	0,04
ETT	2,64E-01	0,33	2,76E-01	0,31	2,02E-01	0,44
ERF	2,70E-02	0,13	2,83E-02	0,12	2,03E-02	0,14
PAG	1,28E-01	0,08	1,34E-01	0,09	9,60E-02	0,09

PAG: potencial de aquecimento global - kg CO<sub>2</sub> eq; ETT: ecotoxicidade terrestre - 1,4-DCB; ERF:

Ainda, segundo Angili et al. (2022) o bioetanol e os coprodutos produzidos em escala de laboratório podem ser diferentes da escala real, devido à realização de experimentos em condições bem controladas. A preparação das melhores condições experimentais para as amostras pode não ser fornecida em escala industrial. Além disso, uma parte dessa incerteza pode ser derivada de substituições de tecnologia ou materiais em uma planta industrial real.

### 3.3.1.2 Endpoints

Os fatores de caracterização no nível do *endpoint* geralmente refletem danos em uma das três áreas de proteção que são a saúde humana, a qualidade do ecossistema e a escassez de recursos (LASSIO, 2013). A unidade adotada para danos à saúde humana, DALYs (anos de vida ajustados por incapacidade), representa os anos que são perdidos ou que uma pessoa fica incapacitada devido a uma doença ou acidente. Para ecossistemas, a unidade (species.year) refere-se a perda relativa local de espécies em ecossistemas terrestres, de água doce e marinhos, respectivamente (GOEDKOOPE et al., 2009; HUIJBREGTS et al., 2017). A unidade escassez de recursos é o dólar (USD2013), que representa os custos extras envolvidos na extração futura de recursos minerais e fósseis (HUIJBREGTS et al., 2017)

Na Figura 4 são apresentadas as 3 categorias de danos avaliadas pelo método de AICV ReCiPe para os três cenários (banana, batata e mamão) da produção de bioetanol e comparação entre os cenários, considerando-se o consumo de energia.

Os resultados obtidos na Figura 4A, para o resíduo de banana, demonstram que para todas as categorias de danos (Ecossistemas, Saúde humana e Recursos) o processo

de fermentação é o que gera os maiores danos ambientais, sendo relacionado a cerca de 74% dos impactos gerados para todas as categorias, seguido pelo pré-tratamento (23% dos impactos para todas as categorias) e pela hidrólise enzimática (3% dos danos).

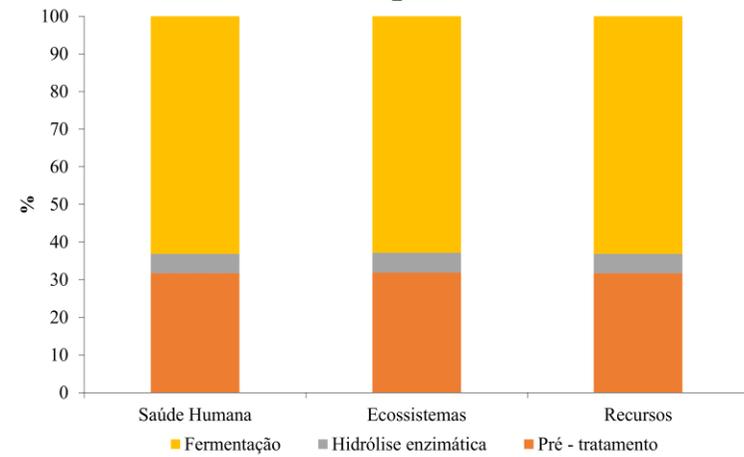
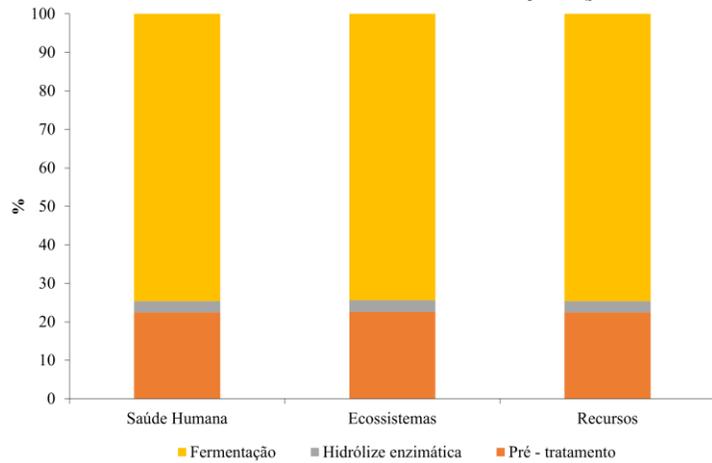
Para os 3 danos que são avaliados pelo método do ReCiPe, a categoria de dano que se destaca é a categoria Recursos, a qual é associada aos maiores danos para os três processos avaliados (1,05; 0,14 e 3,51 USD<sub>2013</sub> para os processos de pré-tratamento, hidrólise enzimática e fermentação, respectivamente). A categoria de dano Saúde Humana apresentou danos de  $1,05 \times 10^{-5}$ ,  $1,05 \times 10^{-5}$  e  $3,49 \times 10^{-5}$  DALY para os processos de pré-tratamento, hidrólise enzimática e fermentação. Já para a categoria Ecossistemas, os danos associados para os três processos avaliados foram de  $2,44 \times 10^{-8}$  species.year para o pré-tratamento,  $3,23 \times 10^{-9}$  species.year para a hidrólise enzimática e  $8,01 \times 10^{-8}$  species.year, sendo está a categoria de dano com menos impactos associados.

Diferente do que foi observado em nosso estudo, Santiago et al. (2022), a categoria de dano Saúde humana representou cerca de 80% dos danos enquanto a categoria de Recursos representou 7% dos danos associados a produção de bioetanol a partir de resíduos de banana para diferentes cenários. Entretanto, os autores destacam que a contribuição da categoria de Recursos pode ser atribuída ao consumo de recursos fósseis nos processos secundários e à elevada demanda de energia necessária para a produção do biocombustível.

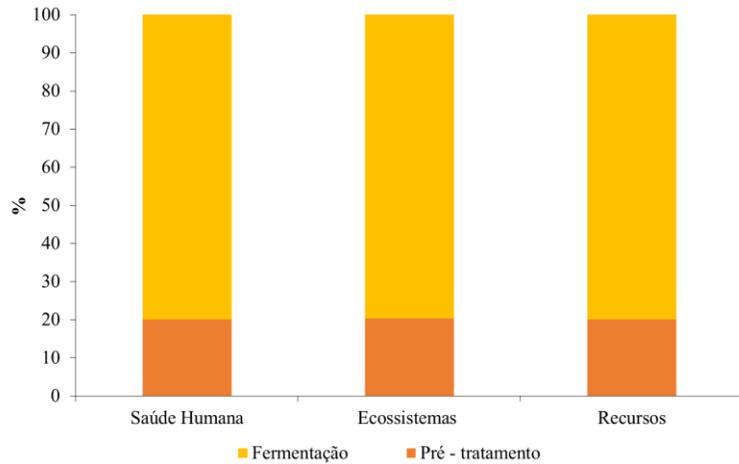
A Figura 4B demonstra que o processo de fermentação é responsável pela maior parte dos danos (~63% dos danos) gerados pelas categorias de Saúde Humana, Ecossistemas e Recursos, seguido pelo pré-tratamento (~32% dos danos) e por fim, a hidrólise (5% dos danos gerados durante a produção de bioetanol a partir de resíduos de batata).

Para as três categorias de danos avaliadas pelo método ReCiPe, a categoria associada ao maior dano ambiental é a categoria de Recursos, isso para os três processos avaliados. Os danos associados foram de 1,05; 0,17 e 2,10 USD<sub>2013</sub> para os processos de pré-tratamento, hidrólise enzimática e fermentação, respectivamente. As categorias Saúde Humana e Ecossistemas apresentaram uma média de danos associados de  $1,37 \times 10^{-5}$  DALY e  $7,61 \times 10^{-8}$  specie.yr, respectivamente.

Figura 4 - Categorias de danos\* obtidas na produção bioetanol a partir de resíduos de banana (A), resíduos de batata (B), resíduos de mamão (C) e a comparação entre os resíduos (D), considerando o consumo de energia.



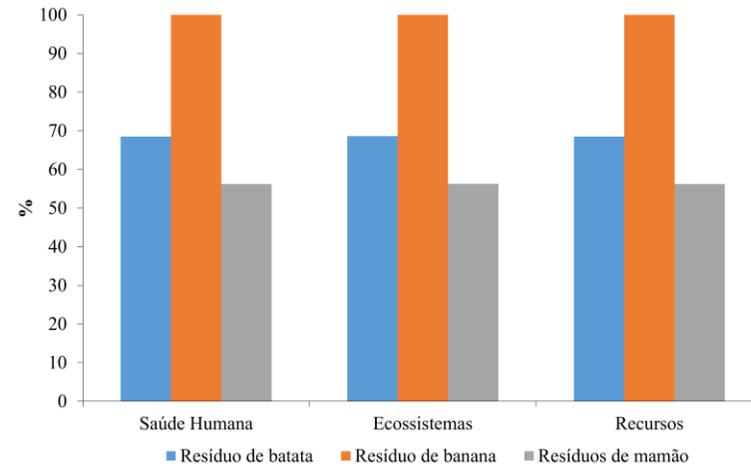
Método: ReCiPe 2016 Endpoint (I) V1.01



Método: ReCiPe 2016 Endpoint (I) V1.01

(A)

Método: ReCiPe 2016 Endpoint (I) V1.01



(B)

(C)

Método: ReCiPe 2016 Endpoint (I) V1.01

(D)

Na Figura 4C, são apresentados os danos associados à produção de bioetanol a partir de resíduos de mamão, considerando o consumo de energia no processo de produção de bioetanol. Observa-se que a etapa de fermentação é a que mais contribui para todas as categorias de danos avaliadas, representando 80% dos impactos em todas elas. Por outro lado, a etapa de pré-tratamento representa cerca de 20% dos impactos identificados.

A categoria de danos mais impactada para este processo são os Recursos. Para os processos de pré-tratamento e fermentação os danos estimados são de 0,53 USD<sub>2013</sub> e 2,12 USD<sub>2013</sub>, respectivamente; enquanto as categorias de Ecossistemas e Saúde Humana apresentam danos consideravelmente menores com média de  $6,05 \times 10^{-8}$  species.yr e  $3,55 \times 10^{-5}$  DALY, respectivamente.

Na Figura 4D é apresentada a comparação dos danos gerados pela produção de bioetanol a partir de resíduos de banana, batata e mamão, considerando-se o consumo de energia. A produção de bioetanol a partir de resíduos de banana é a que gera os maiores danos ambientais para as três categorias avaliadas, seguido pelos resíduos de batata e mamão.

A Figura 5 apresenta as Categorias de danos obtidas na produção bioetanol a partir de resíduos de banana (A), resíduos de batata (B), resíduos de mamão (C) e a comparação entre os resíduos (D), nos quais não é considerado o consumo de energia do processo. Para os resíduos de banana (Figura 5A), desconsiderando-se o consumo de energia verificou-se que o pré-tratamento é o que mais gera danos ambientais quando comparado com os processos de hidrólise enzimática e fermentação, representando mais de 90% dos danos para as categorias de Saúde Humana e Recursos e, cerca de 88% dos danos para a categoria Ecossistemas. A hidrólise enzimática representa mais de 4% dos danos para as categorias de Saúde Humana e Recursos e, 9% para a categoria Ecossistemas. A fermentação, finalmente, representa os menores danos para as categorias, variando entre 1,5% e 3,6% para todas as categorias.

Ainda, avaliando o resíduo de banana, sem considerar o consumo de energia o dano mais significativo observado é associado a categoria Recursos para os três processos avaliados com danos de 0,007 USD<sub>2013</sub> para o pré-tratamento, 0,0003 USD<sub>2013</sub> para hidrólise enzimática e 0,0001 USD<sub>2013</sub> para os processos de fermentação. Os danos associados as categorias de Saúde Humana e Ecossistemas tem um valor médio de  $8,38 \times 10^{-8}$  DALY e  $4,99 \times 10^{-10}$  species.yr, respectivamente.

Segundo Wolfova et al (2014), o uso de fosforo está diretamente ligado aos danos associados a categoria de Recursos. Desta forma, os danos associados ao processo de pré-

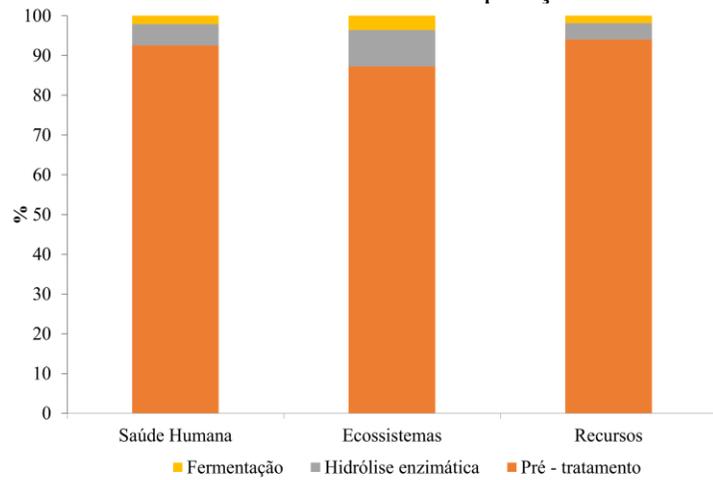
tratamento estão relacionados ao uso da solução tampão fosfato na gelatinização. De acordo com os estudos da Comissão Europeia, o fósforo é classificado como uma matéria-prima crítica para as indústrias e tecnologias emergentes pois os maiores produtores de fósforo do mundo (Tunísia e Argélia) utilizam lavra a céu aberto para a produção de fosfato, técnica considera altamente prejudicial ao meio ambiente (VAN KAUWENBERGH, 2010; EUROPEAN COMMISSION, 2020; ISSAOUI et al., 2021).

Ao avaliar a produção de bioetanol a partir de resíduos de batata, sem considerar o consumo de energia para as três categorias de danos avaliadas, observa-se na Figura 9B que o pré-tratamento é o processo associado aos maiores danos ao meio ambiente. O pré-tratamento é responsável por cerca de 88% dos danos para a categoria de Saúde Humana, 80% para a categoria de Ecossistemas e 90% para a categoria de Recursos. Em contraste, a hidrólise enzimática representa entre 8 e 16% dos impactos para as três categorias, enquanto os danos associados à fermentação correspondem a entre 2 e 3% para todas as categorias.

Dentre as categorias de danos a categoria Recursos se destaca quanto geração de danos para os três processos avaliados. Os danos associados para a categoria são de 0,008; 0,0007 e 0,0001 USD<sub>2013</sub> para os processos de pré-tratamento, hidrólise enzimática e fermentação, respectivamente. As categorias de Saúde Humana e Ecossistemas geraram danos médios de  $9,03 \times 10^{-8}$  DALY e  $5,42 \times 10^{-10}$  species.yr, respectivamente.

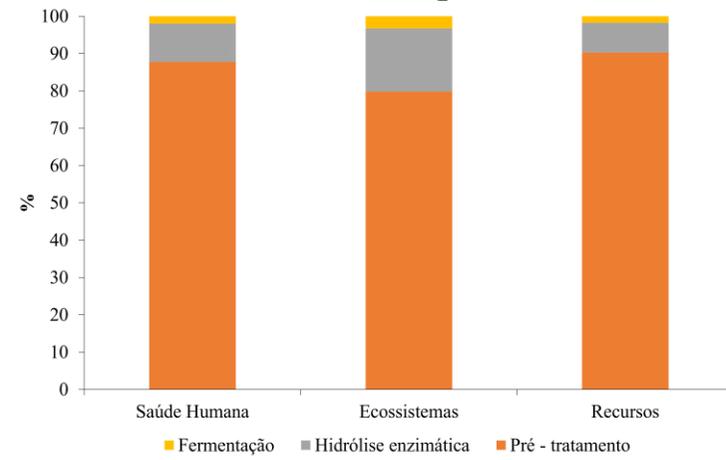
Motevali et al., (2020) avaliaram os *endpoints* da produção de bioetanol a partir de resíduos de batata na comparação entre os diferentes, indicadores de *endpoints* ambientais constatou-se que o índice de saúde humana é 9,90 vezes maior que a qualidade do ecossistema, 1,28 vez maior que a mudança climática e 1,48 vez maior que o dos recursos com efeitos destrutivos na produção de combustível de bioetanol. Diferente do obtido em nosso estudo, visto que a categoria de Recursos apresentou os danos mais significativos.

Figura 5 – Categorias de danos\* obtidas na produção bioetanol a partir de resíduos de banana (A), resíduos de batata (B), resíduos de mamão (C) e a comparação entre os resíduos (D), não considerando-se o consumo de energia.



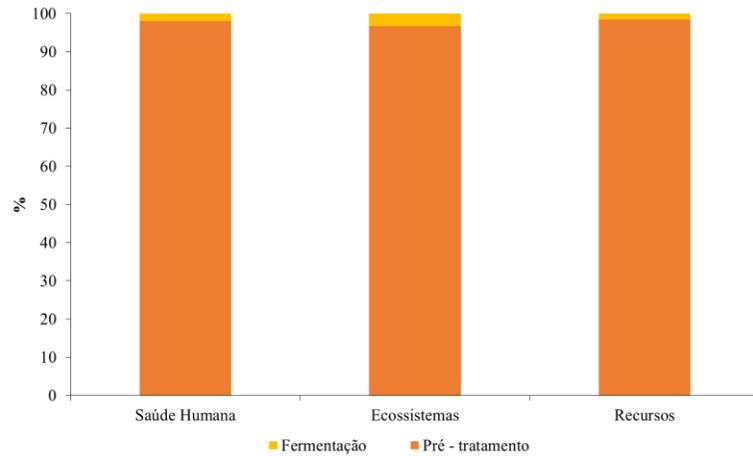
Método: ReCiPe 2016 Endpoint (I) V1.01

(A)



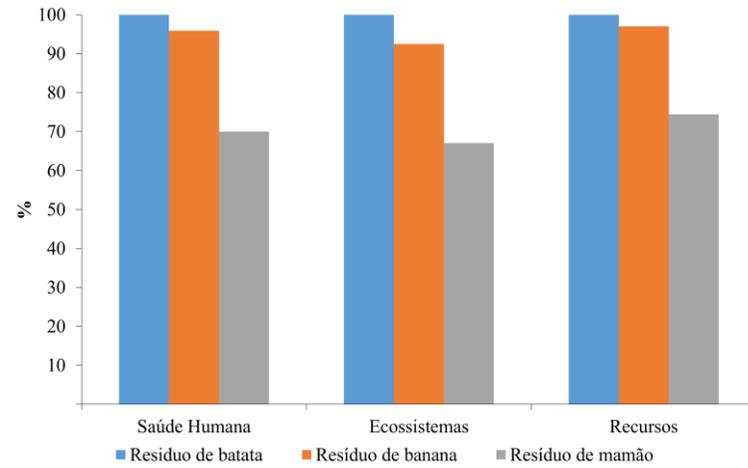
Método: ReCiPe 2016 Endpoint (I) V1.01

(B)



Método: ReCiPe 2016 Endpoint (I) V1.01

(C)



Método: ReCiPe 2016 Endpoint (I) V1.01

(D)

Na avaliação dos impactos gerados pela produção de bioetanol a partir de resíduos de mamão, sem considerar o consumo de energia, conforme apresentado pela Figura 5C observa-se que para todas as categorias de danos o pré-tratamento é a etapa que mais gera danos ambientais sendo responsável por mais de 96% dos danos registrados, já os outros 4% são relativos à etapa de fermentação.

Destaca-se a categoria de Recursos como a categoria que mais gera danos ambientais, tanto para o pré-tratamento como para a fermentação, com danos estimados de 0,006 USD<sub>2013</sub> para o pré-tratamento e 0,0001 USD<sub>2013</sub> para o processo de fermentação. Enquanto as categorias Ecossistemas e Saúde Humana apresentaram valores bem inferiores de danos com média de  $3,64 \times 10^{-10}$  species.yr e  $5,64 \times 10^{-8}$  DALY, respectivamente.

A Figura 5D apresentada a comparação entre os impactos gerados entre os resíduos de batata, banana e mamão para a produção de bioetanol isso, o qual não se considerou o consumo de energia. Observa-se, portanto, que o resíduo de batata apresenta os maiores danos ambientais para todas as categorias (Ecossistemas, Recursos e Saúde Humana). Seguido pelo resíduo de banana, que apresenta valores próximos de danos e, por fim o resíduo de mamão como a opção que gera os menos danos ambientais.

#### 3.3.1.2.1 Análise de incertezas

A Tabela 6 apresenta a análise de incertezas e apresenta os graus de incerteza da produção de bioetanol a partir de resíduos de banana, batata e mamão para as categorias dano Saúde Humana, Ecossistemas e Recursos, considerando e não considerando o consumo de energia. Como mencionado no item 3.3.1.1.1 uma ACV é considerada incerta quando o coeficiente de variação (CV), que é obtido ao dividir o desvio padrão pela média, é maior que 0,3 (MCMURRAY; PEARSON; CASARIM, 2017).

Tabela 6 - Análise de incerteza por simulação de Monte Carlo (10.000 interações e 95% de confiança) dos resultados categorias de danos destacadas no AICV com o método ReCiPe para os resíduos de banana, batata e mamão.

Categoria de dano	Banana		Batata		Mamão	
	Média	CV	Média	CV	Média	CV
<b>Considerando consumo de energia</b>						
Ecosistemas	1,07E-07	0,06	7,61E-08	0,06	6,05E-08	0,06
Saúde humana	3,15E-05	34,13	1,37E-05	53,81	3,55E-05	16,48
Recursos	4,69E+00	0,11	3,34E+00	0,11	2,66E+00	0,11
<b>Não considerando o consumo de energia</b>						
Ecosistemas	4,99E-10	0,13	5,42E-10	0,12	3,64E-10	0,15
Saúde humana	8,38E-08	0,96	9,03E-08	0,95	5,64E-08	1,07
Recursos	8,44E-03	0,15	8,68E-03	0,14	6,50E-03	0,14

Ecosistema: specie.yr; Saúde humana: DALY; Recursos: USD2013

Dentre as categorias de danos avaliadas pelo método do ReCiPe 2016, verificou-se que a Saúde humana foi a que demonstrou maior variabilidade, apresentando coeficientes de variação (CV) maiores que 0,3 para todos os resíduos analisados. Especificamente, ao considerar o consumo de energia no processo de produção de bioetanol, os resíduos de banana, batata e mamão obtiveram valores de CV de 34,13, 53,81 e 16,48, respectivamente, para a categoria de Saúde humana. Por outro lado, ao não considerar o consumo de energia, os resíduos de banana, batata e mamão alcançaram CV de 0,96, 0,95 e 1,07, respectivamente, para a mesma categoria.

Esses resultados indicam que a categoria de Saúde humana é aquela com os dados menos confiáveis entre as consideradas mais relevantes para a produção de bioetanol. A alta variabilidade dos valores de CV sugere que os dados obtidos para a Saúde humana são menos precisos e consistentes, o que pode afetar a confiabilidade das conclusões e resultados da avaliação do dano.

Em contraste, as demais categorias, Ecosistemas e Recursos, apresentaram valores de  $CV < 0,3$ , indicando uma maior consistência e confiabilidade nos dados obtidos para esses impactos. Isso sugere que as informações relacionadas aos impactos nos Ecosistemas e Recursos são mais estáveis e precisas, proporcionando uma base mais sólida.

### 3.4 CONCLUSÃO

Para as categorias de impactos (*midpoints*) e danos (*endpoints*) a etapa de fermentação é a que mais gera impactos e danos ambientais quando comparada com as etapas de pré-tratamento e hidrólise enzimática, ao se considerar o consumo de energia no processo. Já ao se avaliar o processo de produção sem considerar o consumo de energia, a etapa de pré-tratamento foi a que gerou os maiores impactos de danos ambientais;

Para as 18 categorias de impacto estabelecidas pelo método ReCiPe, para todos os cenários as categorias que mais contribuem com a geração de impactos são: potencial de aquecimento global (PAG), ecotoxicidade terrestre (ETT) e escassez de recursos fósseis (ERF). Para as 3 categorias de danos avaliadas, as categorias que foram mais associadas a danos ambientais foram: Recursos, Saúde Humana e Ecossistemas, respectivamente, para todos os cenários avaliados.

Considerando-se o consumo de energia, a produção de bioetanol a partir de resíduos de banana é o processo que gera mais impactos e danos ambientais quando comparados com a batata e o mamão. Sem considerar o consumo de energia, a banana e a batata representam os maiores impactos e danos ambientais.

Em virtude da grande lacuna quanto a estudos de ACV da produção de bioetanol a partir de resíduos de mamão, nosso trabalho é inovador por trazer essa abordagem e demonstrar que os resíduos de mamão são potencialmente menos impactantes que os de banana e batata para a geração de bioetanol.

### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AUNG, Aye Aye; THAN, Soe Soe; KYAWHLA, Pansy. **Observation on the Yield of Bioethanol from Rejected Papaya and Pineapple**. Tese de Doutorado. MERAL Portal.

ANGILI, Tahereh et al. Life Cycle Analysis of Food Waste Valorization in Laboratory-Scale. **Energies**, v. 15, n. 19, p. 7000, 2022.

ARAPOGLOU, D. et al. Ethanol production from potato peel waste (PPW). **Waste Management**, v. 30, n. 10, p. 1898-1902, 2010.

ARCENALES-BASTIDAS, Danilo; SILVA, Carla; RAMIREZ, Angel D. The Environmental Profile of Ethanol Derived from Sugarcane in Ecuador: A Life Cycle Assessment Including the Effect of Cogeneration of Electricity in a Sugar Industrial Complex. **Energies**, v. 15, n. 15, p. 5421, 2022.

AZEVEDO, Amaro de et al. Life cycle assessment of bioethanol production from cattle manure. **Journal of cleaner production**, v. 162, p. 1021-1030, 2017.

BENDER, Leticia Eduarda et al. Challenges in bioethanol production from food residues. **Bioresource Technology Reports**, p. 101171, 2022.

BHOCHHIBHOYA, Silu et al. The global warming potential of building materials: An application of life cycle analysis in Nepal. **Mountain research and development**, v. 37, n. 1, p. 47-55, 2017.

BORRION, Aiduan Li; MCMANUS, Marcelle C.; HAMMOND, Geoffrey P. Environmental life cycle assessment of lignocellulosic conversion to ethanol: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 7, p. 4638-4650, 2012.

CHAUHAN, Mamta et al. A sustainable approach of turning potato waste towards bioethanol production using indigenous microbes of Himachal Pradesh, India. **Chemosphere**, v. 299, p. 134429, 2022.

CORDELL, Dana; DRANGERT, Jan-Olof; WHITE, Stuart. The story of phosphorus: global food security and food for thought. **Global environmental change**, v. 19, n. 2, p. 292-305, 2009.

COSTA, D. et al. Life cycle assessment of bioethanol production from sweet potato (*Ipomoea batatas* L.) in an experimental plant. **BioEnergy Research**, v. 11, n. 3, p. 715-725, 2018.

DE BRUIJNE, Gert; CALDWELL, Ian; ROSEMARIN, Arno. Peak phosphorus—The next inconvenient truth. 2009.

DEVI, Arti et al. Bioethanol from Biomass: Technologies and Challenges. In: **Biomass, Bioenergy & Bioeconomy**. Singapore: Springer Nature Singapore, 2022. p. 41-55.

ENSINAS, A. V. et al. Reduction of irreversibility generation in sugar and ethanol production from sugarcane. **Energy**, v. 34, n. 5, p. 680-688, 2009.

FIALLOS-CÁRDENAS, Manuel; PÉREZ-MARTÍNEZ, Simón; RAMIREZ, Angel D. Prospectives for the development of a circular bioeconomy around the banana value chain. **Sustainable Production and Consumption**, v. 30, p. 541-555, 2022.

FITRININGRUM, R. et al. Analysis of carbohydrate content of various maturity levels of mountain papaya (*Carica pubescens*) fruit from Kejajar and Sembungan Villages, Dieng Plateau, Central Java. **Bioteknologi**, v. 10, n. 1, p. 6-14, 2013.

FU, Gloria Zhi; CHAN, Albert W.; MINNS, David E. Life cycle assessment of bioethanol derived from cellulose. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 3, p. 137-141, 2003.

GAROFALO, Silvia Fraterrigo et al. From tuna viscera to added-value products: A circular approach for fish-waste recovery by green enzymatic hydrolysis. **Food and Bioproducts Processing**, 2022.

GILPIN, Geoffrey S.; ANDRAE, Anders SG. Comparative attributional life cycle assessment of European cellulase enzyme production for use in second-generation lignocellulosic bioethanol production. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, n. 7, p. 1034-1053, 2017.

GOEDKOOPE, Mark et al. ReCiPe 2008. **A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level**, v. 1, p. 1-126, 2009.

HUIJBREGTS, Mark AJ et al. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, p. 138-147, 2017.

INGALE, Snehal; JOSHI, Sanket J.; GUPTE, Akshaya. Production of bioethanol using agricultural waste: banana pseudo stem. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 45, p. 885-892, 2014.

ISSAOUI, Roukaya et al. Cradle-to-gate life cycle assessment of beneficiated phosphate rock production in Tunisia. In: **Sustainability Management Forum| NachhaltigkeitsManagementForum**. Berlin/Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2021. p. 107-118.

JAHID, M.; GUPTA, Akanksha; SHARMA, D. K. Production of bioethanol from fruit wastes (banana, papaya, pineapple, and mango peels) under milder conditions. **Journal of Bioprocessing & Biotechniques**, v. 8, n. 3, p. 1-11, 2018.

JANANI, K. et al. Comparative studies of ethanol production from different fruit wastes using *saccharomyces cerevisiae*. **International Journal of Innovative Research in Science, Journal Engineering and Technology**, v. 2, n. 12, p. 7161-7167, 2013.

KHAWLA, Ben Jeddou et al. Potato peel as feedstock for bioethanol production: A comparison of acidic and enzymatic hydrolysis. **Industrial Crops and Products**, v. 52, p. 144-149, 2014.

KIM, Jae Hyung; LEE, Jun Cheol; PAK, Daewon. Feasibility of producing ethanol from food waste. **Waste management**, v. 31, n. 9-10, p. 2121-2125, 2011.

KNAUF, Marcus. Applying opportunity costs to correctly interpret resource efficiency in LCA studies and environmental product declarations. **European Journal of Wood and Wood Products**, v. 73, n. 2, p. 251-257, 2015.

KOCAK, Emrah et al. Is ethanol production responsible for the increase in corn prices?. **Renewable Energy**, v. 199, p. 689-696, 2022.

KONTI, Aikaterini; KEKOS, Dimitris; MAMMA, Diomi. Life cycle analysis of the bioethanol production from food waste—a review. **Energies**, v. 13, n. 19, p. 5206, 2020.

MOHD YUSOF, Siti Jamilah Hanim et al. Life cycle assessment for bioethanol production from oil palm frond juice in an oil palm based biorefinery. **Sustainability**, v. 11, n. 24, p. 6928, 2019.

LAREO, Claudia et al. Evaluation of sweet potato for fuel bioethanol production: hydrolysis and fermentation. **SpringerPlus**, v. 2, n. 1, p. 1-11, 2013.

LI, Jun et al. The role of nonfood bioethanol production in neutralizing China's transport carbon emissions: An integrated life cycle environmental-economic assessment. **Energy for Sustainable Development**, v. 70, p. 68-77, 2022.

LOPES, Tiago; LUKASIK, Rafal M. Economic, social and environmental impacts attained by the use of the effluents generated within a small-scale biorefinery concept. **Acta Innovations**, v. 36, p. 57-63, 2020.

MARTIN-RIOS, Carlos. Navigating sustainable packaging solutions for food waste minimization in downstream activities. In: **Proceedings of the 1st Circul-a-bility Conference 2021**. 26-29 September 2021, 2021.

MORALES-MÉNDEZ, Jonathan-David; SILVA-RODRÍGUEZ, Ramón. Environmental assessment of ozone layer depletion due to the manufacture of plastic bags. **Heliyon**, v. 4, n. 12, p. e01020, 2018.

MOTEVALI, Ali; TEYMORI-OMRAN, Milad; NAJAFI, Gholamhassan. Investigation of environmental impact of bioethanol production from potato waste. **Fuel and Combustion**, v. 13, n. 1, p. 36-49, 2020.

MCMURRAY, Anna; PEARSON, Timothy; CASARIM, Felipe. Guidance on applying the Monte Carlo approach to uncertainty analyses in forestry and greenhouse gas accounting. **Winrock International: Arlington, VA, USA**, v. 26, 2017.

PALACIOS, Sócrates et al. Comparison of physicochemical pretreatments of banana peels for bioethanol production. **Food science and biotechnology**, v. 26, n. 4, p. 993-1001, 2017.

PANAHI, Hamed Kazemi Shariat et al. Bioethanol production from food wastes rich in carbohydrates. **Current Opinion in Food Science**, v. 43, p. 71-81, 2022.

PATHAK, Pranav D.; MANDAVGANE, Sachin A.; KULKARNI, Bhaskar D. Waste to wealth: a case study of papaya peel. **Waste and Biomass Valorization**, v. 10, n. 6, p. 1755-1766, 2019.

PRADEL, Marilys; AISSANI, Lynda. Environmental impacts of phosphorus recovery from a “product” Life Cycle Assessment perspective: Allocating burdens of wastewater treatment in the production of sludge-based phosphate fertilizers. **Science of the Total Environment**, v. 656, p. 55-69, 2019.

PRIYADHARSINI, P.; DAWN, S. S.; ARUN, J. Four stroke diesel engine performance and emission studies of ethanol recovered from *Kappaphycus alvarezii* reject-solid food waste mixed substrates and its blends. **Chemosphere**, v. 291, p. 132689, 2022.

ROY, Poritosh et al. A review on the challenges and choices for food waste valorization: Environmental and economic impacts. **ACS Environmental Au**, v. 3, n. 2, p. 58-75, 2023.

ROY, Poritosh et al. Evaluation of the life cycle of bioethanol produced from rice straws. **Bioresource Technology**, v. 110, p. 239-244, 2012.

SANTIAGO, Beatriz et al. Environmental comparison of banana waste valorisation strategies under a biorefinery approach. **Waste Management**, v. 142, p. 77-87, 2022.

SHAPOURI, Hosein; DUFFIELD, James A.; WANG, Michael. **The energy balance of corn ethanol: an update**. EERE Publication and Product Library, Washington, DC (United States), 2002.

SILVA, Fabrícia et al. Avaliação da produção de hidrogênio a partir da codigestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e glicerol residual da produção de biodiesel. **Quimica nova**, v. 40, p. 523-527, 2017.

UTAMA, Gemilang Lara et al. The utilization of fruit and vegetable wastes for bioethanol production with the inoculation of indigenous yeasts consortium. **Bulgarian Journal of Agricultural Science**, v. 25, n. 2, p. 264-270, 2019.

VAITHEKI, S.; DEEPA, B. A comparative study on the production of bioethanol from individual and mixed fruit wastes. **Imp. J. Interdiscip. Res**, v. 2, n. 5, p. 2454-1362, 2016.

VAN KAUWENBERGH, Steven J. **World phosphate rock reserves and resources**. Muscle Shoals: Ifdc, 2010.

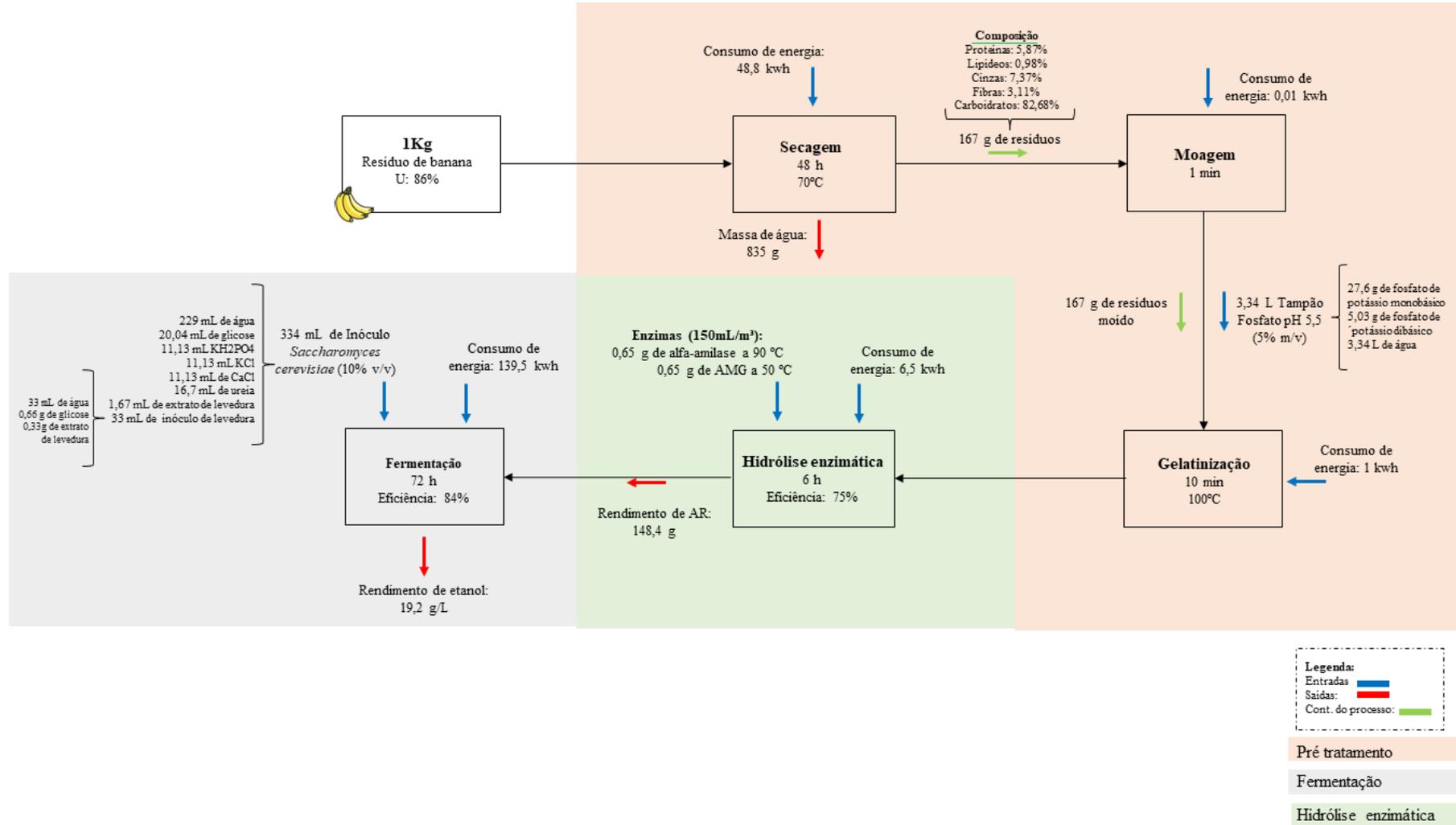
VON BLOTTNITZ, Harro; CURRAN, Mary Ann. A review of assessments conducted on bio-ethanol as a transportation fuel from a net energy, greenhouse gas, and environmental life cycle perspective. **Journal of cleaner production**, v. 15, n. 7, p. 607-619, 2007.

WEBER, Caroline Trevisan; TRIERWEILER, Luciane Ferreira; TRIERWEILER, Jorge Otávio. Food waste biorefinery advocating circular economy: Bioethanol and distilled beverage from sweet potato. **Journal of Cleaner Production**, v. 268, p. 121788, 2020.

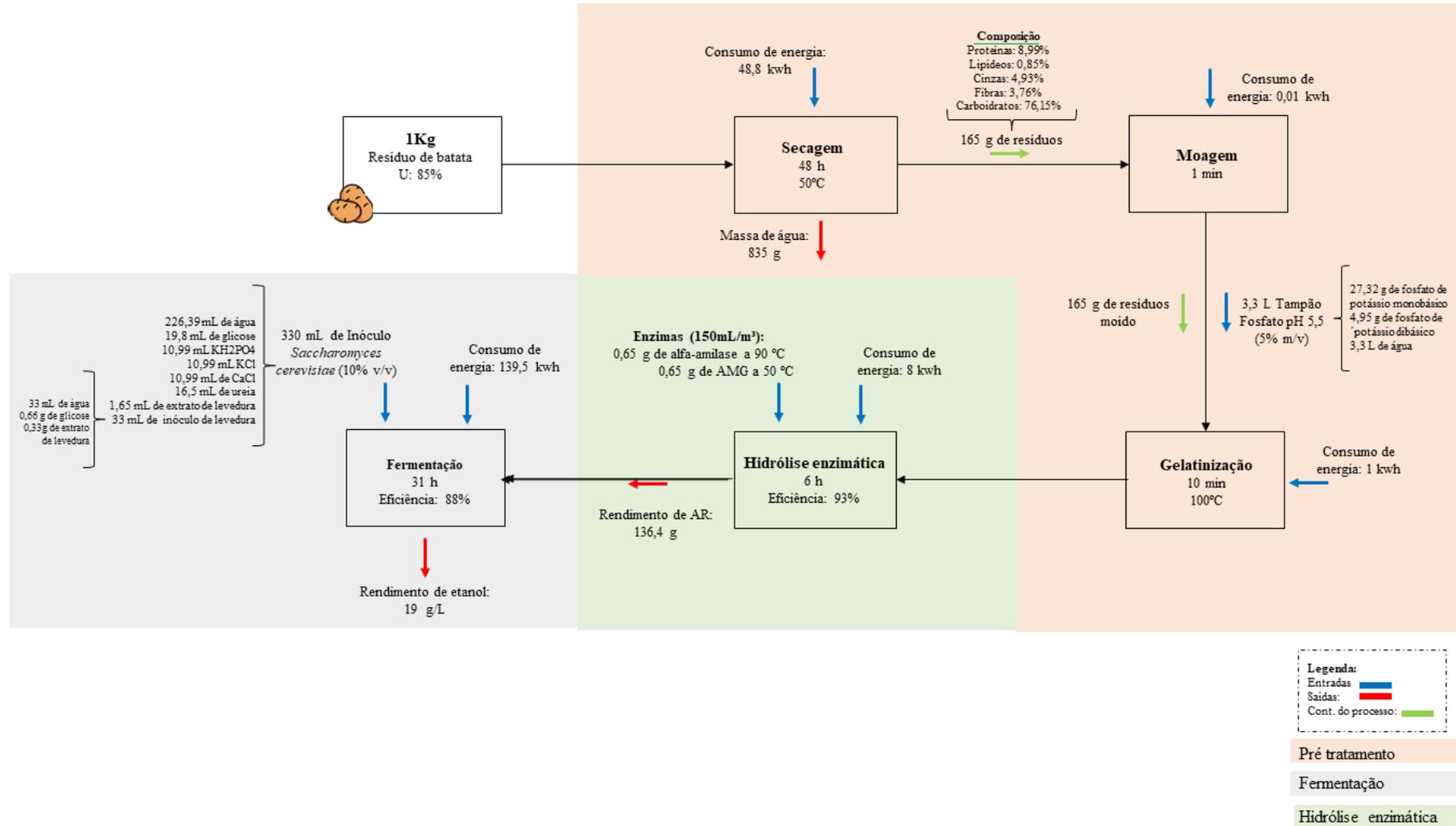
WOLFOVA, M. et al. Comparing of the external bearing wall using three cultural perspectives in the life cycle impact assessment. In: **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**. IOP Publishing, 2018. p. 012064.

YADAV, Pooja; SAMADDER, S. R. A critical review of the life cycle assessment studies on solid waste management in Asian countries. **Journal of Cleaner Production**, v. 185, p. 492-515, 2018.

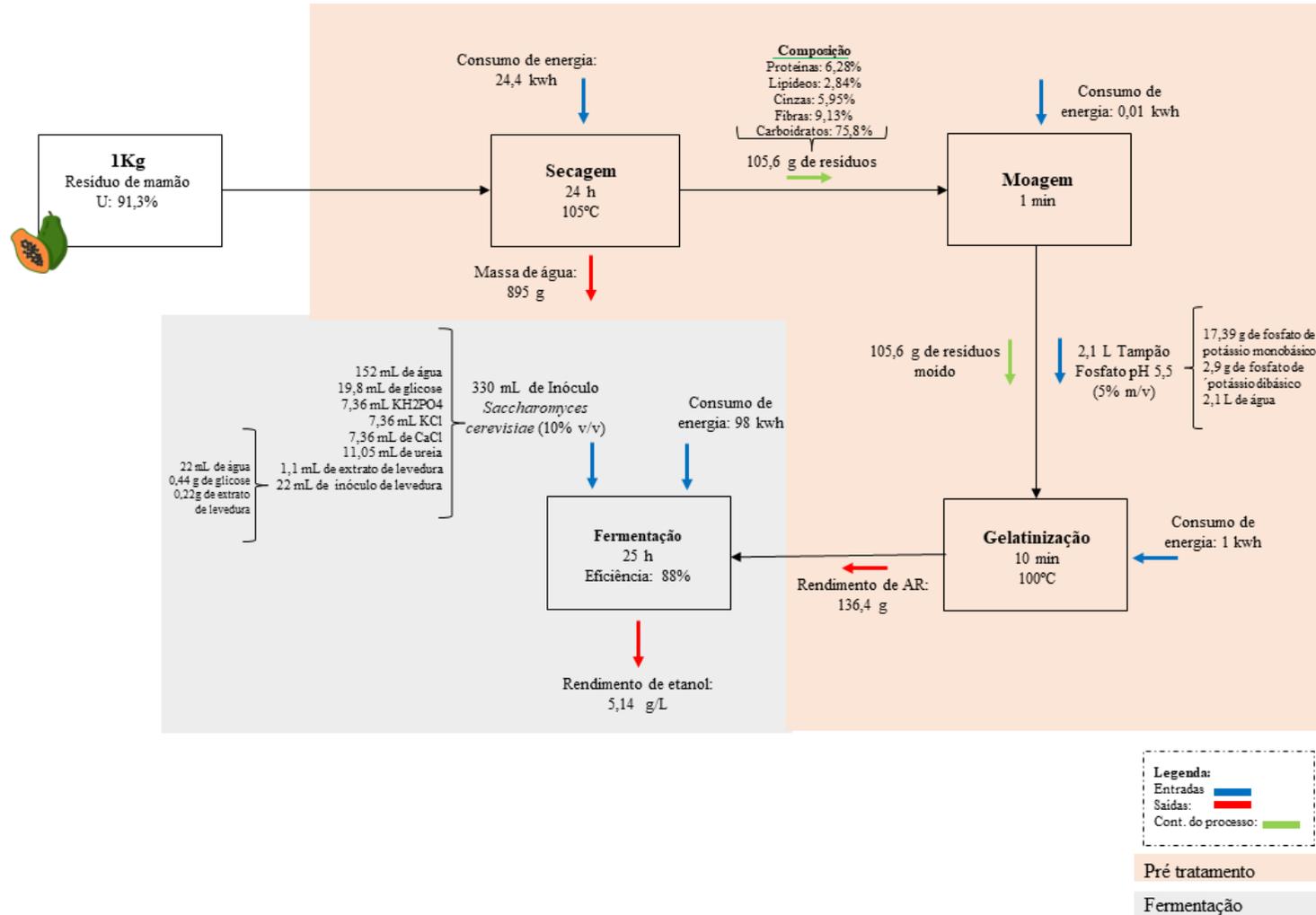
**MATERIAL SUPLEMENTAR 1 – Fluxograma de entradas e saídas da produção de bioetanol a partir de resíduos de banana.**



## MATERIAL SUPLEMENTAR 2 - Fluxograma de entradas e saídas da produção de bioetanol a partir de resíduos de batata.



**MATERIAL SUPLEMENTAR 3 - Fluxograma de entradas e saídas da produção de bioetanol a partir de resíduos de mamão.**



**MATERIAL SUPLEMENTAR 4 - DADOS DE ENTRADA DO INEVENTARIO DO CICLO DE VIDA ADOTADOS NO *ECOINVENT***

**3.4**

<b>Material/Entrada</b>	<b>Dado adotado</b>
<b>Pré-tratamento</b>	
Água destilada	Water, deionised, from tap water, at user {RoW}   production   APOS, U
Energia	Electricity, low voltage {BR}   electricity voltage transformation from medium to low voltage   APOS, U
Fosfato de sódio	Sodium phosphate {RoW}   production   APOS, U
<b>Hidrólise enzimática</b>	
Energia	Electricity, low voltage {BR}/ electricity voltage transformation from medium to low voltage / APOS, U
Enzimas	Enzymes {RoW}   enzymes production   APOS, U
<b>Fermentação</b>	
Água destilada	Water, deionised, from tap water, at user {RoW}   production   APOS, U
Energia	Electricity, low voltage {BR}   electricity voltage transformation from medium to low voltage   APOS, U
Extrato de levedura	Protein feed, 100% crude {RoW}   ethanol production from whey   APOS, U
Cloreto de potássio (KCl)	Potassium chloride, as K <sub>2</sub> O {RoW}   potassium chloride production   APOS, U
Cloreto de cálcio (CaCl <sub>2</sub> )	Calcium chloride {RoW}   epichlorohydrin production from allyl chloride   APOS, U
Fosfato monopotássico (KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> )	Sodium phosphate {RoW}   production   APOS, U
Glicose	Glucose {RoW}   glucose production   APOS, U
Ureia	Urea, as N {RoW}   production   APOS, U

#### 4. CAPÍTULO 4 –CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE BIOETANOL A PARTIR DE *BLENDS* DE DIFERENTES RESÍDUOS ALIMENTARES

No quarto capítulo, é apresentado o segundo artigo que aborda a avaliação de dados experimentais, no qual se realiza a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) da produção de bioetanol a partir de misturas de diferentes resíduos alimentares. Para a obtenção dos dados do processo, recorreu-se a dissertações previamente conduzidas no Laboratório de Bioquímica e Bioprocessos da Universidade de Passo Fundo, além de informações complementares provenientes da literatura.

As análises detalhadas do ciclo de vida foram executadas por meio da utilização do software Simapro versão 8.5.0.0, e o banco de dados do inventário de ciclo de vida baseou-se no *Ecoinvent* versão 3.4. Neste capítulo, a pesquisa expande sua investigação sobre a produção de bioetanol, agora focando em *blends* de resíduos alimentares. A ACV desempenha um papel fundamental na avaliação dos impactos ambientais associados a esses processos, proporcionando insights valiosos sobre sua sustentabilidade. Os destaques do artigo são:

- a) O estudo concentrou-se na ACV da produção de bioetanol utilizando *blends* de diversos tipos de resíduos alimentares, incluindo tubérculos, frutas e alimentos processados;
- b) Foram considerados dois cenários de avaliação: um cenário padrão e um cenário otimizado. O cenário otimizado eliminou a etapa de secagem e substituiu o tampão fosfato por ácido cítrico, visando uma produção mais eficiente e sustentável;
- c) Os resultados destacaram que as misturas de alimentos processados geraram os maiores impactos ambientais em todos os cenários avaliados;
- d) A etapa de fermentação foi identificada como a principal contribuinte para os impactos ambientais, especialmente quando se considerou o consumo de energia;
- e) Quando não considerado o consumo de energia as etapas de pré-tratamento e hidrólise enzimática tiveram um papel mais proeminente;
- f) potencial de aquecimento global (PAG) e Recursos destacaram-se como as categorias de impactos e danos ambientais, respectivamente mais significativas em todos os cenários;

- g) O cenário otimizado demonstrou um menor impacto ambiental em comparação com o cenário regular de produção de etanol, destacando seu potencial para uma produção mais sustentável e eficiente.

**Resumo:** Resíduos alimentares oferecem uma fonte potencial para a produção de bioetanol, mas a produtividade depende da composição química das matérias-primas e os processos envolvidos. Porém, avaliação da sustentabilidade ambiental desses processos muitas vezes está ausente e pode ser realizada por meio da metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). Objetivou-se a ACV da produção de bioetanol a partir de misturas de diferentes resíduos, incluindo tubérculos, frutas e alimentos processados, com foco na fase "do portão ao portão". No inventário foi considerado um cenário padrão e um cenário otimizado que eliminou a secagem e substituiu o tampão fosfato por ácido cítrico. Para a avaliação dos impactos e danos, utilizou-se a base de dados *Ecoinvent* 3.4 e o método ReCiPe 2016, enquanto a análise de incertezas foi realizada por meio da simulação Monte Carlo com o auxílio do software SimaPro versão 8.5.0.0. Os resultados destacam que *blends* de alimentos processados geram os maiores impactos ambientais em todos os cenários avaliados. A etapa de fermentação se destaca como a maior contribuinte para os impactos e danos ambientais em cenários que consideram o consumo de energia. Se o consumo de energia for desconsiderado, as etapas de pré-tratamento e hidrólise enzimática têm um papel mais significativo. As categorias de impactos e danos ambientais mais notáveis em todos os cenários são o Potencial de Aquecimento Global (PAG) e Recursos., respectivamente. O cenário otimizado demonstrou menor impacto ambiental em comparação com o cenário regular de produção de etanol, destacando seu potencial para uma produção mais sustentável.

Palavras-chave: ACV; resíduos alimentares; bioetanol; *blends*; impactos ambientais

#### 4.1 INTRODUÇÃO

Estimativas da *Energy Information Administration* indicam que até 2050 a demanda global de energia aumentará 50% (EIA, 2020). O Acordo de Paris sobre o Clima, estabelecido em 2015, estipulou a limitação do aumento das temperaturas médias globais a menos de 2°C em relação aos níveis pré-industriais, com o objetivo de abordar as crescentes questões relacionadas à demanda energética dos países (RANI et al., 2022). Segundo Ma et al. (2020) a utilização de combustíveis fósseis leva a redução dos recursos naturais e é a principal causa da emissão de gases do efeito estufa, que contribui com o aquecimento global.

Dessa forma, existe a necessidade de desenvolver alternativas energéticas mais sustentáveis, uma vez que o petróleo é um recurso não renovável (PERIYASAMY et al., 2023). Assim, os biocombustíveis têm ganhado cada vez mais destaque como uma

alternativa para reduzir a poluição e as emissões de gases de efeito estufa (GEE) que alteram o clima em todo o mundo (SANDESH; UJWAL, 2021)

Este biocombustível pode ser produzido por fermentação de carboidratos, um processo biológico relativamente rápido com muitas vantagens, incluindo alto rendimento de energia e subprodutos valiosos (PANAHI et al., 2022). Apesar da inevitável variação na composição dos resíduos alimentares, pode-se dizer indiscutivelmente que são ricos em carboidratos, proteínas, lipídios e minerais que o tornam uma matéria-prima ideal para a produção de biocombustíveis por conversão microbiana (PATEL et al., 2019; CARMONA-CABELLO et al., 2020).

A recuperação do desperdício de alimentos pode diminuir o uso de combustíveis fósseis e pode contribuir para realizar a abordagem de economia circular para o desenvolvimento sustentável além disso, a exploração de resíduos alimentares para a produção de biocombustíveis também está alinhada com a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável definida pela ONU em 2015 (UN, 2015; HALDAR, et al., 2022).

Resíduos de batatas, devido a sua composição, já são conhecidos na produção de bioetanol, principalmente pela presença de amido, celulose, hemicelulose e lignina (MADADI et al., 2021; FELEKIS et al., 2023). Resíduos de pão e macarrão, por exemplo, geralmente são feitos com farinha de trigo que possui amido como componente majoritário, podem ser convertidos em bioetanol considerando-se as perdas que ocorrem nas redes de distribuição e logística de supermercados (MAGHAYDAH et al. 2022; NARISSETTY et al., 2022). Os resíduos de frutas são ricos em açúcares, celulose e hemicelulose, apresentam baixo teor de lignina, sendo mais facilmente convertidos em bioetanol (SARAO et al., 2023).

Em função da composição química estes resíduos podem necessitar de diferentes tratamentos para obtenção do bioetanol (ABUD; SILVA, 2019), sendo necessários estudos de otimização para aplicação efetiva da produção de bioetanol a partir dos mesmos, com foco para a etapa de pré-tratamento que geralmente envolve grandes estudos e investimentos (BENDER. 2022).

Hirschnitz-Garber e Gosens (2015) mencionam que a produção de bioetanol com base em resíduos pode ajudar a mitigar os impactos ambientais e a competição entre culturas energéticas e alimentares. Apesar de inúmeros autores mencionarem a produção de bioetanol a partir de resíduos, ainda há a necessidade de avaliação do desempenho ambiental destes, em função dos métodos de produção, em comparação com os

combustíveis fósseis e também entre as diferentes metodologias de produção do próprio biocombustível, o que pode ser realizado através da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Esta metodologia é amplamente empregada para a investigação do desempenho ambiental global de produtos ou sistemas alternativos, pois leva em consideração os impactos ambientais gerados ao longo de todo o ciclo de vida do produto/serviço (PAPADASKALOPOULOU et al., 2019).

Estudos de ACV da valoração de resíduos alimentares para produção de bioetanol já vem sendo desenvolvidos (SCHMITT et al., 2012; TONINI et al., 2016; MENG et al., 2019, NARISSETTY et al., 2022). Porém, ainda há lacunas quanto estudos que avaliem a utilização misturas de resíduos de diferentes composições de resíduos para aplicação em biorrefinarias e aplicação em plantas de produção de bioetanol.

Desta forma, objetivou-se realizar a ACV da produção de bioetanol a partir de *blends* de resíduos alimentares (resíduos de batatas, frutas e alimentos processados), apresentando a avaliação para diferentes cenários de otimização do processo de obtenção do biocombustível.

## 4.2 METODOLOGIA

A metodologia adotada segue as fases da ACV estabelecidas pela ISO 14.040 (2006), sendo elas: (a) objetivo e escopo; (b) inventário;(c) avaliação dos impactos e; (d) interpretação.

### 4.2.1 Objetivo e escopo

O foco e objetivo do artigo é a ACV da produção de bioetanol a partir de *blends* de diferentes resíduos alimentares em uma metodologia de produção que envolve a secagem os resíduos e o pré-tratamento através de gelatinização, hidrólise enzimática, fermentação e destilação. Dessa forma, para melhor avaliar os impactos ambientais associados à produção de bioetanol utilizando resíduos alimentares com diferentes características como matérias primas, foram elaborados os seguintes cenários:

- a) Cenário 01: B-BRD – *Blend* de resíduos de batatas branca, rosa e doce;
- b) Cenário 02: B-MBM – *Blend* de resíduos de frutas com maçã, banana e mamão;
- c) Cenário 03: B-PMBB – *Blend* de resíduos de alimentos processados com pão, macarrão, bolacha de milho e batata pré-frita.

Ainda, objetivando otimizações no processo de produção de etanol a partir dos *blends* de resíduos alimentares para uma possível aplicação em larga escala, foram elaborados mais três diferentes cenários no qual a etapa de secagem foi removida do processo, o tampão fosfato foi substituído por água e o ajuste de pH foi realizado com adição de ácido cítrico. Dessa forma os demais cenários estabelecidos foram:

- a) Cenário 04: BO-BRD – *Blend* otimizado de resíduos de batatas com batata branca, rosa e doce sem o processo de secagem e solução tampão fosfato substituído por água
- b) Cenário 05: BO-MBM – *Blend* de resíduos de frutas com maçã, banana e mamão sem o processo de secagem e solução tampão fosfato substituído por água;
- c) Cenário 06: BO-PMBB – *Blend* de resíduos de alimentos processados com pão, macarrão, bolacha de milho e batata pré-frita sem o processo de secagem e solução tampão fosfato substituído por água

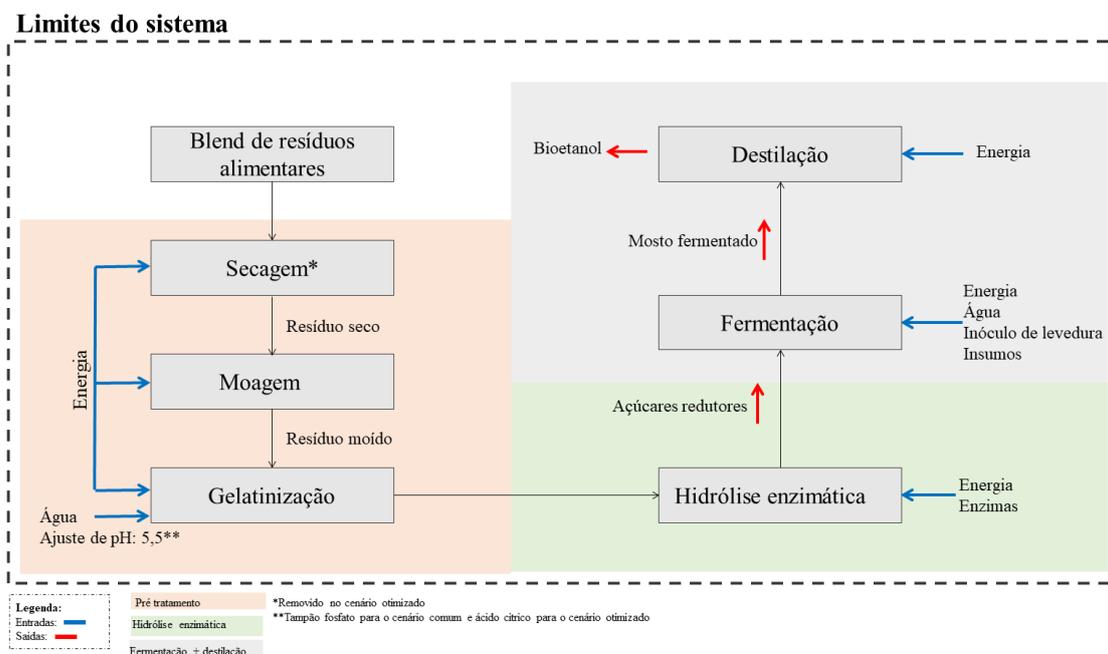
Além dos seis cenários principais, a literatura informa que o consumo de energia pode representar uma significativa participação nos impactos ambientais associados à produção de bioetanol em escala laboratorial (PIPPO et al., 2011; ANGILI et al., 2022), dificultando a avaliação de outros fatores importantes da produção de bioetanol (uso de químicos, água, enzimas etc.) que podem contribuir diretamente para os impactos associados a obtenção do biocombustível (VOHRA et al., 2014; SINGH et al., 2022). Dessa forma, além dos cenários anteriores, foi avaliada a produção do bioetanol considerando e desconsiderando o consumo de energia causado pelo uso de equipamentos nos processos.

O uso pretendido do estudo é conscientizar sobre as implicações ambientais associadas à produção de bioetanol, identificando áreas com potencial de melhoria. Além disso, busca-se fornecer informações sobre os impactos ambientais do método de produção utilizado, a fim de auxiliar os tomadores de decisão na escolha das técnicas mais adequadas para a obtenção desse biocombustível.

O escopo adotado envolve as atividades associadas ao processo de produção de bioetanol a partir dos *blends* de batata, frutas e processados, para tal, foi adotada uma abordagem denominada “*gate-to-gate*” (do portão ao portão) isto é, restringida à obtenção dos resíduos até a produção do bioetanol. Na Figura 1 é apresentado os limites do sistema adotado para o estudo.

A unidade funcional adotada neste estudo foi de 1 kg de resíduo. Assim, todas as emissões, consumo de energia e materiais foram calculados com base nessa unidade funcional.

Figura 1 - Limites do sistema adotados para a ACV.



#### 4.2.2 Inventário do ciclo de vida

Durante esta etapa, foram identificadas e quantificadas todas as entradas e saídas do processo de produção de bioetanol para cada um dos resíduos avaliados. No contexto deste estudo em particular, os resíduos considerados foram submetidos à secagem e pré-tratamento (moagem e gelatinização). Em seguida, foi realizada a hidrólise enzimática utilizando enzimas comerciais, seguida pelo processo de fermentação e destilação.

O levantamento de dados desta etapa foi realizado a partir dos dados de estudos executados no Laboratório de Bioquímica e Bioprocessos da Universidade de Passo Fundo (BENDER, 2022). Ainda, dados complementares foram coletados da literatura. Na Tabela 1, são apresentados os dados de literatura que foram adotados para a presente ACV.

Tabela 1 – Dados obtidos da literatura utilizados na ACV.

<b>Resíduo</b>	<b>Dado</b>	<b>Valor utilizado</b>	<b>Referência</b>
<b>Banana</b>	Umidade (%)	86	PALACIOS et al. (2017)
<b>Bolacha de milho</b>	Umidade (%)	42,51	LUI et al. (2011)
<b>Macarrão</b>	Umidade (%)	70,08	FOSCHIA et al. (2017)

As entradas e saídas foram determinadas previamente por meio de um balanço de massa dos produtos. No que diz respeito ao consumo de energia, foram levados em consideração os equipamentos utilizados e o tempo de utilização para calcular o consumo total de energia. A base de dados *Ecoinvent* 3.4.0 foi utilizada para adição das entradas e saídas calculadas para o estudo. Na Tabela 2 são apresentadas as entradas e saídas estimadas para os cenários.

Tabela 2 - Entradas e saídas calculadas para as três fases do processo regular de produção de bioetanol a partir dos *blends* de resíduos de batatas (B-BRD), frutas (B-MBM) e alimentos processados (B-PMBB), respectivamente.

Fase	Processo	Unid	Quantidade		
			B-BRD	B-MBM	B-PMBB
Pré-tratamento (Secagem*, moagem e gelatinização)	Resíduos	kg	1	1	1
	Consumo de energia secagem*	kwh	2	2	2
	Consumo de energia moagem	kwh	0,01	0,01	0,03
	Consumo de energia gelatinização	kwh	0,8	0,4	1,3
	Água destilada*	kg	4,1	1,42	6,46
	Fosfato de sódio monobásico*	g	33,95	11,73	53,54
	Fosfato de sódio dibásico*	g	5,74	2,11	9,6
	Água destilada**	kg	3,4	0,6	5,8
	Ácido cítrico**	g	5,1	0,9	8,7
Hidrólise enzimática	Adição de alfa-amilase	g	0,76	0,54	1,09
	Adição de AMG	g	0,68	0,48	1,21
	Adição de pectinase	g	-	0,5	-
	Adição de celulase	g	-	0,52	-
	Fosfato de sódio monobásico*	g	-	11,73	-
	Fosfato de sódio dibásico*	g	-	2,11	-
	Água destilada*	g	-	1,42	-
	Ácido cítrico**	g	-	-	-
	Água destilada**	kg	-	-	-
Consumo de energia	kwh	5,88	3,55	18,9	
Fermentação + destilação	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	kg	0,41	0,28	0,65
	<b>Preparo Pré Inóculo</b>				
	Glicose	G	0,82	0,57	1,29
	Extrato de levedura	G	0,41	0,28	0,65
	Água destilada	G	41	28	65
	<b>Preparo Inóculo</b>				
	Glicose	G	0,07	0,05	0,12
	Extrato de levedura	G	0,01	0,007	0,016
	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	G	0,013	0,009	0,02
	Ureia	G	0,1	0,07	0,16
	KCl	G	0,013	0,009	0,021
	CaCl <sub>2</sub>	G	0,013	0,009	0,021
	Consumo de energia	kwh	10,45	13,37	30,54
Água destilada	G	282	195	650	
	<b>Saídas</b>				
Pré-tratamento	Resíduo pós pré-tratamento	G	217,51	150,61	340,57
Hidrólise enzimática	Rendimento de açucares redutores	g/g	0,17	0,102	0,245
Fermentação	Rendimento de bioetanol	g/g	0,053	0,043	0,098

\*Removido no cenário otimizado (BO-BRD, BO-MBM, BO-PMBB)

\*\*Adicionado no cenário otimizado (BO-BRD, BO-MBM, BO-PMBB)

No cenário otimizado foi retirado o processo de secagem e a utilização de tampão fosfato e este último substituído por água e ácido cítrico, foi proposto com o intuito de avaliar a possibilidade de melhorias no processo visando a possibilidade de aplicação em larga escala, visto que dificilmente, a utilização de secagem seja aplicável.

É importante mencionar, também, que a produção do bioetanol a partir de resíduos de fruta foi realizada utilizando variação metodológica em relação aos outros *blends*. Após a gelatinização a mistura resíduo+tampão/água foi centrifugada e separada. O resíduo da centrifugação foi novamente homogeneizado com solução tampão/água e levado a hidrólise enzimática para obtenção dos açúcares redutores remanescentes e posterior fermentação, a solução gelatinizada foi levada diretamente para fermentação (BENDER, 2022). Considerando que composição dos resíduos de fruta e a quantidade de açúcares livres do mesmo pudessem inibir a ação das enzimas no processo de hidrólise enzimática e desta forma o substrato (polissacarídeos) não é transformado no produto (glicose) (NELSON, 2019).

Os materiais suplementares 1, 2 e 3 apresentam os fluxogramas de entradas e saídas para os *blends* de resíduos de batatas, frutas e alimentos processados para o processo comum de produção de bioetanol. Os materiais suplementares 4, 5 e 6 apresentam os fluxogramas de entradas e saídas para o processo otimizado de produção de bioetanol para os 3 conjuntos de *blends*.

O material suplementar 7 apresenta os dados de entrada do inventário do ciclo de vida adotados no *Ecoinvent 3.4*.

#### 4.2.3 Avaliação dos impactos ambientais e interpretação

A classificação, caracterização dos impactos e os resultados dos indicadores de categoria, juntamente com a ponderação dos resultados, foram realizados utilizando o software SimaPro vs. 8.5.0.0. A análise dos impactos foi conduzida utilizando a metodologia ReCiPe. A escolha desse programa computacional e metodologia foi justificada devido à sua ampla utilização em estudos relacionados à ACV da produção de bioetanol. Além disso, a metodologia ReCiPe considera tanto os indicadores de *midpoint* quanto de *endpoint* para a avaliação dos impactos. Os resultados da análise de impacto são apresentados por meio de gráficos gerados pelo SimaPro, baseados nos cenários previamente estabelecidos.

No Quadro 1 apresentam-se as categorias de impactos que foram empregados neste estudo.

Quadro 1 – Categorias midpoint de impactos avaliados no método ReCiPe.

<b>Midpoint</b>		
<b>Sigla</b>	<b>Categoria de impacto</b>	<b>Unidade</b>
PAG	Potencial de aquecimento global	kg CO <sub>2</sub> eq.
DOE	Destruição do ozônio estratosférico	kg CFC-11 eq.
RI	Radiação Ionizante	kBq Co-60 eq.
FOSH	Formação de ozônio, saúde humana	kg NO <sub>x</sub> eq
FPF	Formação de partículas finas	kg PM <sub>2.5</sub> eq
FOET	Formação de ozônio, ecossistemas terrestres	kg NO <sub>x</sub> eq
AT	Acidificação terrestre	kg SO <sub>2</sub> eq
EAD	Eutrofização de água doce	kg P eq
EM	Eutrofização marinha	kg N eq
ETT	Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DCB eq.
ETAD	Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DCB eq.
ETM	Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DCB eq.
THC	Toxicidade humana carcinogênica	kg 1,4-DCB
THNC	Toxicidade humana não carcinogênica	kg 1,4-DCB
UT	Uso de terra	m <sup>2</sup> a crop eq
ERM	Escassez de recursos minerais	kg Cu eq
ERF	Escassez de recursos fósseis	kg oil eq
CA	Consumo de água	m <sup>3</sup>

No Quadro 2 são apresentadas as categorias de danos definidos pelo método ReCiPe.

Quadro 2 - Categorias *endpoint* de danos avaliados no método ReCiPe.

<b>Endpoint</b>	
<b>Categoria de danos</b>	<b>Unidade</b>
Ecosistemas	Species.yr
Saúde humana	DALY
Recursos	USD2013

Neste estudo, a análise de incerteza foi realizada utilizando o método estatístico de Monte Carlo, que permite calcular a incerteza absoluta associada aos resultados. A análise de Monte Carlo foi conduzida utilizando o software SimaPro vs. 8.5.0.0 para cada um dos cenários e sub cenários, abrangendo os 18 impactos e 3 danos ambientais avaliados pelo método ReCiPe.

De acordo com o IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas), considera-se uma grande incerteza quando o desvio padrão dividido pela média é superior

a 0,3 (MCMURRAY; PEARSON; CASARIM, 2017), critério que foi adotado neste estudo. Nesse sentido, as tabelas contendo os dados de incerteza foram apresentadas considerando o coeficiente de variação (CV), que é o cálculo do desvio padrão dividido pela média. Isso permite uma melhor compreensão da magnitude da incerteza associada aos resultados obtidos.

### 4.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste item, foram avaliados e discutidos os impactos e danos ambientais estimados decorrentes da produção de bioetanol a partir de resíduos de batatas, frutas e alimentos processados, de acordo com os cenários estabelecidos.

#### 4.3.1 Avaliação e interpretação dos impactos dos cenários estabelecidos

##### 4.3.1.1 Midpoints

Na Figura 2 são apresentadas as 18 categorias de impactos avaliadas pelo método de AICV ReCiPe 2016 para os três *blends* de resíduos alimentares avaliados na produção de bioetanol para as fases de pré-tratamento, hidrólise e fermentação combinada com destilação, considerando o consumo de energia. A Figura 2A apresenta os impactos obtidos para os resíduos de batata (B-BRD), a Figura 2B para o *blend* de frutas (B-MBM) e a Figura 2C para o *blend* de alimentos processados (B-PMBB)

Para a Figura 2A, no *blend* de batatas, denota-se que para 17 das 18 categorias de impacto, a fermentação+destilação foram os processos que mais geram impactos ambientais (45% dos impactos), seguido dos processos de hidrólise enzimática (30% dos impactos) e pré-tratamento (25% dos impactos).

Comportamento semelhante foi observado no cenário que avalia o *blend* de frutas (Figura 2B), no qual a fermentação+destilação foi o processo mais impactante (16 das 18 categorias de impacto com 65% dos impactos), seguido pela hidrólise enzimática e pré-tratamento (19% e 16% dos impactos, respectivamente).

Na Figura 2C, que avalia o cenário dos resíduos de alimentos processados amiláceos, igualmente o processo de fermentação+destilação foi responsável por pelo menos 50% dos impactos associados a pelo menos 17 das 18 categorias de impactos. A

hidrólise enzimática e o pré-tratamento contribuíram com 40% e 10% dos impactos, respectivamente.

Guerrero e Muñoz (2018) realizaram a ACV da produção de bioetanol a partir de resíduos de banana e constataram que a etapa de fermentação (24%) e destilação (32%) representavam os maiores impactos ambientais para todas os indicadores de impacto avaliados (mudanças climáticas, acidificação terrestre, eutrofização de água doce, formação de oxidantes fotoquímicos, formação de material particulado e escassez de recursos fósseis), semelhantemente ao obtido nos três cenários avaliados em nosso estudo.

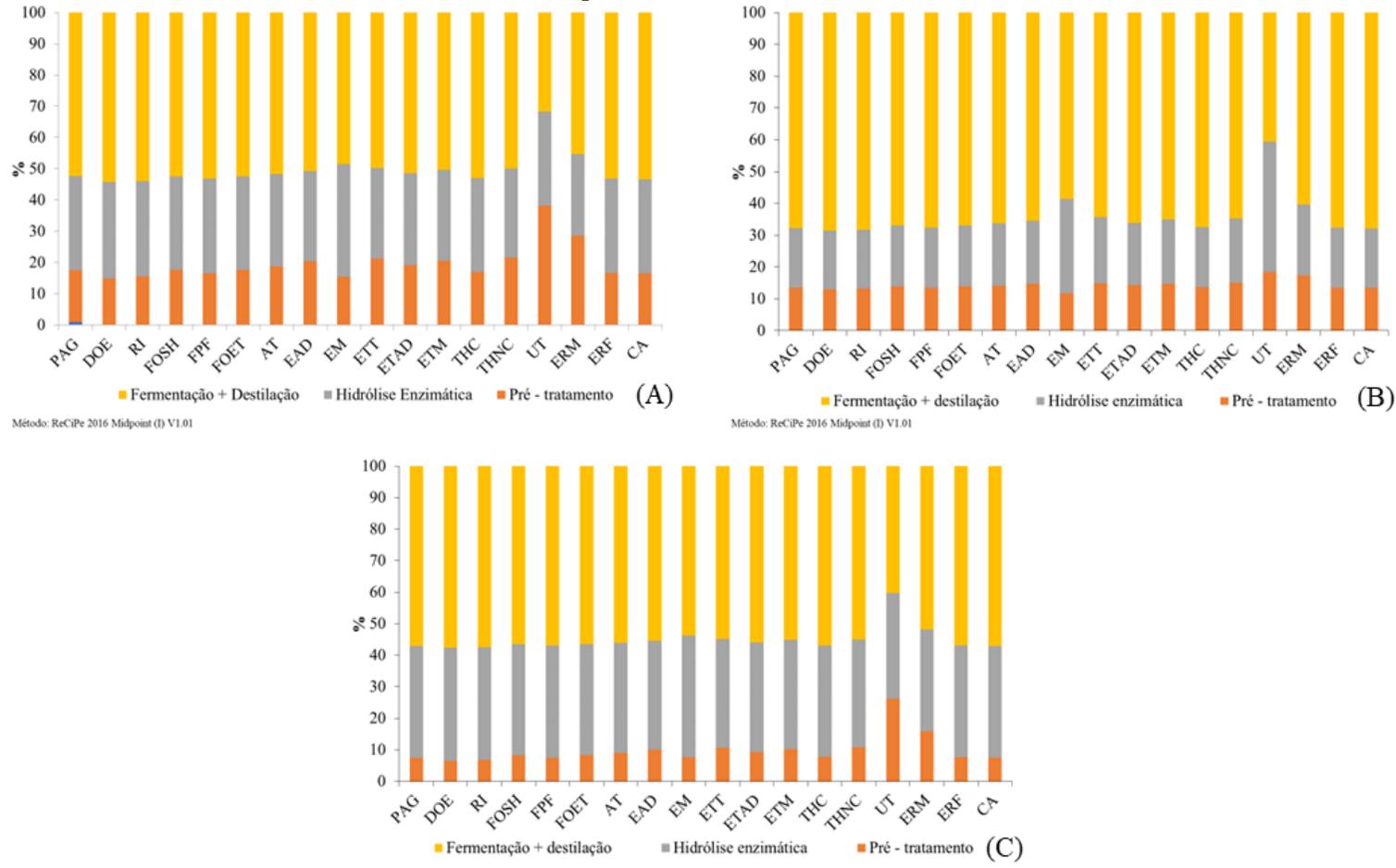
Os autores mencionam que o uso de resíduos de banana é uma alternativa potencial para redução da emissão de gases do efeito estufa e escassez de recursos fósseis, quando comparado com a gasolina, porém há a necessidade de otimização quanto a alta demanda de energia utilizada na produção do biocombustível (GUERRERO; MUÑOZ, 2018).

Narisetty et al. (2022) constataram na ACV da produção de bioetanol a partir de resíduos de pão, que a etapa fermentação é a etapa que mais apresentou contribuição individual nas emissões de estimadas de CO<sub>2</sub> eq., cerca de 67%. Dado semelhante foi observado por Costa et al. (2018) na ACV da produção de bioetanol a partir de batata doce, em uma planta experimental, no qual constataram que a etapa de fermentação é responsável por cerca de 47,3% das emissões de CO<sub>2</sub>.

Costa et al. (2018) mencionam que o próprio processo de fermentação, quando alcoólica, gera emissões de CO<sub>2</sub>, o que acaba contribuindo com as emissões de CO<sub>2</sub> eq. em estudos de ACV. Porém, as emissões de CO<sub>2</sub> associados a processos de fermentação alcoólicas poder ser mitigados, visto que o dióxido de carbono é considerado um gás com potencial para ser utilizado como matéria-prima (POLIAKPOFF; LEITNER; STRENG, 2015).

Para mitigação das emissões de CO<sub>2</sub>, duas abordagens podem ser consideradas (a) a utilização de processos de sequestro de carbono para transferir CO<sub>2</sub> da atmosfera para os restantes reservatórios de carbono, nomeadamente o Sequestro e Captura de Carbono (SCC); e (b) abordagens de reutilização que se concentram na conversão de CO<sub>2</sub> em produtos e combustíveis utilizáveis, nomeadamente Utilização do Dióxido de Carbono (UDC) (YANG et al., 2008; ZHANG et al., 2020).

Figura 2 - Categorias de impacto\* obtidas na produção bioetanol no processo comum considerando o consumo de energia para: (A) blend de batata rosa, branca e doce (B-BRD); (B) blend de maçã, banana e mamão (B-MBM) e; (C) blend de pão, macarrão, bolacha de milho e babata pré-frita (B-PMBB).



\*Nomeclatura dos impactos: PAG=Potencial de aquecimento global; DOE= Destruição do ozônio estratosférico; RI= Radiação Ionizante; FOSH= Formação de ozônio, saúde humana; FPF= Formação de partículas finas; FOET= Formação de ozônio, ecossistemas terrestres; AT= Acidificação terrestre; EAD= Eutrofização de água doce; EM= Eutrofização marinha; ETT= Ecotoxicidade terrestre; ETAD= Ecotoxicidade de água doce; THC= Toxicidade humana carcinogênica; THNC= Toxicidade humana não carcinogênica; UT= Uso de terra; ERM= Escassez de recursos minerais; ERF= Escassez de recursos fósseis; CA=Consumo de água.

Na Tabela 3 são apresentados os principais impactos observados nas diferentes fases da produção de bioetanol para os diferentes *blends* de resíduos considerando o consumo de energia do processo. Dessa forma, a categoria de impacto potencial de aquecimento global (PAG) foi a que apresentou as maiores emissões em todas as fases de produção assim como para todos os *blends* avaliados. Para etapa de fermentação as emissões estimadas é de 3,56, 4,55 e 10,4 kg de CO<sub>2</sub> eq., para os *blends* de batatas (B-BRD), fruta (B-MBM) e alimentos processados (B-PMBB).

O potencial de aquecimento global (PAG), também conhecido como pegada de carbono do ciclo de vida, é um indicador da contribuição dos biocombustíveis para as mudanças climáticas calculada por meio de emissões equivalentes de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) (CARNEIRO et al., 2017).

Já Zhang et al. (2017), relataram que a fermentação é responsável por 58,5% das emissões de CO<sub>2</sub>, sendo a etapa de produção de bioetanol que mais contribui com as emissões associadas a categoria de impacto. Os maiores impactos associados ao potencial de aquecimento global na etapa de fermentação dão-se pelo uso de nutrientes nesta etapa, assim como a alta demanda de energia observada na fermentação (YUSOF et al., 2018; BORRION; MCMANUS; HAMMOND, 2012).

Narisetty et al. (2022) avaliaram a contribuição do uso de produtos químicos, eletricidade, transporte e água para o potencial de aquecimento global (PAG) no processo de produção de bioetanol a partir de resíduos de pão, a eletricidade e os produtos químicos, respectivamente foram registrados como os maiores contribuintes para PAG.

Tabela 3 - Emissões observadas a partir da produção de bioetanol, no cenário comum, a partir dos *blends* de resíduos de batatas, frutas e alimentos processados as categorias de impacto de maior importância em cada processo, considerando-se o consumo de energia

Categoria de impacto	Pré tratamento			Hidrólise			Fermentação		
	BRD	MBM	PMBB	BRD	MBM	PMBB	BRD	MBM	PMBB
PAG	1,09	0,9	1,35	2,01	1,25	6,46	3,56	4,55	10,4
ETT	0,8	0,55	1,06	1,08	0,78	3,43	1,87	2,39	5,46
ERF	0,21	0,17	0,26	0,38	0,23	1,21	0,67	0,85	1,95

PAG: potencial de aquecimento global - kg CO<sub>2</sub> eq; ETT: ecotoxicidade terrestre -kg 1,4-DCB eq; ERF: escassez de recursos fósseis - kg oil eq.

BRD: *blend* de batata branca, rosa e doce; MBM: *blend* de maçã, banana e mamão; PMBB: *blend* de pão, macarrão, bolacha de milho e batata frita.

A segunda categoria de impacto com maiores emissões estimadas é a categoria de ecotoxicidade terrestre (ETT) com emissões mais significativas de 1,87; 2,39 e 5,46 1 kg 1,4-DCB eq (Tabela 3), para os *blends* de batatas, frutas e alimentos processados,

respectivamente na etapa de fermentação. A categoria de impacto ecotoxicidade terrestre (ETT) é associada a influência de substâncias tóxicas nos ecossistemas, ou seja, o uso de produtos químicos acaba influenciando na geração de impactos associados a ETT, no caso do bioetanol, o uso de reagentes químicos nas etapas de hidrólise enzimática e fermentação influenciam nos impactos associados a categoria (FALANO et al., 2014; AZEVEDO et al., 2016).

A categoria subsequente de impacto com as emissões estimadas mais elevadas é a escassez de recursos fósseis (ERF), com valores mais notáveis de 0,67, 0,85 e 1,95 kg oil eq (conforme Tabela 3), nos processos de fermentação dos *blends* de batatas, frutas e alimentos processados, respectivamente. A escassez de recursos fósseis é um indicador de ponto médio para o uso de recursos fósseis, determinado como o Potencial de Combustível Fóssil (kg de óleo-eq), é definido como a razão entre o maior poder calorífico de um recurso fóssil e o conteúdo energético do petróleo bruto (JUNGBLUTH; FRISCHKNECHT 2010).

Na Tabela 3 destaca-se, também, as emissões excedentes do *blend* de alimentos processados (B-PMBB) na etapa de hidrólise quando comparado com os *blends* de batatas (B-BRD) e *blend* de frutas (B-MBM), nas três principais categorias de impacto avaliadas. Apresentando emissões de 6,46 kg de CO<sub>2</sub> eq, 3,43 1-4-DCB e 1,21 kg oil eq para as categorias de potencial de aquecimento global (PAG), ecotoxicidade terrestre (ETT) e escassez de recursos fósseis (ERF), respectivamente.

Conforme apresentado na Tabela 2 do item 4.2.2, que apresenta as entradas e saídas calculas para a ACV. Após a gelatinização, o mosto gelatinizado do *blend* de resíduo de alimentos processados (B-PMBB) contabilizava aproximadamente 6,5 kg de mosto gelatinizado, já o *blend* de batatas (B-BRD) e o de frutas (B-MBM) apresentavam 4,1 kg e 2,8 kg de mosto gelatinizado. Dessa forma, a entrada mais significativa do *blend* de alimentos processados na etapa de hidrólise fez com que o processo fosse mais longo, além do maior consumo de energia e insumos utilizados, dessa forma as emissões estimadas foram maiores do que os demais *blends*.

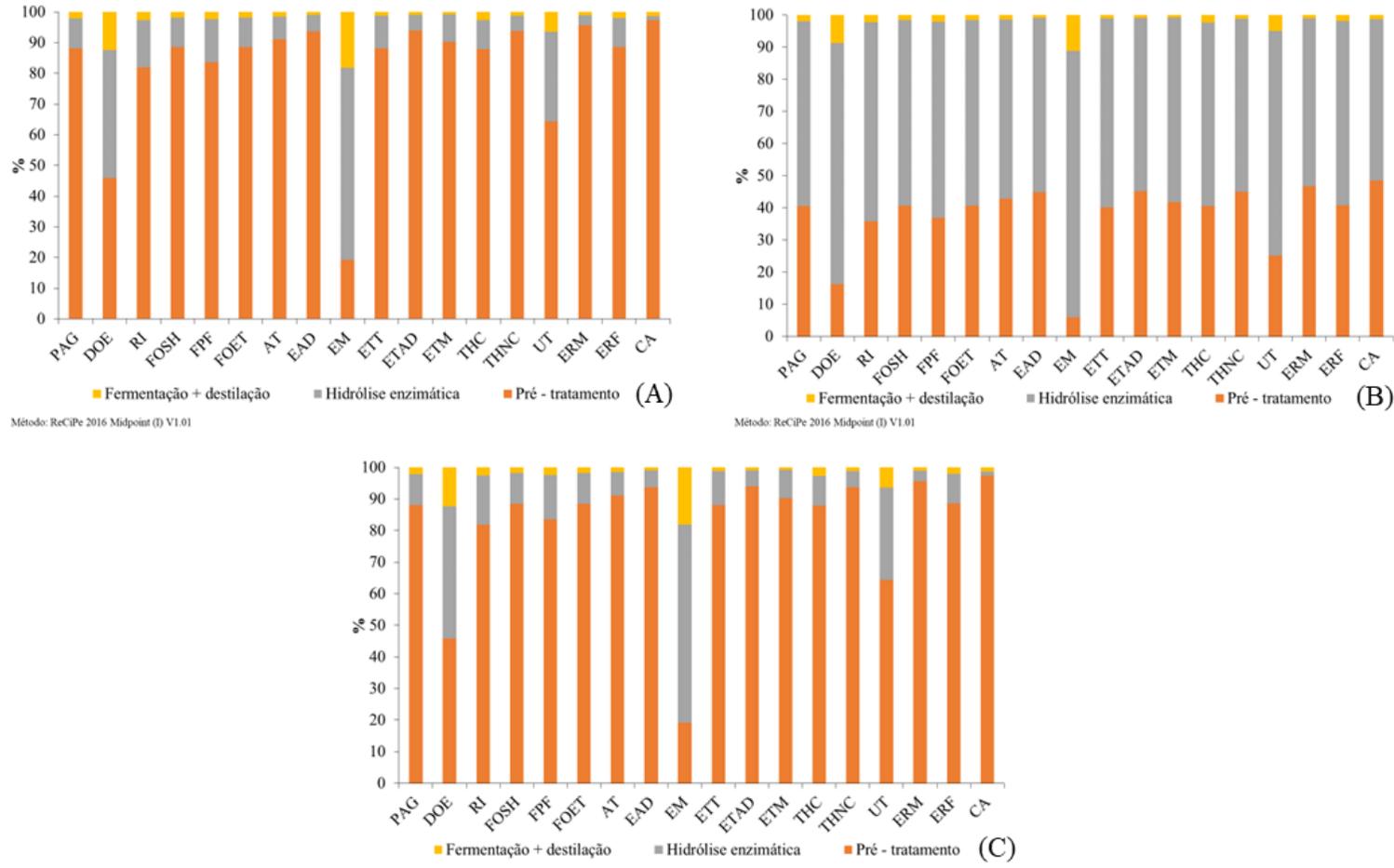
Na Figura 3 são apresentadas as 18 categorias de impactos avaliadas pelo método de AICV ReCiPe 2016 para os três *blends* de resíduos alimentares avaliados na produção de bioetanol para as fases de pré-tratamento, hidrólise e fermentação+destilação sem considerar o consumo de energia. A Figura 3A apresenta os impactos obtidos para os resíduos de batata (B-BRD), a Figura 3B para o *blend* de frutas (B-MBM) e a Figura 3C para o *blend* de alimentos processados (B-PMBB)

Nas Figuras 3A, 3B e 3C (cenário regular sem o consumo de energia para os três *blends*, respectivamente), observa-se que, quando se desconsidera a energia gasta, o pré-tratamento passa a ser o processo mais impactante para os *Blend* de batatas e alimentos processados (Figuras 3A e 3C) (88% e 85% dos impactos), enquanto a hidrólise enzimática é o processo mais impactante para o *Blend* de frutas (Figura 3B, 50% dos impactos).

A hidrólise apresentou 8% e 10% dos impactos para os cenários das Figuras 3A e 3C e o pré-tratamento 50% dos impactos para o cenário da Figura 3B. A fermentação+destilação apresentou 3, 10 e 5% dos impactos gerados nos Cenários das Figuras 3A, 3B e 3C, respectivamente.

Como mencionado no item 4.2.2 devido a composição dos resíduos de frutas, após a gelatinização foi realizado uma centrifugação para separação dos resíduos e da solução gelatinizada e a posterior mistura dos resíduos com a solução tampão para hidrólise enzimática. Desta forma, a utilização da solução tampão fosfato e a utilização de enzimas, fizeram com que a etapa de hidrólise enzimática fosse responsável pelos maiores impactos ambientais, para o cenário da Figura 3B (*Blend* de frutas)

Figura 3 - Categorias de impacto\* obtidas na produção bioetanol no processo comum não considerando o consumo de energia para: (A) *blend* de batata rosa, branca e doce (B-BRD); (B) *blend* de maçã, banana e mamão (B-MBM) e; (C) *blend* de pão, macarrão, bolacha de milho e babata pré-frita (B-PMBB).



\*Nomeclatura dos impactos: PAG=Potencial de aquecimento global; DOE= Destruição do ozônio estratosférico; RI= Radiação Ionizante; FOSH= Formação de ozônio, saúde humana; FPF= Formação de partículas finas; FOET= Formação de ozônio, ecossistemas terrestres; AT= Acidificação terrestre; EAD= Eutrofização de água doce; EM= Eutrofização marinha; ETT= Ecotoxicidade terrestre; ETAD= Ecotoxicidade de água doce; THC= Toxicidade humana carcinogênica; THNC= Toxicidade humana não carcinogênica; UT= Uso de terra; ERM= Escassez de recursos minerais; ERF= Escassez de recursos fósseis; CA=Consumo de água.

As categorias de impacto potencial de aquecimento global (PAG), ecotoxicidade terrestre (ETT) e escassez de recursos fósseis (ERF) são diretamente relacionadas a emissões de CO<sub>2</sub>, uso de produtos químicos e uso de combustíveis fósseis. Sendo essas as categorias de impactos que mais geram emissões para os *blends* avaliados ao não se considerar o consumo de energia. A Tabela 4 apresenta as emissões estimadas para as três categorias de impactos para as etapas da produção de bioetanol a partir dos *blends* de resíduos de batatas, frutas e alimentos processados.

Dentre as etapas de produção, a etapa de pré-tratamento representa os maiores impactos para os *blends* de batatas (B-BRD) e alimentos processados (B-PMBB). Dessa forma, durante o processo de pré-tratamento é utilizada a solução tampão fosfato para ajuste de pH para posterior adição de enzimas na etapa de hidrólise enzimática. Considera-se que o a utilização de produtos à base de fósforo contribui para os impactos associados as três categorias de impacto.

Países do norte de África são, atualmente, os maiores produtores de rocha fosfática do mundo no qual a extração do produto ocorre na sua maioria em lavras a céu aberto, isso associado aos equipamentos utilizados para mineração, transporte, peneiramento e britagem acabam gerando graves impactos ambientais (MONJEZI, et al., 2009; FAYIGA; NWOKE, 2016).

Issaoui et al. (2021) menciona que o beneficiamento do fósforo afeta a ecotoxicidade do solo. Os autores constataram, também, que o alto consumo de diesel e uso de explosivos de nitrato durante as operações de mineração são altamente relacionadas as maiores emissões de CO<sub>2</sub>, relacionadas a categoria de impacto potencial de aquecimento global (PAG).

Angili et al. (2022) associa os impactos associados as potencial de aquecimento global (PAG) e escassez de recursos fósseis (ERF) a extração de matérias primas e combustíveis fósseis para produção de energia, solventes orgânicos, a obtenção da levedura utilizada na fermentação e as enzimas.

Tabela 4 - Emissões observadas a partir da produção de bioetanol, no cenário comum a partir dos *blends* de resíduos de batatas, frutas e alimentos processados as categorias de impacto de maior importância em cada processo, não considerando o consumo de energia

Categoria de impacto	BRD	MBM	PMBB	BRD	MBM	PMBB	BRD	MBM	PMBB
	Pré tratamento			Hidrólise			Fermentação		
PAG	0,14	0,05	0,23	0,02	0,08	0,02	0,003	0,002	0,006
ETT	0,3	0,1	0,47	0,04	0,15	0,06	0,004	0,003	0,007
ERF	0,03	0,01	0,05	0,003	0,015	0,005	0,0006	0,0005	0,001

PAG: potencial de aquecimento global - kg CO<sub>2</sub> eq; ETT: ecotoxicidade terrestre – kg 1,4-DCB eq; ERF: escassez de recursos fósseis - kg oil eq.

BRD: *blend* de batata branca, rosa e doce; MBM: *blend* de maçã, banana e mamão; PMBB: *blend* de pão, macarrão, bolacha de milho e batata frita.

Para o *blend* de frutas (B-MBM) a etapa de hidrólise enzimática representa os maiores impactos quando não se considerando o consumo de energia, conforme apresenta a Tabela 4. Nesta etapa, como mencionado no item 4.2.2, após a gelatinização, a mistura de resíduo com tampão/água passou por centrifugação e separação e o resíduo resultante da centrifugação foi novamente homogeneizado com uma solução tampão/água e submetido à hidrólise enzimática. Dessa forma, a adição de solução tampão fosfato, associado com a adição de enzimas, auxiliou nas emissões estimadas para a etapa.

Dentre as categorias de impacto, ao não se avaliar o consumo de energia a categoria de ecotoxicidade terrestre (ETT) representa as maiores emissões para todas as etapas e cenários avaliados, seguido pelo potencial de aquecimento global (PAG) e a escassez de recursos fósseis (ERF), como apresentado na Tabela 4. Destacando-se as emissões de 0,23 kg de CO<sub>2</sub> eq e 0,47 kg 1,4-DCB eq estimadas para as categorias potencial de aquecimento global e ecotoxicidade terrestre, respectivamente para o *blend* de alimentos processados na etapa de pré-tratamento.

Segundo Costa et al. (2018) a hidrólise enzimática é processo que mais contribui para o potencial de ecotoxicidade terrestre (com 31,3%). Isso é observado, também, por Angili et al. (2022) que constatou que a produção de enzimas, como a produção de enzimas requer produtos químicos, compostos inorgânicos, energia e culturas, contribui para impactos associados a ecotoxicidade terrestre (ETT) na produção de bioetanol a partir de resíduos alimentares provenientes de restaurantes. Estudo indicam que há impactos significativos quanto a produção de enzimas, inclusive a com a glucoamilase tendo um impacto muito maior do que a produção de alfa-amilase (COSTA et al., 2018).

É importante mencionar que as enzimas nem sempre são consideradas como insumo na avaliação do ciclo de vida para a produção de bioetanol, inclusive a base de

dado *Ecoinvent* na sua versão 3.4 apresenta dados de inventário para a enzima alfa-amilase. Isso ocorre principalmente devido à escassez de dados confiáveis e transparentes, que muitas vezes estão relacionados à burocracia e à confidencialidade mantida pelos fabricantes em relação aos dados do processo em questão (JEGANNATHAN; NIELSEN, 2013; GILPIN; ANDRAE, 2017).

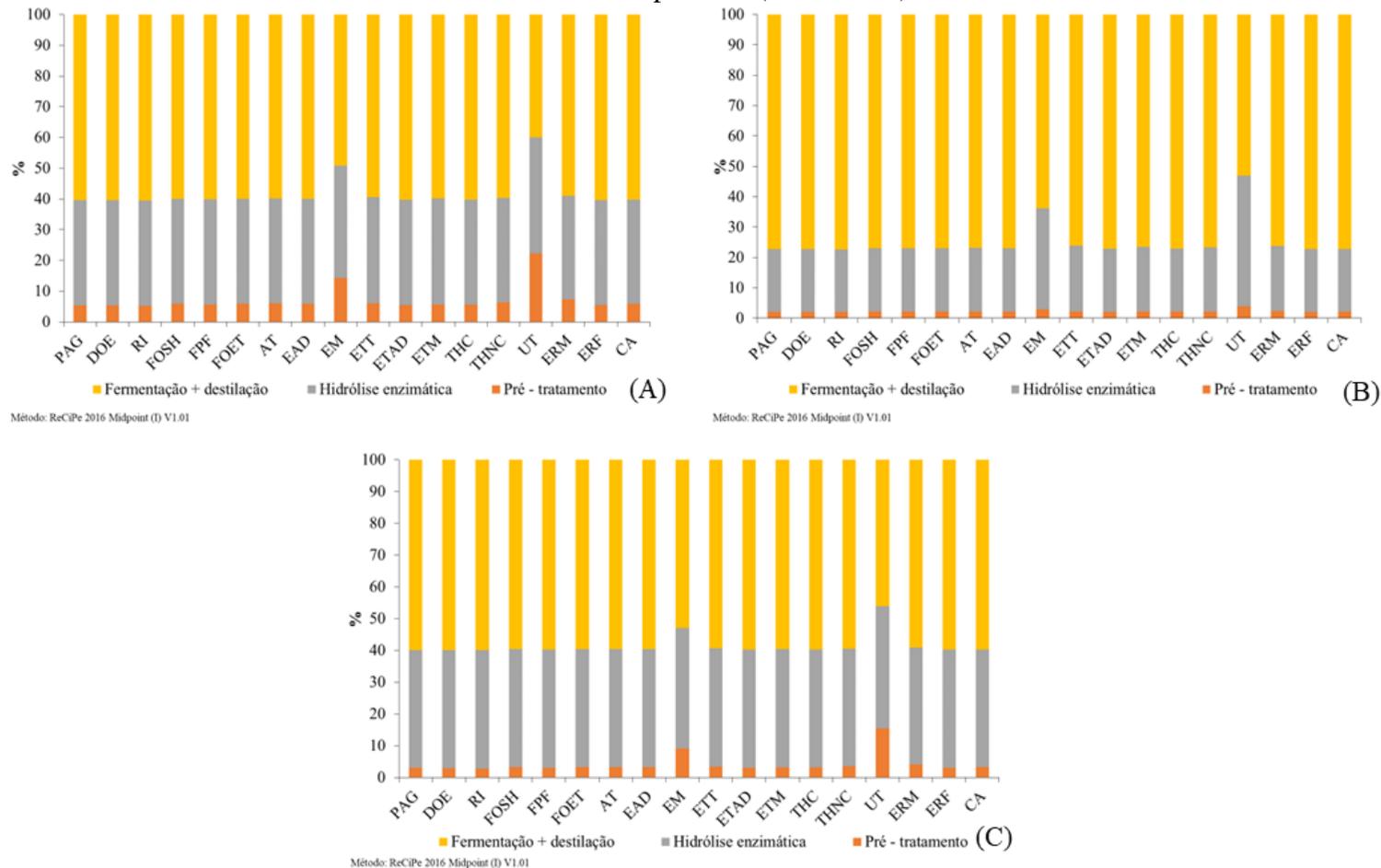
Sebastião et al., (2016) identificaram que hidrólise enzimática e a neutralização de químicos são os pontos críticos ambientais da produção de bioetanol a partir de resíduos lignocelulósicos, contribuindo com até 85% dos impactos avaliados. Os autores mencionam que qualquer melhoria associada à produção e hidrólise de enzimas pode aumentar o desempenho ambiental de qualquer sistema de bioetanol lignocelulósico, como o sistema em estudo.

Opções para reduzir o impacto das enzimas englobam a produção local dessas substâncias, a integração das enzimas em sistemas coordenados, melhorar o processo de produção de enzimas; aplicar reciclagem enzimática, o que entretanto, envolveria os estudos de imobilização de enzimas, que por si só também gerariam impactos ambientais em função das metodologias de imobilização utilizadas (WEISS et al., 2013; OLOFSSON et al., 2017; LARNAUDIE; FERRARI; LAREO, 2021). Uma alternativa a dosagem de enzimas é a utilização de dosagens recomendadas por fabricantes, como realizado por Bender (2022)

A Figura 4 ilustra as 18 categorias de impactos analisadas pelo método de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) ReCiPe 2016, referentes aos três *blends* de resíduos alimentares avaliados na produção de bioetanol no cenário otimizado durante as fases de pré-tratamento, hidrólise e fermentação+destilação, considerando o consumo de energia. Cada Figura apresenta os impactos obtidos para os respectivos *blends* de resíduos: a Figura 4A para os resíduos de batata (BO-BRD), a Figura 4B para o *blend* de frutas (BO-MBM) e a Figura 4C para o *blend* de alimentos processados (BO-PMBB).

As Figuras 4A, 4B e 4C mostram que a fermentação + destilação é o processo que causa mais impactos para os 3 *blends* (60%, 75% e 60% para os *blends* BO-BRD, (BO-MBM e BO-PMBB, respectivamente. A hidrólise enzimática apresentou 35%, 20% e 37% dos impactos e o pré-tratamento 5%, 5% e 3% dos impactos, respectivamente para cada cenário das imagens.

Figura 4 - Categorias de impacto\* obtidas na produção bioetanol no processo otimizado considerando o consumo de energia para: (A) *blend* de batata rosa, branca e doce (BO-BRD); (B) *blend* de maçã, banana e mamão (BO-MBM) e; (C) *blend* de pão, macarrão, bolacha de milho e babata pré-frita (BO-PMBB).



\*Nomeclatura dos impactos: PAG=Potencial de aquecimento global; DOE= Destruição do ozônio estratosférico; RI= Radiação Ionizante; FOSH= Formação de ozônio, saúde humana; FPF= Formação de partículas finas; FOET= Formação de ozônio, ecossistemas terrestres; AT= Acidificação terrestre; EAD= Eutrofização de água doce; EM= Eutrofização marinha; ETT= Ecotoxicidade terrestre; ETAD= Ecotoxicidade de água doce; THC= Toxicidade humana carcinogênica; THNC= Toxicidade humana não carcinogênica; UT= Uso de terra; ERM= Escassez de recursos minerais; ERF= Escassez de recursos fósseis; CA=Consumo de água.

A Tabela 5 apresenta dados de emissões estimadas na produção de bioetanol, considerando um cenário otimizado com diferentes *blends* de resíduos de batatas, frutas e alimentos processados, considerando o consumo de energia do processo. Dentre as categorias de impactos avaliadas as categorias de potencial de aquecimento global (PAG), ecotoxicidade terrestre (ETT) e escassez de recursos fósseis (ERF), respectivamente apresentaram as maiores emissões. Inclusive, as emissões estimadas para o *blend* de batatas, frutas e alimentos processados chegam a 3,56; 4,55 e 10,4 kg de CO<sub>2</sub> eq, respectivamente, para a categoria de aquecimento global para o processo de fermentação+destilação.

Tabela 5 - Emissões observadas a partir da produção de bioetanol, no cenário otimizado a partir dos *blends* de resíduos de batatas, frutas e alimentos processados as categorias de impacto de maior importância em cada processo, considerando-se o consumo de energia

Categoria de impacto	BRD	MBM	PMBB	BRD	MBM	PMBB	BRD	MBM	PMBB
	Pré tratamento			Hidrólise			Fermentação		
PAG	0,32	0,13	0,52	2,01	1,21	6,46	3,56	4,55	10,4
ETT	0,19	0,68	0,31	1,08	0,68	3,43	1,87	2,39	5,46
ERF	0,06	0,23	0,1	0,38	0,23	1,21	0,67	0,85	1,95

PAG: potencial de aquecimento global - kg CO<sub>2</sub> eq; ETT: ecotoxicidade terrestre – kg 1,4-DCB eq; ERF: escassez de recursos fósseis - kg oil eq.

BRD: *blend* de batata branca, rosa e doce; MBM: *blend* de maçã, banana e mamão; PMBB: *blend* de pão, macarrão, bolacha de milho e batata frita

A etapa de secagem, como apresentado na Tabela 2 do item 2.2.3, apresentou consumo de energia de 2 kwh para todos os três *blends* avaliados (batatas, frutas e alimentos processados). Ainda, a etapa de pré-tratamento, a qual a secagem foi inserida neste estudo, apresentou emissões estimadas para a categoria de potencial de aquecimento global (PAG) de 1,09, 0,9 e 1,35 kg de CO<sub>2</sub> eq para a ACV do processo comum para os *blends* de batatas, frutas e alimentos processados, respectivamente no processo de produção comum de bioetanol (Tabela 3). Para o processo otimizado as emissões para a categoria PAG, apresentado na Tabela 5, foram de 0,32, 0,13 e 0,52 kg de CO<sub>2</sub> eq para os *blends* de batatas, frutas e alimentos processados, respectivamente.

Dessa forma, ao se considerar os cenários otimizados com consumo de energia, verifica-se que a remoção do processo de secagem acarretou um menor consumo de energia, diminuindo assim os impactos ambientais associados.

Munoz et al (2014) avaliaram que a adição do processo de secagem em uma planta de produção de bioetanol a base de milho apresentou um aumento de 17% das emissões

de gases do efeito estufa (GEE) quando comparado com o processo sem o uso de secagem.

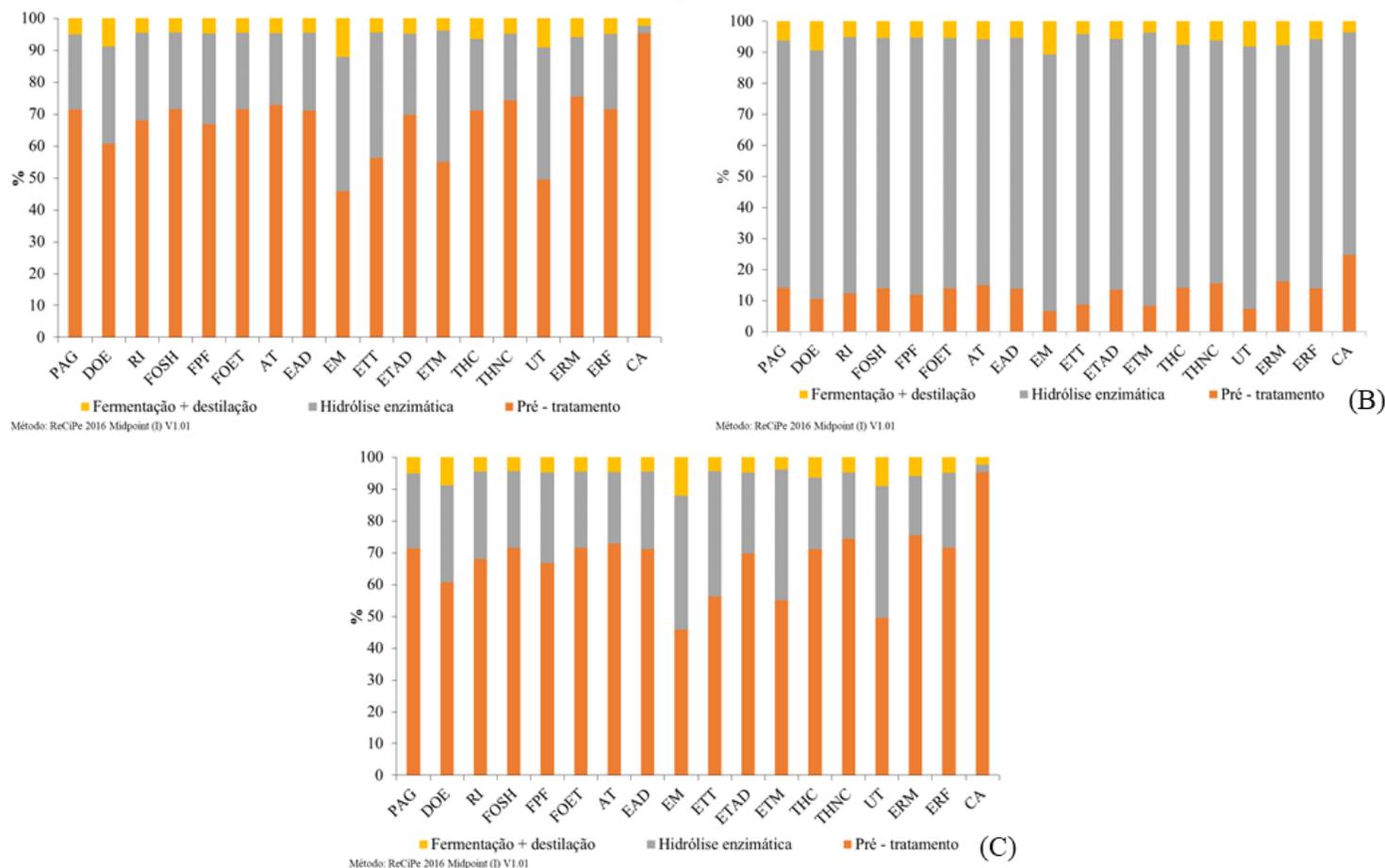
Estudos anteriores de ACV em escala de laboratório concluíram que o consumo de eletricidade é um dos principais contribuintes para várias categorias de impacto, como a mudança climática (ANG et al., 2020; PALLAS et al., 2020). Além disso, segundo Soleymani Angili et al. (2022) processo de secagem teve uma contribuição importante em todas as categorias de impacto avaliadas na ACV da produção de bioetanol a partir de resíduos alimentares provenientes de restaurantes.

A Figura 5 apresenta as 18 categorias de impactos avaliadas pelo método de ReCiPe 2016, relacionadas aos três *blends* de resíduos alimentares investigados no cenário otimizado para a produção de bioetanol. A análise engloba as fases de pré-tratamento, hidrólise e fermentação+destilação, não levando em consideração o consumo de energia. Cada uma das Figuras destaca os impactos obtidos para os *blends* de resíduos específicos: a Figura 5A representa os resíduos de batata (BO-BRD), a Figura 5B representa o *blend* de frutas (BO-MBM) e a Figura 5C representa o *blend* de alimentos processados (BO-PMBB).

Verifica-se na Figura 5A que o pré-tratamento passou a ser a etapa com maior impacto (65%) para o *blend* de resíduos de batata, seguido da hidrólise enzimática (30%) e da fermentação (5%). Já para o *blend* de frutas (maçã, banana e mamão) (Figura 5B), a hidrólise foi a etapa mais significativa na geração de impactos (80%), seguida do pré-tratamento (15%) e da fermentação+destilação (5%).

No cenário otimizado sem considerar a energia para o *blend* de resíduos de alimentos processados (pão, macarrão, batata pré-frita e bolacha de milho), o comportamento foi semelhante ao *blend* de resíduos de batata, o que é esperado, uma vez que os processos se assemelham e o amido é o principal componente transformado em bioetanol. A Figura 5C apresenta que 70% dos impactos foram causados pelo pré-tratamento, seguindo da hidrólise e da fermentação+ destilação, com 25 e 5% dos impactos, respectivamente.

Figura 5 - Categorias de impacto\* obtidas na produção bioetanol no processo otimizado não considerando o consumo de energia para: (A) *blend* de batata rosa, branca e doce (BO-BRD); (B) *blend* de maçã, banana e mamão (BO-MBM) e; (C) *blend* de pão, macarrão, bolacha de milho e babata pré-frita (BO-PMBB).



\*Nomeclatura dos impactos: PAG=Potencial de aquecimento global; DOE= Destruição do ozônio estratosférico; RI= Radiação Ionizante; FOSH= Formação de ozônio, saúde humana; FPF= Formação de partículas finas; FOET= Formação de ozônio, ecossistemas terrestres; AT= Acidificação terrestre; EAD= Eutrofização de água doce; EM= Eutrofização marinha; ETT= Ecotoxicidade terrestre; ETAD= Ecotoxicidade de água doce; THC= Toxicidade humana carcinogênica; THNC= Toxicidade humana não carcinogênica; UT= Uso de terra; ERM= Escassez de recursos minerais; ERF= Escassez de recursos fósseis; CA=Consumo de água.

A Tabela 6 apresenta dados de emissões observadas na produção de bioetanol em um cenário otimizado, considerando diferentes *blends* de resíduos de batatas, frutas e alimentos processados, sem considerar o consumo de energia. Das categorias de impacto avaliados pelo método do Recipe 2016, as categorias que geraram as maiores emissões na produção de bioetanol no cenário otimizado sem considerar o consumo de energia foram: ecotoxicidade terrestre (ETT), potencial de aquecimento global (PAG) e escassez de recursos fósseis (ERF), respectivamente.

Para estas etapas, os maiores impactos registrados, principalmente para ecotoxicidade terrestre (Tabela 6) podem ser associados ao uso de insumos como enzimas, mas também ao uso de ácido cítrico para ajuste de pH. Santiago et al. (2022) avaliaram a produção de bioetanol a partir de resíduos de banana avaliaram o uso de ácido cítrico no pré-tratamento dos resíduos, os resultados obtidos demonstraram que o uso de ácido cítrico representa o pior perfil ambiental comparado com outros ácidos (ácido sulfúrico, tartárico e oxálico).

Tabela 6 - Emissões observadas a partir da produção de bioetanol, no cenário otimizado a partir dos *blends* de resíduos de batatas, frutas e alimentos processados as categorias de impacto de maior importância em cada processo, não considerando o consumo de energia

Categoria de impacto	Pré tratamento			Hidrólise			Fermentação		
	BRD	MBM	PMBB	BRD	MBM	PMBB	BRD	MBM	PMBB
PAG	0,04	0,005	0,077	0,016	0,03	0,025	0,003	0,002	0,005
ETT	0,05	0,006	0,082	0,036	0,06	0,057	0,004	0,003	0,006
ERF	0,009	0,001	0,015	0,003	0,006	0,005	0,0006	0,0005	0,001

PAG: potencial de aquecimento global - kg CO<sub>2</sub> eq; ETT: ecotoxicidade terrestre – kg 1,4-DCB eq; ERF: escassez de recursos fósseis - kg oil eq.

BRD: *blend* de batata branca, rosa e doce; MBM: *blend* de maçã, banana e mamão; PMBB: *blend* de pão, macarrão, bolacha de milho e batata frita.

O processo de produção de ácido cítrico foi identificado como a principal causa de cargas ambientais (SANTIAGO et al., 2022). A produção de ácido cítrico envolve processos fermentativos, mais comum a fermentação submersa e entre as suas desvantagens está o uso de grandes quantidades de água e altas concentrações de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) necessitando tratamento de efluentes e resíduos (ANGUMEENAL; VENKAPPAYYA, 2013) o que pode acarretar valores significativos de impactos ambientais, destacando a ecotoxicidade terrestre (ETT). Segundo Wang et al., (2022), o processo de recuperação, como a extração com solventes, do ácido cítrico

após a fermentação, representa os maiores impactos ambientais associados a produção do ácido.

#### 4.3.1.1.1 Análise de incertezas

A Tabela 7 apresenta os graus de incerteza da produção regular de bioetanol a partir de *blend* de resíduos de batatas (B-BRD), resíduos de frutas (B-MBM) e resíduos de alimentos processados (B-PMBB) para as categorias de impacto consumo de água (CA), ecotoxicidade terrestre (ETT), escassez de recursos fósseis (ERT) e potencial de aquecimento global (PAG) considerando o consumo de energia e não considerando o consumo de energia.

Conforme McMurray, Pearson e Casarim (2017), considera-se que uma Análise do Ciclo de Vida (ACV) possui uma grande incerteza quando o coeficiente de variação (CV), obtido ao dividir o desvio padrão pela média, é superior a 0,3. Portanto, um CV maior que 0,3 indica que os dados utilizados no inventário para calcular os impactos não possuem informações suficientes e/ou confiáveis sobre sua origem.

Para as categorias de impacto avaliadas apenas a categoria de ecotoxicidade terrestre apresentou incerteza nos seus dados, sendo essa incerteza apresentada para os *blends* de batatas (B-BRD) e alimentos processados (B-PMBB) com CV de 0,58 e 0,95, ao se considerar o consumo de energia e 0,32 e 0,31 ao não se considerar o consumo de energia, respectivamente. As demais categorias de impactos e cenários avaliados apresentaram  $CV < 0,3$  demonstrando confiabilidade nos dados.

Tabela 7 - Análise de incerteza por simulação de Monte Carlo (10.000 interações e 95% de confiança) dos resultados categorias de impactos destacadas no AICV com o método ReCiPe 2016 para os *blends* de batatas, frutas e alimentos processados no cenário comum.

Categoria de impacto	Unidade	B-BRD		B-MBM		B-PMBB	
		Média	CV	Média	CV	Média	CV
<b>Considerando energia</b>							
ETT	kg 1,4-DCB eq	3,80E+00	0,58	3,64E+00	0,04	1,03E+01	0,95
ERF	kg oil eq	1,25E+00	0,08	1,26E+00	0,08	3,41E+00	0,09
PAG	kg CO <sub>2</sub> eq	6,68E+00	0,04	6,71E+00	0,04	1,82E+01	0,04
<b>Não considerando energia</b>							
ETT	kg 1,4-DCB eq	3,38E-01	0,32	2,58E-01	0,29	5,40E-01	0,31
ERF	kg oil eq	3,45E-02	0,12	2,59E-02	0,00	5,47E-02	0,12
PAG	kg CO <sub>2</sub> eq	1,63E-01	0,09	1,23E-01	0,08	2,58E-01	0,09

PAG: potencial de aquecimento global; ETT: ecotoxicidade terrestre; ERF escassez de recursos fósseis

B-BRD: *blend* de batata branca, rosa e doce; B-MBM: *blend* de maçã, banana e mamão; B-PMBB: *blend* de pão, macarrão, bolacha de milho e batata frita.

A Tabela 8 apresenta os graus de incerteza da produção de bioetanol a partir de *blend* de resíduos de batatas (BO-BRD), frutas (BO-MBM) e alimentos processados (BO-PMBB) para o cenário otimizado (sem secagem e solução tampão substituído por água e ácido cítrico) para as categorias de impacto, ecotoxicidade terrestre (ETT), escassez de recursos fósseis (ERF) e potencial de aquecimento global (PAG) considerando e não considerando o consumo de energia.

Para as categorias de impacto avaliadas apenas a categoria de ecotoxicidade terrestre apresentou incerteza nos seus dados, sendo essa incerteza apresentada para os *blends* de batatas (B-BRD), frutas (BO-MBM) e alimentos processados (BO-BRD) com CV de 0,53 e 0,59 e 0,69, ao se considerar o consumo de energia. Diferente do que foi observado na Tabela 3, ao avaliar os impactos não considerando o consumo de energia para os *blends* no cenário otimizado a categoria de impacto ecotoxicidade apresentou CV<0,3 demonstrando confiabilidade nos dados. Isso é observado para as demais categorias de impactos e cenários avaliados.

Tabela 8 - Análise de incerteza por simulação de Monte Carlo (10.000 interações e 95% de confiança) dos resultados categorias de impactos destacadas no AICV com o método ReCiPe 2016 para os *blends* de batatas, frutas e alimentos processados no cenário otimizado

Categoria de impacto	Unidade	BO-BRD		BO-MBM		BO-PMBB	
		Média	CV	Média	CV	Média	CV
<b>Considerando energia</b>							
ETT	kg 1,4-DCB eq	3,15E+00	0,52	3,07E+00	0,59	9,41E+00	0,69
ERF	kg oil eq	1,11E+00	0,09	1,11E+00	0,08	3,26E+00	0,08
PAG	kg CO <sub>2</sub> eq	5,91E+00	0,05	5,90E+00	0,04	1,74E+01	0,04
<b>Não considerando energia</b>							
ETT	kg 1,4-DCB eq	8,86E-02	0,10	6,82E-02	0,16	1,47E-01	0,11
ERF	kg oil eq	1,30E-02	0,04	7,95E-03	0,05	2,18E-02	0,04
PAG	kg CO <sub>2</sub> eq	6,43E-02	0,04	3,92E-02	0,05	1,08E-01	0,04

PAG: potencial de aquecimento global; ETT: ecotoxicidade terrestre; ERF escassez de recursos fósseis

BO-BRD: *blend* otimizado de batata branca, rosa e doce; BO-MBM: *blend* otimizado de maçã, banana e mamão; BO-PMBB: *blend* otimizado de pão, macarrão, bolacha de milho e batata frita.

#### 4.3.1.2 Endpoints

O *Endpoint* ou abordagem orientada para danos traduz impactos ambientais em questões de preocupação (categorias de danos), ou seja, Saúde Humana, Ecossistemas e disponibilidade de Recursos (FOTEI et al., 2020).

A saúde humana como uma categoria de *endpoint* é importante para a ACV, uma vez que vários indicadores *midpoints*, incluindo toxicidade e contribuições para as mudanças climáticas e destruição do ozônio, podem causar impactos à saúde humana e a unidade adotada para a categoria de dano é DALYs (anos de vida ajustados por incapacidade) (KOBAYASHI et al., 2015).

Para a categoria de impacto Ecossistemas a unidade utilizada é *species.year*, representando a perda de espécies locais integrada ao longo do tempo, sendo relacionada a efeitos na diversidade de espécies, especialmente para plantas e organismos menores a qual é associada com impactos de ecotoxicidade, acidificação, eutrofização e uso da terra (MENDES, 2013; HARUN; HANAFIAH; AZIZ, 2021). A unidade USD2013 é usada para Recursos, que representa os custos extras envolvidos para futuras extrações de recursos minerais e fósseis e é diretamente ligada a disponibilidade de recursos (HUIJBREGTS et al., 2013; HARUN; HANAFIAH; AZIZ, 2021).

A Figura 6 apresenta os danos estimados no processo comum de produção de bioetanol a partir de *blends* de resíduos de batatas (Figura 6A), frutas (Figura 6B) e

alimentos processados (Figura 6C) avaliadas a partir das etapas de pré-tratamento, hidrólise e fermentação+destilação considerando o consumo de energia do processo.

Na Figura 6A, é possível observar que no caso do *blend* de batatas (B-BRD), o processo de fermentação+destilação é responsável pela maior parcela dos danos, correspondendo a cerca de 52% dos danos totais nas categorias de Saúde Humana, Ecossistemas e Recursos. Logo em seguida, o pré-tratamento contribui com aproximadamente 30% dos danos e a hidrólise enzimática responde por cerca de 18% dos danos.

As estimativas de danos são de 0,07, 0,13 e 0,33 USD<sub>2013</sub> para os processos de pré-tratamento, hidrólise enzimática e fermentação, respectivamente. Por outro lado, as categorias de Saúde Humana e Ecossistemas apresentam danos médios associados de  $3,97 \times 10^{-6}$  DALY e  $1,00 \times 10^{-8}$  specie.yr, respectivamente.

Para o *blend* de frutas observa-se na Figura 6B que o processo de fermentação+destilação é responsável pela maior parte dos danos, representando cerca de 66% dos danos gerados nas categorias de Saúde Humana, Ecossistemas e Recursos. Em seguida, o pré-tratamento contribui com aproximadamente 20% dos danos, e a hidrólise representa cerca de 14% dos danos gerados durante a produção de bioetanol a partir de resíduos de frutas (B-MBM).

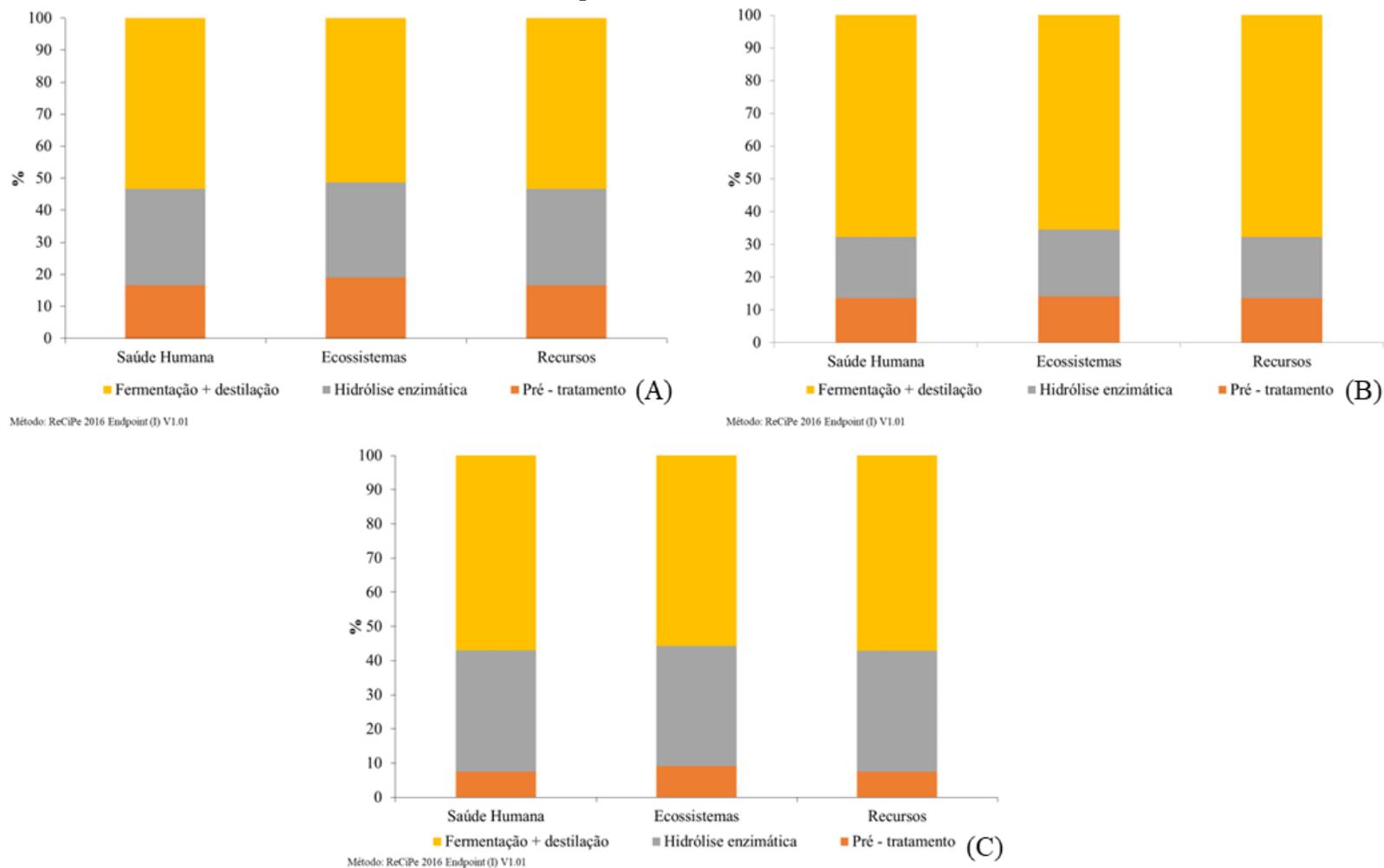
No âmbito das três categorias de impacto analisadas pelo método ReCiPe, a categoria de Recursos demonstra ser aquela vinculada aos maiores prejuízos ambientais nos três procedimentos avaliados. As estimativas de danos para esta categoria totalizam 0,05, 0,8 e 0,28 USD<sub>2013</sub> para os processos de pré-tratamento, hidrólise enzimática e fermentação+destilação, respectivamente. Em contraste, as categorias Saúde Humana e Ecossistemas exibem uma média de danos associados de  $5,17 \times 10^{-6}$  DALY e  $9,99 \times 10^{-8}$  species.yr, respectivamente.

Na Figura 6C nota-se, também, que o processo de fermentação+destilação é responsável pela maior parte dos danos, representando aproximadamente 57% dos danos gerados pelas categorias de Saúde Humana, Ecossistemas e Recursos. Em seguida, o pré-tratamento contribui com cerca de 35% dos danos, e a hidrólise representa aproximadamente 8% dos danos gerados durante a produção de bioetanol a partir de resíduos de alimentos processados (B-PMBB).

A categoria que registra o impacto ambiental mais significativo é a de Recursos, nas três etapas avaliadas para o cenário. Os danos atribuídos a essa categoria totalizam 0,08, 0,4 e 0,66 USD<sub>2013</sub> para as etapas de pré-tratamento, hidrólise enzimática e

fermentação+destilação, nessa ordem. Por outro lado, as categorias de Saúde Humana e Ecossistemas têm uma média de danos associados de  $1,23 \times 10^{-5}$  DALY e  $2,69 \times 10^{-8}$  species.yr, respectivamente.

Figura 6 - Categorias de danos obtidas na produção bioetanol no processo comum considerando o consumo de energia para: (A) *blend* de batata rosa, branca e doce (B-BRD); (B) *blend* de maçã, banana e mamão (B-MBM) e; (C) *blend* de pão, macarrão, bolacha de milho e babata pré-frita (B-PMBB).



A distribuição de danos, anteriormente apresentada, indica que o processo de fermentação+destilação é o principal responsável pelos impactos ambientais nas categorias avaliadas para os *blends*. Essa informação pode ser útil para identificar áreas prioritárias de melhoria e otimização no processo de produção de bioetanol a partir do *blend* de resíduos alimentares, visando reduzir os impactos ambientais associados a essa etapa específica.

Azevedo et al. (2017) identificaram ao avaliar a produção de bioetanol a partir de esterco bovino, que categoria de esgotamento fóssil, associada a categoria de dano Recursos, é a que mais contribui para o consumo de energia, esses resultados foram observados principalmente nas etapas de secagem, pré-tratamento ácido, fermentação e destilação.

Segundo Demissie e Gheewala (2019), ao avaliar a produção de bioetanol a partir de melaço utilizando uma abordagem do berço ao portão, ou seja, da produção de cana de açúcar até a produção do bioetanol, constataram que a etapa da produção do bioetanol foi a que mais contribuiu com os danos associados a categoria de dano Recursos, representando 63% dos danos.

Já para Santiago et al. (2022) o dano de Saúde Humana representa 80% dos danos associados a produção de bioetanol a partir de resíduos de banana, a categoria de dano Ecossistemas representa 13% dos danos e a categoria de Recursos contribui com 7% dos danos. A principal causa dessas altas contribuições é o uso de recursos fósseis em seus sistemas de fundo, especificamente na produção dos altos requisitos de energia nas plantas de biorrefinaria.

A Figura 7 apresenta os danos associados a produção de bioetanol, no processo comum, sem considerar o consumo de energia. A Figura 7A mostra os danos associados ao *blend* de batatas (B-BRD), a Figura 7B ao *blend* de frutas (B-MBM) e a Figura 7C ao *blend* de alimentos processados (B-PMBB).

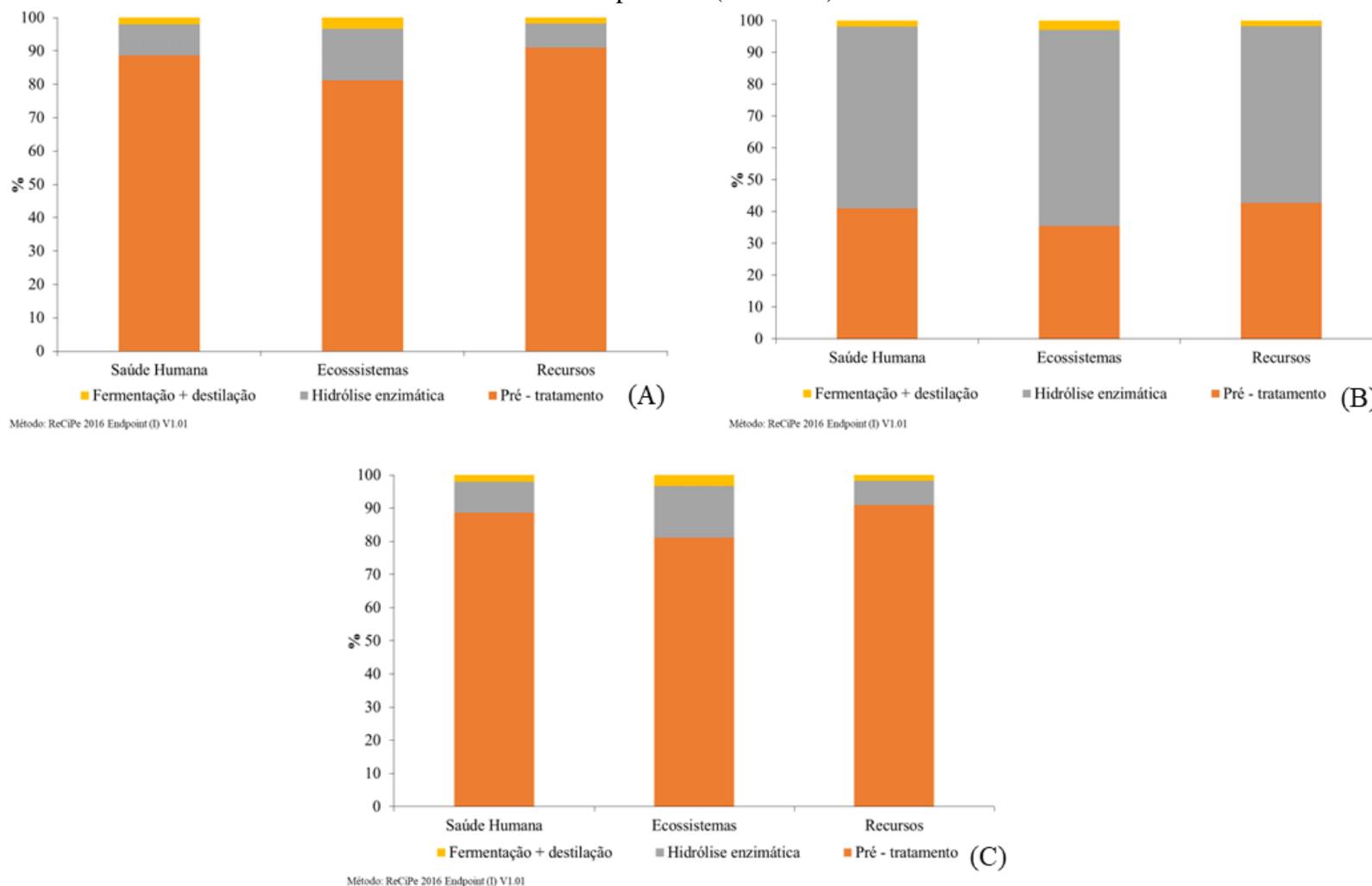
Ao avaliar a produção de bioetanol a partir de resíduos de batatas no processo regular, sem considerar o consumo de energia, pode-se observar que o pré-tratamento é o processo associado aos maiores danos ao meio ambiente, conforme ilustrado na Figura 7A. O pré-tratamento representa aproximadamente 89% dos danos para a categoria de Saúde Humana, 81% para a categoria de Ecossistemas e 91% para a categoria de Recursos. Por sua vez, a hidrólise enzimática contribui com 8% a 16% dos impactos para as três categorias, e a fermentação+destilação representa entre 2% e 3% dos danos para todas as categorias.

Dentre as categorias de impacto avaliadas, a categoria de Recursos se destaca como aquela que resulta nos maiores danos nos três processos analisados. Os danos associados a essa categoria totalizam 0,009, 0,0007 e 0,0001 USD2013 para os procedimentos de pré-tratamento, hidrólise enzimática e fermentação, respectivamente. A categoria de Saúde Humana apresenta um valor de  $1,01 \times 10^{-7}$  DALY e a categoria de Ecossistemas exibe um valor de  $6,52 \times 10^{-10}$  species.yr.

Na Figura 7B, demonstra que a hidrólise enzimática é o processo associado aos maiores danos ao meio ambiente na produção de bioetanol a partir do *blend* de resíduos de frutas. O processo de hidrólise enzimática representa aproximadamente 57% dos danos para a categoria de Saúde Humana, 62% para a categoria de Ecossistemas e 55% para a categoria de Recursos. Por sua vez, o pré-tratamento contribui com cerca de 40 a 42% dos impactos para as três categorias e os danos associados à fermentação+destilação representam entre 1% e 3% dos danos para todas as categorias.

No conjunto de categorias de danos examinadas, destaca-se a categoria de Recursos no que diz respeito à indução de impactos nos três processos analisados. Os danos atribuídos a essa categoria totalizam 0,003, 0,0004 e 0,0001 USD2013 para os procedimentos de pré-tratamento, hidrólise enzimática e fermentação+destilação, respectivamente. Em contraste, as categorias de Saúde Humana e Ecossistemas apresentam danos médios de  $8,11 \times 10^{-8}$  DALY e  $5,24 \times 10^{-10}$  species.yr, respectivamente.

Figura 7 - Categorias de danos obtidas na produção bioetanol no processo comum não considerando o consumo de energia para: (A) *blend* de batata rosa, branca e doce (B-BRD); (B) *blend* de maçã, banana e mamão (B-MBM) e; (C) *blend* de pão, macarrão, bolacha de milho e babata pré-frita (B-PMBB).



Para o *blend* de resíduos de alimentos processados, apresentado Figura 7C, o pré-tratamento é o processo associado aos maiores danos ao meio ambiente. O pré-tratamento representa cerca de 89% dos danos para a categoria de Saúde Humana, 81% para a categoria de Ecossistemas e 90% para a categoria de Recursos. A hidrólise enzimática contribui com entre 7% e 15% dos impactos para as três categorias, e os danos associados à fermentação+destilação representam entre 1% e 3% dos danos para todas as categorias.

Portanto, é evidente que a categoria de Recursos assume uma posição proeminente no que diz respeito à indução de danos nos três processos avaliados. Os valores associados a essa categoria são de 0,015, 0,001 e 0,0003 USD<sub>2013</sub> para os procedimentos de pré-tratamento, hidrólise enzimática e fermentação+destilação, respectivamente. Já a categoria de Saúde Humana apresenta um valor de  $1,66 \times 10^{-7}$  DALY e a categoria de Ecossistemas exibe um valor de  $1,04 \times 10^{-10}$  species.yr .

Os maiores danos associados a categoria de recursos podem ser associados ao uso de insumos e seus processos de produção, visto que alguns dos insumos utilizados como fosfato, tem um processo produtivo que gera altos impactos ambientais.

A Figura 8 apresenta os danos estimados no processo otimizado de produção de bioetanol a partir de *blends* de resíduos de batatas (Figura 8A), frutas (Figura 8B) e alimentos processados (Figura 8C) avaliadas a partir das etapas de pré-tratamento, hidrólise e fermentação+destilação considerando o consumo de energia do processo.

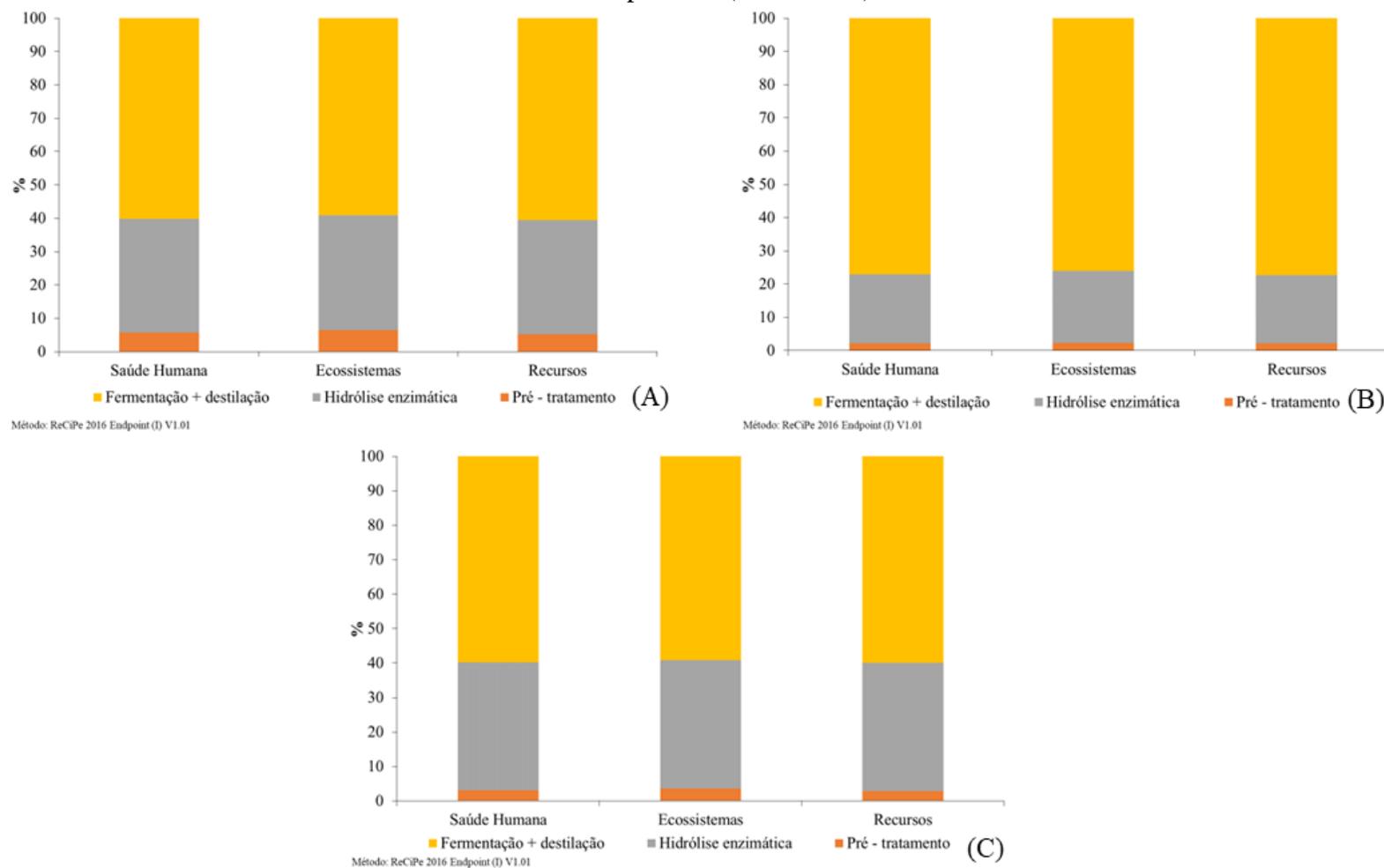
Na Figura 8A, que apresenta os danos associados à produção otimizada de bioetanol a partir de resíduos de batata (BO-BRD), observa-se que o processo de fermentação+destilação é responsável pela maior parte dos danos, representando aproximadamente 60% dos danos gerados nas categorias de Saúde Humana, Ecossistemas e Recursos. Em seguida, o pré-tratamento é responsável por cerca de 35% dos danos, e a hidrólise representa aproximadamente 5% dos danos durante a produção de bioetanol a partir de resíduos de batata.

No âmbito das três categorias de impacto avaliadas pelo método ReCiPe, a categoria associada ao maior impacto ambiental é a categoria de Recursos, em todos os três processos avaliados. Os danos atribuídos a essa categoria totalizam 0,01, 0,13 e 0,22 USD<sub>2013</sub> para os procedimentos de pré-tratamento, hidrólise enzimática e fermentação+destilação, respectivamente. Em contrapartida, a categoria de Saúde Humana apresenta uma média de danos associados de  $5,96 \times 10^{-6}$  DALY e a categoria de Ecossistemas exibe uma média de  $8,71 \times 10^{-9}$  species.yr.

Para a produção de bioetanol a partir do *blend* de frutas (BO-MBM), conforme apresenta a Figura 8B, o processo de fermentação+destilação é responsável pela maior parte dos danos, representando cerca de 77% dos danos gerados pelas categorias de Saúde Humana, Ecossistemas e Recursos. Em seguida, o pré-tratamento é responsável por aproximadamente 21% dos danos, e a hidrólise representa cerca de 2% dos danos.

Dentre as categorias de danos avaliadas pelo método ReCiPe, a categoria associada ao maior dano ambiental é a categoria de Recursos, isso para os três processos avaliados. Os danos associados são de 0,008, 0,08 e 0,28 USD<sub>2013</sub> para os processos de pré-tratamento, hidrólise enzimática e fermentação+destilação, respectivamente. As categorias Saúde Humana e Ecossistemas apresentam uma média de danos associados de  $7,01 \times 10^{-6}$  DALY e  $8,61 \times 10^{-8}$  specie.yr, respectivamente.

Figura 8 - Categorias de danos obtidas na produção bioetanol no processo otimizado considerando o consumo de energia para: (A) *blend* de batata rosa, branca e doce (BO-BRD); (B) *blend* de maçã, banana e mamão (BO-MBM) e; (C) *blend* de pão, macarrão, bolacha de milho e babata pré-frita (BO-PMBB).



A Figura 8C, que apresenta os danos associados à produção otimizada de bioetanol a partir de resíduos de alimentos processados (BO-PMBB), observa-se que o processo de fermentação+destilação é responsável pela maior parte dos danos, representando aproximadamente 59% dos danos gerados pelas categorias de Saúde Humana, Ecossistemas e Recursos. Em seguida, o pré-tratamento é responsável por cerca de 37% dos danos, e a hidrólise representa aproximadamente 4% dos danos gerados durante a produção de bioetanol a partir desses resíduos.

Observa-se, para o cenário, que a categoria que apresenta o maior impacto ambiental é a categoria de Recursos, nos três processos avaliados. Os danos associados a essa categoria totalizam 0,03, 0,4 e 0,66 USD<sub>2013</sub> para os procedimentos de pré-tratamento, hidrólise enzimática e fermentação+destilação, respectivamente. Por outro lado, as categorias de Saúde Humana e Ecossistemas exibem uma média de danos associados de  $6,51 \times 10^{-6}$  DALY e  $2,54 \times 10^{-9}$  especies.yr, respectivamente.

Conforme mencionado anteriormente, no processo otimizado foi retirada a etapa de secagem e o tampão fosfato foi substituído por ácido cítrico. Azevedo et al. (2017) que avaliaram em seu estudo a ACV da produção de bioetanol a partir de esterco bovinos constataram que as etapas que mais contribuíram para danos ambientais foram as etapas de secagem e hidrólise enzimática, demonstrando que a retirada do processo de secagem pode culminar na diminuição de impactos e danos ambientais.

A Figura 9 apresenta o cenário otimizado da produção de bioetanol para os *blends* de batatas (Figura 9A), *blend* de frutas (Figura 9B) e *blend* de alimentos processados (Figura 9C) sem considerar o consumo de energia.

Ao avaliar a produção otimizada de bioetanol a partir de resíduos de batatas (BO-BRD) sem considerar o consumo de energia para as três categorias de danos avaliadas, observa-se na Figura 9A que o pré-tratamento é o processo associado aos maiores danos ao meio ambiente. O pré-tratamento representa cerca de 76% dos danos para a categoria de Saúde Humana, 58% para a categoria de Ecossistemas e 69% para a categoria de Recursos. Por sua vez, a hidrólise enzimática representa entre 20% e 30% dos impactos para as três categorias e os danos associados à fermentação+destilação representam entre 4% e 7% dos danos para todas as categorias.

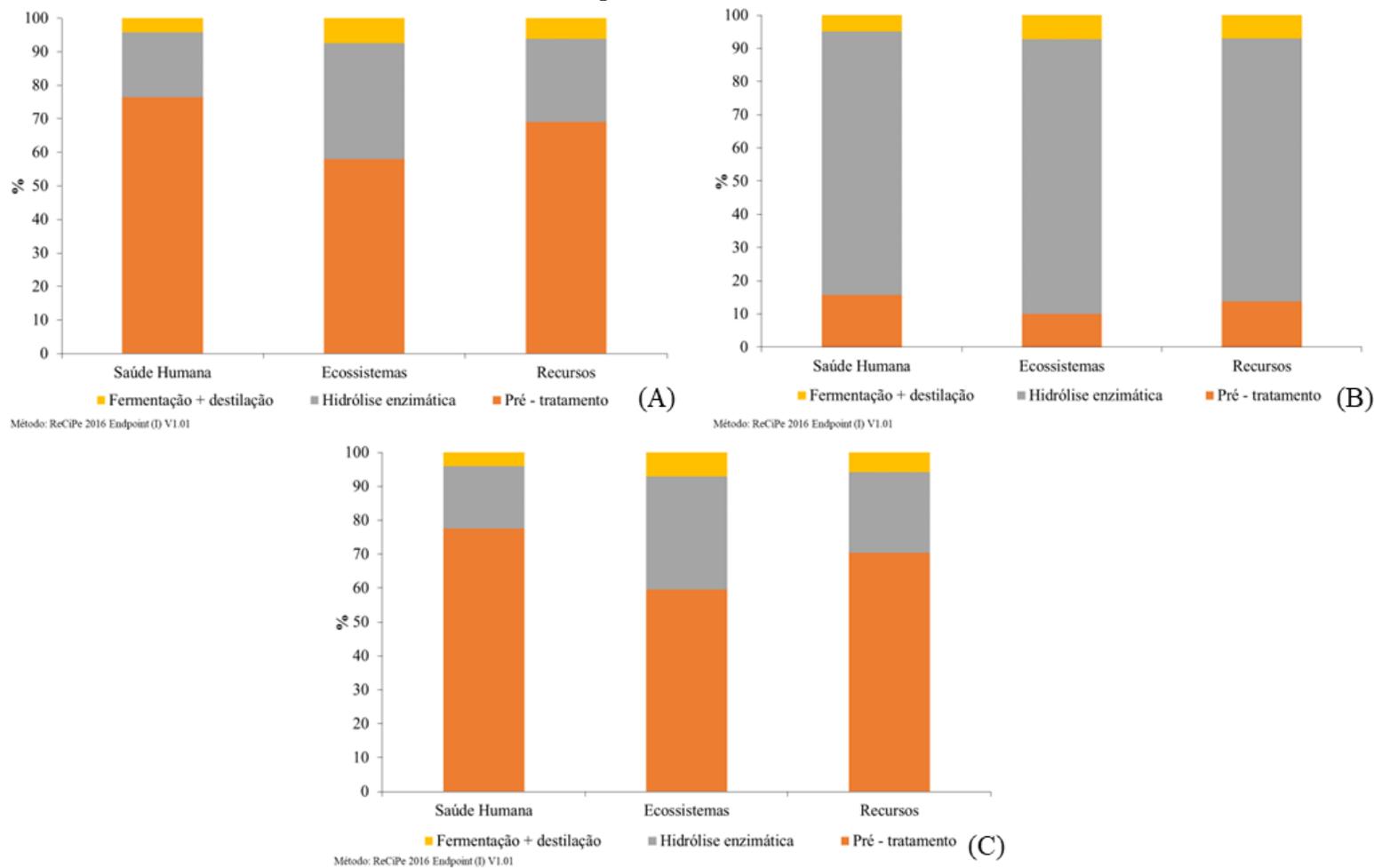
No contexto das categorias de impacto avaliadas, a categoria de Recursos emerge como proeminente em relação à indução de danos nos três processos analisados. Os danos associados a essa categoria totalizam 0,002, 0,0007 e 0,0002 USD<sub>2013</sub> para os procedimentos de pré-tratamento, hidrólise enzimática e fermentação, respectivamente.

Em contraste, as categorias de Saúde Humana e Ecossistemas acarretam danos médios de  $5,15 \times 10^{-8}$  DALY e  $2,93 \times 10^{-10}$  species.yr, respectivamente.

No processo otimizado a partir de resíduos de frutas (BO-MBM) sem considerar o consumo de energia para as três categorias de danos avaliadas, a hidrólise enzimática é o processo associado aos maiores danos ao meio ambiente, conforme observado na Figura 9B. O processo de hidrólise enzimática representa cerca de 79% dos danos para as categorias de Saúde Humana e Recursos, e 83% dos danos para a categoria de Ecossistemas. O pré-tratamento representa entre 9% e 15% dos impactos para as três categorias, e os danos associados à fermentação+destilação representam entre 4% e 7% dos danos para todas as categorias.

Para o cenário, é notável que a categoria de Recursos sobressai em relação à geração de danos nos três processos analisados. Os danos associados a essa categoria totalizam 0,002, 0,0015 e 0,0001 USD<sub>2013</sub> para os procedimentos de pré-tratamento, hidrólise enzimática e fermentação+destilação, respectivamente. A categoria de Saúde Humana apresenta danos na ordem de  $3,17 \times 10^{-8}$  DALY e a categoria de Ecossistemas exibe um valor de  $2,07 \times 10^{-10}$  species.yr.

Figura 9 - Categorias de danos obtidas na produção bioetanol no processo otimizado não considerando o consumo de energia para: (A) *blend* de batata rosa, branca e doce (BO-BRD); (B) *blend* de maçã, banana e mamão (BO-MBM) e; (C) *blend* de pão, macarrão, bolacha de milho e babata pré-frita (BO-PMBB).



Já a Figura 9C apresenta dos danos associados a produção otimizada de bioetanol a partir do *blend* de resíduos de alimentos processados (BO-PMBB). No qual, o pré-tratamento representa cerca de 77% dos danos para a categoria de Saúde Humana, 59% para a categoria de Ecossistemas e 70% para a categoria de Recursos. Por sua vez, a hidrólise enzimática representa entre 20% e 30% dos impactos para as três categorias, enquanto os danos associados à fermentação+destilação representam entre 4% e 7% dos danos para todas as categorias.

A categoria Recursos se destaca como a principal geradora de danos nos três processos avaliados. Os danos associados a essa categoria totalizam 0,003, 0,001 e 0,0003 USD2013 para os procedimentos de pré-tratamento, hidrólise enzimática e fermentação+destilação, respectivamente. Em contrapartida, as categorias de Saúde Humana e Ecossistemas ocasionam danos médios de  $8,52 \times 10^{-8}$  DALY e  $4,88 \times 10^{-10}$  species.yr, respectivamente.

Inclusive, Mo, Tan e Ong (2023) ao realizar a ACV da produção bioquímica de bioetanol a partir de palha de milho observaram que o pré-tratamento e o condicionamento da palha de milho são responsáveis por danos significativos à Saúde Humana (58,5%), Ecossistemas (51,4%), e Recursos (76,4%). Assim, pode-se considerar que os maiores danos associados as etapas de pré-tratamento e hidrólise estão associadas aos insumos utilizados nessas etapas como o ácido cítrico e a enzimas.

#### 4.3.1.2.1 Análise de incertezas

Conforme anteriormente mencionado uma ACV é considerada incerta quando o coeficiente de variação (CV), obtido ao dividir o desvio padrão pela média, é maior que 0,3 (MCMURRAY; PEARSON; CASARIM, 2017). Assim, um CV superior a 0,3 indica que os dados utilizados no inventário para calcular os impactos não possuem informações suficientes e/ou confiáveis sobre sua origem.

É importante mencionar, que devido a lacunas de dados e suposições acumuladas ao longo da cadeia de causa e efeito, os *endpoints* estão associados a níveis mais altos de incerteza estatística, em comparação com os *midpoints*, mas são mais fáceis de compreender pelos formuladores de políticas e decisões e de serem comunicados aos cidadãos leigos e o público em geral (CHATZISYMEON; FOTEINIS; BORTHWICK, 2017).

A Tabela 9 apresenta a análise de incerteza para os *blends* de batata (B-BRD), frutas (B-MBM) e alimentos processados (B-PMBB) no cenário comum ao se considerar o consumo de energia e ao não se considerar esse consumo para as categorias de danos ecossistemas, saúde humana e recursos. Dessa forma, observa-se que apenas a categoria de dano saúde humana apresentou  $CV > 0,3$  para todos os cenários avaliados. Apresentando CV de 23, 18,36 e 21,57 ao se considerar o consumo de energia e CV de 1,07, 0,94 e 0,97 ao não se considerar o consumo de energia para os *blends* de resíduos de batatas, frutas e alimentos processados, respectivamente.

As categorias de danos ecossistemas e recursos apresentaram  $CV < 0,3$  para todos os cenários avaliados.

Tabela 9 - Análise de incerteza por simulação de Monte Carlo (10.000 interações e 95% de confiança) dos resultados categorias de danos destacadas no AICV com o método ReCiPe 2016 para os *blends* de batatas, frutas e alimentos processados no cenário comum

Categoria de dano	Unidade	B-BRD		B-MBM		B-PMBB	
		Média	CV	Média	CV	Média	CV
<b>Considerando energia</b>							
Ecosistemas	species.yr	1,00E-08	0,07	9,99E-09	0,06	2,69E-08	0,07
Saúde humana	DALY	3,97E-06	23,00	5,17E-06	18,36	1,23E-05	21,57
Recursos	USD2013	4,22E-01	0,11	4,23E-01	0,10	1,15E+00	0,11
<b>Não considerando energia</b>							
Ecosistemas	species.yr	6,52E-10	0,12	5,24E-10	0,12	1,04E-09	0,12
Saúde humana	DALY	1,01E-07	1,07	8,11E-08	0,94	1,66E-07	0,97
Recursos	USD2013	1,06E-02	0,14	7,87E-03	0,13	1,69E-02	0,14

B-BRD: *blend* de batata branca, rosa e doce; B-MBM: *blend* de maçã, banana e mamão; B-PMBB: *blend* de pão, macarrão, bolacha de milho e batata frita.

A Tabela 10 apresenta a análise de incerteza para os *blends* de batata (BO-BRD), frutas (BO-MBM) e alimentos processados (BO-PMBB) as categorias de danos ecossistemas, saúde humana e recursos considerando ou não considerando o consumo de energia na produção de bioetanol. Assim, como o observado na Tabela 3, a categoria de dano saúde humana apresentou CV de 14,27, 12,27 e 38,21 ao se considerar o consumo de energia e CV de 0,48, 0,84 e 0,5 ao não se considerar o consumo de energia para os *blends* de resíduos de batatas, frutas e alimentos processados, respectivamente.

Sendo a única categoria de dano que apresentou baixa confiabilidade nos dados. As categorias de danos ecossistemas e recursos apresentaram  $CV < 0,3$  para todos os cenários avaliados, apresentando uma maior confiabilidade nos dados avaliados.

Tabela 10 - Análise de incerteza por simulação de Monte Carlo (10.000 interações e 95% de confiança) dos resultados categorias de danos destacadas no AICV com o método ReCiPe 2016 para os *blends* de batatas, frutas e alimentos processados no cenário otimizado

Categoria de dano	Unidade	BO-BRD		BO-MBM		BO-PMBB	
		Média	CV	Média	CV	Média	CV
<b>Considerando energia</b>							
Ecosistemas	species.yr	8,71E-09	0,06	8,61E-09	0,06	2,54E-08	0,07
Saúde humana	DALY	5,96E-06	14,27	7,01E-06	12,27	6,51E-06	38,21
Recursos	USD2013	3,73E-01	0,11	3,73E-01	0,11	1,10E+00	0,11
<b>Não considerando energia</b>							
Ecosistemas	species.yr	2,93E-10	0,07	2,07E-10	0,13	4,88E-10	0,07
Saúde humana	DALY	5,15E-08	0,48	3,17E-08	0,84	8,52E-08	0,50
Recursos	USD2013	3,10E-03	0,04	1,90E-03	0,06	5,19E-03	0,04

BO-BRD: *blend* otimizado de batata branca, rosa e doce; BO-MBM: *blend* otimizado de maçã, banana e mamão; BO-PMBB: *blend* otimizado de pão, macarrão, bolacha de milho e batata frita.

#### 4.4 CONCLUSÃO

O *blend* de resíduos de alimentos processados (pão, macarrão, batata pré-frita e bolacha de milho) foi o que apresentou os maiores impactos e danos ambientais para todos os cenários estabelecidos, porém é importante mencionar que foi o *blend* que obteve os maiores rendimentos de bioetanol. Na sequência, o *blend* de batatas (branca, rosa e doce) apresentou os maiores impactos e danos associados e o *blend* de frutas (maçã, banana e mamão) apresentou os melhores indicadores.

Ao se considerar o consumo de energia a etapa de fermentação+destilação da produção de bioetanol foi a que obteve os maiores impactos e danos associados para todos os *blends* e cenários avaliados, sendo estes danos e impactos associados a alta demanda de consumo de energia do processo e a demanda de produtos químicos. Ao não se considerar o consumo de energia, a etapa de pré-tratamento foi que mais gerou impactos e danos ambientais para os *blends* de batatas e alimentos processados. Para o *blend* de frutas, a hidrólise enzimática representou os maiores impactos e danos. Assim, o uso de produtos químicos e insumos é a principal causa dos impactos.

Entre os cenários avaliados, o cenário otimizado da produção do bioetanol apresentou menores impactos e danos ambientais quando comparado com os associados ao cenário regular da produção do biocombustível. Ou seja, a retirada do processo de secagem e a substituição da solução tampão por ácido cítrico culmina em menos impactos e danos ao meio ambiente.

Além do mencionado, há uma grande lacuna de estudos que avaliem a ACV da produção de bioetanol de *blends* de resíduos, demonstrando a importância de nosso estudo. Ainda, constatou-se uma grande brecha quanto a estudos de ACV que avaliem danos ambientais, sendo está a maior dificuldade na interpretação dos dados para o presente artigo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANG, Pancy et al. Laboratory-scale life-cycle assessment: a comparison of existing and emerging methods of poly ( $\epsilon$ -caprolactone) synthesis. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**, v. 9, n. 2, p. 669-683, 2020.

ANGUMEENAL, A. R.; VENKAPPAYYA, D. An overview of citric acid production. **LWT-Food Science and Technology**, v. 50, n. 2, p. 367-370, 2013.

ARAPOGLOU, D. et al. Ethanol production from potato peel waste (PPW). **Waste Management**, v. 30, n. 10, p. 1898-1902, 2010.

AZEVEDO, Amaro et al. Life cycle assessment of bioethanol production from cattle manure. **Journal of cleaner production**, v. 162, p. 1021-1030, 2017.

BARAMPOUTI, Elli Maria et al. Emerging synergies on the co-treatment of spent coffee grounds and brewer's spent grains for ethanol production. **Waste and Biomass Valorization**, v. 13, n. 2, p. 877-891, 2022.

BEN TAHER, Imen et al. Optimization of enzymatic hydrolysis and fermentation conditions for improved bioethanol production from potato peel residues. **Biotechnology Progress**, v. 33, n. 2, p. 397-406, 2017.

BENDER, Leticia Eduarda et al. Challenges in bioethanol production from food residues. **Bioresource Technology Reports**, p. 101171, 2022.

BORRION, Aiduan Li; MCMANUS, Marcelle C.; HAMMOND, Geoffrey P. Environmental life cycle assessment of bioethanol production from wheat straw. **Biomass and Bioenergy**, v. 47, p. 9-19, 2012.

CARMONA-CABELLO, M. et al. Food waste from restaurant sector—Characterization for biorefinery approach. **Bioresource technology**, v. 301, p. 122779, 2020.

CARNEIRO, Maria Luisa NM et al. Potential of biofuels from algae: Comparison with fossil fuels, ethanol and biodiesel in Europe and Brazil through life cycle assessment (LCA). **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 73, p. 632-653, 2017.

CHATZISYMEON, Efthalia; FOTEINIS, Spyros; BORTHWICK, Alistair GL. Life cycle assessment of the environmental performance of conventional and organic methods of open field pepper cultivation system. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, p. 896-908, 2017.

COSTA, D. et al. Life cycle assessment of bioethanol production from sweet potato (*Ipomoea batatas* L.) in an experimental plant. **BioEnergy Research**, v. 11, p. 715-725, 2018.

DEMISSIE, Ephrata; GHEEWALA, S. Life cycle assessment of ethanol production from molasses in Ethiopia. **Journal of Sustainable Energy and Environment**, v. 10, p. 1-7, 2019.

FALANO, Temitope; JESWANI, Harish K.; AZAPAGIC, Adisa. Assessing the environmental sustainability of ethanol from integrated biorefineries. **Biotechnology journal**, v. 9, n. 6, p. 753-765, 2014.

FAYIGA, Abioye O.; NWOKE, O. C. Phosphate rock: origin, importance, environmental impacts, and future roles. **Environmental Reviews**, v. 24, n. 4, p. 403-415, 2016.

FELEKIS, Vassilios et al. Optimisation of Bioethanol Production in a Potato Processing Industry. **Fermentation**, v. 9, n. 2, p. 103, 2023.

GILPIN, Geoffrey S.; ANDRAE, Anders SG. Comparative attributional life cycle assessment of European cellulase enzyme production for use in second-generation lignocellulosic bioethanol production. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, p. 1034-1053, 2017.

GUERRERO, Ana Belén; MUÑOZ, Edmundo. Life cycle assessment of second generation ethanol derived from banana agricultural waste: Environmental impacts and energy balance. **Journal of Cleaner Production**, v. 174, p. 710-717, 2018.

GUO, Jiaxin et al. Optimization of acid pretreatment and enzymatic hydrolysis on the production of ethanol fuel from waste banana peels. **Energy & Environment**, v. 29, n. 8, p. 1354-1364, 2018.

HALDAR, Anasuya et al. Towards achieving Sustainable Development Goal 7 in sub-Saharan Africa: Role of governance and renewable energy. **Sustainable Development**, 2023.

HARUN, Siti Norliyana; HANAFIAH, Marlia M.; AZIZ, Nur Izzah Hamna Abd. An LCA-based environmental performance of rice production for developing a sustainable agri-food system in Malaysia. **Environmental management**, v. 67, p. 146-161, 2021.

HUIJBREGTS, Mark AJ et al. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, p. 138-147, 2017.

ISSAOUI, Roukaya et al. Cradle-to-gate life cycle assessment of beneficiated phosphate rock production in Tunisia. In: **Sustainability Management Forum| NachhaltigkeitsManagementForum**. Berlin/Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2021. p. 107-118.

JEGANNATHAN, Kenthorai Raman; NIELSEN, Per Henning. Environmental assessment of enzyme use in industrial production—a literature review. **Journal of cleaner production**, v. 42, p. 228-240, 2013.

KOBAYASHI, Yumi et al. Assessing burden of disease as disability adjusted life years in life cycle assessment. **Science of the Total Environment**, v. 530, p. 120-128, 2015.

LARNAUDIE, Valeria; FERRARI, Mario Daniel; LAREO, Claudia. Life cycle assessment of ethanol produced in a biorefinery from liquid hot water pretreated switchgrass. **Renewable Energy**, v. 176, p. 606-616, 2021.

MADADI, Meysam et al. Modified lignocellulose and rich starch for complete saccharification to maximize bioethanol in distinct polyploidy potato straw. **Carbohydrate Polymers**, v. 265, p. 118070, 2021.

MCMURRAY, Anna; PEARSON, Timothy; CASARIM, Felipe. Guidance on applying the Monte Carlo approach to uncertainty analyses in forestry and greenhouse gas accounting. **Winrock International: Arlington, VA, USA**, v. 26, 2017.

MENDES, Natália Crespo. **Métodos e modelos de caracterização para avaliação de impacto do ciclo de vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil**. 2013. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

MENG, Fanran et al. Process simulation and life cycle assessment of converting autoclaved municipal solid waste into butanol and ethanol as transport fuels. **Waste Management**, v. 89, p. 177-189, 2019.

MO, Wuwei; TAN, Xin-Quan; ONG, Wee-Jun. Prospective Life Cycle Assessment Bridging Biochemical, Thermochemical, and Electrochemical CO<sub>2</sub> Reduction toward Sustainable Ethanol Synthesis. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**, v. 11, n. 14, p. 5782-5799, 2023.

MONJEZI, Masoud et al. Environmental impact assessment of open pit mining in Iran. **Environmental geology**, v. 58, p. 205-216, 2009.

MUÑOZ, Ivan et al. Life cycle assessment of bio-based ethanol produced from different agricultural feedstocks. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, p. 109-119, 2014.

NARISSETTY, Vivek et al. Fermentative production of 2, 3-Butanediol using bread waste—A green approach for sustainable management of food waste. **Bioresource Technology**, v. 358, p. 127381, 2022.

OBEROI, Harinder Singh et al. Ethanol production from banana peels using statistically optimized simultaneous saccharification and fermentation process. **Waste management**, v. 31, n. 7, p. 1576-1584, 2011.

OLOFSSON, Johanna et al. Integrating enzyme fermentation in lignocellulosic ethanol production: life-cycle assessment and techno-economic analysis. **Biotechnology for biofuels**, v. 10, p. 1-14, 2017.

PALLAS, Georgios et al. Life cycle assessment of emerging technologies at the lab scale: The case of nanowire-based solar cells. **Journal of Industrial Ecology**, v. 24, n. 1, p. 193-204, 2020.

PANAHI, Hamed Kazemi Shariat et al. Bioethanol production from food wastes rich in carbohydrates. **Current Opinion in Food Science**, v. 43, p. 71-81, 2022.

PAPADASKALOPOULOU, Christina et al. Comparative life cycle assessment of a waste to ethanol biorefinery system versus conventional waste management methods. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 149, p. 130-139, 2019.

PATEL, Alok et al. Sustainable biorefinery concept for biofuel production through holistic valorization of food waste. **Bioresource technology**, v. 294, p. 122247, 2019.

PERIYASAMY, Selvakumar et al. Recent advances in consolidated bioprocessing for conversion of lignocellulosic biomass into bioethanol—A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 453, p. 139783, 2023.

PIPPO, W. Alonso et al. Energy recovery from sugarcane-trash in the light of 2nd generation biofuels. Part 1: current situation and environmental aspects. **Waste and Biomass Valorization**, v. 2, n. 1, p. 1-16, 2011.

POLIAKOFF, Martyn; LEITNER, Walter; STRENG, Emilia S. The twelve principles of CO<sub>2</sub> chemistry. **Faraday discussions**, v. 183, p. 9-17, 2015.

RANI, Tayyaba et al. Linking personal remittance and fossil fuels energy consumption to environmental degradation: evidence from all SAARC countries. **Environment, Development and Sustainability**, p. 1-22, 2022.

SANDESH, K.; UJWAL, P. J. E. C. Trends and perspectives of liquid biofuel—Process and industrial viability. **Energy Conversion and Management: X**, v. 10, p. 100075, 2021.

SANTIAGO, Beatriz et al. Environmental comparison of banana waste valorisation strategies under a biorefinery approach. **Waste Management**, v. 142, p. 77-87, 2022.

SARAO, Loveleen Kaur et al. Production of bioethanol from fruit wastes: recent advances. **Food Waste to Green Fuel: Trend & Development**, p. 213-253, 2022.

SCHMITT, Elliott et al. Converting lignocellulosic solid waste into ethanol for the State of Washington: an investigation of treatment technologies and environmental impacts. **Bioresource Technology**, v. 104, p. 400-409, 2012.

SEBASTIÃO, Diogo et al. Life cycle assessment of advanced bioethanol production from pulp and paper sludge. **Bioresource technology**, v. 208, p. 100-109, 2016.

SINGH, Anusuiya et al. Production of bioethanol from food waste: Status and perspectives. **Bioresource technology**, p. 127651, 2022.

SOLEYMANI ANGILI, Tahereh et al. Life Cycle Analysis of Food Waste Valorization in Laboratory-Scale. **Energies**, v. 15, n. 19, p. 7000, 2022.

TONINI, Davide et al. GHG emission factors for bioelectricity, biomethane, and bioethanol quantified for 24 biomass substrates with consequential life-cycle assessment. **Bioresource Technology**, v. 208, p. 123-133, 2016.

VOHRA, Mustafa et al. Bioethanol production: Feedstock and current technologies. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 2, n. 1, p. 573-584, 2014.

WALKER, Kara et al. Ethanol fermentation from food processing waste. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 32, n. 4, p. 1280-1283, 2013.

WEISS, Noah et al. Enzymatic lignocellulose hydrolysis: improved cellulase productivity by insoluble solids recycling. **Biotechnology for biofuels**, v. 6, n. 1, p. 1-14, 2013.

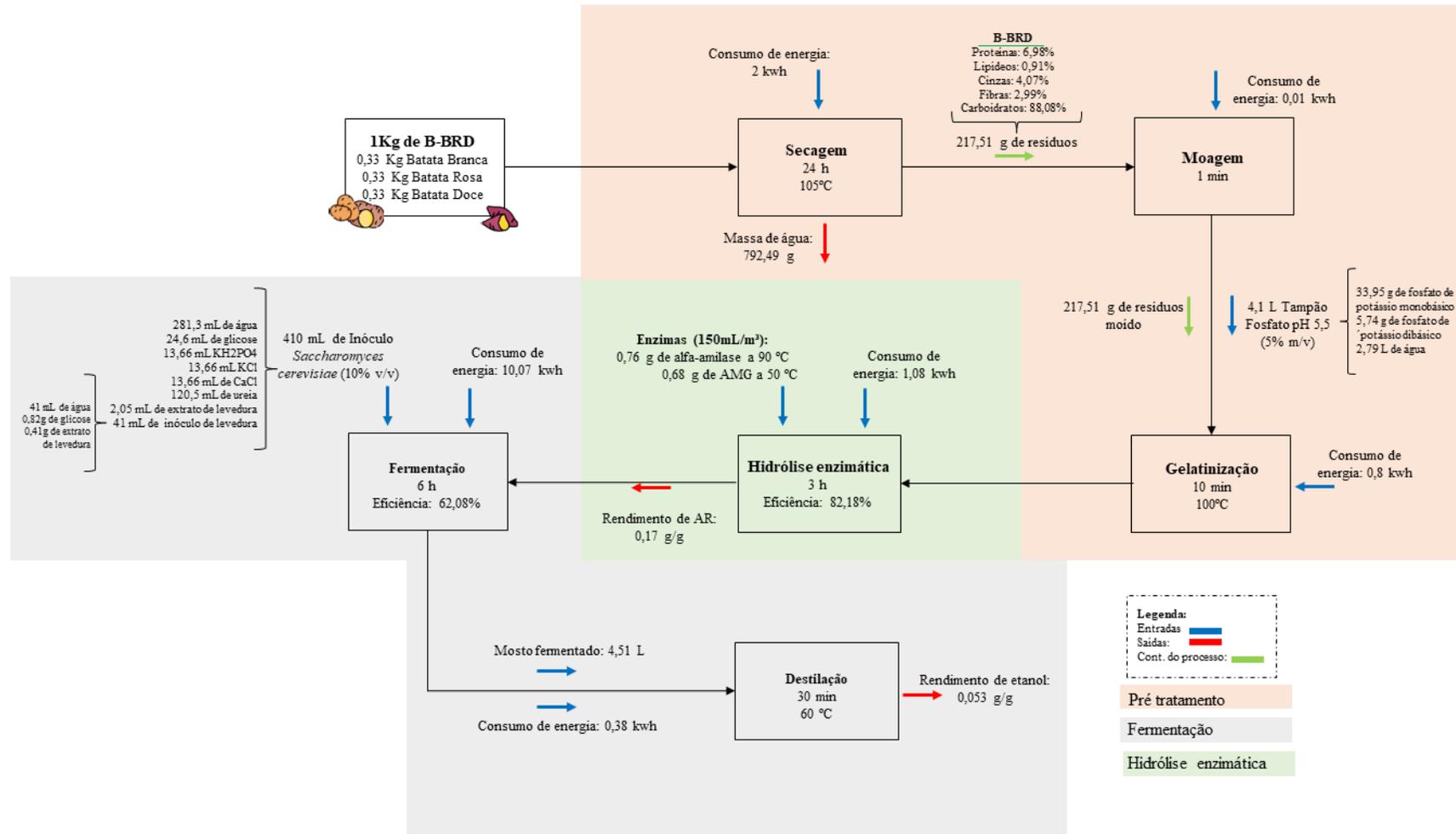
YANG, Hongqun et al. Progress in carbon dioxide separation and capture: A review. **Journal of environmental sciences**, v. 20, n. 1, p. 14-27, 2008.

YUSOF, S. J. H. M. et al. Environmental performance of bioethanol production from oil palm frond petiole sugars in an integrated palm biomass biorefinery. In: **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**. IOP Publishing, 2018. p. 012004.

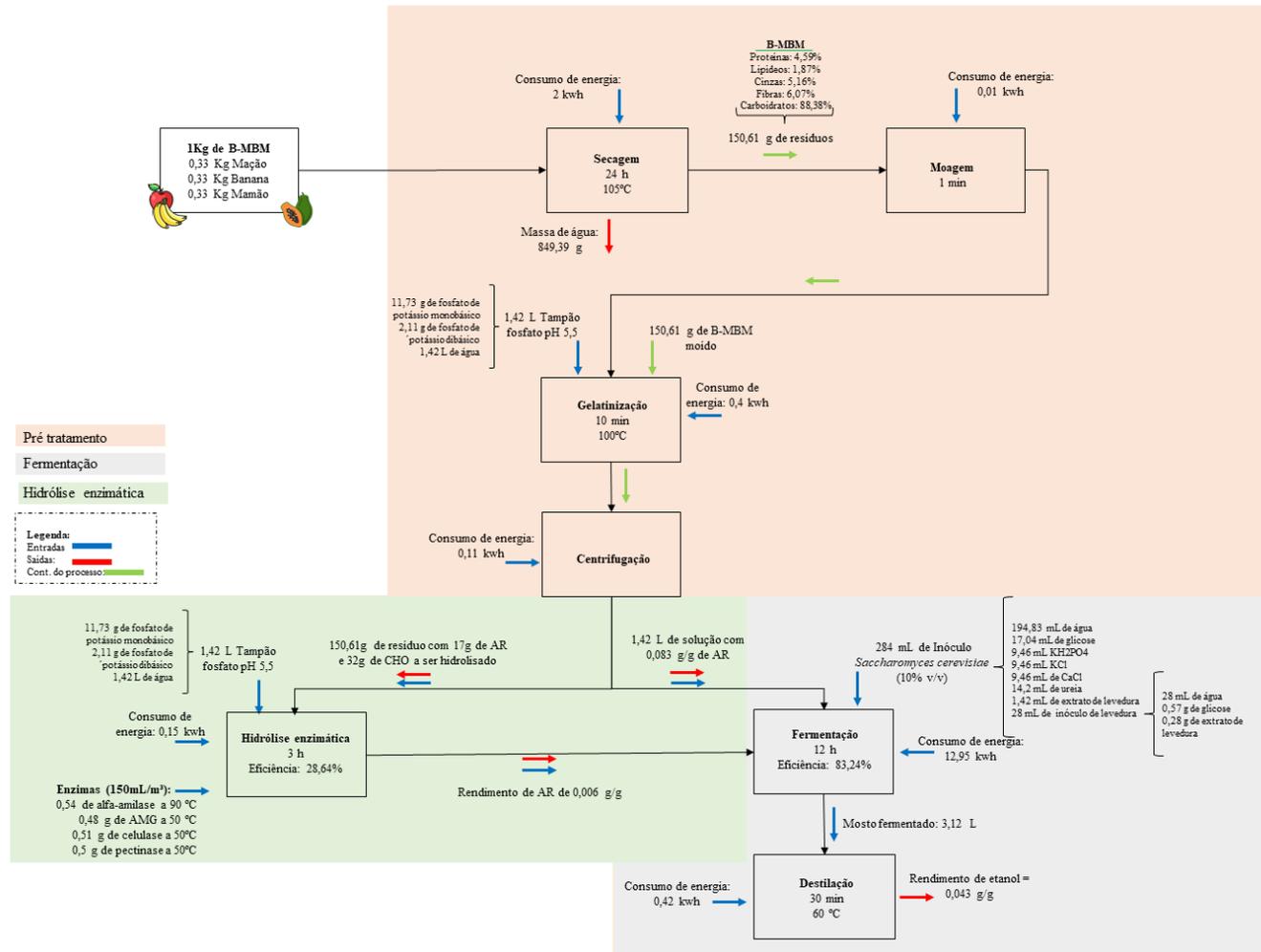
ZHANG, Xiaojin et al. Life Cycle Assessment of Power-to-Gas: Approaches, system variations and their environmental implications. **Applied Energy**, v. 190, p. 326-338, 2017.

ZHANG, Zhien et al. Recent advances in carbon dioxide utilization. **Renewable and sustainable energy reviews**, v. 125, p. 109799, 2020.

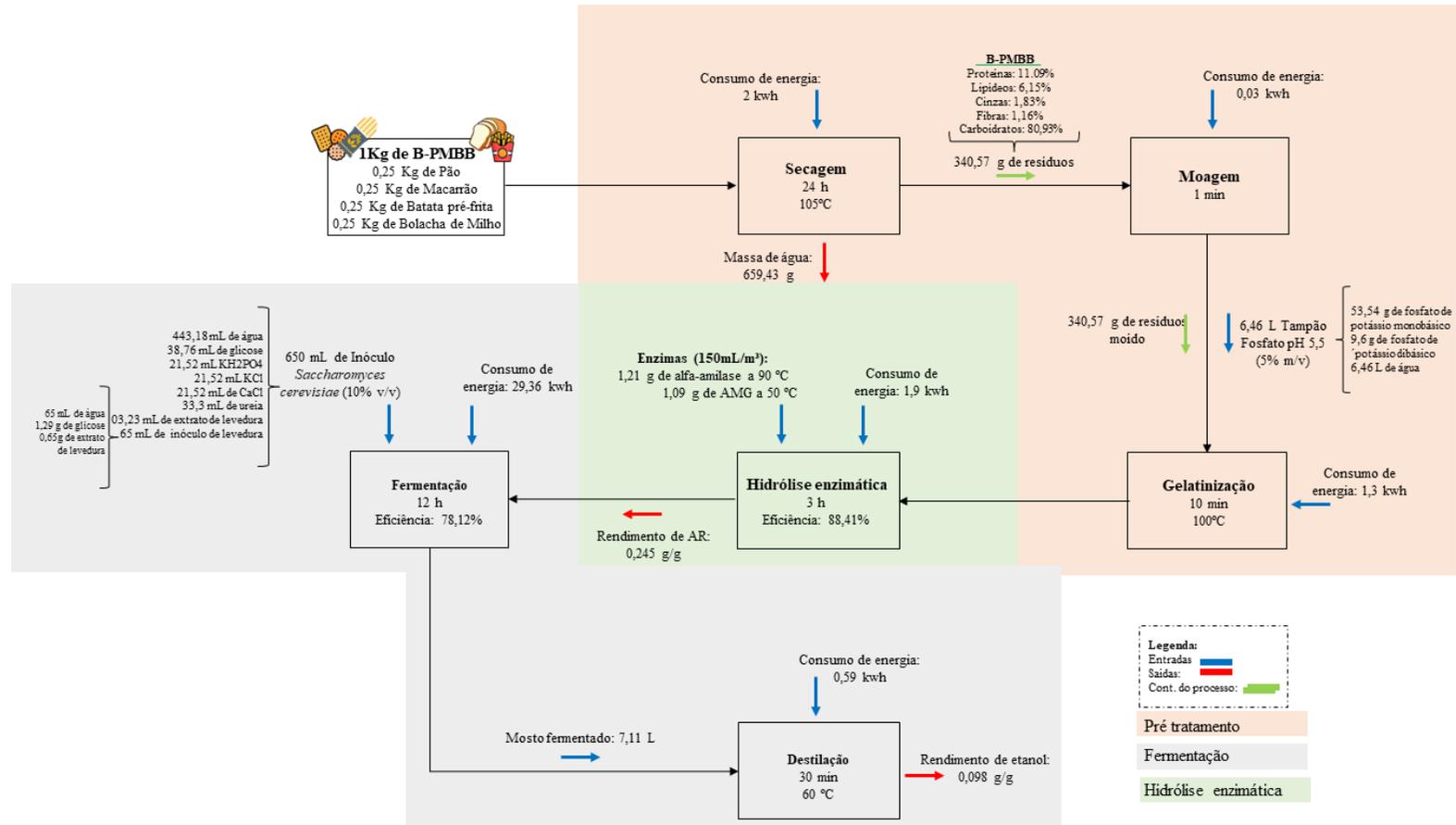
**MATERIAL SUPLEMENTAR 1 – Fluxograma de entradas e saídas da produção de bioetanol a partir de resíduos de batatas no cenário comum (B-BRD).**



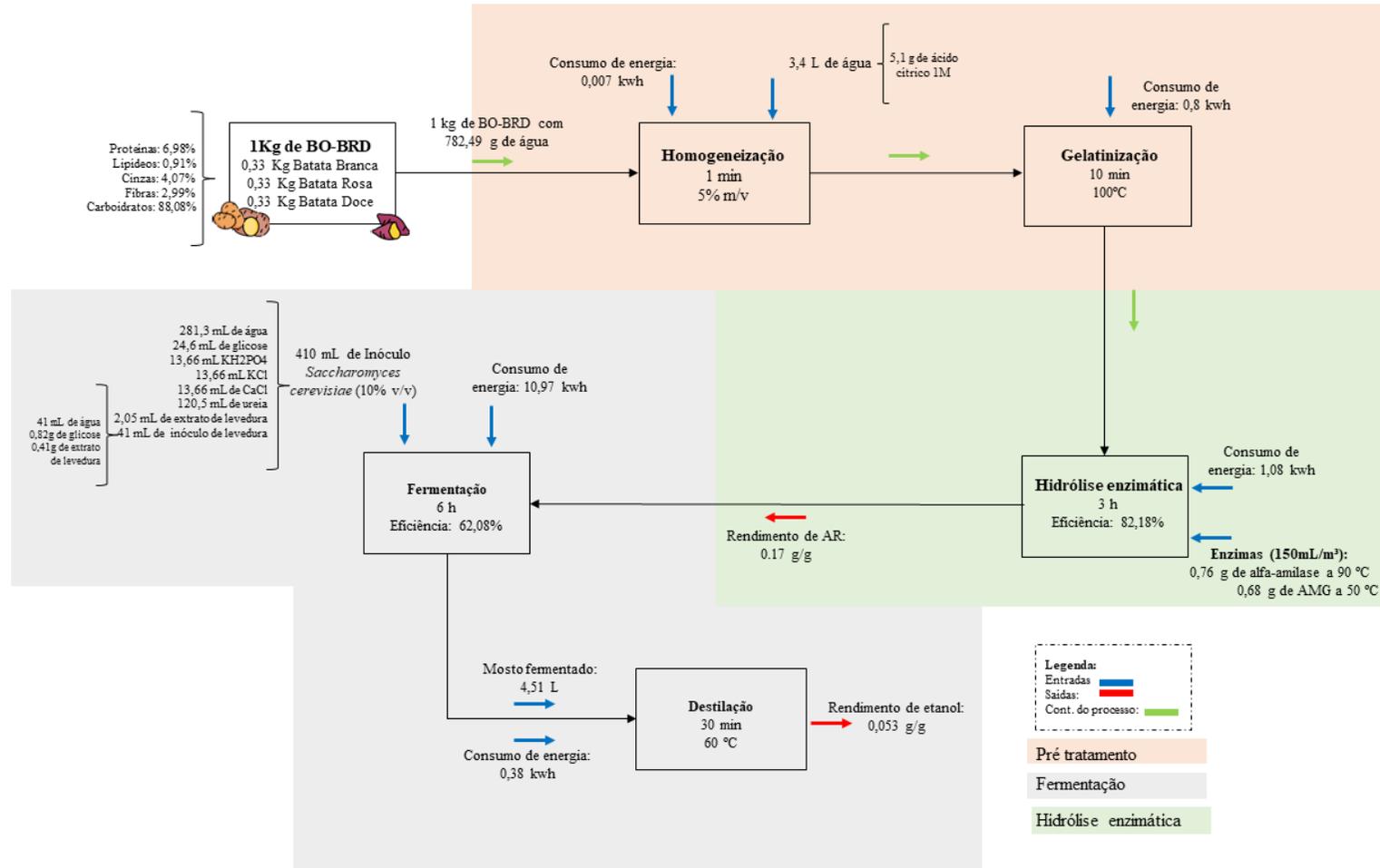
## MATERIAL SUPLEMENTAR 2 – Fluxograma de entradas e saídas da produção de bioetanol a partir de resíduos de frutas no cenário comum (B-MBM).



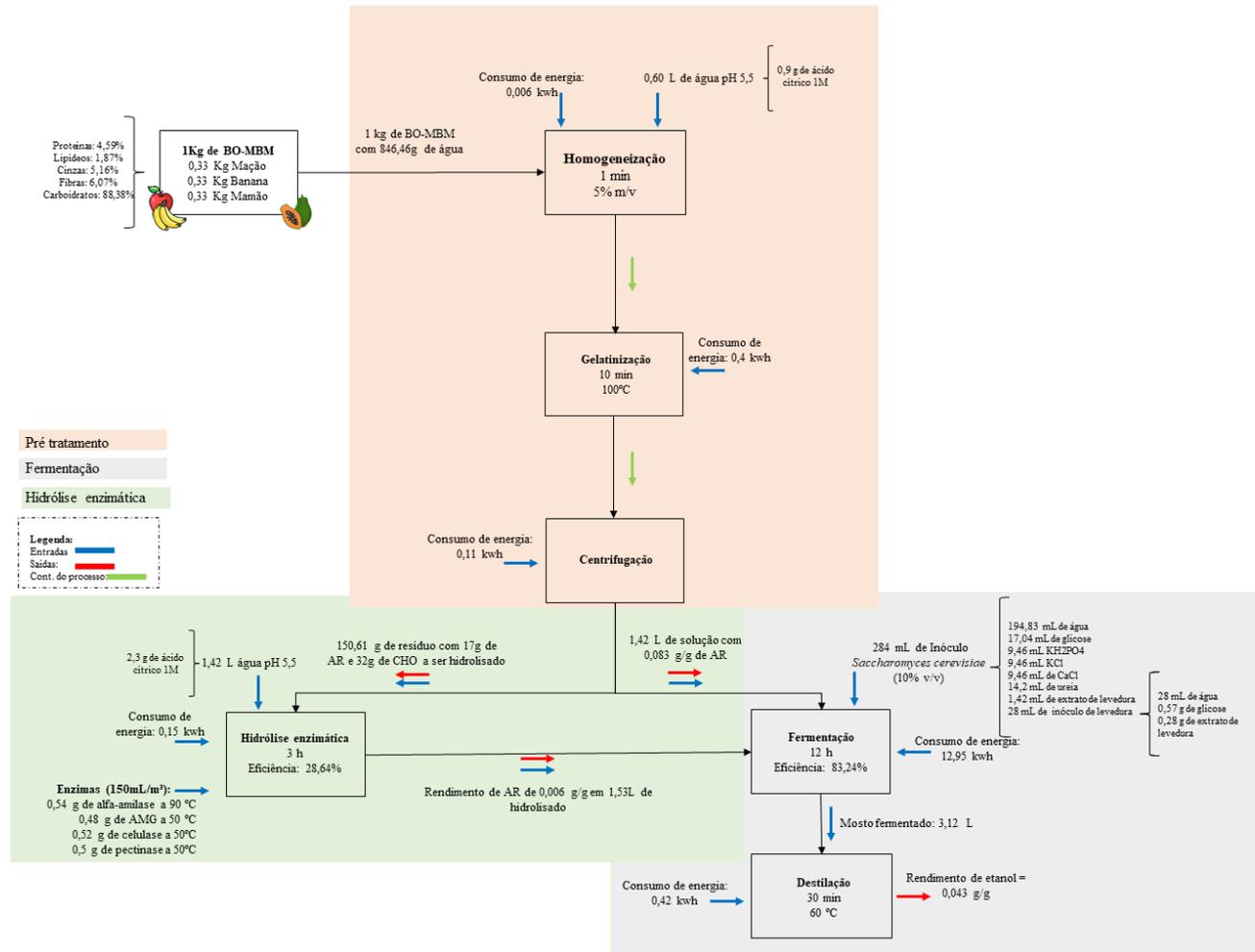
**MATERIAL SUPLEMENTAR 3 – Fluxograma de entradas e saídas da produção de bioetanol a partir de resíduos de alimentos processados no cenário comum (B-PMBB).**



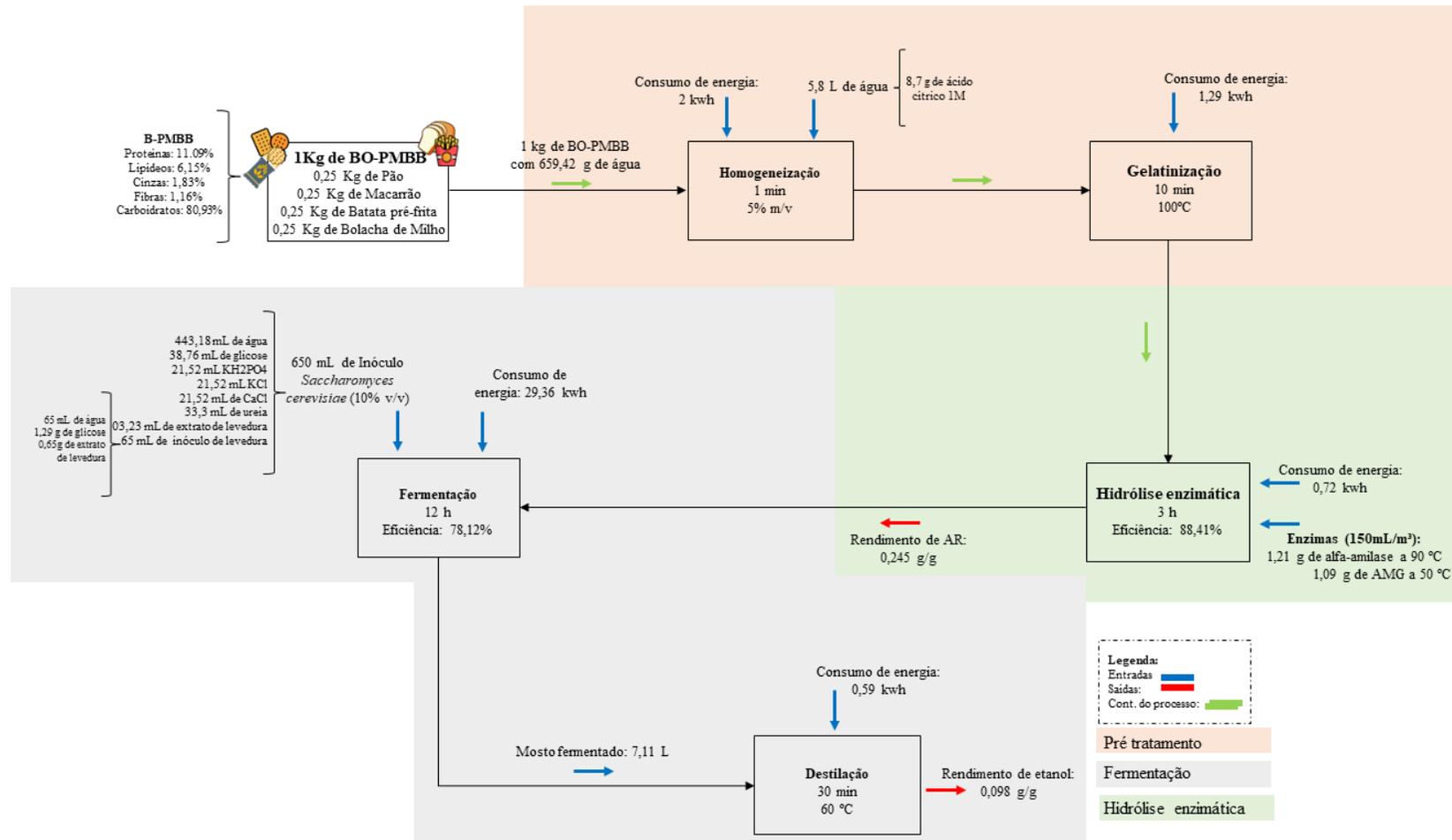
**MATERIAL SUPLEMENTAR 4 – Fluxograma de entradas e saídas da produção de bioetanol a partir de resíduos de batatas no cenário otimizado (BO-BRD).**



**MATERIAL SUPLEMENTAR 5 – Fluxograma de entradas e saídas da produção de bioetanol a partir de resíduos de frutas no cenário otimizado (BO-MBM).**



**MATERIAL SUPLEMENTAR 6 – Fluxograma de entradas e saídas da produção de bioetanol a partir de resíduos de alimentos processados no cenário otimizado (BO-PMBB).**



**MATERIAL SUPLEMENTAR 7 – DADOS DE ENTRADA INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA ADOTADOS NO *ECOINVENT* 3.4.**

<b>Material/Entrada</b>	<b>Dado adotado</b>
<b>Pré-tratamento</b>	
Água destilada	Water, deionised, from tap water, at user {RoW}   production   APOS, U
Energia	Electricity, low voltage {BR}   electricity voltage transformation from medium to low voltage   APOS, U
Ácido cítrico*	Citric acid {RoW}   production   APOS, U
Fosfato de sódio	Sodium phosphate {RoW}   production   APOS, U
<b>Hidrólise enzimática</b>	
Água destilada**	Water, deionised, from tap water, at user {RoW}   production   APOS, U
Ácido cítrico**	Citric acid {RoW}   production   APOS, U
Energia	Electricity, low voltage {BR}   electricity voltage transformation from medium to low voltage   APOS, U
Enzimas	Enzymes {RoW}   enzymes production   APOS, U
<b>Fermentação</b>	
Água destilada	Water, deionised, from tap water, at user {RoW}   production   APOS, U
Energia	Electricity, low voltage {BR}   electricity voltage transformation from medium to low voltage   APOS, U
Extrato de levedura	Protein feed, 100% crude {RoW}   ethanol production from whey   APOS, U
Cloreto de potássio (KCl)	Potassium chloride, as K <sub>2</sub> O {RoW}   potassium chloride production   APOS, U
Cloreto de cálcio (CaCl <sub>2</sub> )	Calcium chloride {RoW}   epichlorohydrin production from allyl chloride   APOS, U
Fosfato monopotássico (KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> )	Sodium phosphate {RoW}   production   APOS, U
Glicose	Glucose {RoW}   glucose production   APOS, U
Ureia	Urea, as N {RoW}   production   APOS, U

\*adicionado no processo otimizado

\*\*adicionados para o blend de frutas no processo otimizado (BO-MBM)

## 5. CONCLUSÕES GERAIS

A presente dissertação apresenta análise do ciclo de vida (ACV) da produção de bioetanol a partir de resíduos alimentares. O desenvolvimento deste estudo ocorreu a partir de um vasto estudo da literatura que está apresentado no artigo de revisão e está descrito nos dois artigos que apresentam a ACV de resíduos alimentares de diferentes composições e características.

A revisão de literatura apresentou estudos que realizaram a ACV de diferentes resíduos alimentares assim como, as suas metodologias adotadas. Ainda, enfatizou as vantagens ambientais do bioetanol a partir de resíduos alimentares quando comparados com os combustíveis fósseis além de demonstrar que o pré-tratamento e a produção de enzimas para hidrólise são os gargalos ambientais da produção de bioetanol.

A ACV da produção de bioetanol a partir de resíduos de batata, banana e mamão demonstrou que os maiores impactos estão associados a etapa de fermentação e o pré-tratamento, ao se considerar o consumo e energia e sem considerar o consumo respectivamente. As categorias de impacto mais significativas foram o potencial de aquecimento global (PAG), a ecotoxicidade terrestre (ETT) e a escassez de recursos fósseis (ERF), enquanto a categoria de danos mais representativa foi a Escassez de recursos. Notavelmente, a produção de bioetanol a partir de resíduos de banana se mostrou como a que gera mais impactos e danos ambientais em comparação com os resíduos de batata e mamão.

Na segunda etapa do estudo, foram avaliados *blends* de batatas, frutas e alimentos industrializados para a produção de biotetanol, sendo propostos cenários comuns e otimizados. Os resultados indicaram que, independentemente do cenário avaliado, a etapa de fermentação apresentou os maiores impactos e danos ambientais ao se considerar o consumo de energia. Por outro lado, quando não considerado o consumo de energia, a etapa de pré-tratamento foi a mais impactante para todos os *blends* avaliados. É importante ressaltar que o cenário otimizado demonstrou menores impactos e danos ambientais em comparação com o cenário comum para todos os *blends*, tornando-se uma opção mais ambientalmente vantajosa para o processo de produção de bioetanol.

Em suma, a ACV mostrou-se uma ferramenta essencial para avaliar os impactos ambientais da produção de bioetanol a partir de resíduos alimentares. Os resultados obtidos podem contribuir para o desenvolvimento de estratégias mais sustentáveis na produção de biocombustíveis, promovendo a valorização de resíduos e a redução do

impacto ambiental associado a essa importante indústria. Contudo, é necessário continuar avançando em pesquisas e estudos para aprimorar ainda mais o processo e garantir uma produção de bioetanol cada vez mais responsável e alinhada com a preservação ambiental.

Como sugestão para trabalhos futuros devem ser: (a) realizados estudos comparativos, da produção de bioetanol a partir de resíduos alimentares com combustíveis fósseis, por exemplo; (b) propor cenários de melhorias para outras etapas de produção, como a hidrólise enzimática e a fermentação; (c) trabalhar com o aumento de escala e até mesmo modelagem de uma biorrefinaria para produção de biocombustíveis a partir de resíduos alimentares.



# UPF

UNIVERSIDADE  
DE PASSO FUNDO

UPF Campus I - BR 285, São José  
Passo Fundo - RS - CEP: 99052-900  
(54) 3316 7000 - [www.upf.br](http://www.upf.br)