



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR
CENTRO REGIONAL DE CIÊNCIAS NUCLEARES DO NORDESTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS E
NUCLEARES

ANDRESSA PEREIRA DA SILVA

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE ALTERNATIVAS DE GERENCIAMENTO
DE RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS PARA ESTIMATIVA DAS EMISSÕES
DE GASES DE EFEITO ESTUFA: Estudo de caso no campus da Universidade
Federal de Pernambuco**

Recife

2023

ANDRESSA PEREIRA DA SILVA

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE ALTERNATIVAS DE GERENCIAMENTO
DE RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS PARA ESTIMATIVA DAS EMISSÕES
DE GASES DE EFEITO ESTUFA: Estudo de caso no campus da Universidade
Federal de Pernambuco**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologias Energéticas e Nucleares.

Área de concentração: Fontes Renováveis de Energia

Orientador: Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes.

Coorientador: Dr. Thiago Oliveira Rodrigues.

Recife

2023

Catálogo na fonte
Bibliotecário Gabriel Luz, CRB-4 / 2222

S586 Silva, Andressa Pereira da.
Avaliação do ciclo de vida de alternativas de gerenciamento de resíduos orgânicos urbanos para estimativa das emissões de gases de efeito estufa: estudo de caso no campus da Universidade Federal de Pernambuco / Andressa Pereira da Silva, 2023.
208 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes.
Coorientador: Dr. Thiago Oliveira Rodrigues.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco.
CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares. Recife, 2023.
Inclui referências e apêndice.

1. Tecnologias energéticas e nucleares. 2. Resíduos sólidos orgânicos. 3. Compostagem. 4. Digestão anaeróbia. 5. Gases de efeito estufa. I. Menezes, Rômulo Simões Cezar (Orientador). II. Rodrigues, Thiago Oliveira (Coorientador). III. Título.

UFPE

621.042 CDD (22. ed.)

BCTG / 2023 - 160

ANDRESSA PEREIRA DA SILVA

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE ALTERNATIVAS DE GERENCIAMENTO
DE RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS PARA ESTIMATIVA DAS EMISSÕES
DE GASES DE EFEITO ESTUFA: Estudo de caso no campus da Universidade
Federal de Pernambuco**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologias Energéticas e Nucleares. Área de concentração: Fontes Renováveis de Energia

Aprovada em: 29/05/2023

BANCA EXAMINADORA

Participação por videoconferência
Prof. Dr. Rômulo Simões (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Participação por videoconferência
Prof. Dr. Emmanuel Damilano Dutra (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Participação por videoconferência
Profa. Dra. Karina Guedes Cubas Do Amaral (Examinadora Externa)
Instituto 17 – i17

Participação por videoconferência
Dra. Leidiane Ferronato Mariani (Examinadora Externa)
Instituto 17 – i17 / Amplum Biogás

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por guiar minhas decisões as quais me fizeram chegar até aqui e me fortalecer em todo processo.

Ao meu esposo, Eliton, por seu amor e cuidado e pelo apoio e suporte desde o início dessa pós-graduação sempre incentivando o meu sucesso.

À minha filha, Elis, que chegou no meio desta trajetória, me ensina todos os dias a valorizar o tempo presente e me anestesia nos momentos difíceis com seu lindo sorriso.

Aos meus pais, irmão, cunhada e sobrinhas por todo amor dedicado a mim em suas diversas formas e por serem meu alicerce, sempre dispostos a me ajudar.

Às minhas amigas, Kelly, pela verdadeira torcida e dicas na utilização do *excel* e Leidiane Mariani por todo o incentivo e oportunidade a mim dado para seguir na carreira de resíduos e biogás.

Aos colegas que conquistei no Departamento de Energia Nuclear: Maria Helena, Íthalo e Patrícia que foram super prestativos e solidários na reta final e Daniela, Adalberto, Raphael, Alexandre, Avelino, Nathália, Habila e Arthur que me ajudaram em diversos momentos e foram também fonte de incentivo e descontração nos encontros presenciais.

Ao colega Dário Primo (*in memorian*) que foi avaliador no Seminário 1 deste trabalho, me deu suporte com o experimento que realizei e infelizmente nos deixou repentinamente. Há um pouco dele e de sua grande generosidade aqui.

Ao professor Rômulo Menezes pela orientação, ensinamentos, disponibilidade e paciência durante esta trajetória.

Ao professor Thiago Rodrigues pela orientação e preciosas considerações feitas para melhoria da pesquisa.

Ao Instituto 17, nas pessoas do Alessandro Sanches e Karina Cubas pela contribuição com a base de dados do inventário deste trabalho.

À Capes pela concessão da bolsa.

À Emmanuel, Karina e Aldo que estiveram nas bancas avaliadoras dos Seminários e possibilitaram uma melhora substancial no estudo.

À UFPE, por novamente me acolher, após 10 anos de finalizada a graduação.

RESUMO

A fração orgânica corresponde a quase 50% dos resíduos sólidos urbanos gerados no Brasil e apresenta alto potencial para aproveitamento químico e energético. Entretanto quando não realizado o aproveitamento destes resíduos, o material é enviado a aterros e lixões, o que contribui para o aumento das emissões atmosféricas de gases de efeito estufa (GEE). A compostagem e a digestão anaeróbia são tecnologias indicadas para tratamento e aproveitamento destes resíduos pois além de propiciarem impactos muito menores, geram produtos de valor agregado como o fertilizante orgânico e o biogás, o qual pode ser fonte de energia elétrica, térmica ou veicular. Quantificar as emissões atmosféricas de cada processo contribui para subsidiar as escolhas de processamento nos municípios, empreendimentos ou outros locais de alta produção de resíduos orgânicos. O presente estudo adotou como área de estudo a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) como exemplo de um município de pequeno porte, onde até 2019 eram gerados em média 7t de resíduo de alimento e 70t de resíduos de podas, jardinagem e varrição por semana, os quais eram integralmente enviados para aterros sanitários. Partindo desta realidade, foi realizado a aplicação da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), para quantificar as emissões atmosféricas e estimar o potencial de aquecimento global de três alternativas de gestão dos resíduos orgânicos da UFPE: 1) destinação dos resíduos ao aterro; 2) Processamentos dos resíduos através da compostagem (resíduos de alimentos e de podas); e 3) Digestão anaeróbia dos resíduos de alimentos combinada com a compostagem dos resíduos de podas e o digestato oriundo do biodigestor anaeróbio. Os resultados indicaram que este último cenário teria menor impacto para o aquecimento global em virtude principalmente da contribuição das emissões evitadas pelo uso da energia elétrica oriunda do biogás e do composto orgânico da compostagem. O cenário de compostagem veio logo em seguida com um aumento de 2% nas emissões e o aterro sanitário despontou em primeiro lugar como principal contribuinte para o aquecimento global. Esta análise quantitativa permitiu compreender melhor os impactos das etapas de cada cenário e suas contribuições dentro do levantamento das emissões dos gases de efeito estufa.

Palavras-chave: resíduos sólidos orgânicos; compostagem; digestão anaeróbia; gases de efeito estufa.

ABSTRACT

The organic fraction corresponds to almost 50% of the urban solid waste generated in Brazil and has a high potential for chemical and energy use. However, when these residues are not recovered, the material is sent to landfills and dumps, which contributes to the increase of atmospheric emissions of greenhouse gases (GHG). Composting and anaerobic digestion are technologies indicated for the treatment and recovery of this waste because, besides providing much lower impacts, they generate value-added products such as organic fertilizer and biogas, which can be a source of electricity, heat or fuel. Quantifying the atmospheric emissions of each process contributes to subsidizing the choices of processing in municipalities, enterprises, or other locations with high production of organic waste. The present study adopted the Federal University of Pernambuco (UFPE) as an example of a small-sized municipality, where until 2019 an average of 7t of food waste and 70t of pruning, gardening, and sweeping waste were generated per week, which were fully sent to landfills. Based on this reality, a Life Cycle Assessment (LCA) was applied to quantify atmospheric emissions and estimate the global warming potential of three alternatives for organic waste management at UFPE: 1) destination of waste to landfill; 2) processing of waste through composting (food and pruning waste); and 3) anaerobic digestion of food waste combined with composting of pruning waste and the digestate from the anaerobic digester. The results indicated that the latter scenario would have less impact on global warming due mainly to the contribution of emissions avoided by the use of electricity from biogas and the organic compost from composting. The composting scenario followed with a 2% increase in emissions and the landfill ranked first as the main contributor to global warming. This quantitative analysis allowed a better understanding of the impacts of the stages of each scenario and their contributions within the survey of greenhouse gas emissions.

Keywords: organic solid waste; composting; anaerobic digestion; greenhouse gases.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Disposição final adequada x inadequada de RSU no Brasil (t/ano)	21
Figura 2 -	Tecnologias de recuperação energética de RSU e produtos gerados	22
Figura 3 -	Exemplo de compostagem com sistema de leiras revolvidas	24
Figura 4 -	Exemplo de compostagem com sistema de leiras estáticas aeradas	24
Figura 5 -	Exemplo de compostagem em reatores biológicos	25
Figura 6 -	Exemplo genérico da evolução da temperatura de uma leira de compostagem	26
Figura 7 -	Indicação de tratamento a ser realizado conforme uso final do biogás.....	30
Figura 8 -	Esquema representativo da visão interna do biodigestor modelo lagoa coberta	34
Figura 9 -	Biodigestor Lagoa Coberta otimizado	35
Figura 10 -	Meios de aproveitamento energético do biogás e biometano	36
Figura 11 -	Série histórica de emissões e remoções de GEE do BRASIL	48
Figura 12 -	Distribuição das emissões do setor de resíduos em 2020	49
Figura 13 -	Estrutura da Biorrefinaria Experimental de Resíduos Sólidos Orgânicos (BERSO)	55
Figura 14 -	Fluxograma geral simplificado da Biorrefinaria Experimental de Resíduos Sólidos Orgânicos da Universidade Federal de Pernambuco	56
Figura 15 -	Sistema de produto para o cenário 1 com delimitação das fronteiras, processos, entradas e saídas	58
Figura 16 -	Sistema de produto para o Cenário 2 com delimitação das fronteiras, processos, entradas e saídas	59
Figura 17 -	Sistema de produto para o cenário 3 com delimitação das fronteiras, processos, entradas e saídas	60
Figura 18 -	Resumo da etapa coleta e transporte dos resíduos para o Cenário 1 contemplando distância percorrida, veículo, tipo e consumo do combustível e frequência de ocorrência	62
Figura 19 -	Diagrama de fluxo de modelo de aterro sanitário utilizado neste estudo	65

Figura 20 -	Resumo da etapa coleta e transporte dos resíduos para os Cenários 2 e 3 contemplando distância percorrida, veículo, tipo e consumo do combustível, e frequência de ocorrência	67
Figura 21 -	Diagrama de processos do cenário 3 com entrada semanal de 7t de resíduos de alimentos e 70t de resíduos de podas	77
Figura 22 -	Potencial de Aquecimento Global dos 3 cenários para unidade funcional (UF) de 1t de resíduo orgânico	84
Figura 23 -	Representação do percentual de redução do potencial de aquecimento global dos cenários 2 e 3 em relação ao 1 (a) e do cenário 3 em relação ao 2 (b)	85
Figura 24 -	Potencial de aquecimento global dos 3 cenários com distribuição por etapas envolvidas	86
Figura 25 -	Potencial de aquecimento global para os 3 cenários, distribuído por etapas sem a inclusão dos produtos evitados	87
Figura 26 -	Potencial de aquecimento global na etapa pós-tratamento dos 3 cenários, considerando apenas os produtos evitados	87
Figura 27 -	Potencial de aquecimento global para os cenários base e os cenários das análises de sensibilidades realizadas	93

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Classificação por aplicação energética do biogás das plantas em operação no Brasil em 2021	36
Tabela 2 -	Potencial de aquecimento global	47
Tabela 3 -	Estudos relacionados aos impactos do gerenciamento de resíduos com uso da técnica da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) indicando o de maior impacto sobre o Aquecimento Global (em vermelho) e o de menor impacto (em verde)	53
Tabela 4 -	Fatores de emissão e de conversão dos combustíveis utilizados nos cálculos das emissões atmosféricas	64
Tabela 5 -	Inventário das emissões de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O nos processos da etapa de coleta e transporte dos resíduos orgânicos para o cenário 1	64
Tabela 6 -	Potencial de Aquecimento Global para as etapas de pré-tratamento, tratamento e pós-tratamento do Cenário 1	66
Tabela 7 -	Inventário das emissões de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O nos processos da etapa de coleta e transporte dos resíduos orgânicos para os cenários 2 e 3	67
Tabela 8 -	Caracterização de resíduos de alimentos e podas do campus Recife da UFPE	68
Tabela 9 -	Especificação técnica de bomba centrífuga para bombeamento de água do poço	68
Tabela 10 -	Potencial de Aquecimento Global para a etapa de pré-tratamento do Cenário 2	69
Tabela 11 -	Revisão da literatura de valores de emissões atmosféricas da compostagem de resíduos orgânicos usando a tecnologia <i>windrow</i>	70
Tabela 12 -	Diagrama de cargas de equipamentos elétricos previstos para uma sala de apoio na BERSO e bomba centrífuga para captação de água do poço	71
Tabela 13 -	Parâmetros adotados para a planta de compostagem	71
Tabela 14 -	Inventário das emissões de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O nos processos da	

	etapa de coleta e transporte do composto dentro da planta de compostagem	72
Tabela 15 -	Concentração de nutrientes no composto orgânico da BERSO ..	72
Tabela 16 -	Dados médios da caracterização física e química dos resíduos de alimentos do <i>campus</i> Recife da UFPE	74
Tabela 17 -	Parâmetro de operação do biodigestor	75
Tabela 18 -	Caracterização de substrato e digestato de biodigestor operando em condições psicrófilas e sendo alimentado por resíduos de frutas e verduras	76
Tabela 19 -	Diagrama de cargas de equipamentos elétricos para planta de biogás	78
Tabela 20 -	Valores de GWP para um horizonte de tempo de 100 anos assumidos neste estudo	81
Tabela 21 -	Valores de PAG para cenários de estudos brasileiros de ACV com cenários semelhantes ao deste	89
Tabela 22 -	Resultados da análise de sensibilidade para o cenário 1 com a variação da distância do aterro ao local da geração de resíduo ..	90
Tabela 23 -	Resultados da análise de sensibilidade para os cenários 2 e 3 com a variação dos valores de emissões do processo de compostagem, de acordo valores médios, mínimos e máximos encontrados por SAER <i>et al.</i> (2013)	91
Tabela 24 -	Resultados da análise de sensibilidade para o cenário 3 com a variação do valor de rendimento de metano do biodigestor	92
Tabela 25 -	Resultados da análise de sensibilidade para o cenário 3 com a variação do percentual de energia consumida pela planta de biogás em relação ao que é gerado pela mesma	92

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida
BERSO	Biorrefinaria Experimental de Resíduos Sólidos Orgânicos
BLC	Biodigestor de Lagoa Coberta
CH ₄	Gás metano
CHP	<i>Combined Heat & Power</i>
CO ₂	Gás carbônico (dióxido de carbono)
CO(NH ₂) ₂	Uréia
CFCs	clorofluorcarbonos
COV	Carga orgânica volumétrica
CSTR	<i>Continuously Stirred Tank Reactor</i>
CTR	Centro de Tratamento de Resíduos
DA	Digestão Anaeróbia
DEN	Departamento de Energia Nuclear
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETAs	Estações de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
GEE	Gases de efeito estufa
GMG	Grupo Motor Gerador
GWP	<i>Global Warming Potential</i>
H ₂ S	Sulfeto de Hidrogênio
HFCs	hidrofluorcarbonos
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
KNO ₃	Nitrato de Potássio
MCI	Motor de Combustão Interna
N ₂ O	Óxido Nitroso
NPK	Nitrogênio, fósforo e potássio

ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
ONG	Organização Não Governamental
ONU	Organização das Nações Unidas
P ₂ O ₅	Superfosfato
PAG	Potencial de Aquecimento Global
PCI	Poder calorífico inferior
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PFCs	Perfluorocarbonos
PVC	<i>Polyvinyl chloride</i>
pMethar	Plataforma de Metanização de Resíduos Orgânicos
PGRS	Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos
PNMC	Política Nacional sobre Mudança do Clima
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RA	Resíduo Alimentar
RSU	Resíduo Sólido Urbano
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
TRH	Tempo de retenção hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UF	Unidade Funcional
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
UNFCCC	Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	REVISÃO DE LITERATURA	18
2.1	RESÍDUOS SÓLIDOS	18
2.1.1	Resíduos Sólidos Orgânicos	19
2.1.2	Gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no Brasil	20
2.2	TECNOLOGIAS EMPREGADAS NO TRATAMENTO DOS RSU ...	21
2.2.1	Compostagem	23
2.2.2	Digestão anaeróbia	29
2.2.2.1	Biogás.....	29
2.2.2.2	Digestato.....	30
2.2.2.3	Classificação dos processos de digestão anaeróbia.....	32
2.2.2.4	Aproveitamento energético do biogás.....	35
2.2.3	Aterro Sanitário.....	37
2.3	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	39
2.3.1	Estrutura Metodológica para ACV	40
2.3.1.1	Definição de objetivo e escopo	40
2.3.1.2	Análise de inventário do ciclo de vida (ICV)	41
2.3.1.3	Avaliação de Impacto do Ciclo de vida (AICV)	41
2.3.1.4	Interpretação do ciclo de vida	43
2.3.2	Base de dados e ferramentas computacionais para realização da Análise do Ciclo de Vida	44
2.4	MUDANÇAS CLIMÁTICAS	45
2.4.1	O Potencial de Aquecimento Global	46
2.4.2	O Aquecimento Global no Brasil	47
2.4.3	As emissões de GEE no setor de resíduos	48
2.5	ACV APLICADA AOS ESTUDOS DO EFEITO DA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO AQUECIMENTO GLOBAL	50
3	MATERIAL E MÉTODOS	54
3.1	LOCAL DE ESTUDO	54
3.2	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	56
3.2.1	Definição de Objetivo e escopo	56

3.2.2	Inventário de ciclo de vida (ICV)	60
3.2.2.1	Cenário 1 - Aterro Sanitário	61
3.2.2.2	Cenário 2 – Compostagem	66
3.2.2.3	Cenário 3 – Digestão anaeróbia e Compostagem	72
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	80
4.1	AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA	80
4.1.1	Cenário 1 – Aterro Sanitário	81
4.1.2	Cenário 2 – Compostagem	81
4.1.3	Cenário 3 – Digestão anaeróbia e Compostagem	82
4.2	INTERPRETAÇÃO	82
4.2.1	Análise de sensibilidade	88
5	CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	92
6	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	95
	REFERÊNCIAS	96
	APÊNDICE A - PARÂMETROS UTILIZADOS NAS	
	TECNOLOGIAS APLICADAS AOS CENÁRIOS 1, 2 E 3.....	106

1 INTRODUÇÃO

Desde 1990, com a criação do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC - Painel Intergovernamental sobre Mudança Climática), que o tema aquecimento global tem sido tratado com muita atenção pelos órgãos internacionais em virtude do acelerado aumento das emissões dos gases causadores do efeito estufa (GEE), dentre eles CO₂ (dióxido de carbono), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O). A queima de combustíveis fósseis para diversos fins, a conversão do uso do solo, o desmatamento, a agropecuária e os resíduos sólidos estão entre as principais responsáveis pela emissão destes gases.

No âmbito dos resíduos sólidos, ao considerar todo o ciclo de vida deste setor é possível compreender que a contribuição para as emissões de GEE não ocorrem só devido a sua composição química, mas também através dos vários processos e componentes que fazem parte da gestão deste material, desde a coleta, transformação e uso, até a sua destinação ou aproveitamento energético por meio de processos biológicos, térmicos e de aterros (MAALOUF; EL-FADEL, 2018).

No Brasil, de acordo com levantamento apresentado no Panorama dos resíduos sólidos de 2020 da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), o setor de resíduos representou 4% do total de emissões de GEE correspondendo a 96 milhões de toneladas de CO₂eq. Cerca de dois terços das emissões derivadas dos resíduos são oriundas de atividades de disposição final incluindo aterros sanitários, aterros controlados e lixões. Este número pode ser justificado pelo resultado do estudo gravimétrico dos resíduos sólidos urbanos onde observa-se que quase metade dos resíduos corresponde à matéria orgânica, contemplando sobras e perdas de alimentos, resíduos verdes e madeiras os quais são enviados para disposição final e tornam-se fontes de emissões de GEE (ABRELPE, 2020).

Mais especificamente, os resíduos orgânicos compreendem principalmente: sobras de alimentos cozidos e crus, sobras de frutas e verduras de mercados e feiras livres, resíduos de indústrias processadora de alimentos, folhas, galhos e podas de manutenção de praças, jardins e espaços públicos (ABRELPE, 2016).

O Plano de Gestão de Resíduos Sólidos: Manual de Orientação (MMA, 2012) define os resíduos de serviços e de varrição de vias e logradouros e podas de vegetação como resíduos dos serviços de limpeza urbana e indica que estes

representam cerca de 15% da geração total de resíduos sólidos, fazendo parte assim do percentual de resíduos orgânicos. Para os resíduos de alimentos não há um número oficial publicado sobre o quantitativo gerado no Brasil, porém diante do exposto acima constata-se que corresponde a maior parte dos resíduos orgânicos.

Num contexto global, os resíduos de alimentos são gerados ao longo de todos os estágios da cadeia de abastecimento, por uma série de razões que variam de acordo com as condições sociais, econômicas, ambientais e geográficas de cada país. Esta cadeia, no entanto, compreende o cultivo na agricultura, o manejo e armazenamento pós-colheita, o processamento, a distribuição e finalmente o consumo.

O relatório emitido pelo IPCC em 2019, *Climate Change and Land* (Mudanças Climáticas e Terra), sobre o aquecimento global, citou que atualmente 25-30% do total de alimentos produzidos no mundo é perdido ou desperdiçado e que durante os anos de 2010-2016 somente a perda e o desperdício global de alimentos contribuíram com 8-10% do total de emissões antrópicas de GEE (IPCC, 2019).

Neste contexto, é possível visualizar que a gestão deste crescente volume de resíduos orgânicos é um grande desafio para os municípios à medida que se tornam um relevante problema ambiental, pois até mesmo realizando as diversas técnicas de destinação e aproveitamento energético existentes promovem as emissões de GEE diretas, pelo próprio processo e indiretas, através do transporte e do consumo de energia, por exemplo.

Surge então a necessidade de estudos quantitativos e qualitativos destas emissões a fim de se ter resultados dos processos com menor impacto ambiental para ajudar na tomada de decisões, na seleção de produtos, na implantação de programas de gestão de resíduos ou até mesmo na identificação de oportunidades de mitigação dos impactos em empreendimentos, municípios, indústrias, entre outros.

A técnica de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) atua neste sentido, com o intuito de quantificar e qualificar os impactos ambientais ao longo do ciclo de vida de um produto ou serviço a partir de um inventário das entradas (energia, combustíveis, água, produtos, etc.) e saídas (emissões na água, no ar e no solo, etc.) envolvidas, examinando e promovendo informações relacionadas à sustentabilidade do produto ou serviço, que podem ser positivas ou negativas.

Diante do exposto, este estudo tem o objetivo de avaliar o impacto dos resíduos orgânicos sobre as emissões de GEE, a partir da realização da técnica de ACV, para comparação de três cenários de gestão destes resíduos. Para isso, foi utilizado como local de estudo, o *campus* Joaquim Amazonas da Universidade Federal de Pernambuco, localizado em Recife.

No *campus*, funcionam 13 estabelecimentos de fornecimento de refeições, que geram diariamente cerca de 1 tonelada de resíduos de alimentos e, na área dos parques e jardins, são coletados diariamente em média 10 toneladas de resíduos verdes através das atividades de podas, capinas e varrição (UFPE, 2020). Essa geração de resíduos é superior aos resíduos coletados em mais de 60% dos municípios do estado de Pernambuco.

Com esse quantitativo de resíduos gerados, somado ao fato de se ter diariamente 45.000 pessoas circulando no campus, é possível ter um contexto similar a 94% dos municípios brasileiros (DE SOUSA *et al.*, 2021a) e assim contribuir em futuros estudos de gestão de resíduos para locais com cenários similares.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS

A enorme e crescente geração de resíduos vem se tornando cada vez mais preocupante, levando a sociedade a adotar medidas para mitigação e melhor destinação destes materiais em busca de um desenvolvimento mais sustentável para as cidades. Desta forma é importante conhecer o verdadeiro conceito dos resíduos e suas características, os quais muitas vezes podem ser um recurso para outras atividades.

A Lei 12.305, de 2 de agosto de 2010, define:

resíduo sólido é todo material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

Entende-se desta forma que resíduo sólido é o que foi descartado, porém ainda assim pode ser aproveitado e quando esgotadas todas as possibilidades de aproveitamento deste material, o mesmo torna-se um rejeito (BRASIL, 2010).

De acordo com a NBR 10004 (ABNT, 2004), os resíduos são classificados em perigosos (Classe I) quando apresentam riscos à saúde pública e ao meio ambiente e possuem ao menos uma das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, toxicidade, reatividade e/ou patogenicidade.

Em contrapartida, os resíduos não perigosos (Classe II) são os que não possuem características que coloquem em risco as pessoas que os manipulam ou que com eles tenham contato nem ao ambiente, como por exemplo restos orgânicos da indústria alimentícia (restos de alimentos), materiais têxteis, lama proveniente de sistemas de tratamento de água, sucata de ferro, entulhos, etc.

A norma ainda subdivide esta classe em dois tipos: os resíduos Classe II A - Não inertes, os quais podem apresentar características biodegradáveis, comburentes ou solúveis em água. e os resíduos Classe II B – Inertes que compreende materiais que não sofrem transformação química, física ou biológica quando em contato com água destilada ou deionizada (ABNT, 2004).

Apesar de serem classificados como resíduos não perigosos estes materiais, assim como os perigosos, possuem potencial de impactar negativamente o meio ambiente quando não descartados corretamente, gerando problemas de ordem estética, ambiental e de saúde pública. Além disso o grande volume gerado diariamente e descontroladamente amplia a necessidade de ação dos setores de limpeza pública, manejo e tratamento destes resíduos como aterros sanitários, reciclagem, logística reversa, compostagem, recuperação energética entre outros.

2.1.1 Resíduos Sólidos Orgânicos

A parte passível de sofrer degradação biológica dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), dos resíduos sólidos agrícolas, de alguns tipos de resíduos industriais, e dos resíduos provenientes de Estações de Tratamento de Água (ETAs) e de Estações de Tratamento de Esgotos (ETE's) compreendem os Resíduos Sólidos Orgânicos (SILVA, W. R., 2009).

Os resíduos alimentares compreendem sobras de alimentos gerados a partir da produção agrícola, manuseio e armazenamento pós-colheita, processamento posterior de alimentos dentro das indústrias, distribuição no atacado e varejo, cozinhas de empreendimentos em grande e pequena escala e domicílios particulares (EDJABOU *et al.*, 2016).

A destinação dos resíduos orgânicos urbanos para aterros sanitários conforme é realizada em grande parte das cidades brasileiras acarreta diversas problemáticas ambientais como a poluição dos aquíferos pelo lixiviado do aterro, emissão de gases de efeito estufa (GEE) na decomposição da matéria e na logística envolvida no transporte dos resíduos, odores e proliferação de vetores de doenças nas regiões vizinhas.

O alto potencial biodegradável, a elevada umidade e complexidade química dos resíduos orgânicos, fazem deste passivo um excelente ativo para fornecimento de energia através processos de aproveitamento energético existentes atualmente (ANDRADE, 2018; LYTRAS *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2007). Na seção 2.2 serão abordadas algumas tecnologias de aproveitamento dos resíduos alimentares.

2.1.2 Gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no Brasil

No decreto da Lei Nº 12.305, foi instituído a Política Nacional de Resíduos Sólidos que contempla o conjunto de princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações adotados pelo Governo Federal, isoladamente ou em regime de cooperação com Estados, Distrito Federal, Municípios ou particulares, com vistas à gestão integrada e ao gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos (BRASIL, 2010).

A mesma lei define que o gerenciamento de resíduos engloba as etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento, destinação final dos resíduos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos e que o principal objetivo da PNRS é nortear a gestão integrada dos resíduos sólidos no Brasil respeitando a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010).

Neste contexto, é estabelecido o conteúdo mínimo para elaboração do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PLANARES) assim como os planos estaduais, microrregionais, intermunicipais, planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos e planos de gerenciamento de resíduos sólidos para determinados geradores de resíduos sólidos e estabelecimentos comerciais e de prestação de serviços.

Dentre os itens do conteúdo mínimo destacam-se, metas para o aproveitamento energético dos gases gerados nas unidades de disposição final de resíduos sólidos; meta para eliminação e recuperação de lixões, associadas à inclusão e à emancipação econômica de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis; medidas para incentivar e viabilizar a gestão regionalizada dos resíduos sólidos; estímulo à implementação da avaliação do ciclo de vida do produto; normas e diretrizes para a disposição final de rejeitos e, quando couber de resíduos; entre outros (BRASIL, 2010).

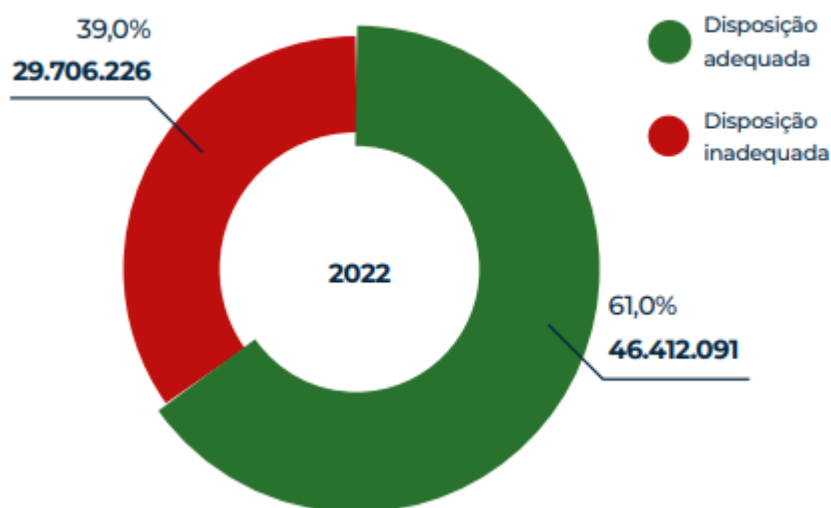
Mesmo passados quase 13 anos desde a promulgação da PNRS, o Brasil ainda apresenta dificuldades na aplicação consistente da Lei. Até 2021, 55,35% dos municípios brasileiros ainda não possuíam seus respectivos Planos de Gestão de Resíduos Sólidos (SINIR, 2023). Espera-se que essa situação melhore após a

publicação do Decreto Federal Nº 11.043, de 13 de abril de 2022 que institui o PLANARES em todo território nacional, após uma espera de mais de 10 anos.

Para os resíduos orgânicos, o PLANARES apresenta como diretriz específica para a redução da produção destes, a compostagem e o aproveitamento energético do biogás gerado em biodigestores ou em aterros sanitários que são métodos que auxiliam na solução de graves problemas ambientais, porém esbarram na questão da educação dos geradores de resíduos referente aos métodos de separação e acondicionamento (ZAGO; BARROS, 2019).

Segundo o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil de 2022, elaborado pela ABRELPE, 60,5% do RSU coletado está sendo enviado para aterros, porém ainda há resíduos sendo enviados para áreas inadequadas e aterros controlados e lixões em operação em todo país, recebendo 39% do total de resíduos coletados (ABRELPE, 2022), conforme figura 1.

Figura 1 - Disposição final adequada x inadequada de RSU no Brasil (t/ano)



Fonte: (ABRELPE, 2022)

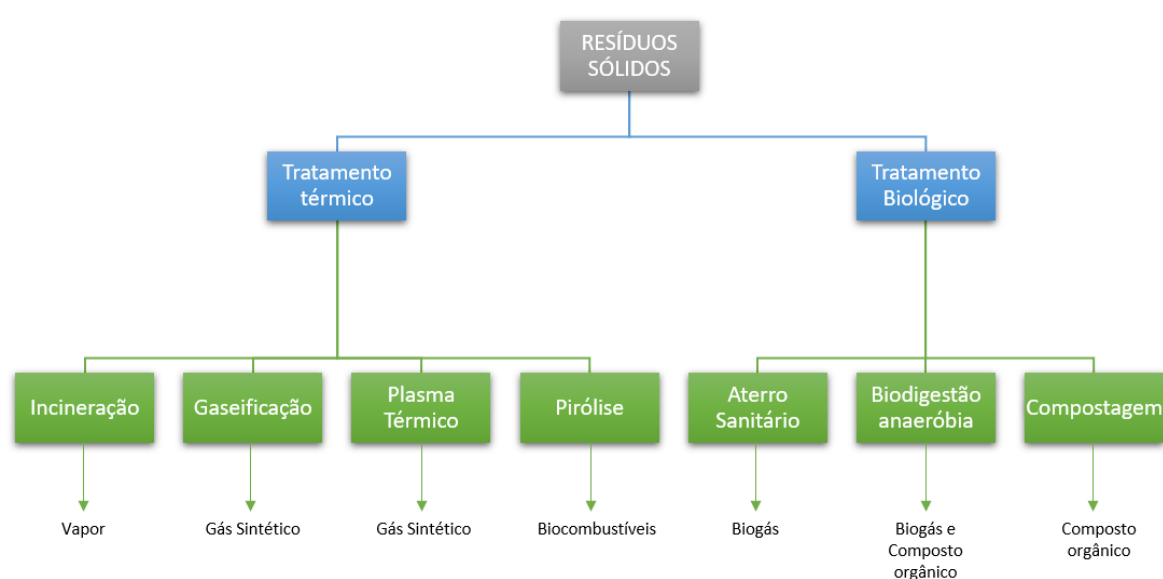
2.2 TECNOLOGIAS EMPREGADAS NO TRATAMENTO DOS RSU

Conforme diagramado na figura 2, atualmente existem diversas tecnologias para tratamento e destinação dos resíduos sólidos, como compostagem, reciclagem, digestão anaeróbia, incineração com ou sem recuperação energética, gaseificação,

pirólise e disposição em aterro sanitário com ou sem recuperação energética do CH_4 .

A escolha da utilização destas tecnologias varia de acordo com a disponibilidade de espaço físico, com o interesse na mitigação dos danos ambientais e principalmente com o investimento financeiro necessário. Somado a isso é necessário ter um sistema adequado de coleta e pré-tratamento dos resíduos para que sejam empregadas as tecnologias de forma eficaz.

Figura 2 - Tecnologias de recuperação energética de RSU e produtos gerados



Fonte: A autora (2023)

De acordo com MOURAD; GARCIA; VILHENA (2002), nenhum sistema de gerenciamento consegue tratar todo o material presente nos RSU com a adoção de uma única tecnologia de tratamento. É imperativo a aplicação de mais de um tratamento trabalhando em conjunto, como por exemplo: reciclagem, tratamento biológico, incineração e aterro (MERSONI; REICHERT, 2017).

Cada uma destas tecnologias possui suas particularidades, porém em sincronia com o objetivo deste estudo, nesta seção será aprofundado apenas sobre as características dos processos de compostagem, digestão anaeróbia e aterros sanitários.

2.2.1 Compostagem

Compostagem é um processo controlado de decomposição da matéria orgânica em condições aeróbias através da ação de microrganismos em um ambiente úmido com desprendimento de gás carbônico, água na forma de vapor, energia e a produção de composto (NEUGEBAUER; SOŁOWIEJ, 2017).

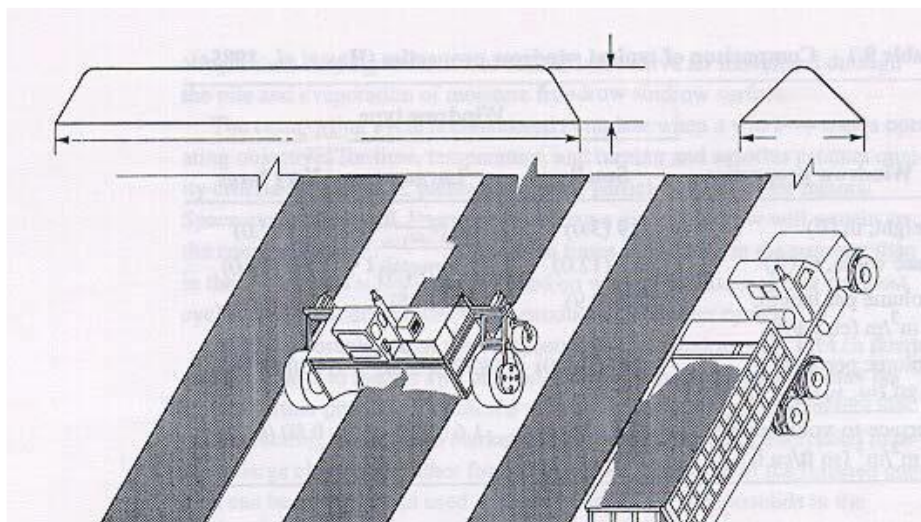
O composto possui característica homogênea e relativamente estável e pode ser empregado como fertilizante orgânico minimizando a necessidade de aplicações de fertilizantes químicos inorgânicos, o que contribui para a mitigação da emissão de gases de efeito estufa (LOUREIRO *et al.*, 2007).

Em virtude da heterogeneidade da matéria orgânica presente na compostagem e das condições de operação das pilhas de composto, há a liberação de CH₄ a partir da decomposição em espaços anaeróbicos que se formam no interior. Já o N₂O, de acordo com estudos realizados nos últimos 20 anos, pode ser produzido a partir da oxidação incompleta da amônia ou via desnitrificação incompleta, pois a matéria orgânica envolvida na compostagem pode variar de resíduos verdes a RSU e esterco (LOU; NAIR, 2009).

De acordo com (ANDREOLI, 2001; FERNANDES, Fernando;; SILVA, 1999; REIS, 2005), existem três métodos para realização do processo de compostagem:

- **Leiras revolvidas ou sistema Windrow** – ilustrada na figura 3, este é o método mais simples e antigo onde o revolvimento das leiras é realizado por equipamentos mecânicos para homogeneização da mistura e entrada de ar na mesma por meio de difusão e convecção.

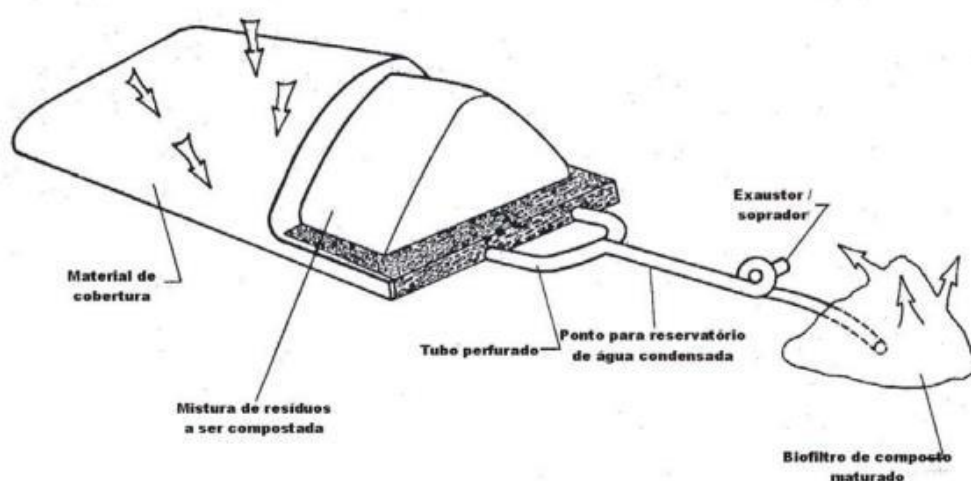
Figura 3 - Exemplo de compostagem com sistema de leiras revolvidas



Fonte: FERNANDES; SILVA (1999)

- **Leiras estáticas aeradas** - As leiras são colocadas sobre uma tubulação perfurada acoplada a um soprador ou exaustor, que injeta ou aspira o ar na massa a ser compostada. Nesse sistema não há nenhum tipo de revolvimento o funcionamento segue conforme figura 4.

Figura 4 - Exemplo de compostagem com sistema de leiras estáticas aeradas



Fonte: FERNANDES; SILVA (1999)

- **Compostagem em reatores biológicos (*in-vessel*)** – Consiste na utilização de dispositivos tecnológicos como digestores e bioestabilizadores de sistema

fechado, que aceleram o processo de compostagem e permitem um maior controle dos odores assim como todos os parâmetros importantes do processo. A figura 5 é um exemplo de composteira *in-vessel*.

Figura 5 - Exemplo de compostagem em reatores biológicos

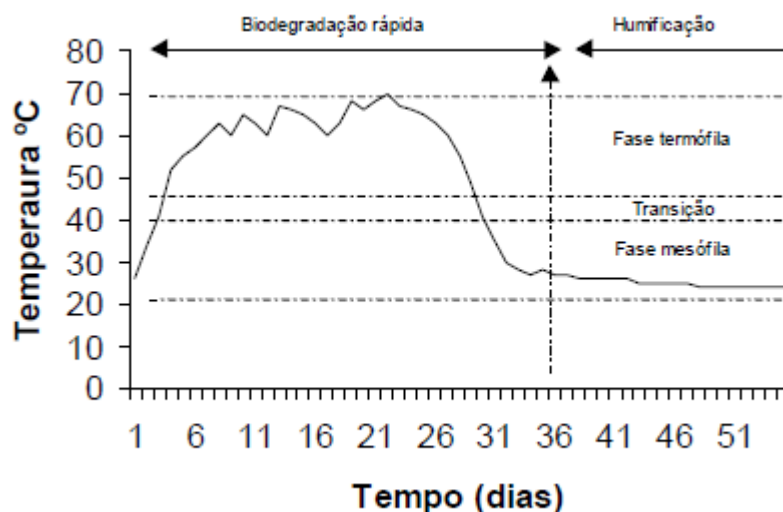


Fonte: UMAINE (2020)

2.2.1.1 – Principais fatores que influenciam na compostagem

De acordo com o exemplo da figura 6, o processo de compostagem se dá em 3 fases, sendo a primeira correspondente à decomposição dos componentes facilmente biodegradáveis do composto cru ou imaturo, na segunda que ocorre em condições termofílicas (45°C a 60°C), há intensa atividade microbiológica e rápida transformação da matéria orgânica com grande consumo de O₂ pelos microrganismos e elevação da temperatura. Por último, na terceira fase, com condições mesofílicas (20°C a 45°C) há a maturação e estabilização, com pequena atividade biológica e polimerização de moléculas orgânicas estáveis num processo conhecido como humificação (KIEHL, 1998).

Figura 6 - Exemplo genérico da evolução da temperatura de uma leira de compostagem



Fonte: FERNANDES, Fernando (1999)

O tempo de cada fase estará diretamente relacionado a fatores físicos e químicos envolvidos no processo, sendo alguns listados abaixo:

Umidade

LELIS; FERREIRA NETO (1999) indica que a umidade da mistura na compostagem estando em torno de 45% e 55% otimizará a velocidade da degradação e a redução de impactos ambientais associados ao processo como também a eliminação dos organismos patogênicos.

Aeração

A aeração garantirá um ambiente aeróbio para ocorrer a oxidação biológica do carbono e consequentemente a produção de energia necessária aos microorganismos que realizam a decomposição.

No início da compostagem onde se há uma maior atividade microbiológica e acúmulo de umidade é recomendado a realização de maior aeração possível. Este processo pode ser realizado por revolvimento das leiras manual, por meios mecânicos e por insuflamento de ar (OLIVEIRA, E. C. A. de O.; SARTORI; GARCEZ, 2008).

O arejamento evita também a formação de maus odores, à medida que diminui as condições de atividades anaeróbias nas leiras e a proliferação de moscas.

Temperatura

A variação da temperatura na compostagem é resultado da atividade dos microorganismos cujo metabolismo é exotérmico e varia conforme citado anteriormente em mesofílica e termofílica. Manter o controle deste parâmetro é importante para garantir um ambiente aeróbio ideal e este controle pode ser realizado com o abaixamento da altura da pilha, irrigação e revolvimento (REIS, 2005).

Relação C/N

A maioria dos autores considera a relação 30/1 como a ideal para compostagem, mas que não pode ser considerado um valor absoluto já que varia de acordo com o material compostado. Uma baixa relação C/N significa elevado teor de nitrogênio podendo ser perdido como amônia causando odores desagradáveis, já uma alta relação limitará o crescimento microbiano e lenta degradação do carbono com temperaturas baixas, devido ao baixo teor de nitrogênio.

Tamanho da Partículas

O tamanhos das partículas dos materiais envolvidos na compostagem influenciam no desempenhos desta a medida que, partículas muito finas ou pequenas diminuem a porosidade e provocam compactação excessiva do material dificultando a aeração da pilha, por outro lado, partículas muito grandes desaceleram o processo de degradação pelos microorganismos (REIS, 2005).

2.2.1.2 Utilização do composto orgânico

A depender do substrato utilizado, o composto orgânico terá um alto potencial agrônômico o que permitirá a comercialização deste para o setor agrícola. No entanto, para isto, é necessário o cumprimento de parâmetros agrônômicos obrigatórios com limites máximos de impurezas, metais pesados e organismos indicadores de patógenos, afim de se obter um produto com qualidade nutricional padronizada pois variações no quantitativo de nutrientes, principalmente nitrogênio

(N), fósforo (P) e potássio (K), influenciam no desenvolvimento de culturas agrícolas e nos impactos ambientais (CESTONARO *et al.*, 2021).

No Brasil, em 14 de janeiro de 2004 foi aprovado o Decreto 4954 que regulamentou a Lei 6.894 sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura e desde então, vem sendo lançado periodicamente Instruções Normativas com atualizações e novas regras para o setor.

A utilização de composto orgânico em substituição dos fertilizantes minerais produzidos por processos industriais contribuirá para a redução de custos do agricultor tendo em vista o alto valor de comercialização destes materiais e os impactos ambientais provocados na sua fabricação e logística até o consumidor, já que boa parte utilizada no Brasil atualmente é exportada.

Ainda é preciso levar em consideração que a depender do substrato e de todo processo de compostagem, o composto produzido possua um teor de nutrientes que não corresponda ao fertilizante substituído e com isso seja necessário investir em fatores corretivos.

A compostagem apesar de ser um procedimento simples e que não exige investimentos altos ainda é pouco presente nos programas de Gestão de Resíduos sólidos. CHEN; ZHANG; YUAN, (2020) reportam que esta escassez se deve principalmente à: informações insuficientes sobre os produtos de compostagem de resíduos orgânicos sólidos, incluindo seu conteúdo de nutrientes e patógenos; fracos incentivos para o uso de produtos de compostagem de resíduos sólidos orgânicos, devido aos benefícios econômicos embutidos não reconhecidos; políticas ou regulamentos deficientes para encorajar a adoção de produtos de compostagem de resíduos sólidos orgânicos.

Outro fator que prejudica a disseminação da compostagem é a necessidade de se ter o processo de triagem e segregação dos resíduos bem estabelecido, porém para isso é necessário um maior investimento em mão de obra e infraestrutura pelos órgãos responsáveis. Com isso, os resíduos orgânicos continuam sendo destinados aos aterros sanitários, superlotando os mesmos e trazendo impactos ao meio ambiente.

2.2.2 Digestão anaeróbia

Como o próprio nome diz, digestão anaeróbia (DA) é um processo que ocorre sem a presença de oxigênio onde a matéria orgânica é degradada por diversos grupos de microrganismos gerando o biogás e um efluente composto por uma fração líquida e outra sólida.

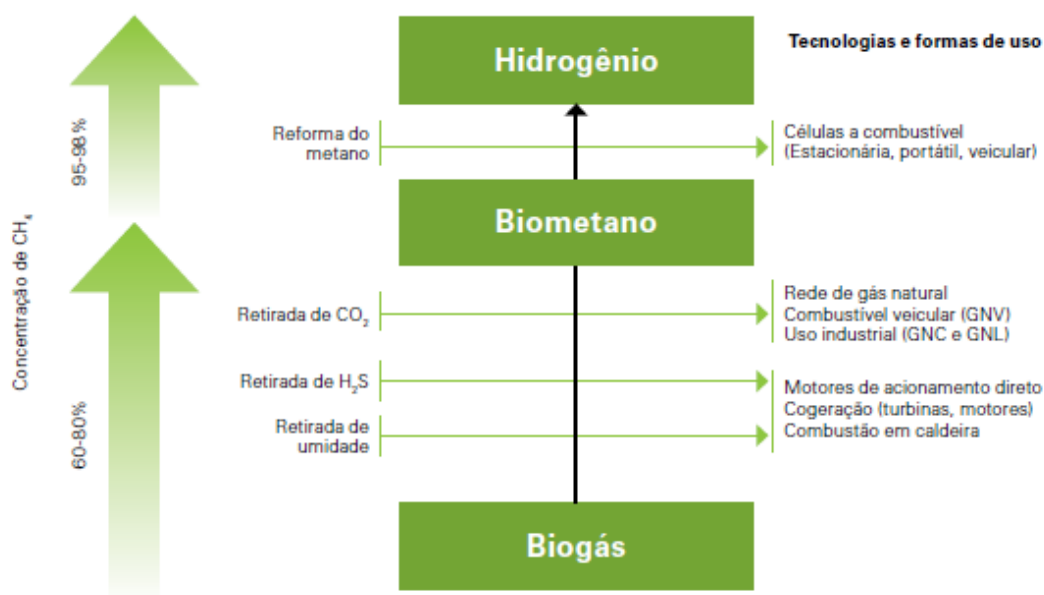
2.2.2.1 Biogás

São várias as matérias orgânicas que podem produzir o biogás, sendo as mais utilizadas atualmente provenientes de esgoto urbano, resíduo orgânico urbano, dejetos da produção de animais e efluentes de indústrias, tais como abatedouros de animais, feculárias, usinas de açúcar e etanol. De acordo com PROBIOGAS (2017) cada um destes é composto por diferentes moléculas orgânicas, sendo que, na maioria dos casos, um grupo de substâncias predomina. Observa-se que o material orgânico com alto teor de carboidratos (cana-de-açúcar, restos de frutas) são convertidos mais rapidamente em biogás, enquanto os com altos teores de gordura (p. ex. plantas oleaginosas) são convertidos mais lentamente, atingindo maiores taxas de produção.

O biogás é composto principalmente por metano (50% - 75% em volume) e dióxido de carbono (25% - 50% em volume). Além disso, o biogás bruto também contém pequenas quantidades de amônia (NH_3), sulfeto de hidrogênio (H_2S), hidrogênio (H_2), oxigênio (O_2), nitrogênio (N_2) e monóxido de carbono (CO) (FNR, 2010; SUN *et al.*, 2015). O biometano é o biogás em sua forma mais “limpa”, ou seja, com a maior concentração de metano possível, na faixa de 94 a 99%.

Através de processos de tratamento e purificação do biogás é possível realizar a remoção dos contaminantes que afetam a qualidade do mesmo e a vida útil dos componentes do sistema em que seja aplicado, assim como o aumento do poder calorífico. O tratamento aplicado será de acordo com a finalidade a que se destinará o gás. Conforme a Figura 7 o aproveitamento térmico do biogás exigirá tratamento mais simples em comparação à utilização como biometano para sua inserção em linhas de distribuição e transporte de biogás, por exemplo.

Figura 7- Indicação de tratamento a ser realizado conforme uso final do biogás



Fonte: GIZ (2015)

Conforme definido em CIBIOGAS (2018), os efluentes, resíduos ou qualquer tipo de matéria orgânica que entram no biodigestor como matéria-prima de um processo de biodigestão, são chamados de substratos. Já a fração líquida resultante do processo é denominada de digestato.

2.2.2.2 Digestato

O digestato é uma mistura líquida de matéria orgânica parcialmente degradada, biomassa microbiana e compostos inorgânicos. Suas características dependem da composição e qualidade do substrato, da tecnologia de digestão anaeróbia adotada e dos parâmetros operacionais do biodigestor (ALBURQUERQUE *et al.*, 2012; CESARO, 2020). Biodigestores que operam com uma alta carga volumétrica e baixo tempo de retenção hidráulica (TRH), por exemplo, produzem digestatos com alta quantidade de matéria orgânica não digerida.

Em plantas de biogás onde há o aproveitamento do digestato, normalmente há a separação mecânica entre as frações líquidas e sólidas que são armazenadas separadamente para fácil manuseio e transporte (MONLAU *et al.*, 2015). A fração líquida contém grande concentração de N (nitrogênio) e K (potássio), enquanto a

fração sólida é composta por grande quantidade de fibras residuais e fósforo (LIEDL; BOMBARDIERE; CHATFIELD, 2006).

De acordo com CASTRO; ESCALANTE (2019) é necessário um devido planejamento nas plantas de biogás quanto ao gerenciamento e tratamento do digestato pois caso contrário o material pode se converter em um problema para a região. Neste sentido os autores citam algumas situações que podem ocorrer neste sentido:

- a) Quando o armazenamento do digestato é realizado em tanques destampados, ocorre a emissão de gases causadores de impactos ambientais como CH_4 , CO_2 , NH_3 e N_2O .
- b) É possível que o processo de biodigestão anaeróbia não se dê de forma completa e por isso o digestato conterá matéria orgânica que se converterá em amônia (NH_3) e metano (CH_4) durante o armazenamento e uso (GUILAYN *et al.*, 2019; MONLAU *et al.*, 2015) ao qual for destinado resultando em perda da eficiência na produção de biogás e impactos ambientais.
- c) Em regiões com médias e pequenas usinas de biogás pode ocorrer geração excedente de digestato provocando a necessidade de transporte deste material, o que acarreta custos com transporte e impactos ambientais devido a mais esta etapa no processo.
- d) A depender do substrato utilizado, é possível que o digestato apresente concentrações de poluentes (patógenos, metais pesados, agrotóxicos, hormônios sintéticos entre outros) em sua composição que proíba a sua utilização na forma bruta ou que necessite de um processo de tratamento.

A digestão anaeróbia é um processo bem estabelecido para a recuperação de resíduos orgânicos, mas sua implementação bem-sucedida torna-se consistente com os princípios da economia circular quando o potencial do digestato puder ser aproveitado inserindo assim a maior parte dos subprodutos na cadeia produtiva e minimizando rejeitos no processo (CESARO, 2020).

Após a caracterização físico-química completa do digestato e suas frações sólidas e líquidas, é possível determinar se o material necessita de pós-tratamento antes de seu uso e assim avaliar alternativas de gestão e aplicação deste produto, que podem ser: aplicação direta em terras de cultivo como fertilizante, recirculação

no processo de biodigestão, uso no cultivo de microalgas, conversão térmica através de gaseificação e pirólise para aproveitamento energético (CASTRO; ESCALANTE, 2019; CESARO, 2020)

2.2.2.3 Classificação dos processos de digestão anaeróbia

Atualmente existem inúmeras tecnologias utilizadas para realização da digestão anaeróbia e a escolha por qual aplicar em um empreendimento deverá levar em conta composição, disponibilidade e características da matéria orgânica a ser utilizada, temperatura de operação, nível de investimento e condições ambientais. É a matéria prima que também definirá a necessidade e o tipo de pré-tratamento deste material.

FNR (2010), classifica os processos de digestão anaeróbia da seguinte forma:

- 1- Quanto ao teor de matéria seca dos substratos:
 - a) Digestão úmida – se o teor de matéria seca no biodigestor for igual ou inferior a 12%
 - b) Digestão seca – se o teor de matéria seca no biodigestor for maior que 15%
- 2- Quanto à temperatura de operação do processo:
 - a) Psicrófilico – abaixo de 25°C
 - b) Mesofílico – entre 37°C e 42°C
 - c) Termofílico – 50 a 60°C
- 3- Quanto ao regime de alimentação:
 - a) Contínuo: a alimentação do digestor é ininterrupta, sendo a vazão de entrada igual a vazão de saída. Esse tipo de regime é utilizado principalmente para biodigestores que realizam o tratamento de esgoto industriais e urbanos.
 - b) Semicontínuo: a alimentação é feita apenas uma vez até completar o tempo de retenção hidráulica (TRH), posteriormente, são adicionadas novas cargas, onde o digestato é descarregado regularmente na mesma quantidade de substrato inserido. Este processo é mais usual em pequenas escalas, como em áreas rurais.
 - c) Batelada: Conhecido também como descontínuo, o processo envolve ciclos de alimentação, digestão e descarte. A alimentação é realizada uma única vez até se findar a biodigestão. Após isso, há o esvaziamento do

biodigestor para nova alimentação iniciando um novo processo de fermentação. Esse regime é utilizado quando a concentração de sólidos no substrato é mais elevada, por exemplo: biodigestão de resíduos da avicultura ou de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU).

Quando o processo de DA envolve mais de um tipo de matéria orgânica, denomina-se codigestão, como por exemplo um substrato formado por resíduos alimentares e esterco bovino. É muito comum a utilização de esterco na função de inóculo, ou seja, o esterco é inserido no biodigestor apenas na etapa de *start-up* a fim de contribuir com consórcios de bactérias acelerando o processo de biodigestão (KUNZ *et al.*, 2019).

4- Quanto ao número de fases

- a) Monofásico – quando as fases de hidrólise e metanização ocorrem no mesmo reservatório.
- b) Bifásico – quando as fases de hidrólise e metanização ocorrem em reservatórios diferentes.

ARSOVA (2010) classifica ainda quanto ao número de reatores utilizados em série. Sendo estágio único quando todas as reações ocorrem em um reator e múltiplos estágios quando têm reações bioquímicas de hidrólise e acidogênese em diferentes reservatórios.

As plantas de biogás são caracterizadas principalmente pelo tipo de biodigestor, ou reator utilizado, como alguns autores preferem definir. Os mais conhecidos atualmente são os do tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), CSTR (*Continuous Stirred Tank Reactor*), lagoa coberta e indiano.

O biodigestor de lagoa coberta (BLC), conhecido também por biodigestor canadense, fluxo tubular, plug flow ou de lona, possui uma tecnologia simples o que também acarreta maior facilidade na construção (PROBIOGAS, 2015).

É construído com geometria piramidal, escavado no solo e impermeabilizado em alvenaria ou com material geossintético, normalmente PVC e PEAD, com as aberturas para a entrada do substrato e saída do digestato, conforme Figura 8. A câmara é coberta por material geossintético flexível que infla conforme o gás é

produzido, servindo como reservatório do biogás, e podendo ser retirada e limpa pelo fácil manuseio (CIBIOGAS, 2018).

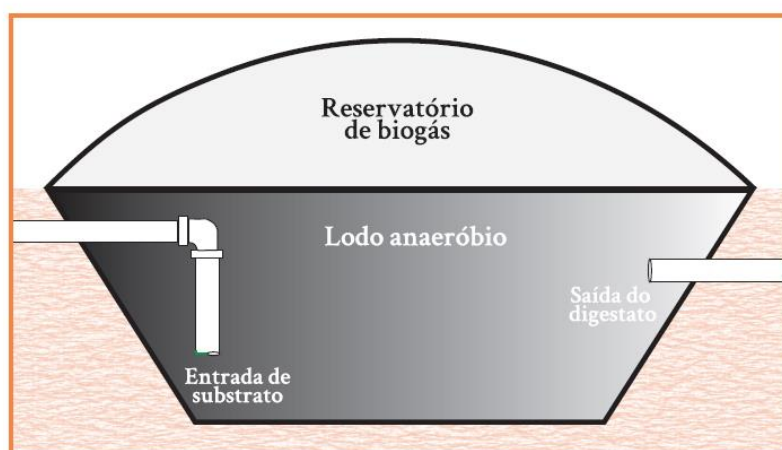
O fluxo tubular é uma variação mais simplificada, onde se faz uso de bolsas de geomembrana parcialmente enterradas e com cobertura que permita a entrada dos raios solares e aquecimento natural (CIBIOGAS, 2018).

Esta tecnologia torna-se bastante vantajosa para lugares de clima tropical pois não se faz necessário investimento em sistemas de aquecimento, porém é possível ter problemas na qualidade do gás devido a umidade que será gerada no processo em virtude da temperatura.

De acordo com PROBIOGAS (2015) a maior dificuldade, ao se utilizar as lagoas anaeróbias cobertas, é a manutenção, um exemplo disso é a dificuldade na remoção da cobertura que armazena o gás para executar qualquer manutenção interna, como a retirada do lodo mais denso acumulado.

É destacado também a necessidade de pré-tratamento do substrato para que estejam com uma baixa carga volumétrica (COV). De acordo com KUNZ *et al.* (2019), o BLC opera com baixa COV e concentração de sólidos totais de até 3% (m.v^{-1}).

Figura 8 - Esquema representativo da visão interna do biodigestor modelo lagoa coberta

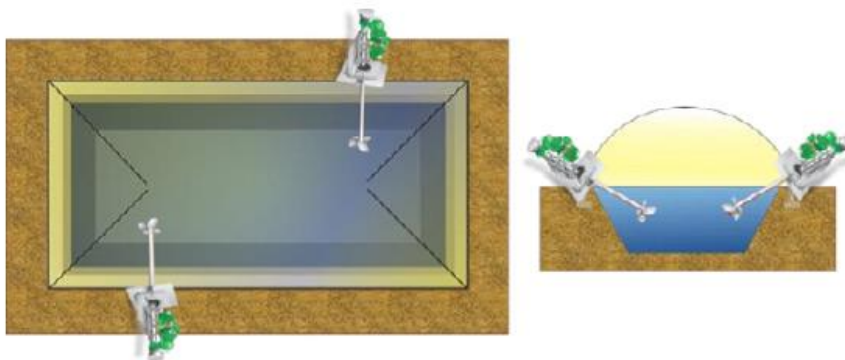


Fonte: KUNZ *et al.* (2019)

O biodigestor lagoa otimizada é uma melhoria do BLC e o principal avanço no sistema é a utilização de agitação mecânica, de modo a criar um ambiente de mistura completa e favorecer a degradação da matéria orgânica (GIZ, 2015),

conforme ilustrado na Figura 9. A agitação também pode ser realizada por meio de um circuito de recirculação do efluente a partir da utilização de outro tanque reservatório, tubulação e bombas.

Figura 9 - Biodigestor Lagoa Coberta otimizado

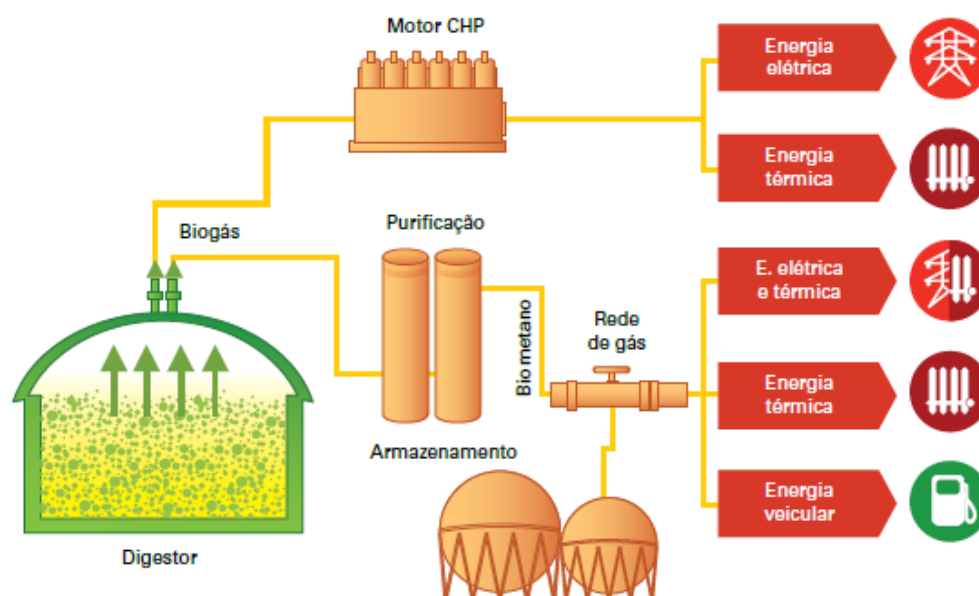


Fonte: KUNZ *et al.* (2019)

2.2.2.4 Aproveitamento energético do biogás

Conforme disposto na Figura 10, são diversas as formas de conversão do biogás em energia, porém a escolha da tecnologia mais adequada irá depender de vários fatores, dentre eles: demandas energéticas da planta, disponibilidade de infraestrutura, mercado de subprodutos, limite de investimento e disponibilidade de mão de obra.

Figura 10 - Meios de aproveitamento energético do biogás e biometano



Fonte: GIZ (2015)

Segundo a Nota técnica – Panorama do Biogás no Brasil em 2021 (CIBIOGÁS, 2022), elaborada pelo CIBIOGÁS-Energias Renováveis a geração de energia elétrica é até o momento a aplicação mais representativa do biogás no país, com 87% das plantas, consumindo 71% do volume de biogás produzido no país. A tabela 1 transcreve o percentual para outras formas de aproveitamento. A nota informa ainda que os estados com maior número de plantas neste ano foram Minas Gerais, Paraná, Goiás, Santa Catarina, São Paulo e Mato Grosso.

Tabela 1 - Classificação por aplicação energética do biogás das plantas em operação no Brasil em 2021.

Principal aplicação energética do biogás	Quantidade de Plantas	Percentual de plantas	Percentual de biogás
Energia elétrica	656	87%	71%
Energia térmica	83	11%	6%
GNR/Biometano	10	1%	23%
Energia mecânica	6	1%	0,6%

Fonte: (CIBIOGÁS, 2022)

Diferente de outras fontes que estão bastante concentradas em determinadas regiões, o biogás tem a vantagem de ser uma fonte de energia bastante distribuída no território, possibilitando a produção de energia próxima ao seu consumo, reduzindo a demanda de energia e de combustíveis das grandes usinas ou de locais distantes.

A matéria prima para produção de biogás está distribuída por quase todas as regiões, como urbanas, industriais ou agrícolas, e isso possibilita que o biogás seja produzido em quase todo o país. Isso aumenta a segurança, a qualidade e a eficiência energética pois, a energia passa a ser produzida de forma distribuída e mais perto dos locais de consumo, podendo até ser produzido pelos próprios consumidores de energia, tornando-os autoprodutores e mais capazes de controlar esse insumo para suas atividades produtivas.

Somada às vantagens apontadas acima, uma característica única do biogás como fonte renovável de energia elétrica é a sua produção orientada pela demanda. Ou seja, ao invés de uma produção contínua de energia as plantas de produção de biogás devem produzi-la em períodos em que a necessidade por energia é maior (MAUKY *et al.*, 2015). Esta característica assegura o fornecimento contínuo de energia e a estabilidade da rede e pode ser obtida pelo armazenamento do biogás ou por mudanças nas técnicas de produção do biogás, que podem ser a variação no regime de alimentação do substrato ou adaptações nas configurações da planta (HAHN *et al.*, 2014).

2.2.3 Aterro Sanitário

A NBR 8.419/1996 (ABNT, 1996), define os aterros sanitários da seguinte forma:

Aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos, consiste na técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza os princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho ou a intervalos menores se for necessário.

Apesar de figurar no país como principal forma de destinação final ambientalmente adequada, decorridos mais de 20 anos da publicação desta norma, diversos aprimoramentos tecnológicos ocorreram e não houve nenhuma atualização da mesma afim de se ter um padrão de qualidade mínimo e garantia de segurança ambiental ampliada (ZANON; PILLA, 2018).

Diferente dos lixões e aterros controlados, os aterros sanitários são constituídos basicamente por: sistema de impermeabilização de base e superior, sistema de drenagem pluvial, sistema de drenagem e tratamento dos líquidos

percolados (chorume), sistema de captação e queima (ou aproveitamento energético) do biogás gerado na decomposição anaeróbia da matéria orgânica, sistemas de monitoramento ambiental, topográfico e geotécnico e jazida de material de recobrimento.

Para construção e operação dos aterros sanitários, a NBR-13896 estabelece exigências relativas à localização, segregação e análise de resíduos, monitoramento, inspeção, fechamento da instalação e treinamento de pessoal. Quanto às emissões gasosas, adverte apenas que o aterro deve ser projetado de maneira a minimizar as emissões gasosas e promover a captação e tratamento adequado das eventuais emissões.

O biogás captado nos aterros é composto por aproximadamente 50% de metano, 40% de dióxido de carbono, 9% de nitrogênio, e concentrações residuais de compostos orgânicos voláteis, poluentes perigosos e outros elementos (SILVA, T. N.; DE SOUZA CAMPOS, 2008). Esta característica permite sua utilização como combustível para geração de energia elétrica ou após um processo de alta purificação sua injeção na rede de gás natural na forma de biometano. Porém nem todos os aterros sanitários que fazem captação de biogás, utilizam desta técnica de aproveitamento energético, apenas fazem a queima via *flare* para proteção de pessoas e do meio devido a natureza inflamável do gás, assim como também, para reduzir a emissão de GEE, por meio da conversão de CH_4 em CO_2 .

A dimensão, o tipo e a duração das emissões dos aterros sanitários dependem da qualidade dos resíduos dispostos, do projeto técnico e a localização do aterro. De acordo com um levantamento realizado por OBERSTEINER *et al.*, (2007) na literatura, espera-se que o aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos tenha um potencial gasoso de 100 a 180 $\text{m}^3/\text{ton MS}$ (matéria seca).

Diferente das tecnologias de destinação de resíduos como compostagem e plantas de biogás, as emissões nos aterros não acontecem instantaneamente ou dentro de um período de tempo limitado, pois mesmo depois de fechado, ao atingir sua capacidade máxima, o aterro continua a emitir GEE por várias centenas de anos, porém em menor quantidade que durante o período de operação (OBERSTEINER *et al.*, 2007).

Para aterros que possuem sistema de recuperação energética do biogás, o aproveitamento é parcial pois não é possível captar o gás gerado em 100% de sua totalidade. Desta forma na concepção destes aterros é necessário um

dimensionamento adequado de forma a maximizar a produção do metano, evitando fugas e desperdícios e aumentando a eficiência de recuperação energética do biogás. Em estudos levantados por LOU; NAIR, (2009), esta eficiência variou de 24% a 60%.

As emissões fugitivas também estarão presentes na queima do biogás através do *flares*, pois a eficiência destes queimadores pode variar de 50% a 90% para modelos do tipo aberto e fechados, respectivamente. Os flares fechados possuem melhor eficiência por permitir condições mais estáveis e duradouras de combustão garantindo a queima completa dos compostos orgânicos (UNFCCC, 2006).

Quanto à situação dos aterros no Brasil, tem-se que 61% dos RSU coletados são enviados para aterros sanitários, porém os sistemas de captura e aproveitamento do biogás ainda não são uma realidade em todas as unidades. De acordo com a plataforma da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Clima, existem 49 projetos de recuperação de biogás registrados no país (ABRELPE, 2020, 2022).

2.3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

REBITZER *et al.* (2004) define Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), da seguinte forma:

uma estrutura metodológica para estimar e avaliar os impactos ambientais atribuíveis ao ciclo de vida de um produto, como mudanças climáticas, destruição do ozônio estratosférico, criação de ozônio troposférico (smog), eutrofização, acidificação, estresse toxicológico em humanos saúde e ecossistemas, esgotamento de recursos, uso da água, uso da terra e ruído - e outros.

Na década de 60 iniciaram-se os estudos de análise de impactos ambientais especialmente num contexto comparativo, porém os primeiros estudos a serem reconhecido como ACVs surgiram somente no final da década de 60 e início da 70 (GUINÉE *et al.*, 2011).

Os estudos de ACV podem contribuir de diversas formas, como: identificando modelos para melhoria do desempenho ambiental de produtos em diversos pontos do seu ciclo de vida; subsidiando a tomada de decisão nas indústrias, organizações governamentais e não governamentais; promovendo a escolha de indicadores de

desempenho ambiental de um determinado produto; contribuindo com informações seguras para o marketing (ABNT, 2014b).

A depender do estudo realizado a ACV pode não ser a única ferramenta necessária para tomada de decisão, é uma técnica de gestão ambiental, porém, não enfoca aspectos sociais e econômicos. Neste sentido entram em ação a Avaliação de Custo de Ciclo de vida (CCV) e Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACV-S) sendo que estas duas ainda não possuem um embasamento normativo em suas metodologias avançado como a ACV a qual é orientada por normas padronizadas pela Organização Internacional de Padronização (ISO).

A CCV avalia o desempenho econômico do produto ou processo por toda a sua vida útil e objetiva principalmente identificar, analisar, avaliar e reduzir o custo geral das principais operações. Com isso é possível conhecer e se aprofundar sobre a vida econômica dos ativos e auxiliar na tomada de decisões dos interessados (SHAFIEE; BRENNAN; ESPINOSA, 2016).

Na ACV-S são analisados os impactos sociais a partir do bem-estar humano relacionados ao processo ao longo do ciclo de vida de um produto, processo, serviços ou sistemas onde as partes interessadas são trabalhadores, consumidores, comunidade local, sociedade e atores da cadeia de valor (JØRGENSEN *et al.*, 2010).

Como este estudo está focado apenas em avaliar cenários de gestão de resíduos no âmbito ambiental, então a metodologia da CCV e ASCV-S não será aprofundada aqui, apenas a ACV.

2.3.1 Estrutura Metodológica para ACV

A ISO 14040 (ABNT, 2014a), divide o estudo da ACV em quatro fases principais:

2.3.1.1 Definição de objetivo e escopo

É a etapa inicial da ACV onde no objetivo é determinado a aplicação pretendida, o público-alvo e as razões para realização do estudo, assim como a intenção da utilização dos resultados. No escopo é definido o sistema de produto a ser estudado, ou seja, o conjunto de processos elementares com fluxos elementares

e de produto, desempenhando uma ou mais funções definidas modelando o ciclo de vida de um produto, que pode ser um bem ou serviço (ABNT, 2014a).

A ISO 14040 (ABNT, 2014a) define fluxo elementar como o material ou energia retirado do meio ambiente que entra no sistema de estudo sem sofrer transformação por ação humana ou que sai dele para o meio ambiente também sem sofrer ação humana subsequente.

Para realização do estudo é necessário ter uma unidade de referência que indique o desempenho quantificado de um sistema permitindo que bens e serviços sejam comparados e analisados, a esta medida é dado o nome de Unidade Funcional (UF) (ABNT, 2014b; REBITZER *et al.*, 2004).

No escopo é determinada a fronteira do sistema, que estabelece os limites do estudo e quais os processos elementares que serão incluídos, ou seja, os estágios de ciclo de vida, as entradas, saídas e os processos.

Objetivamente, a ISO 14040 (ABNT, 2014a) descreve que nesta primeira fase deve constar claramente as funções do sistema de produto ou dos sistemas; a unidade funcional; o sistema de produto a ser estudado; as fronteiras do sistema; procedimentos de alocação; categorias de impacto e metodologia de avaliação de impacto, interpretação subsequente a ser usada; requisito de qualidade dos dados, suposições e limitações; tipo de análise crítica (se aplicável); e o tipo e formato do relatório requerido para o estudo.

2.3.1.2 Análise de inventário do ciclo de vida (ICV)

Esta fase envolve a coleta e cálculo dos dados referentes às entradas e saídas de um sistema de produtos compreendendo o Inventário de Ciclo de Vida. Estes dados podem ser qualitativos e quantitativos como entradas de energia, de matéria-prima, entradas auxiliares, produtos, co-produtos, resíduos, emissões atmosféricas, descargas para água e solo, entre outros aspectos ambientais. O procedimento de cálculo dos dados inclui a validação dos mesmos, correlação de dados a processos elementares e à unidade funcional e por fim o refinamento da fronteira do sistema.

Os dados coletados podem ser medidos, calculados ou estimados, porém devem ser sempre indicados os processos de coleta, a época em que foram coletados bem como locais de origem e referências publicadas. Do mesmo modo, as

técnicas e procedimentos dos cálculos realizados devem ser descritas (ABNT, 2014b).

Se ocorre que o ciclo de vida do produto estudado implica em mais de um produto com valor de mercado e se está interessado em apenas um destes, é necessário aplicar regras de alocação. De acordo com a norma ISO 14040 (ABNT, 2014a), alocar significa distribuir a cada função do processo a sua quota-parte de responsabilidade pelas cargas ambientais causadas pelos processos e transportes num ciclo de vida (GUTIERREZ, 2014).

2.3.1.3 Avaliação de Impacto do Ciclo de vida (AICV)

É a análise dos resultados do ICV, na determinação de identificar o potencial dos impactos ambientais associados. Os dados dos inventários são analisados de forma quantitativa associando-os à impactos ambientais específicos de acordo com o método empregado de forma a atender o objetivo e escopo do estudo (RODRIGUES, 2017).

A ISO 14044 (ABNT, 2014b) divide e define a AICV em três etapas obrigatórias, conforme abaixo:

- **Seleção das categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização**

A seleção das categorias de impactos deve estar alinhada aos objetivos e escopo do estudo e representar os impactos relacionados às entradas e saídas do sistema de produto. Estas categorias selecionadas devem ser baseadas em um acordo internacional ou aprovado por uma entidade internacional competente.

O indicador da categoria de impacto, determina quantitativamente a categoria e o modelo de caracterização definem as condições para mensuração da categoria de impacto e deve estar baseado em um mecanismo ambiental específico e identificável e/ou em observação empírica reproduzível.

- **Correlação dos resultados do ICV às categorias de impacto selecionadas (classificação)**

Corresponde à destinação dos resultados do inventário às suas determinadas categorias de impacto. Neste contexto pode ocorrer de

um determinado resultado equivaler para mais de uma categoria de impacto.

- **Cálculo dos resultados dos indicadores de categoria (caracterização)**

É o cálculo realizado para obtenção de um resultado numérico do indicador de cada categoria utilizando fatores de caracterização, onde o método utilizado, a escolha de valores e os pressupostos utilizados devem ser demonstrados e satisfazer o objetivo e escopo do estudo.

Existem quatro elementos não obrigatórios na AICV, mas que podem fornecer maiores subsídios para o processo seguinte da Interpretação, são eles:

- Normalização.
- Agrupamento:
- Ponderação
- Análise da qualidade dos dados

A escolha para utilização ou não de um destes elementos está também atrelada ao objetivo e escopo do estudo.

As categorias de impactos ambientais podem ser classificadas de acordo com seu nível de avaliação em *midpoint* e *endpoint*. A primeira refere-se aos indicadores atrelados ao processo intermediário que pode provocar o impacto antes de chegar ao ponto final, ou seja, os processos físicos, químicos e biológicos. Estas categorias podem ser Mudanças Climáticas, Eutrofização, Uso da água, Uso da terra, Depleção de Recursos Naturais, entre outros. As categorias *endpoint* estão relacionadas aos danos de um ponto de vista mais amplo de abrangência, considerando todo o processo de geração do impacto até seu ponto final, como por exemplo saúde humana, depleção de recursos e qualidade do ecossistema (CRESPO; BUENO; ROBERTO, 2016).

A categoria de impacto Mudanças Climáticas, a qual será abordada neste estudo, está relacionada à quantificação das emissões dos Gases de Efeito Estufa CO₂, CH₄ e N₂O, com a aplicação dos fatores de caracterização expressos através do Potencial de Aquecimento Global para o horizonte de tempo de 100 anos (GWP100), em kg de CO₂eq/kg de emissão, seguindo diretrizes do IPCC (2014).

Hoje já existem diversos métodos de AICV utilizados mundialmente e cada um possui seu nível de avaliação de impacto, as categorias de impacto

contempladas, abrangência de aplicação e procedimentos de cálculo. CML 2002, Eco-Indicator-99, LUCAS, ReCiPe, EPS 2000, são alguns dos métodos existentes e cada uma possui sua própria metodologia e determinadas categorias de impacto. Desta forma, pode-se concluir que para um mesmo ICV os resultados de diferentes métodos serão também diferentes.

2.3.1.4 Interpretação do ciclo de vida

É a última fase da ACV e como próprio nome diz, é a interpretação do estudo, a fim de se ter as constatações e conclusões dos resultados da ICV e da AICV, consistentes com o objetivo e escopo definidos no início.

A NBR ISO 14.044 ABNT (2014a) estabelece que nesta fase estão inclusos os seguintes elementos:

- Identificação de problemas significativos, baseado nos resultados das fases do ICV e AICV;
- avaliação do estudo, considerando verificações de completeza, sensibilidade e consistência
- conclusões, limitações e recomendações

A depender do objetivo e escopo do estudo realizado, as constatações da interpretação do ciclo de vida serão as conclusões ou recomendações ou limitações que serão adotadas pelos tomadores de decisão ou público alvo (ABNT, 2014b).

Nesta fase são identificadas questões significativas a fim de considerar as implicações dos métodos utilizados, os pressupostos adotados (regras de alocação, pontos de corte, seleção de categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos., etc.,) nas fases precedentes. Essas questões podem ser fluxos elementares, processos elementares e categorias de impacto, por exemplo.

2.3.2 Base de dados e ferramentas computacionais para realização da Análise do Ciclo de Vida

Atualmente já existem diversos *softwares* de ACV disponíveis no mundo que auxiliam a aplicação da técnica e variam na aplicabilidade, funcionalidades e licenciamento. Com o elevado número de dados que precisam ser processados em uma ACV, a utilização destes *softwares* agilizam os cálculos e auxiliam na

visualização e gestão de todo o sistema analisado ao longo do processo permitindo também uma melhor confiabilidade dos resultados.

É importante destacar que para a realização da ACV através dos *softwares* faz-se necessário uma base de dados que fornecerá as informações necessárias sobre a cadeia produtiva dos produtos. A elaboração das bases de dados surge da colaboração entre os usuários da ACV, principalmente entre academia, empresas e governo (OLIVEIRA, 2019).

Desta forma, a disponibilidade de base de dados torna-se um desafio para realização de algumas ACV, pois, poucos países possuem um banco de dados de ICV abrangente e confiável. Assim, muitos inventários são realizados a partir de dados de outros países, o que acaba acarretando imprecisão nos resultados. Uma das bases de dados mais importantes do mundo é a *Ecoinvent*, que possui dados mundiais e principalmente da Europa.

A base de de dados Ecoinvent é atualizada anualmente para inclusão de dados novos e atualizados e atualmente contém mais de 18.000 conjunto de dados confiáveis de inventários de ciclo de vida, cobrindo uma variedade de setores e vários métodos de avaliação de impacto e suas correspondentes categorias de impacto. Atualmente, a versão mais atual do banco é a *Ecoinvent v3.9.1*. (ECOINVENT, 2023).

Obtendo-se a licença da base de dados, é possível inseri-la no *software* para realização do estudo de ACV, o qual pode ser também gratuito ou pago. Os softwares mais utilizados atualmente são SimaPRO, GaBI, OpenLCA, CML e Umberto (OLIVEIRA, 2019). Destes 5, apenas o OpenLCA possui versão gratuita.

2.4 MUDANÇAS CLIMÁTICAS

O IPCC - Painel Intergovernamental sobre Mudança Climática, através do IPCC (1995), define Mudança Climática como “qualquer mudança no clima ao longo do tempo, seja devido à variabilidade natural ou como resultado da atividade humana”.

A mudança climática é induzida pelo homem principalmente através da queima de combustíveis fósseis, para geração de eletricidade, funcionamento de veículos ou na indústria, das emissões atmosféricas na disposição de resíduos e tratamento de efluentes, do uso de fertilizantes químicos e da queima de vegetação ou biomassa. Essas atividades promovem a emissão de gases como dióxido de

carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), CFCs - clorofluorcarbonos, hidrofluorcarbonos (HFCs), perfluorcarbonos (PFCs) e hexafluorsulfúrico (SF₆) os quais foram categorizados como gases de efeito estufa (GEE).

Dióxido de carbono, metano e óxido nitroso possuem origem natural e humana, enquanto os clorofluorcarbonos são produzidos apenas industrialmente. Além disso, os gases também variam entre o tempo de vida atmosférico. O dióxido de carbono, os clorofluorcarbonos e o óxido nitroso são eliminados lentamente da atmosfera levando décadas a séculos porém, o metano e alguns dos CFCs têm um curto tempo de vida (cerca de 12 anos), porém é um GEE muito potente que absorve expressiva quantidade de energia (IPCC, 1992).

O aumento da concentração destes gases intensifica o aquecimento global e está fortemente relacionado ao crescimento populacional e econômico que impulsionam mudanças no estilo de vida, no uso de energia, nos padrões de uso da terra, na tecnologia e nas políticas climáticas. De acordo com o “Relatório Especial do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas sobre o Aquecimento Global de 1,5 °C, estima-se que ações antrópicas tenham causado cerca de 1,0°C de aquecimento global acima dos níveis pré-industriais e é provável que o aquecimento global atinja 1,5°C entre 2030 e 2052, caso continue a aumentar no ritmo atual (IPCC, 2018).

Como consequência deste desequilibrado aumento, tem-se mais aquecimento e mudanças duradouras em todos os componentes do sistema climático aumentando a probabilidade de impactos severos, generalizados e irreversíveis para pessoas e ecossistemas.

2.4.1 O Potencial de Aquecimento Global

Afim de se obter uma medida dos efeitos radiativos relativos às emissões dos gases de efeito estufa, o IPCC introduziu no primeiro relatório de avaliação de mudanças climáticas, o índice *Global Warming Potential* (GWP) ou Potencial de Aquecimento Global, o qual é definido em IPCC (2014) como “um índice que mede a força radiativa após a emissão de uma unidade de massa de uma determinada substância, acumulada ao longo de um horizonte de tempo escolhido, em relação ao da substância de referência, o dióxido de carbono (CO₂)”.

O uso do GWP permite que as reduções das emissões do gás metano, óxido nitroso e outros compostos de alto GWP sejam transformadas em “dióxido de

carbono equivalente” (CO₂eq). Na tabela 2, estão indicados os fatores de equivalência em carbono na métrica do GWP, contidos no relatório AR-5 (*Fifth Assessment Report*) do IPCC, lançado em 2013, para horizontes de 20 e 100 anos.

Tabela 2 - Potencial de aquecimento global

	GWP 20 anos	GWP 100 anos
CO ₂	1	1
CH ₄	84	28
CH ₄ fóssil	85	30
N ₂ O	264	265

Fonte: (IPCC, 2013)

As métricas de cálculos destes valores são periodicamente revisadas pelos grupos de trabalho do IPCC e quando sofrem variações são divulgados através de um novo *Assessment Report*.

A escolha da métrica de emissão e do horizonte de tempo depende do tipo de aplicação e do contexto político, além disso, todas têm deficiência e incertezas relativas associadas. O GWP de 100 anos (GWP100) foi adotado pela Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (UNFCCC) no Protocolo de Quioto tem sido amplamente utilizado como métrica padrão e por isso a que também será assumida aqui neste estudo.

2.4.2 O Aquecimento Global no Brasil

Desde o início dos lançamentos dos AR's, pelo IPCC que os eventos de ações climáticas vêm aumentando em todos os níveis de governança, inclusive entre organizações não governamentais, grandes e pequenas empresas e a sociedade. No Brasil, em 2009 foi instituída a Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), oficializando o compromisso voluntário do Brasil junto à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC) de redução de emissões de gases de efeito estufa entre 36,1% e 38,9% das emissões projetadas até 2020.

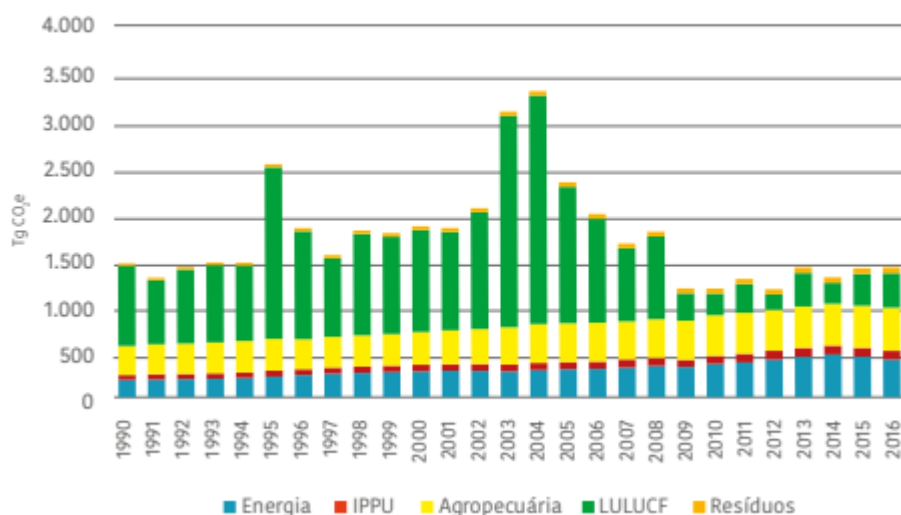
Para isso o Brasil assim como outros países signatários, assinou o acordo com a UNFCCC para apresentar periodicamente seus Inventários Nacionais de

Emissões Antrópicas por Fontes e Remoções Antrópicas por Sumidouros de Gases de Efeito Estufa (GEE) não controlados pelo Protocolo de Montreal.

Os inventários devem ser elaborados de acordo com as diretrizes do IPCC e contemplar os setores de energia, agropecuária, resíduos, processos industriais e uso de produtos (IPPU) e uso da terra compreendendo mudança do uso da terra e floresta (LULUCF). A apresentação dos dados deve ser em unidade absoluta de gás podendo assim utilizar a métricas do GWP e os principais gases inventariados são CO₂, CH₄, N₂O, SF₆, HFCs e PFCs (MCTI, 2022).

O último Inventário Nacional Brasileiro emitido na Quarta Comunicação Nacional, MCTI (2022), contempla emissões de GEE do Brasil de 1990 a 2016. De acordo com o gráfico da figura 11, as emissões ao longo destes 26 anos variaram no quesito emissões por setor onde percebe-se uma variação intrinsecamente relacionada ao crescimento populacional e econômico com o aumento das emissões nos setores da agropecuária e energia.

Figura 11 – Série histórica de emissões e remoções de GEE do BRASIL



Fonte: MCTI (2022)

No ano de 2016 o setor Agropecuária contribuiu majoritariamente sendo de 33,2% do total das emissões seguido pelo setor Energia com 28,9% e o setor LULUCF com 27,1%. Já os setores IPPU e Resíduos contribuíram com parcelas menores de emissões, representando 6,4% e 4,5%, respectivamente. Neste ano o GEE mais emitido foi o CO₂, seguido pelo CH₄ e N₂O.

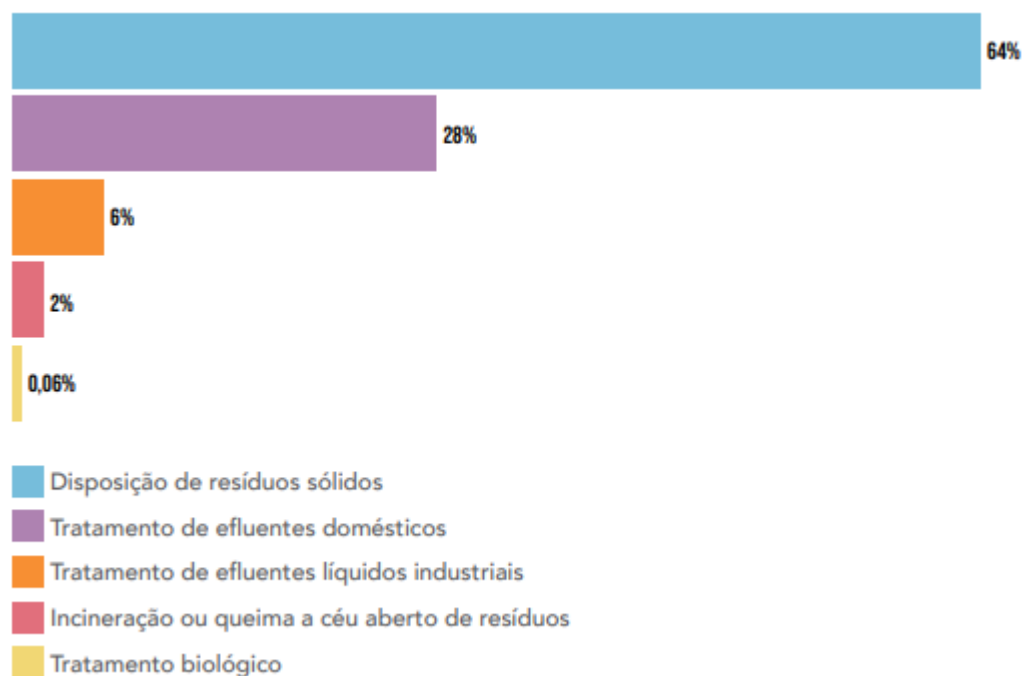
De acordo com o Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG), uma iniciativa do Observatório do Clima, “o Brasil ocupa o quinto lugar entre os maiores poluidores climáticos, com cerca de 3,2% do total mundial ficando atrás apenas de China, EUA, Rússia e Índia” (SEEG, 2021).

Refinando a análise para o gás CH₄, o segundo maior GEE responsável pelo aquecimento global, o maior emissor deste gás no Brasil é o setor de agropecuária (71,8%) e logo é seguido pelo setor de resíduos (15,8%).

2.4.3 As emissões de GEE no setor de resíduos

No setor de resíduos, de acordo com a figura 12, as emissões do ano de 2020, tiveram a maior parte oriundas dos resíduos em sólidos em aterros controlados, lixões e aterros sanitários (64%), seguida pelo tratamento de efluentes líquidos domésticos (28%), tratamento efluentes líquidos industriais (6%), incineração ou queima a céu aberto (2%) e, com menor contribuição, o tratamento biológico por meio de compostagem (<1%) (SEEG, 2021).

Figura 12 - Distribuição das emissões do setor de resíduos em 2020



Fonte: SEEG (2021)

O percentual total de emissões no setor de resíduos em comparação aos demais é um dos menores, porém em virtude do alto teor de metano o que o desloca

para segundo lugar como emissor, este setor se torna um bom alvo para políticas de redução imediata das emissões de GEE e atendimento de metas de acordos climáticos.

Esta mitigação pode ocorrer através da redução gradativa dos resíduos orgânicos em aterros sanitários e aproveitamento energéticos via tratamento biológico, recuperação ou queima do biogás gerado por aterros, erradicação de lixões, aproveitamento de biogás de estações de tratamento de esgotos.

É importante atenção ao ponto que este levantamento de emissões, compreende apenas o processo de tratamento e disposição e não leva em conta coleta, segregação, transporte e recuperação dos produtos gerados.

2.5 ACV APLICADA AOS ESTUDOS DO EFEITO DA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO AQUECIMENTO GLOBAL

A avaliação, monitoramento, reporte e verificação das emissões dos GEE vem sendo cada vez mais realizadas e implantadas por organizações para subsidiar políticas de redução do efeito de produtos ou serviços sobre o Aquecimento Global.

Alguns estudos denominam o inventário das emissões dos GEE de um determinado produto ou serviço, como pegada de carbono (WBCSD; WRI, 2011). DIAS; ARROJA (2012) afirmam que “a pegada de carbono é geralmente definida como o somatório das emissões diretas e indiretas de GEE durante todo o ciclo de vida de um produto, bem ou serviço”.

No ano de 2015, a *International Organization for Standardization* (ISO), lançou a ISO TS 14067 que detalha os princípios, requisitos e orientações para quantificação e comunicação da pegada de carbono de produtos, o que contempla mercadorias e serviços. Esta norma é baseada nas normas sobre Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), a ISO 14040 e ISO 14044 e estabelece que em um estudo de pegada de carbono de um produto, as quatro fases da ACV devem ser realizadas e que a terceira fase, de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida, deverá ser limitada à análise das emissões de gases de efeito estufa e à categoria de impacto correspondente ao aquecimento global (ABNT, 2010).

Para o setor de gestão de resíduos sólidos, a técnica da ACV já vem sendo utilizada há bastante tempo para avaliação não só do impacto sobre o Aquecimento Global, mas também de muitas outras categorias de impacto, são poucos os estudos que contemplam apenas esta categoria.

LAURENT *et al.* (2014) encontrou que desde 1990 vários estudos de revisão de literatura investigaram a aplicação da ACV no campo da gestão de resíduos sólidos, porém com foco limitado a determinados aspectos metodológicos, tipos específicos de resíduos ou sistemas de gestão de resíduos em virtude da particularidade que cada ACV exige. Contudo todos os estudos convergem para a obtenção dos resultados dos cenários que causem menores impactos ambientais e contribuam para tomadas de decisão.

Tendo em vista que a normativa para a pegada de carbono aconteceu apenas em 2015 e para facilitar a comparação com outros estudos já realizados, evitando análises tendenciosas de metodologias diferentes, neste a quantificação do potencial de aquecimento global foi realizada seguindo o pensamento de ciclo de vida e a normativa da ACV. A seguir são exemplificados alguns que contemplam a análise do efeito sobre o aquecimento global de diferentes tecnologias de tratamento e disposição de resíduos sólidos, com intuito de verificar os cenários analisados e os de maior impacto para esta categoria.

MONDELLO *et al.* (2017) avaliaram 5 cenários para tratamento de resíduos de alimento produzido por uma grande empresa de varejo operando em Messina (Itália) compreendendo o envio para aterro sanitário, incineração, compostagem, digestão anaeróbia e bioconversão por meio da ação do inseto *H. illucens* para produzir composto e larvas secas para serem usadas, respectivamente, como fertilizante e uma possível fonte para a formulação de ração para peixes. Os maiores impactos ambientais partiram dos cenários de aterro e incineração, enquanto os melhores desempenhos ambientais do cenário de bioconversão em todas as categorias de impacto, exceto para Aquecimento Global em que o tratamento de digestão anaeróbica apresenta o menor impacto ambiental.

RODRIGUES (2017) utilizou a ferramenta de ACV para realiza um estudo similar ao proposto aqui, analisar cenários de destinação/aproveitamento de resíduos orgânicos de uma universidade no Brasil, porém com AICV para as categorias acidificação, eutrofização, mudanças climáticas e potencial de toxicidade humana e aplicação de Avaliação Multicritério de Apoio à Decisão (MCDA). Os cenários avaliados foram: aterro sanitário sem e com recuperação energética, compostagem, digestão anaeróbia com geração de energia e geração de GLP onde se concluiu que as alternativas que utilizam a DA como forma de tratamento do RSO

possuem os melhores resultados quando consideramos os danos ao ambiente através dos potenciais de mudanças climáticas.

SOLORACH *et al.* (2019) direcionou a ACV pra estimar a demanda de energia e a pegada de carbono do tratamento com a prevenção do desperdício de alimentos para identificar opções mais sustentáveis. Desta maneira, o escopo do estudo englobou desde a produção agrícola dos alimentos até o fim da vida de quaisquer produtos ou recursos produzidos pelas rotas de tratamento de resíduos e as rotas de tratamento incluídas foram digestão anaeróbica com utilização de biogás, compostagem *in-vessel*, incineração com recuperação de energia e aterro com utilização do gás gerado. Por fim, concluiu-se que a digestão anaeróbica é a melhor opção para reduzir a demanda de energia e a pegada de carbono do tratamento de resíduos alimentares.

Em MENDES; ARAMAKI; HANAKI (2003) a avaliação do ciclo de vida foi realizada para cinco cenários de gestão de resíduos da cidade de São Paulo, sendo eles: deposição em aterro, deposição em aterro com valorização energética, compostagem, compostagem seguida de tratamento de gases (composto com biofiltro) e biogaseificação. Foram avaliadas as categorias de impacto potencial de aquecimento global, potencial de acidificação e potencial de enriquecimento de nutrientes e foi constatado que o aterro sanitário foi o cenário com maiores impactos ambientais, exceto no caso do potencial de acidificação, em que a compostagem apresentou o maior potencial e mesmo com a geração de eletricidade a partir do gás de aterro a disposição em aterro ainda é uma opção com altos impactos ambientais. Já o cenário de biogaseificação apresentou o menor potencial de acidificação e o de compostagem com biofiltro apresentou o menor potencial de enriquecimento de nutrientes.

AHAMED *et al.* (2016) comparou os impactos para incineração, digestão anaeróbia e fabricação de biodiesel através dos resíduos de alimentos de Cingapura, através das categorias potencial de acidificação, potencial de eutrofização, potencial de aquecimento global em 100 anos (GWP100) e demanda cumulativa de energia para ajudar a identificar um método apropriado de gerenciamento do resíduo para sociedades urbanas. Incineração apresentou pior resultado para todas as categorias de impacto para aquecimento global e potencial de acidificação a melhor tecnologia foi a digestão anaeróbia e fabricação de

biodiesel representou menor impacto para potencial de eutrofização e demanda de energia.

A tabela 3 traz um resumo dos estudos levantados indicando os cenários com maior e menor impacto no potencial de aquecimento global.

Tabela 3 - Estudos relacionados aos impactos do gerenciamento de resíduos com uso da técnica da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) indicando o de maior impacto sobre o Aquecimento Global (em vermelho) e o de menor impacto (em verde)

Autor	Unidad e Funcional	Fronteiras	Cenários considerados					
			AS sem RE	AS com RE	CO	DA	IC	Outros
MONDELLO <i>et al.</i> (2017)	1t de RA	Portão ao túmulo		x	x	x	x	x
RODRIGUES (2017)	1t de RSO	Portão ao túmulo	x	x	x	x		
SLORACH <i>et al.</i> (2019)	1t de RA	Berço ao túmulo		x	x	x	x	
MENDES; ARAMAKI; HANAKI (2003)	1t de RSU	Portão ao túmulo	x	x	x			x
AHAMED <i>et al.</i> (2016)	1t de RA	Portão ao túmulo				x	x	x

Fonte: A autora (2023)

Observa-se que a maior parte dos estudos realizam a análise de várias categorias de impacto visto que com a disponibilidade de *softwares* e base de dados locais, esta análise se torna menos complexa e mais completa para uma tomada de decisão. Além destes apresentados, há muitos outros compreendendo cenários com emprego de tecnologias de tratamento trabalhando integradas, unidades funcionais englobando resíduos orgânicos e inorgânicos e avaliações de ciclo de vida com outros enfoques, como as econômicas e sociais.

Este estudo apesar de compreender apenas uma categoria de impacto, apresenta minuciosamente a origem de todos os dados e considerações realizadas no estudo de ACV o que é bastante importante tendo em vista a sensibilidade que a técnica possui diante de variações de dados de entrada e cenários considerados.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 LOCAL DE ESTUDO

A UFPE está distribuída em três *campus*: Recife, Caruaru e Vitória de Santo Antão, porém esta pesquisa abordará apenas o contexto do *campus* Joaquim Amazonas - Recife, o qual está situado no bairro Cidade Universitária (zona oeste do Recife), que abrange uma área de 160 hectares onde frequentam diariamente cerca de 45.000 pessoas (DE SOUSA *et al.*, 2021b, 2021a).

De acordo com levantamento realizado por FERREIRA (2014), o *campus* Recife possui 13 empreendimentos de fornecimento de refeições sendo o Restaurante Universitário o maior gerador de resíduos que junto aos demais produz semanalmente uma média de 7 toneladas de resíduos, constituído basicamente por restos de preparo e consumo de alimentos como cascas de frutas e verduras, restos da limpeza de carnes, ossos, sobra das refeições, ou seja, matéria orgânica de origem comercial (UFPE, 2020).

Outras biomassas residuais geradas no *campus* em grande quantidade são os resíduos de podas, jardinagem, capinação e varrição provenientes da limpeza e manutenção dos parques e jardins do *campus*, que resumidamente trataremos como, resíduos de podas. Tendo em vista que 80% da área do *campus* é formada por parques e jardins, semanalmente, são geradas em média 70 toneladas destes resíduos (DE SOUSA *et al.*, 2021b).

A coleta dos resíduos de podas é realizada diariamente por empresas terceirizadas e desde o ano de 2019, cerca de 25 toneladas são enviadas semanalmente ao pátio de compostagem juntamente com os resíduos de alimentos e o restante para o aterro CTR Candeias localizado a 18 km do *campus*.

O pátio de compostagem está localizado na Biorrefinaria Experimental de Resíduos Sólidos Orgânicos (BERSO), situada no Departamento de Energia Nuclear (DEN) do *campus* Recife da UFPE. Criada em 2019, a BERSO tem o objetivo de promover um modelo de integração de tecnologias para tratamento de resíduos sólidos orgânicos, assim como ser um local para educação ambiental, capacitação e pesquisa nesta temática (DE SOUSA *et al.*, 2021b).

Atualmente a estrutura da BERSO compreende além do pátio de compostagem, uma planta de digestão anaeróbia com motor de combustão

associado, uma horta orgânica, um sistema de aproveitamento de águas pluviais, uma planta de biodiesel, uma estufa para estudos de compostagem e um ambiente para reuniões e treinamentos (figura 13).

Figura 13 – Estrutura da Biorrefinaria Experimental de Resíduos Sólidos Orgânicos (BERSO)

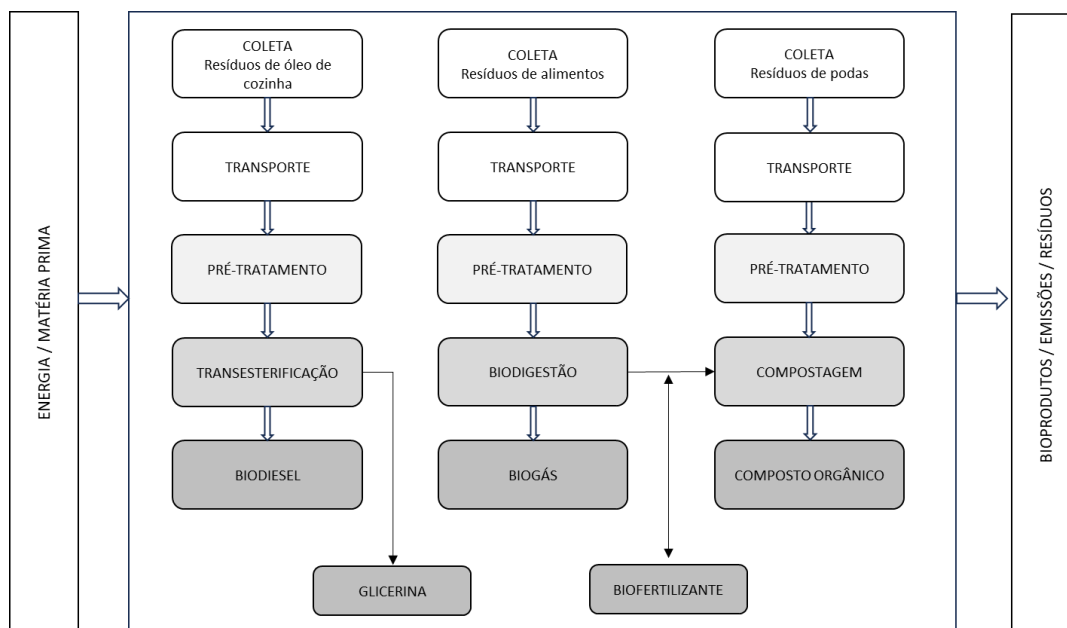


Fonte: Página web da BERSO¹

Segundo XU *et al.* (2022), as biorrefinarias integradas compreendem a implementação de várias tecnologias de conversão de resíduos em *tandem* ou em série, gerando uma bioeconomia circular com recuperação mais eficaz de cada fluxo de reutilização para obter uma variedade de produtos, incluindo biocombustíveis, produtos químicos e biomateriais. E foi com este objetivo que a BERSO foi criada e tem se desenvolvido a partir de projetos e estudos de alunos da graduação e pós graduação. Na figura 14, a seguir é possível entender como as tecnologias estão integradas.

¹ <https://www.berso.org/>

Figura 14 - Fluxograma geral simplificado da Biorrefinaria Experimental de Resíduos Sólidos Orgânicos da Universidade Federal de Pernambuco



Fonte: DE SOUSA *et al.* (2021b)

Antes da pandemia de COVID-19, onde se tinham todos os restaurantes funcionando, 7t de resíduos de alimentos gerados no *campus* semanalmente eram enviados diariamente à BERSO onde uma fração era tratada no pátio de compostagem e outra no biodigestor anaeróbio para realização de pesquisas para o aproveitamento energético desses resíduos.

Para esta metodologia será considerada a situação do *campus* antes da pandemia com a operação “full” de todos os restaurantes e geração diária de 1 tonelada de resíduo alimentar e 10 toneladas de resíduos de podas, jardinagem, capinação e varrição, totalizando assim 77 toneladas de resíduo orgânico por semana.

3.2 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

3.2.1 Definição de Objetivo e escopo

O objetivo deste ACV é a comparação de 3 cenários de destinação e aproveitamento dos resíduos orgânicos do *campus* Joaquim Amazonas – Recife da UFPE, a fim de quantificar as emissões de gases de efeito estufa e realizar análises

das influências dos processos envolvidos. Deste modo, a AICV abrangerá apenas a categoria de impacto Aquecimento Global.

a) Unidade Funcional

A unidade funcional adotada foi 1t de resíduo orgânico tendo em vista que o estudo visa definir qual a melhor técnica de aproveitamento e/ou destinação deste material da Universidade. Essa unidade foi estabelecida tendo em consideração que aproximadamente 9% e 91% dos resíduos orgânicos são compostos por resíduos de alimentos e de podas, respectivamente.

b) Delimitação das Fronteiras do Sistema

A fronteira do sistema deste estudo inicia na etapa de retirada do resíduo orgânico segregado dos pontos de coleta da Universidade até sua destinação final, ou seja do “portão ao túmulo” tendo em vista que se pretende avaliar o impacto da gestão dos resíduos orgânicos e não há nenhuma carga ambiental embutida, resultante de processos anteriores. Desta forma foi considerado a coleta do resíduo, o seu tratamento e a disposição final dos produtos gerados em cada cenário.

Como se trata de uma análise comparativa, a escolha dos cenários compreendeu os cenários desejáveis para implantação a longo prazo de acordo com a Política de Gestão de Resíduos Sólidos da UFPE (UFPE, 2020).

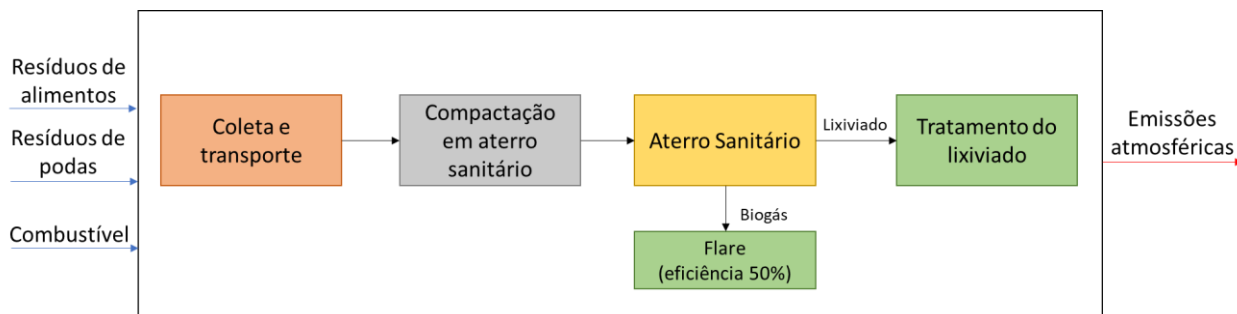
Cenário 1 - Destinação dos resíduos orgânicos para aterros sanitários convencionais.

Este é o cenário base, onde todo o resíduo orgânico é destinado ao aterro sanitário CTR (Central de Tratamento de Resíduos) Candeias e foi assumido que não há aproveitamento energético neste, nem por meio de incineração nem por recuperação do biogás produzido para geração de energia elétrica ou tratamento para produção de biometano com outro fim.

Apesar de o CTR Candeias já possuir sistema de captação de biogás e aproveitamento deste para geração de energia elétrica, neste estudo não foi considerado esta situação pois objetivou-se obter um resultado mais similar a da maior parte dos municípios brasileiros, onde os aterros não utilizam desta tecnologia.

A figura 15 indica todas as entradas e saídas e processos elementares envolvidos no cenário 1.

Figura 15 – Sistema de produto para o cenário 1 com delimitação das fronteiras, processos, entradas e saídas



Fonte: A autora (2023)

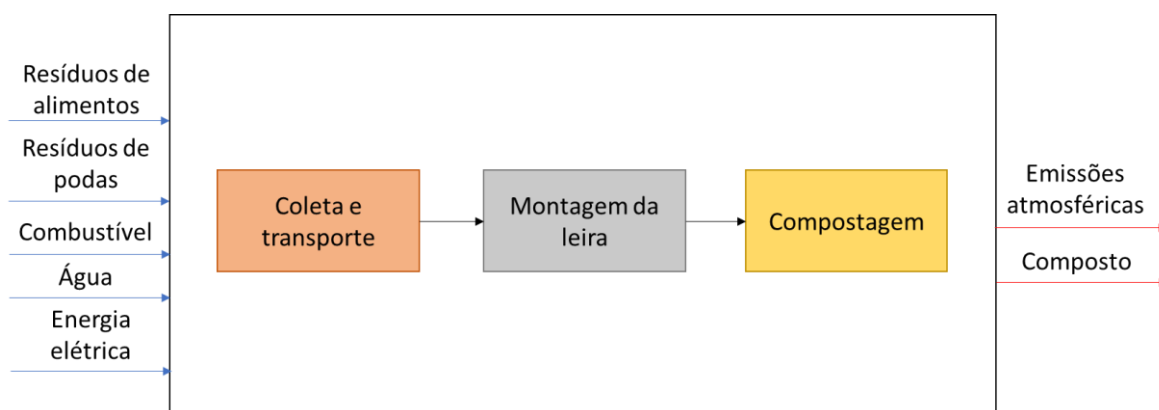
Cenário 2 - Tratamento dos resíduos orgânicos na compostagem e geração de composto orgânico

Nesta compostagem, ocorre a mistura dos resíduos de alimentos com os resíduos de podas na proporção de 1:10 onde o composto gerado é aproveitado para adubação dos jardins do *campus*. Foi assumido que a planta de compostagem está localizada na BERSO, situada no *campus* da UFPE.

A utilização do composto oriundo da compostagem pode substituir o uso de fertilizantes inorgânicos, produzidos a partir de minerais e de materiais que demandam transporte e processamento químicos. Sendo assim, são descontadas as emissões atmosféricas que estes processos gerariam.

A figura 16 indica todas as entradas e saídas e processos elementares envolvidos no cenário 2.

Figura 16 - Sistema de produto para o Cenário 2 com delimitação das fronteiras, processos, entradas e saídas



Fonte: A autora (2023)

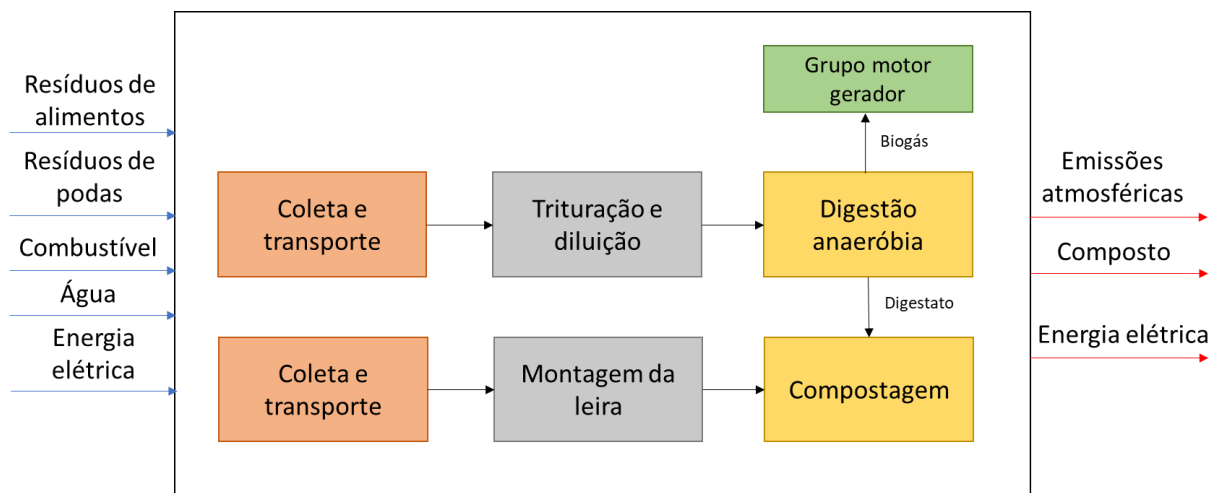
Cenário 3 - Aproveitamento químico e energético dos resíduos de alimentos em uma planta de biogás e compostagem dos resíduos de podas

Os resíduos de alimentos são encaminhados para uma planta de biogás localizada na BERSO onde o biogás gerado é utilizado para geração de energia elétrica e o digestato aproveitado no processo de compostagem juntamente com os resíduos de podas substituindo a água que seria utilizada para umedecer o material compostado.

Uma fração da energia elétrica gerada é utilizada pela própria planta de biogás e pelo pátio de compostagem e o excedente é inserido na rede da Universidade. Desta forma esta energia é descontada do que seria fornecida pela concessionária e consequentemente as emissões que seriam geradas deste processo. No composto proveniente da compostagem, como explicado no cenário anterior, são descontadas as emissões que seriam geradas na fabricação dos fertilizantes inorgânicos equivalentes que seriam substituídos.

A figura 17 indica todas as entradas e saídas e processos elementares envolvidos no cenário 3.

Figura 17 – Sistema de produto para o cenário 3 com delimitação das fronteiras, processos, entradas e saídas



Fonte: A autora (2023)

c) Critério de corte

A produção de bens de capital (por exemplo, construção de site, infraestrutura e equipamentos, manutenção e desativação), transporte de trabalhadores de e para o local de trabalho foram excluídos do limite do sistema.

3.2.2 Inventário de ciclo de vida (ICV)

Para este estudo, tendo em vista que dois dos cenários tratam de alternativas futuras, não foi possível trabalhar unicamente com dados primários e ainda assim, mesmo para o cenário base, foram utilizados dados secundários diante da limitação de base de dados de sistemas brasileiros para estudos de ACV.

O inventário compreende então dados primários levantados a partir de consultas a responsáveis pela área de gestão de resíduos na universidade e retirados de trabalhos de alunos da UFPE; dados secundários de dissertações, teses e artigos científicos; dados de órgãos regulamentadores nacionais e internacionais e dados extraídos da base *Ecoinvent v3.8*, gentilmente fornecidos pelo Instituto 17 (i17)² organização, sem fins lucrativos, que segundo seu estatuto (I17, 2023) atua com projetos “para viabilizar a difusão dos objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS) e propor soluções de forma integrada às questões relacionadas com a economia circular, defesa do meio ambiente e desenvolvimento local”.

² Página web: <https://i17.eco.br/>

Para melhor análise dos dados do inventário, os sistemas de produto de cada cenário foram distribuídos em três fases:

Coleta e transporte – recolhimento e transporte dos resíduos desde o local de fonte, até o local de destinação ou aproveitamento energético.

Pré-tratamento – atividade prévia necessária para encaminhamento dos resíduos ao local de tratamento biológico.

Tratamento – atividade biológica propriamente dita dos processos principais (decomposição em aterro, digestão anaeróbia no biodigestor, e decomposição na compostagem).

Pós-tratamento – atividades necessárias para tratamento de processos secundários (biogás, composto, lixiviado)

Como este estudo está delimitado apenas para a categoria de impacto Aquecimento Global, para cada cenário foram levantadas as emissões de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) e convertidas em KgCO_2eq para com isso obter o potencial de aquecimento global.

Outro fator importante estabelecido neste estudo é que emissões de CO_2 oriundas de processos biológicos não são consideradas como contribuintes para o aquecimento global, pois esse carbono tem origem biogênica, ou seja, foi previamente fixado biologicamente, compreendendo o ciclo natural do carbono. De acordo com o IPPC, as emissões biogênicas não devem ser incluídas porque a emissão de fontes bioenergéticas já está totalmente incluída na agricultura, silvicultura e outros usos da terra (IPCC, 2002).

O tratamento dos dados, realização do inventário e análise dos resultados foi realizado através do *software Microsoft Excel*.

3.2.2.1 Cenário 1 - Aterro Sanitário

Todo o resíduo orgânico é destinado ao aterro sanitário. Este era o cenário real do *campus* Recife da UFPE até 2019, ano em que se iniciaram as atividades de compostagem na BERSO e é também a realidade de maior parte dos estabelecimentos brasileiros e por isso, é considerado o cenário base deste estudo.

Iniciando pela etapa de coleta e transporte, para os resíduos de alimentos, a coleta inicia com o recolhimento dos resíduos de casas coletoras localizadas nos centros acadêmicos por meio de um caminhão basculante Ford Cargo 1517E que em seguida são encaminhados para um container especial localizado dentro do

campus. Esta etapa é realizada quatro vezes por semana e por fim, logo que o container tem seu volume total completado (em média 1 vez por semana), uma empresa terceirizada o direciona para o CTR Candeias utilizando um caminhão semipesado do modelo VW 24280 (DE SOUSA *et al.*, 2021a).

A coleta e transporte dos resíduos de podas segue uma rotina similar ao resíduo de alimento, porém inclui-se uma máquina pesada na operação e um triturador para otimizar o processo de compostagem e diminuir o volume dos galhos facilitando a logística. Inicialmente a coleta é realizada pelo caminhão basculante, uma retroescavadeira do modelo Case 580N 4x4, operando por aproximadamente duas horas em cada coleta. Em seguida o resíduo é enviado para caçambas dentro da universidade e assim que a caçamba é totalmente preenchida (5 vezes por semana), a empresa terceirizada realiza o transporte até o aterro (DE SOUSA *et al.*, 2021a).

Foi considerado a utilização de um triturador do tipo TR-2000 54HP da marca Trapp trabalhando uma hora por coleta, 4 vezes por semana

A distância percorrida, o veículo utilizado em cada etapa, o tempo de operação da retroescavadeira e triturador estão indicados na figura 18, assim como as informações de consumo e tipo de combustível.

Figura 18 – Resumo da etapa coleta e transporte dos resíduos para o Cenário 1 contemplando distância percorrida, veículo, tipo e consumo do combustível e frequência de ocorrência

	COLETA			TRANSPORTE (UFPE-Aterro)
Resíduos de alimentos				
	Caminhão basculante (Ford Cargo 1517E)			Caminhão semipesado VW24280
	 8,3km (5x por semana)			 18,2Km (1x por semana)
	 Diesel – 5,6km/l*			 Diesel – 3,4km/l*
Resíduos de podas				
	Retroescavadeira (modelo Case 580N 4x4)	Triturador TR-2000 54HP - Trapp	Caminhão basculante (Ford Cargo 1517E)	Caminhão semipesado VW24280
	2h por coleta (4x por semana)	1h por coleta (4x por semana)	 6Km (4x por semana)	 17,9Km (5x por semana)
	 Diesel – 8l/hora**	 Diesel – 5l/hora***	 Diesel – 5,6km/l	 Diesel – 3,4km/l

*CETESB (2022), **MP Terraplanagem (2023), ***LOVA MÁQUINAS (2023)

Fonte: A autora (2023) e DE SOUSA *et al.* (2021)

O cálculo das emissões de gases de efeito estufa por queima de combustível foi realizado segundo diretrizes do 2006 IPCC *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* (IPCC, 2006) o qual apresenta dois métodos, o método *Tier-1* ou *top-down* e o método *Tier-2* ou *bottom-up*.

No método *top-down*, as emissões são calculadas pela quantidade de combustível queimado, seu teor carbônico e fator de emissão, considerando a área geográfica do mesmo. Para o método *bottom-up* o cálculo é realizado considerando a distância percorrida para cada tipo de veículo e o fator de emissão deste (IPCC, 2006).

O IPCC (2006) defende que em geral a abordagem *top-down* é mais apropriada para o cálculo de CO₂ e *bottom-up* para CH₄ e N₂O, tendo em vista que os fatores de emissão destes dois últimos gases dependem da tecnologia do veículo, do combustível e das características operacionais. Desta maneira neste estudo o cálculo seguiu esta recomendação.

Os cálculos deste estudo seguiram então a recomendação do IPCC (2006), onde para o cálculo de emissões de CO₂ foi utilizada a equação 1.

$$Emissão = \sum Combustível_a \times FE_a \quad (1)$$

Onde: Emissão = Emissões de CO₂ (kg); Combustível_a = combustível consumido (TJ); FE_a = fator de emissão (kg/TJ); a = tipo de combustível (diesel, gás natural, GLP etc).

No cálculo de emissões de CH₄ e N₂O, através da abordagem *bottom-up*, utilizou-se a equação 2.

$$Emissão = \sum_{a,b,c} Combustível_{a,b,c} \times FE_{a,b,c} \quad (2)$$

Onde: Emissão = Emissões em kg; Combustível_{a,b,c} = combustível consumido (TJ) para uma dada atividade de fonte móvel; FE_a = fator de emissão (kg/TJ); a = tipo de combustível (diesel, gás natural, GLP etc); b = tipo de veículo; c = tecnologia utilizada (motor).

Para estes cálculos foram adotados os valores de PCI e densidade informado pela Agência Nacional de Petróleo, Gás e Biocombustíveis (ANP, 2022), fatores de

emissão de CO₂ provenientes do Inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários de 2013 (MMA, 2014). Para N₂O e CH₄ os fatores de emissão por tipo de veículo utilizados são os disponíveis no Relatório de Emissões Veiculares no Estado de São Paulo 2021 (CETESB, 2022). Na tabela 4 estão indicados todos esses valores utilizados.

Tabela 4 – Fatores de emissão e de conversão dos combustíveis utilizados nos cálculos das emissões atmosféricas

	Óleo diesel	Gasolina tipo C	Unidade	Fonte
FE (CO₂)	20,2	18,9	tC/TJ	MMA (2014)
FE (CH₄)	0,06	0,003	g/km	CETESB (2022)
FE (N₂O)	0,03	0,022	g/km	CETESB (2022)
Densidade	0,84	0,754	ton/m ³	ANP (2022)
PCI	10.100	9.400	kcal/kg	ANP (2022)

Com isso, utilizando as fórmulas indicadas e fazendo as devidas conversões de unidade e ponderações de acordo com o quantitativo de massa transportado para cada tipo de resíduo, pôde-se obter os valores das emissões de gases de efeito estufa para cada etapa de coleta e transporte, os quais estão descritos na tabela 5.

Tabela 5 – Inventário das emissões de CO₂, CH₄ e N₂O nos processos da etapa de coleta e transporte dos resíduos orgânicos para o cenário 1

Processo	Emissões de CO₂ (Kg)	Emissões de CH₄ (kg)	Emissões de N₂O (kg)
Coleta dos resíduos de alimentos	810,548	0,104	0,052
Transporte dos resíduos de alimentos para aterro	731,849	0,057	0,028
Coleta dos resíduos de podas	585,939	0,075	0,037
Coleta dos resíduos de podas (retro)	8.750,017	0,025	0,012
Trituração dos resíduos de podas	2.734,380	0,012	0,006
Transporte dos resíduos de podas para aterro	3.598,927	0,279	0,140

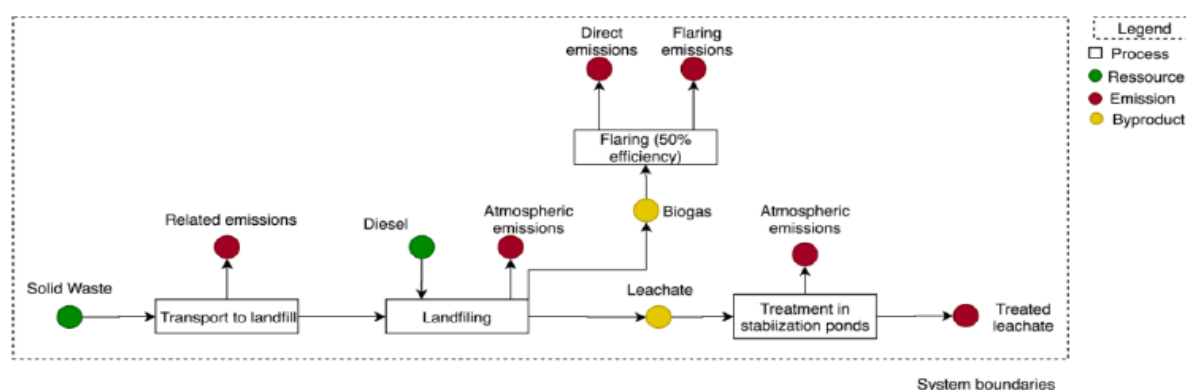
Fonte: A autora (2023)

Ainda na etapa coleta e transporte foram incluídas as emissões provenientes da fabricação dos combustíveis utilizados nos processos. Estes valores foram obtidos do banco de dados do *Ecoinvent 3.8* para a fabricação do diesel (14% biodiesel) e da gasolina (27% etanol) no Brasil.

Para a etapa pré-tratamento e tratamento, deste cenário, como não foi possível obter dados primários do aterro CTR Candeias ao qual o resíduo do *campus* é destinado, foi considerado um aterro sanitário modelado a partir de dados quantificados em GUTIERREZ, K. G.; FERNANDES, M. A. O.; CHERNICHARO (2019). Neste estudo foi estabelecido uma modelagem para quantificação de emissões com base nas características de aterros sanitários localizados na maior parte dos municípios brasileiros e nas tecnologias de gerenciamento de resíduos comumente adotadas.

Desta forma, a configuração do aterro assumido neste cenário segue conforme diagramado na figura 19 compreendendo recebimento do material, distribuição, compactação e cobertura, captação de gás para queima em *flare* aberto (com eficiência de 50%) e tratamento do lixiviado em lagoas de estabilização.

Figura 19 – Diagrama de fluxo de modelo de aterro sanitário utilizado neste estudo



Fonte: GUTIERREZ, K. G.; FERNANDES, M. A. O.; CHERNICHARO (2019)

A partir dos dados de entrada e saída disponibilizados no artigo, referenciados para 1t de RSU, foi possível calcular as emissões no pré-tratamento que compreende a atividade de distribuição, compactação e cobertura do resíduo, na etapa tratamento que engloba a atividade de emissões diretas do aterro oriundas da decomposição do RSU e etapa pós-tratamento que são as fugitivas do *flare* e as oriundas das lagoas de tratamento do lixiviado. Os valores estão apresentados na tabela 6.

Apenas foram considerados valores referentes ao metano, o qual representa 55% da concentração do gás de aterro e assim também foi assumido aqui neste estudo o CO₂ que tem a segunda maior concentração não é contabilizado já que em consenso com o adotado pelo IPCC, o gás de aterro é proveniente da decomposição

da fração orgânica ali disposta e por isso tem origem biogênica não sendo contribuinte para o aquecimento global.

Tabela 6 - Potencial de Aquecimento Global para as etapas de pré-tratamento, tratamento e pós-tratamento do Cenário 1

Processo	Valor/UF	Emissões de CO ₂ (kg)	Emissões de CH ₄ (kg)	Emissões de N ₂ O(kg)
Distribuição, compactação e cobertura do resíduo	4,32 kwh	1,152	0,022	0,011
Emissões do Biogás gerado no aterro e não captado		0	762,5	nd
Emissões fugitivas do <i>flare</i>		0	305	nd
Tratamento lixiviado		0	0,418	nd

nd – não determinado

Fonte: A autora (2023)

3.2.2.2 Cenário 2 – Compostagem

Foi assumido que a planta de compostagem está localizada na BERSO, no *campus* da UFPE, e recebe semanalmente para tratamento 7 toneladas de resíduos de alimentos e 70 toneladas de resíduos de podas.

Os resíduos são recebidos na planta, são misturados e humidificados até atingir o percentual de umidade de 55% e organizados em formato de leiras trapezoidais. Quinzenalmente são realizados os reviramentos e sempre quando se faz necessário é realizada a humidificação para garantir a melhor condição para decomposição da matéria. Após 120 dias, quando o material já está maturado, é enviado para outra área dentro da planta onde há o peneiramento do composto por meio de peneira vibratória afim de se retirar partes sólidas de tamanhos excessivos.

Neste cenário não foram considerados a coleta e destinação do lixiviado gerado na compostagem, o transporte e aplicação do composto gerado, nem processos de embalagens do mesmo.

A etapa de coleta e transporte parte do *campus* e segue até a BERSO, conforme indicado na figura 20 com as respectivas distâncias percorridas, veículos e máquinas utilizadas, consumo e tipo de combustível e frequência de operação.

Figura 20 - Resumo da etapa coleta e transporte dos resíduos para os Cenários 2 e 3 contemplando distância percorrida, veículo, tipo e consumo do combustível, e frequência de ocorrência

	COLETA			TRANSPORTE (UFPE-BERSO)
Resíduos de alimentos				
	<i>Caminhão basculante (Ford Cargo 1517E)</i>			<i>Fiat Strada Working 1.4</i>
	 8,3km (5x por semana)			 3,2km (2x ao dia, 5x por semana)
	 Diesel – 5,6km/l*			 Gasolina tipo C – 12,2km/l***
Resíduos de podas				
	<i>Retroescavadeira (modelo Case 580N 4x4)</i>	<i>Triturador TR-2000 54HP - Trapp</i>	<i>Caminhão basculante (Ford Cargo 1517E)</i>	<i>Caminhão basculante (Ford Cargo 1517E)</i>
	2h por coleta (4x por semana)	1h por coleta (4x por semana)	 6Km (4x por semana)	 1,5km - 5x ao dia, 4x por semana
	 Diesel – 8l/hora**	 Diesel – 5l/hora***	 Diesel – 5,6km/l	 Diesel – 5,6km/l

*CETESB (2022), **MP Terraplanagem (2023), ***INMETRO (2021)

Fonte: A autora (2023) e DE SOUSA *et al.* (2021)

Para o cálculo das emissões desta etapa de coleta e transporte o procedimento se deu igualmente ao descrito no cenário 1 e os resultados estão apresentados na tabela 7. As emissões na fabricação dos combustíveis também foram aqui contempladas.

Tabela 7 - Inventário das emissões de CO₂, CH₄ e N₂O nos processos da etapa de coleta e transporte dos resíduos orgânicos para os cenários 2 e 3

Processo	Emissões de CO ₂ (Kg)	Emissões de CH ₄ (kg)	Emissões de N ₂ O (kg)
Coleta dos resíduos de alimentos	1.013,186	0,129	0,065
Transporte dos resíduos de alimentos para aterro	299,683	0,100	0,050
Coleta dos resíduos de podas	585,939	0,075	0,037
Coleta dos resíduos de podas (retro)	8.750,017	0,025	0,012
Trituração dos resíduos de podas	2.734,380	0,012	0,006
Transporte dos resíduos de podas para aterro	732,423	0,094	0,047

Fonte: A autora (2023)

A etapa de pré-tratamento do cenário 2 envolve a preparação da leira por meio da retroescavadeira e umidificação da mesma até que a mistura obtenha o

percentual de umidade de 55%. Então nesta etapa há emissões por meio da queima de combustível e da energia elétrica consumida no bombeamento de água.

Para obter o volume de água necessário para umidificar a leira no pré-tratamento, foram utilizadas informações referentes aos resíduos de alimentos e de podas, do próprio campus, retiradas do trabalho de mestrado da aluna do Departamento de Energia Nuclear, DA SILVA, A. S. F. (2016) os quais estão descritos na tabela 8.

Tabela 8 – Caracterização de resíduos de alimentos e podas do campus Recife da UFPE

Material inicial	pH	Umidade (%)	C (g.kg ⁻¹)	N (g.kg ⁻¹)	C/N (g.kg ⁻¹)
Resíduos de podas	5,1	50,2	444,7	14,2	31,3
Resíduos de alimentos	3,3	81,5	340,7	27,4	12,4

Fonte: DA SILVA, A. S. F. (2016)

Com essas informações e considerando a montagem de uma leira com 77t de resíduo orgânico semanalmente, obtém-se para umidade da mistura o percentual de 53,05% onde para atingir a umidade inicial de 55%, faz-se necessário inserir aproximadamente 3.345 litros de água inicialmente na leira.

A partir do volume de água calculado e das especificações técnicas de uma bomba centrífuga da marca *Schneider*, foi dimensionado o tempo de operação da bomba para executar a irrigação da leira e assim ter a energia em kwh demandada para esta atividade. Estes valores estão descritos na tabela 9.

Tabela 9 - Especificação técnica de bomba centrífuga para bombeamento de água do poço

	Potência (CV)	Vazão (m³/h)	Volume inicial por leira (l)	Tempo de operação (h)
Bomba centrífuga	1,5	12,2	3.345	0,27

Fonte: SCHNEIDER (2019)

Para montagem e organização de uma leira com 77t de matéria orgânica no pátio de compostagem, foi considerado a operação da retroescavadeira por 1 hora, o que resulta no consumo de 8l de diesel e as emissões atmosféricas foram calculadas da mesma maneira que o descrito no cenário 1 para emissões de coleta e transporte. A tabela 10 descreve os valores obtidos na fase pré-tratamento.

Tabela 10 - Potencial de Aquecimento Global para a etapa de pré-tratamento do Cenário 2

Processo	Emissões CO ₂ (kg)	Emissões CH ₄ (kg)	Emissões N ₂ O (kg)
Queima de combustível na montagem da leira	21,034	0,00006	0,00003

Fonte: A autora (2023)

As emissões atmosféricas provenientes da energia elétrica consumida foram extraídas da base de dados do *Ecoinvent v.3.8*.

A etapa de tratamento neste cenário corresponde ao período de decomposição da matéria orgânica até a formação do composto e neste caso as entradas do sistema são o combustível para retroescavadeira realizar o reviramento das leiras, a água para manter a umidade da leira em torno de 55% e a energia elétrica consumida neste processo e em uma sala de apoio para funcionários da planta de compostagem. As saídas correspondem às emissões atmosféricas da decomposição da matéria orgânica, da queima do combustível no reviramento quinzenal das leiras e da energia elétrica consumida.

Diversos estudos já foram realizados para estimar as emissões de gases de efeito estufa em plantas de compostagem com uma variabilidade enorme na configuração do processo, ou seja, variando os tipos e a proporção de substratos, a tecnologia de compostagem empregada, a frequência dos reviramentos, o tempo de tratamento, o clima do local e a metodologia de medição das emissões. Assim pôde-se observar que os resultados obtidos são diretamente relacionados a estas condições e por isso não foi encontrado nenhum estudo com resultado de emissões para compostagem exatamente na proporção e modelo do que foi adotado neste estudo.

Neste contexto, foram considerados os valores obtidos por SAER *et al.* (2013) em seu estudo de ACV de compostagem de resíduos de alimentos, onde o mesmo realizou uma média de valores obtidos em uma revisão da literatura das emissões de gases na compostagem de resíduos orgânicos usando a tecnologia *windrow*. Estes valores se aproximam também de valores encontrados por ANDERSEN, J. K. *et al.* (2010); ANDERSEN, Jacob K. *et al.* (2010); NORDAHL *et al.* (2023), os quais estão descritos na tabela 11.

Tabela 11 - Revisão da literatura de valores de emissões atmosféricas da compostagem de resíduos orgânicos usando a tecnologia *windrow*.

Referência	Substrato	CH ₄ (Kg t ⁻¹ mu)	N ₂ O (Kg t ⁻¹ mu)	CO ₂ (Kg t ⁻¹ mu)
ANDERSEN, J. K. <i>et al.</i> (2010)	Resíduo de podas e resíduo de alimento	1	0,55	236
ANDERSEN, Jacob K. <i>et al.</i> (2010)	Resíduo de podas	2,4 ± 0,5	0,06 ±0,03	113
NORDAHL <i>et al.</i> (2023)	FORSU	0,243	0,075	biogênico
NORDAHL <i>et al.</i> (2023)	Resíduo de podas	1,23	0,0227	biogênico
	mínimo	0,021	0,0003	biogênico
SAER <i>et al.</i> (2013)	máximo	11,900	0,252	biogênico
	média	1,8297	0,075	biogênico

* mu - material úmido

Não foram encontrados na literatura estudos que contabilizam o volume de água ou outro líquido umidificador utilizado em compostagens. Assim como o valor das emissões atmosféricas este número variará de acordo com os parâmetros da compostagem em análise. Com isso foi realizado uma estimativa preliminar para obtenção deste resultado através de dados de um experimento de compostagem realizado na BERSO. Nesse experimento, foram utilizados em média 6 litros de água por kg de material compostado durante todo o período de 150 dias (Patrícia Reis, comunicação pessoal) em uma leira com 20kg de resíduo de podas.

Diferente do experimento realizado por Patrícia, no estudo aqui em questão, a compostagem compreende também resíduos de alimentos, que mesmo que em pouca quantidade aumentam a umidade da mistura, além disso a leira com 77t de material tenderá a menores perdas por evaporação devido à menor superfície específica, e além disso sofrerá interferência de chuvas no local. Com base nisto, o valor de 1,5 litro por kg foi adotado.

O estudo de avaliação de ciclo de vida realizado por MARTÍNEZ-BLANCO *et al.* (2010) também contribuiu para estimativa deste valor, onde para compostagem de uma tonelada de resíduos orgânicos com proporção de volume de resíduo de alimentos e resíduos de podas de 1:1, foi utilizado aproximadamente 426,8l de água, porém neste é utilizado a tecnologia *in-vessel* em galpão fechado e o lixiviado gerado é reaproveitado na leira.

Para obtenção das emissões provenientes do consumo de energia elétrica da sala de apoio para funcionários da planta de compostagem, localizada na BERSO, foram considerados os equipamentos listados na tabela 12 com os respectivos tempos de operação e energia elétrica consumida por dia. Nesta etapa está adicionada também o consumo de energia elétrica pela bomba centrífuga para fornecimento de água para umidificação da leira, que de acordo com o estabelecido acima, resultaria em 115,5m³ de água para o período de 120 dias de tratamento de uma leira.

Tabela 12 – Diagrama de cargas de equipamentos elétricos previstos para uma sala de apoio na BERSO e bomba centrífuga para captação de água do poço

Equipamento	Quantidade	Tempo de operação por dia (h)	Potência (W)	Energia consumida (KWh/dia)
Ar condicionado (18000 btus)	1	5	1.720	8,6
Impressora	1	0,17	90	0,015
Luminária	4	5	20	0,4
Modem	1	24	27	0,648
Notebook	1	4	300	1,2
Monitor	1	4	100	0,4
Bomba de água	1	0,08	1.103,25	0,087
			TOTAL	11,35

Fonte: A autora (2023)

Os parâmetros de operação da compostagem na etapa de tratamento estão resumidos na tabela 13.

Tabela 13 - Parâmetros adotados para a planta de compostagem

	Valor	Unidade
Tempo de tratamento	120	dias
Frequência de reviramento	Duas vezes ao mês	
Tempo de reviramento	1	h/leira
Consumo de água no tratamento	1,5	l/kg
Massa de composto final	0,5 m _{inicial}	
Energia elétrica consumida	11,35	Kwh/dia

Fonte: A autora (2023)

Para a etapa de pós tratamento foram consideradas as atividades de coleta e transporte do composto maturado para o novo local ainda dentro da planta de

compostagem e o peneiramento do mesmo para deixá-lo pronto para utilização. Ainda foram descontadas desta etapa as emissões que seriam geradas na fabricação do fertilizante químico que este composto irá substituir.

Foi assumido aqui que a coleta e transporte é realizada pela retroescavadeira, operando por uma hora, junto com o caminhão basculante que percorre ao total 600m, dentro da planta para transportar os 38.500Kg de composto gerado. Os valores das emissões obtidos estão indicados na tabela 14 e para esta atividade também foram adicionadas as emissões referentes à fabricação do combustível utilizado.

Tabela 14 - Inventário das emissões de CO₂, CH₄ e N₂O nos processos da etapa de coleta e transporte do composto dentro da planta de compostagem

	Emissões de CO₂ (kg)	Emissões de CH₄ (kg)	Emissões de N₂O (kg)
Coleta do composto	21,034	0,00006	0,00003
Transporte do composto para área de peneiramento	0,282	0,00002	0,00001

Fonte: A autora (2023)

Para o peneiramento do composto foi considerado um motor 5CV, que de acordo com BOZZANO (2019) processa 109,94 toneladas de composto em 37 minutos. Tendo então um total de 38.500Kg de composto, o motor trabalharia durante aproximadamente 13 minutos e para o inventário soma-se as emissões atmosféricas da energia elétrica consumida neste período.

Por fim, para o cálculo das emissões evitadas no uso do composto orgânico foi primeiramente dimensionado o quantitativo dos nutrientes NPK obtidos do composto gerado na BERSO, a partir de concentrações calculadas em (DE SOUSA *et al.*, 2021b) na compostagem de 20% de resíduos de alimentos e 80% de resíduos de podas (tabela 15) com um total de composto final equivalente à metade da quantidade da mistura inicial.

Tabela 15 - Concentração de nutrientes no composto orgânico da BERSO

Nutriente	N	P	K
Concentração (g/kg composto)	16,1	2,13	3,16

Fonte: DE SOUSA *et al.* (2021b)

Assim, para os fertilizantes químicos foi considerada a utilização do nitrogênio na forma de ureia $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ por ter uma maior concentração de nitrogênio, do fósforo como superfosfato (P_2O_5) e do potássio como nitrato de potássio (KNO_3). Os dados das emissões foram extraídos da base de dados do *Ecoinvent* v.3.

3.2.2.3 Cenário 3 – Digestão anaeróbia e Compostagem

Este cenário, assim como o anterior, baseia-se em situações futuras, então por isso as tecnologias envolvidas no processo foram todas mensuradas a partir de dados e conceitos da literatura.

Os resíduos de podas são recebidos pela planta de compostagem e passam pelos mesmos processos que foram listados no cenário 2, tendo como diferença além do volume o agente humidificador que aqui será o digestato proveniente da digestão anaeróbia do resíduo de alimento.

Os resíduos de alimentos são enviados para a planta de biogás de segunda a sexta-feira onde diariamente, em média 1400kg são diluídos em água e bombeados para dentro do biodigestor. A biodigestão ocorre em fase úmida, com 13% de sólidos totais em biodigestor do tipo CSTR de mistura intermitente. O biogás gerado passa por tratamento para retirada de umidade e sulfeto de hidrogênio (H_2S) e em seguida é enviado ao grupo motor gerador. A energia elétrica gerada é utilizada para suprir tanto a planta de biogás como a planta de compostagem e o excedente é fornecido para consumo da universidade.

Neste cenário para a planta de compostagem foram consideradas as mesmas exclusões do cenário 2 e para a planta de biogás não foram consideradas: processo de armazenamento do resíduo de alimento, pois todo material que chega é logo enviado para o biodigestor, armazenamento do biogás, o biogás fica armazenado no próprio biodigestor e logo é consumido; e tratamento e/ou destinação do digestato excedente.

A etapa de coleta e transporte segue o mesmo quantitativo do Cenário 2, pois aqui, a planta de digestão anaeróbia também estaria implantada na BERSO. Desta forma, as emissões são as mesmas das que foram apresentadas na tabela 7 e somam-se às emissões provenientes da fabricação dos combustíveis.

O pré-tratamento compreendeu as atividades de trituração e diluição do resíduo de alimento para a digestão anaeróbia e montagem e humidificação da leira para a compostagem. Para a primeira há a entrada de energia elétrica e água e para

a segunda, combustível e digestato. Como neste cenário a energia elétrica será fornecida pela planta de biogás, as emissões atmosféricas na etapa de pré-tratamento têm influências apenas da queima do combustível na montagem da leira. Foi considerado que esta atividade ocorre em 54min e as emissões foram calculadas da mesma maneira que o exposto no cenário 2.

Para umidificação inicial da leira que neste cenário é composta apenas de resíduos de podas, são utilizados aproximadamente 7,47m³ de digestato puro, ou seja, sem passar por processo de peneiramento ou decantação, para que a mistura atinja 55% de umidade. Este processo consome em média 0,68kwh, considerando a utilização da bomba de 1,5CV especificada no cenário 2.

Na digestão anaeróbia, para dimensionar o consumo de água na diluição do resíduo de alimento, foram necessários dados da caracterização física e química do resíduo e para isso foram utilizados os dados obtidos por ANDRADE (2018) a partir dos resíduos gerados no *campus*, em seu trabalho de doutorado na UFPE. Os valores estão descritos na tabela 16.

Tabela 16 - Dados médios da caracterização física e química dos resíduos de alimentos do *campus* Recife da UFPE

	Valor	Unidade
ST	29,2	% (massa)
Umidade	70,8	% (massa)
SV	92,5	% (de ST)
Densidade	897	kg/m ³

Fonte: ANDRADE (2018)

Além destes dados, foi necessário também dimensionar as características de operação do biodigestor que seria utilizado na planta e para isto foi assumida uma tecnologia com características semelhantes ao avaliado em FERREIRA (2021). Neste estudo, o autor estima os parâmetros que geram melhor desempenho para operação de um biodigestor sendo alimentado por resíduos de alimentos gerados em uma universidade, com variações da Carga Orgânica Volumétrica (COV) e do Tempo de Retenção Hidráulica (TRH) devido à variação no quantitativo destes ao longo do ano, em virtude dos períodos de recesso e férias.

O biodigestor é do tipo CSTR, com mistura intermitente (*on:off* de 1:4), operação via úmida e sem controle de temperatura o qual apresentou melhor desempenho com COV variando em torno de 1,3Kg SVm⁻³d⁻¹ e TRH de 36 dias,

portanto por assemelhar-se às condições da BERSO, estes valores e os demais relacionados à conversão da matéria orgânica e produção de metano, serão assumidos aqui neste estudo.

Tabela 17 – Parâmetro de operação do biodigestor

	Valor	Unidade
TRH	36	dias
Remoção SV (efluente)	82,3	%
Remoção de ST (efluente)	76	%
Produção Volumétrica de metano	0,576	m ³ CH ₄ m ⁻³ d ⁻¹
Concentração de metano	55	%
Rendimento de metano	0,462	m ³ CH ₄ kg SV ⁻¹

Fonte: FERREIRA (2021)

Aqui foi considerado que o biodigestor opera com teor de ST de 13%. Assim, para obter o volume de água inserido na diluição do resíduo de alimento triturado foi utilizada a equação 3.

$$\frac{m_{TOTAL}}{m_{ST}} = 0,13 \quad (3)$$

Onde m_{TOTAL} = massa do resíduo de alimento somada à massa do diluente inserido no biodigestor; m_{ST} = massa de sólidos do substrato

Utilizando o valor de 29,2% de ST do resíduo de alimento, foi encontrado 3.144,62kg de massa total inserida no biodigestor diariamente, onde 1.400kg corresponde ao resíduo de alimento e 1.744,62kg corresponde ao diluente que aqui, é a água. Com os valores das densidades indicados na tabela 17 resultou que o volume de água na diluição é de 1,74m³/dia e de resíduo de alimento é de 3,51m³/dia.

Em virtude da alta diluição do substrato na entrada do biodigestor, o digestato gerado estará também bastante diluído com um percentual de teor de sólidos de aproximadamente 4%. Poder utilizar este material na compostagem, localizada próxima à planta de biogás é uma ótima oportunidade para redução de custo no que diz respeito ao tratamento ou destinação, além de constituir a economia circular operando corretamente.

Em estudo realizado por MARTÍ-HERRERO *et al.* (2019), o digestato gerado por um biodigestor operando em condições psicrófilas (17 – 25°C) e sendo

alimentado por resíduos de frutas e vegetais é aproveitado para substituir a água requerida pelo biodigestor e o excedente é enviado para compostagem. Na tabela 18 estão indicados os valores obtidos na caracterização do substrato e da fração líquida e sólida do digestato onde percebe-se um aumento na concentração do nitrogênio, o que favorece a utilização deste material na compostagem junto com os resíduos de podas.

Tabela 18 - Caracterização de substrato e digestato de biodigestor operando em condições psicrófilas e sendo alimentado por resíduos de frutas e verduras

Parâmetro (unidade)	Substrato (desvio padrão)	Digestato - Fração líquida	Digestato - Fração sólida
Peso volumétrico médio (Kg/m ³)	352 (64,7)	976,15	996,19
Ph	5,38 (0,01)	7,21	7,23
Sólidos Totais (ST) (%)	27,96 (7,27)	0,39	1,43
Sólidos Voláteis (VS) (%) m.u	26,32 (1,27)	0,13	0,90
Sólidos Voláteis (%ST) m.s	94,13 (0,35)	32,75	62,83
Carbono (%ST)	54,60 (0,20)	10,95	32,6
Nitrogênio total (%ST)	1,80 (0,10)	9,14	2,13
Fósforo total (%ST)	0,55 (0,09)	1,14	0,46
Potássio total (%ST)	2,43 (0,24)	15,85	3,25
Amônia (%ST)	0,21 (0,04)	265,06	366,33
C/N	30,38 (1,85)	1,2	15,34

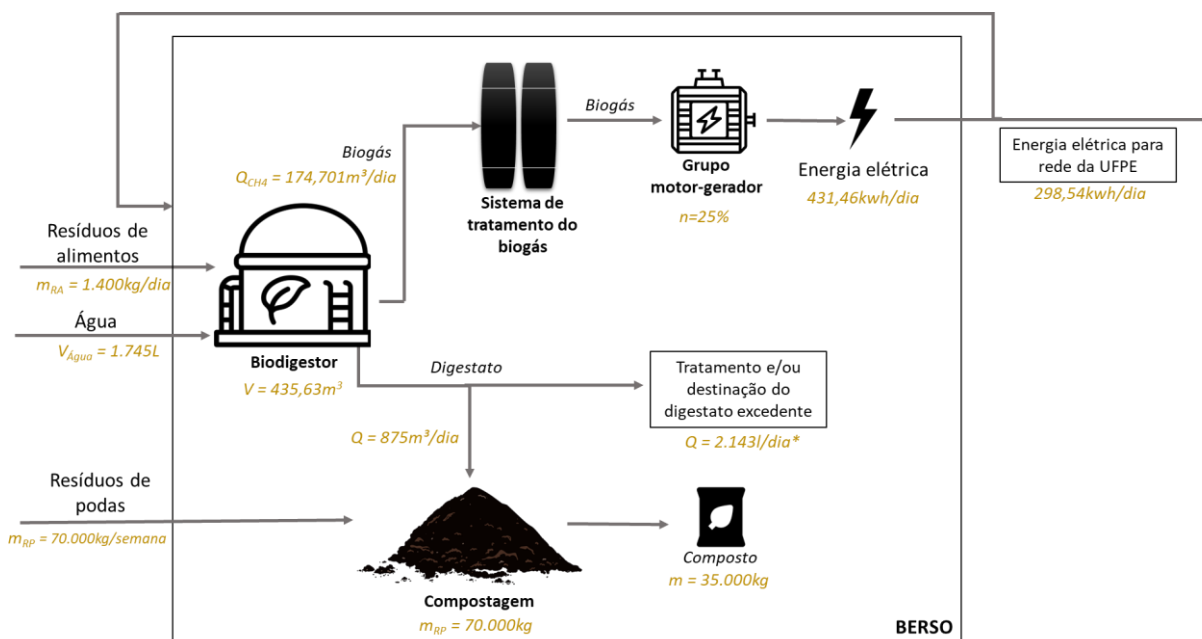
Fonte: (MARTÍ-HERRERO *et al.*, 2019)

Para este estudo, considerando que em média 3.144kg de digestato são produzidos por dia, e utilizando o percentual de remoção de 76% de ST obtido em FERREIRA (2021) foi possível calcular a massa de sólidos e líquidos do efluente, sendo 127kg/dia e 3.018kg/dia respectivamente. Assumindo que a densidade da fração líquida do digestato possui densidade igual à da água, o volume deste material é de aproximadamente 3,02m³/dia.

A formação e o fluxo das entradas e saídas dos processos do cenário 3 estão diagramadas na figura 21. Para cálculo do volume do biodigestor foi assumido uma COV variando até 1,3 Kg SV m⁻³d⁻¹, conforme indicado por FERREIRA, T. B. (2021)

e para retirada de água e dessulfurização do biogás gerado foi considerada a utilização de filtros e técnicas que não envolvem o consumo de energia elétrica para funcionamento, apenas no compressor para garantir o fluxo do gás.

Figura 21 – Diagrama de processos do cenário 3 com entrada semanal de 7t de resíduos de alimentos e 70t de resíduos de podas



*quantidade varia de acordo com a demanda de digestato para o pré-tratamento da compostagem, de 7,47m³ por semana

Fonte: A autora (2023)

No tratamento através da compostagem as emissões são oriundas da decomposição orgânica da matéria orgânica e da queima do combustível no reviramento, a qual ocorre nas mesmas condições do cenário 2 e por isso os valores das emissões são as mesmas. Para o bombeamento do digestato como não há consumo de energia elétrica da rede e sim da planta de biogás, não foram geradas emissões neste processo.

A umidificação das leiras durante os 120 dias também obedecerá ao fator de 1,5l de diluente para 1kg de substrato, sendo agora para 70t de resíduos de podas o que demanda 875l por dia e como são gerados diariamente 3.020l de digestato não haveria necessidade de utilizar água neste processo. A utilização do excedente de digestato não foi considerado aqui neste estudo, porém o mesmo pode ser recirculado para o biodigestor economizando água do processo. Para isto é necessário ter cuidado quanto a composição química para não gerar desequilíbrio no processo.

Para as emissões do processo de degradação da matéria orgânica na compostagem da mistura resíduo de podas e digestato, serão assumidos os mesmos valores da emissão da mistura resíduo de alimento e resíduo de podas indicado na seção 3.2.2.2, pois não foram encontradas referências com as mesmas condições da compostagem deste cenário 3 e pelas baixas proporções de resíduo de alimento e digestato presentes em relação ao volume de resíduos de podas.

Na etapa de tratamento da planta de biogás a energia gerada é calculada a partir da multiplicação da produção de metano diária ($174,7\text{m}^3$), pelo seu PCI de 8500kcal/m^3 (OLIVEIRA, A. J. De *et al.*, 2018) e pelo rendimento do GMG, que aqui foi adotado 25%, por ser o valor usual para geradores de baixa potência (FERREIRA, B. O., 2015). Assim, o potencial técnico de geração de energia elétrica é de $431,46\text{kwh/dia}$.

Para o funcionamento da planta de biogás, há consumo de energia através dos equipamentos elétricos que a constituem os quais foram estimados simplifadamente e estão descritos e dimensionados na tabela 19. Soma-se também, a energia demandada pela sala de apoio da BERSO que conforme foi dimensionada no cenário 2 equivale a $11,26\text{kwh/dia}$ e a energia do bombeamento do digestato para a leira de $0,08\text{kwh/dia}$.

Tabela 19 - Diagrama de cargas de equipamentos elétricos para planta de biogás

Equipamento	Qtdd	Tempo de operação por dia (h)	Potência (W)	Energia consumida (KWh/dia)
Mufra	1	0,4	6400	2,56
Estufa	1	3	1760	5,28
Balança de umidade	1	0,6	430	0,258
Bombas helicoidais	2	1,5	23536	70,608
Bombas misturadoras	2	6	1103,25	13,239
Compressor de gás	2	3	3700	22,2
			TOTAL	114,145

Fonte: RODRIGUES (2017) e A autora (2023)

Em plantas de biogás as emissões atmosféricas são provenientes de perdas e processos que variam de acordo com tecnologia utilizada podendo ser oriundas de: tanques de armazenamento do digestato, vazamento no biodigestor e tubulações que transferem o gás, processos de tratamento e *upgrading* do biogás para biometano, armazenamento do digestato, vazamento e queima incompleta em grupos motores geradores (WECHSELBERGER *et al.*, 2023).

Neste estudo foram assumidas perdas de metano através de emissões fugitivas no biodigestor e tubulações de gás e perdas por vazamento e queima incompleta no grupo motor gerador. Como o biogás gerado é destinado apenas para geração de energia elétrica, o seu tratamento foi assumido ser a retirada de umidade e a dessulfurização por meio de tratamento biológico, sem consumo de energia elétrica e com perdas insignificantes. WECHSELBERGER *et al.* (2023) estimou que os fatores de perdas de metano para este tipo de tratamento são menores que 0,1%.

As perdas no armazenamento do substrato e do digestato também não foram assumidas pois na operação da planta, o resíduo chega diariamente e logo é processado e o digestato é distribuído nas mesmas frequências para as leiras de compostagem com contato direto com ar.

Foi assumido para as perdas no biodigestor e tubulações da planta de biogás, um percentual de 2% de metano de acordo com média obtida em EVANGELISTI *et al.*, (2014) a qual desconsidera também as perdas por tratamento e *upgrading* do gás. Para o grupo motor gerador, foram consideradas perdas de 1,6% de metano em concordância com média obtida em WECHSELBERGER *et al.* (2023) a partir de estudo realizado em 20 geradores com diferentes potências.

Com isso, foram obtidas as emissões de metano oriundas das perdas na planta de biogás a partir do volume gerado calculado anteriormente e as perdas pelo GMG as quais entram na etapa pós-tratamento de acordo com as definições iniciais estabelecidas neste estudo.

Por fim, para a etapa pós-tratamento tem-se para o processo de digestão anaeróbia, emissões oriundas destas perdas no GMG e as emissões evitadas em virtude da energia elétrica que é fornecida para a rede e para o processo de compostagem as emissões oriundas da queima de combustível para coleta e transporte do composto para o local de peneiramento e as emissões evitadas pela produção do fertilizante químico que é substituído pelo orgânico. A energia elétrica

consumida no processo de peneiramento é fornecida pelo biogás e, portanto, não são contabilizadas suas emissões.

Aqui também foi assumido que o composto produzido tem 50% da massa inicial e que as concentrações de NPK do composto serão iguais às do cenário 2.

A demanda de energia elétrica total deste cenário 3 é a soma da energia elétrica consumida nas etapas de pré-tratamento, tratamento e pós-tratamento, ou seja 132,92kwh/dia, aproximadamente 31% do total gerado pelo biogás que é suprida pelo mesmo e ainda disponibiliza 298,54kwh/dia para a rede da universidade. A partir deste valor foram calculadas as emissões evitadas pela geração e transmissão desta energia no Sistema Interligado Nacional (SIN) através da base dados do *EcoInvent v3.8*.

Os parâmetros utilizados neste ICV estão reproduzidos no apêndice ao final deste trabalho.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Serão consideradas neste tópico as etapas de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida e Interpretação da ACV em estudo, as quais fornecerão os resultados e as discussões pertinentes ao que foi proposto no presente estudo.

4.1 AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA

Nesta fase da ACV os dados obtidos no inventário, foram modelados para obter o valor do indicador da categoria Aquecimento Global de cada cenário, expresso em kgCO₂eq, ou seja, os resultados das emissões de CO₂, CH₄ e N₂O foram multiplicados pelos seus respectivos índices de potencial de aquecimento global (GWP) e somados.

Os valores dos GWP's utilizados aqui consideram os valores para um horizonte de tempo de 100 anos e seguem a metodologia IPCC 2013 do *Ecoinvent v3.8*, a qual é orientada pelo AR5 do IPCC, mas para o metano não considera a variação dos valores entre fóssil e não fóssil e adota o valor de 30,5 para ambos, conforme tabela 20.

Tabela 20 – Valores de GWP para um horizonte de tempo de 100 anos assumidos neste estudo

GWP 100 anos	
CO ₂	1
CH ₄	30,5
CH ₄ fóssil	30,5
N ₂ O	265

Fonte: Ecoinvent v3.8

Para os fluxos em que os dados de emissões foram obtidos através do *Ecoinvent v3.8*, as emissões englobam outros gases além dos três citados acima e como não foi possível incluir esses gases durante o cálculo pelo *software*, as emissões foram mantidas dessa forma, tendo em vista que não trarão resultados tendenciosos para nenhum cenário.

A seguir estão discriminados os valores do potencial de aquecimento global (PAG) para a unidade funcional de 1t de resíduos orgânicos gerados no campus Recife da UFPE, com uma proporção de 1:10 de resíduos de alimentos e resíduos de podas.

4.1.1 Cenário 1 – Aterro Sanitário

Processos	PAG (KgCO₂Eq/UF)
Coleta e Transporte	
<i>Queima do combustível</i>	4,32
<i>Fabricação do combustível</i>	0,591
Pré-tratamento	
<i>Consumo de energia elétrica</i>	0
<i>Queima e fabricação do combustível</i>	4,75
Tratamento	
<i>Decomposição do resíduo</i>	762,5
<i>Consumo de energia elétrica</i>	0
Pós-tratamento	
<i>Queima incompleta no Flare</i>	305
<i>Tratamento do Lixiviado</i>	0,42
Total	1077,58

4.1.2 Cenário 2 – Compostagem

PROCESSOS	PAG (KgCO ₂ Eq/UF)
Coleta e Transporte	
<i>Queima do combustível</i>	3,543
<i>Fabricação do combustível</i>	0,477
Pré-tratamento	
<i>Consumo de energia elétrica</i>	0
<i>Queima do combustível</i>	0,273
<i>Fabricação do combustível</i>	0,038
Tratamento	
<i>Decomposição do resíduo</i>	75,681
<i>Queima do combustível</i>	2,323
<i>Fabricação do combustível</i>	0,319
<i>Consumo de energia elétrica</i>	0,291
Pós-tratamento	
<i>Queima do combustível</i>	0,277
<i>Fabricação do combustível</i>	0,038
<i>Consumo de energia elétrica</i>	0,00017
<i>Fabricação do fertilizante químico</i>	-47,550
Total	35,710

4.1.3 Cenário 3 – Digestão anaeróbia e Compostagem

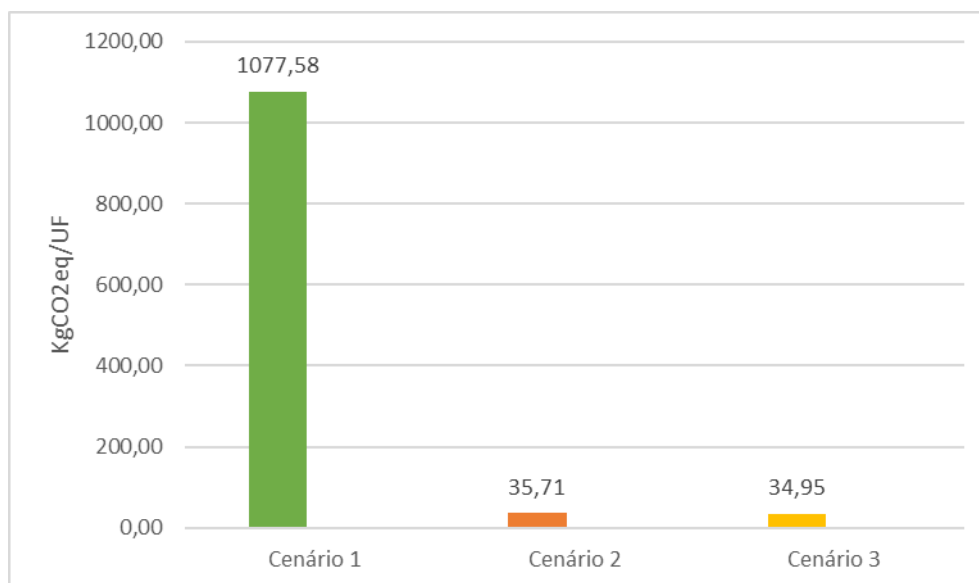
PROCESSOS	PAG (KgCO ₂ Eq/UF)
Coleta e Transporte	
<i>Queima do combustível</i>	3,543
<i>Fabricação do combustível</i>	0,477
Pré-tratamento	
<i>Consumo de energia elétrica</i>	0
<i>Queima do combustível</i>	0,271
<i>Fabricação do combustível</i>	0,037
Tratamento	
<i>Decomposição do resíduo – comp.</i>	75,681
<i>Perdas na planta de biogás</i>	0,008
<i>Queima do combustível</i>	2,300
<i>Fabricação do combustível</i>	0,316
Pós-tratamento	
<i>Queima do combustível</i>	0,277
<i>Fabricação do combustível</i>	0,038
<i>Consumo de energia elétrica</i>	0
<i>Fabricação do fertilizante químico</i>	-47,55

<i>Perdas no GMG</i>	0,007
<i>Energia elétrica evitada</i>	-0,455
Total	34,949

4.2 INTERPRETAÇÃO

O cenário de maior efeito negativo sobre o aquecimento global, como já era de se esperar, é o cenário 1 da destinação dos resíduos para o aterro, com uma diferença bastante elevada em relação aos demais cenários em virtude do alto percentual de perdas de metano no aterro oriundas do baixo rendimento na captação do biogás (50%) gerado e da baixa eficiência do *flare* (50%) assumidos de acordo com dados de GUTIERREZ, K. G.; FERNANDES, M. A. O.; CHERNICHARO (2019), o que, conforme indicado na figura 22, resultou em 1.077,58 kgCO₂eq por tonelada de resíduo orgânico, a unidade funcional adotada neste estudo.

Figura 22 – Potencial de Aquecimento Global dos 3 cenários para unidade funcional (UF) de 1t de resíduo orgânico



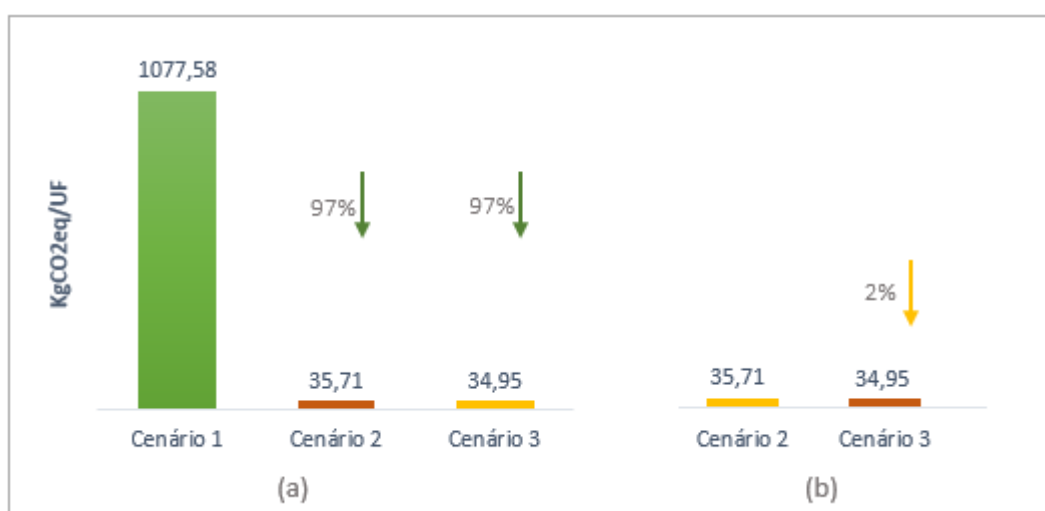
Fonte: A autora (2023)

O cenário 3 que compreende a digestão anaeróbia dos resíduos de alimentos e compostagem dos resíduos de podas operando integradas representou o melhor resultado para o potencial de aquecimento global, ou seja, resultou em menores emissões de GEE. Mesmo envolvendo mais processos e consumo de recursos que o cenário 2, referente à compostagem dos resíduos de podas juntamente com os

resíduos de alimentos, os produtos evitados que no caso são a energia elétrica fornecida à rede e o composto orgânico, contribuíram para a redução das emissões dos GEE.

A diferença entre os 3 cenários pode ser melhor interpretada na figura 23, onde observa-se o percentual de redução dos cenários 2 e 3 em relação ao 1 e do cenário 3 em relação ao 2. Os 2% de diferença entre os cenários 2 e 3 demonstra que este último cenário causou forte redução de emissões, já que é realizado o aproveitamento total do gás gerado, com exceção de alguns escapes (1,6 a 2% do metano gerado), ao invés de apenas emitir ao ambiente, como na compostagem e aterro sanitário sem aproveitamento energético.

Figura 23 – Representação do percentual de redução do potencial de aquecimento global dos cenários 2 e 3 em relação ao 1 (a) e do cenário 3 em relação ao 2 (b)



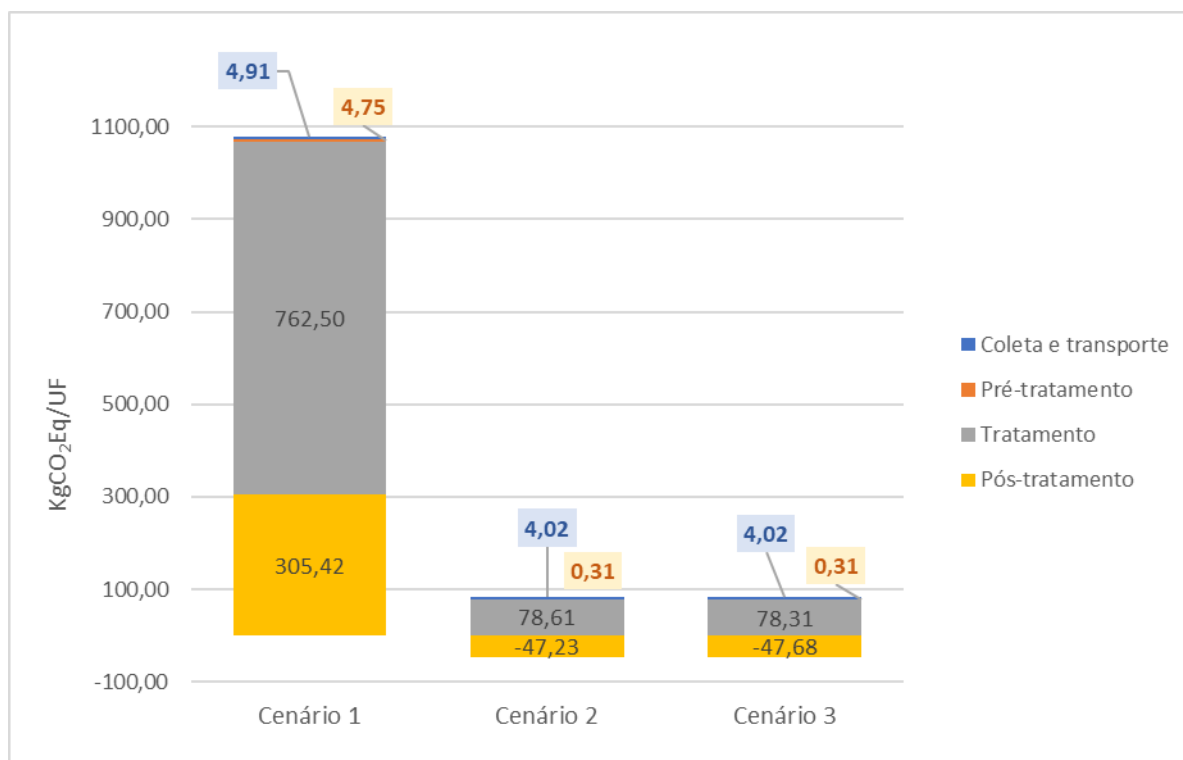
Fonte: A autora (2023)

Essa grande variação dos cenários de tratamento dos resíduos em relação ao cenário de destinação ao aterro também foram identificadas em RODRIGUES (2017) num estudo de ACV da gestão dos resíduos coletado no *campus* Campinas da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). A unidade funcional utilizada foi 1.100t de resíduo orgânico e o PAG encontrado para a destinação em aterro sanitário sem aproveitamento energético foi de 1.690kgCO₂eq/UF e para o tratamento via processo de compostagem foi de 16,6 kgCO₂eq/UF, uma diferença de 99% entre os cenários.

Para demonstrar melhor a diferenças entre os três cenários, a figura 24 apresenta os valores do PAG por etapa em cada um. A etapa de coleta e transporte

apresentou menor impacto nos cenários 2 e 3 onde as plantas de tratamento dos resíduos estão localizadas dentro da universidade, porém a diferença em relação ao cenário 1 não foi considerável em virtude de que nos dois cenários há grande frequência de deslocamento entre o ponto de coleta na UFPE e a BERSO.

Figura 24 – Potencial de aquecimento global dos 3 cenários com distribuição por etapas envolvidas



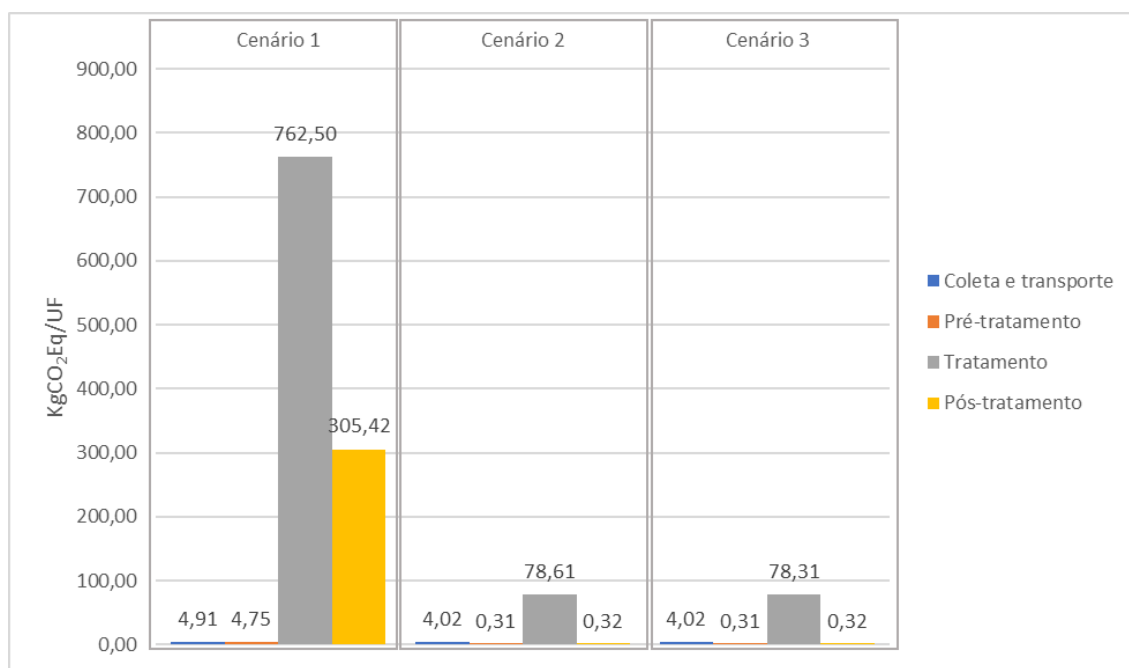
Fonte: A autora (2023)

Os valores do PAG na figura 24 estão arredondados, mas para as etapas de pré-tratamento nos cenários 2 e 3 há uma diferença de milésimos a mais nas taxas de emissões para o cenário 2 pois no cenário 3 a energia elétrica consumida é compensada pela energia gerada e, por isso, não influencia neste resultado, tendo impacto apenas da queima do combustível na montagem da leira de compostagem.

A etapa de tratamento representa o maior percentual das emissões nos 3 cenários, sendo no cenário 1, 70% do total das emissões e no 2 e 3 em torno de 95%, porém nestes dois últimos aproximadamente 58% é compensada com as emissões evitadas no uso do composto orgânico e energia elétrica do biogás. Esta diferença entre as emissões geradas e evitadas pode ser melhor visualizada nas

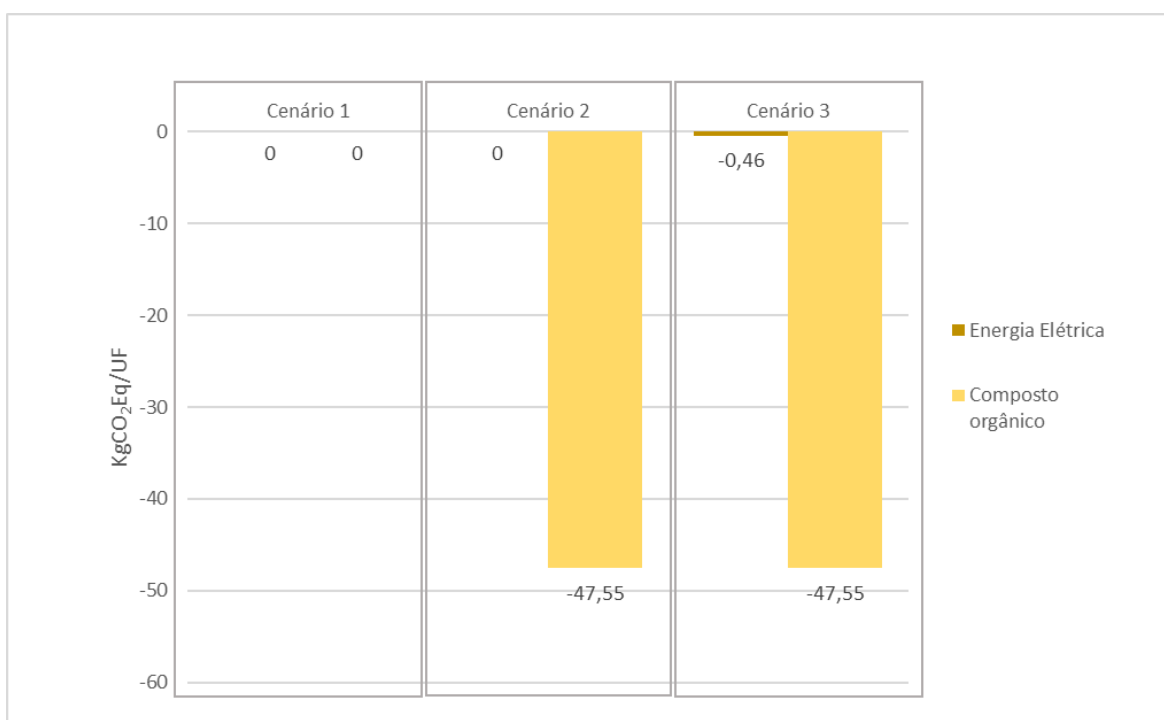
figuras 25 e 26, onde os valores emitidos e evitados das emissões estão separados, por cenário.

Figura 25 - Potencial de aquecimento global para os 3 cenários, distribuído por etapas sem a inclusão dos produtos evitados



Fonte: A autora (2023)

Figura 26 – Potencial de aquecimento global na etapa pós-tratamento dos 3 cenários, considerando apenas os produtos evitados.



Fonte: A autora (2023)

A influência dos produtos evitados também foi considerável no estudo de MONDELLO *et al.* (2017), no qual foi realizada uma ACV para alternativas de tratamento de resíduos de alimentos em que o valor do PAG sem efeito dos produtos evitados para 1t de resíduo foi de 99,28 kgCO₂eq no tratamento via compostagem e 66,07 kgCO₂eq na digestão anaeróbia. Porém ao lançar os produtos evitados estes valores mudaram para 59,25 kgCO₂eq e -299,46 kgCO₂eq.

Conforme demonstrado na figura 26, no pós-tratamento as emissões evitadas devido ao uso do composto orgânico são bastante significativas mesmo com um baixo percentual de nutrientes substituídos, em relação ao volume total de composto gerado. Essa situação é justificada pelos grandes danos ambientais que a extração da matéria-prima, o processamento e manufatura dos fertilizantes químicos geram. Em RODRIGUES (2017), o composto gerado também promoveu uma redução significativa no total das emissões do cenário de compostagem, em torno de 81% em virtude das emissões evitadas na fabricação do fertilizante mineral.

Para a energia elétrica que é fornecida à universidade e contabilizada como produto evitado o valor do PAG teve baixa significância em virtude do Brasil dispor de uma matriz elétrica predominantemente renovável, representando 78,10% da oferta interna de eletricidade (EPE, 2022). Em países com um mix de eletricidade baseado em combustíveis fósseis este resultado seria diferente já que estas fontes possuem um custo ambiental maior.

Não foram encontrados na literatura estudos de ACV para alternativas de gestão de RSU que contemplassem cenários com combinação de digestão anaeróbia e compostagem e com as proporções de resíduos aqui utilizadas para ser fazer uma análise comparativa mais precisa. A maioria dos estudos, considera para unidade funcional, um quantitativo de RSU ou de algum resíduo orgânico unicamente, como resíduo de alimento, ou esterco, por exemplo, e em análises comparativas, é vital que os limites do sistema sejam, se não iguais, pelo menos justamente comparáveis.

Em ANGELO *et al.* (2017); LIIKANEN *et al.* (2018); RODRIGUES (2017), apesar das análises de ciclo vida não terem cenários e unidades funcionais iguais ao deste estudo, o cenário de destinação em aterro é o que apresenta também o mais alto PAG. Além disso, refinando a análise, na Tabela 22, percebe-se a tendência de

diminuição do PAG em cenários que contemplam digestão anaeróbia e compostagem, no tratamento de resíduos orgânicos.

Tabela 21 – Valores de PAG para cenários de estudos brasileiros de ACV com cenários semelhantes ao deste

Referência	kgCO ₂ eq/UF Cenário com Aterro	kgCO ₂ eq/UF Cenário com compostagem	kgCO ₂ eq/UF Cenário com digestão anaeróbia	Detalhes	UF
RODRIGUES (2017)	1,1E-03	4,25E-05	7,49E-05	- Aterro sem recuperação energética - Compostagem com créditos da fabricação do composto - DA com aproveitamento energético	1kg de resíduo compostável
LIIKANEN et al. (2018)	1.055	969	939	- Aterro com recuperação energética - Compostagem residencial (2%), compostagem (9,9%) e aterro com recuperação energética (98%) - Compostagem residencial (2%), DA com aproveitamento energético (9,9%) e aterro com recuperação energética (98%)	1t de resíduo de alimento
ANGELO et al. (2017)	698,56	-	594.08	- Aterro com recuperação energética - DA via seca com aproveitamento energético e uso do digestato como fertilizante	1t de RSU

Fonte: A autora (2023)

Para se ter uma melhor análise e evitar conclusões tendenciosas, os três estudos analisados na tabela 22 foram realizados para cidades brasileiras assim, as emissões evitadas da energia elétrica gerada estão na mesma proporção.

4.2.1 Análise de sensibilidade

Conforme foi exposto durante a realização do inventário, muitas suposições foram realizadas neste estudo em virtude da falta de dados para a mesma unidade funcional aqui adotada e também de estar sendo estudado cenários futuros onde processos precisaram ser estimados.

Diante disso, a fim de investigar o impacto destas suposições e para avaliar fatores relevantes que possam orientar futuros esforços de pesquisa, foram realizadas algumas análises de sensibilidade. A metodologia aplicada para estas análises consistiu em utilizar dados da literatura que variam para mais e para menos do que foi utilizado aqui neste estudo, conforme descrito abaixo.

A: A localização da planta de destinação ou tratamento dos resíduos é um fator importante em virtude da logística envolvida para transporte dos grandes volumes e que gera impactos ambientais. Neste estudo, o aterro está localizado a 17,7Km da universidade e para avaliar este impacto foi calculado o PAG para o cenário 1 com variação da distância para mais e para menos de acordo com a localização de duas cidades em Pernambuco em relação do Aterro CTR – Pernambuco localizado na cidade de Igarassu, para onde destinam seus resíduos. As informações sobre o aterro e municípios atendidos foi obtido em PERNAMBUCO (2018) e os valores utilizados e calculado estão inseridos na tabela 22, assim como o PAG do cenário 1 para comparação.

Tabela 22 – Resultados da análise de sensibilidade para o cenário 1 com a variação da distância do aterro ao local da geração de resíduo

Cenário	Fonte geradora de resíduo	Local de destinação	Distância (km)	PAG (kgCO₂eq/UF)
1	UFPE (Recife)	CTR - Candeias	17,7	1.077,58
1-A1	Igarassu – PE	CTR - Pernambuco	4,7	1.076,68
1-A2	Paulista - PE	CTR - Pernambuco	37,1	1.078,38

Fonte: A autora (2023)

De acordo com resultados obtidos, a variação no valor final do PAG não foi considerável devido ao fato de que, no cenário 1, as emissões de GEE provenientes da logística tornam-se minúsculas, aproximadamente 0,37%, quando comparadas ao PAG total do cenário que trata de um aterro sem recuperação energética, porém esta é uma verdade apenas para a categoria de impacto aquecimento global.

B: Conforme exposto no inventário do cenário 2, os valores para emissões de gases de efeito estufa na compostagem dependem de vários parâmetros adotados

no processo e por isso os dados da literatura variam bastante. Neste estudo, foram utilizados os dados encontrados em SAER *et al.* (2013) a partir de uma média de valores da literatura de estudos de emissões atmosféricas em compostagem de resíduos de alimentos, resíduos de podas e resíduos orgânicos urbanos no geral. A fim de determinar a influência desta variação foi calculado o PAG para os cenários 2 e 3 que compreendem compostagem, com os valores mínimos e máximos de emissões encontrados por SAER *et al.* (2013), conforme descrito na tabela 23.

Tabela 23 - Resultados da análise de sensibilidade para os cenários 2 e 3 com a variação dos valores de emissões do processo de compostagem, de acordo valores médios, mínimos e máximos encontrados por SAER *et al.* (2013)

Classificação	CH₄ (kg t⁻¹ ww)	N₂O (kg t⁻¹ ww)	Cenário	PAG (kgCO₂eq/UF)
Média	1,8297	0,075	2	35,71
			3	34,95
Mínimo	0,021	0,0003	2-B1	-39,25
			3-B1	-40,01
Máximo	11,9	0,252	2-B2	389,76
			3-B2	388

Fonte: A autora (2023)

Esta análise gerou variações significativas no PAG total dos cenários, porém não alterou o ranking de impactos. Os valores mínimos levaram os cenários a emissões negativas e os máximos aumentaram proporcionalmente o PAG, quase em 11 vezes. Estes resultados comprovam a forte representatividade das emissões do processo da compostagem sobre os cenários 2 e 3 e acendem um alerta sobre a necessidade de se ter mais estudos de quantificação de emissões em compostagem com resíduos e misturas de diferentes tipos de resíduos orgânicos.

C: O rendimento de uma planta de biogás está diretamente relacionado ao rendimento de metano neste. Para avaliar a influência deste parâmetro nas emissões atmosféricas foi calculado o PAG para o cenário 3 com o rendimento de metano variando para mais e para menos. Os valores mínimo e máximo foram obtidos em FERREIRA, T. B. (2021) através de um levantamento de estudos anteriores sobre produção de biogás em biodigestores do tipo CSTR operando com resíduos de alimentos e estão descritos na tabela 24 com os respectivos PAG's calculados.

Tabela 24 - Resultados da análise de sensibilidade para o cenário 3 com a variação do valor de rendimento de metano do biodigestor

Cenário	Rendimento de metano (m³CH₄Kg SV⁻¹)	PAG (kgCO₂eq/UF)
3	0,46	34,95
3-C1	0,223	35,28
3-C2	0,48	34,92

Fonte: FERREIRA, T. B. (2021) e a autora (2023)

Os resultados demonstram que o PAG é inversamente proporcional ao rendimento de metano no biogás, ou seja, quanto maior o valor deste, menor o PAG da planta já que há incremento das emissões evitadas com o aumento da energia gerada pela mesma. Interessante perceber que mesmo para a variação mínima, com a planta de biogás operando apenas para 0,09% do resíduo total, a classificação dos cenários se manteve favorável para o cenário de digestão anaeróbia e compostagem operando integradas.

D: A planta de biogás dimensionada neste estudo, consome aproximadamente 30% da energia elétrica gerada e conforme exposto, este dimensionamento foi realizado grosseiramente sem se basear em algum projeto específico, dimensionando apenas os equipamentos de maior consumo. Segundo MONSON *et al.* (2007), para plantas de biogás que digerem ou codigerem resíduos orgânicos municipais, a quantidade de eletricidade produzida necessária para cobrir os requisitos no local varia de 10% a 40%, dependendo do sistema. Estes valores foram utilizados para análise de sensibilidade conforme tabela 25 com os respectivos resultados do PAG.

Tabela 25 - Resultados da análise de sensibilidade para o cenário 3 com a variação do percentual de energia consumida pela planta de biogás em relação ao que é gerado pela mesma

Cenário	Percentual de energia consumida (%)	PAG (kgCO₂eq/UF)
3	30,7	34,95
3-D1	10	34,82
3-D2	40	35,01

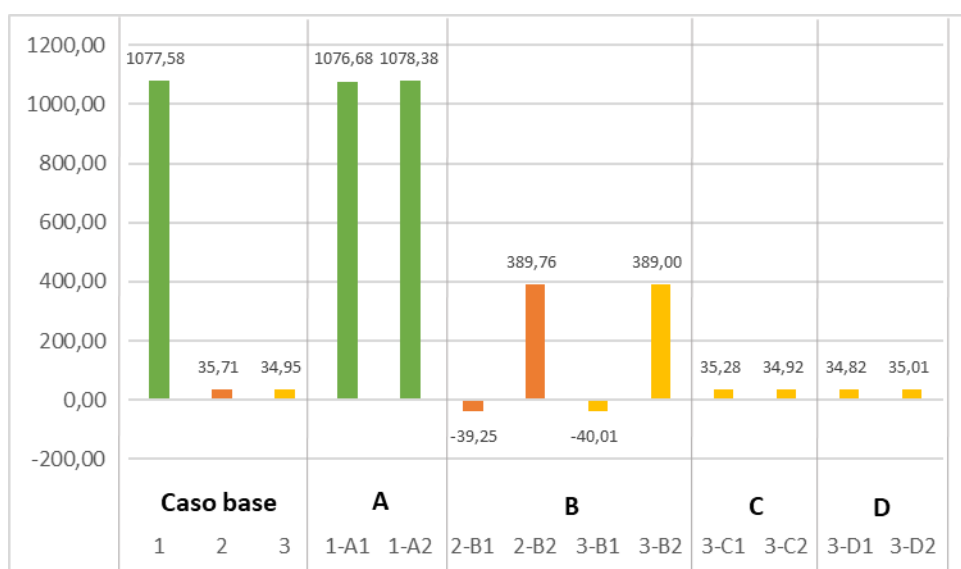
Fonte: A autora (2023)

As variações no PAG dos cenários foram mínimas e se deve principalmente à particularidade do mix de geração de energia elétrica brasileiro ser de fonte renovável com baixas emissões. Outro fator importante é que a planta de biogás

deste estudo não faz cogeração com aproveitamento da energia térmica, o que resultaria em melhor resultado visto que aumentaria o rendimento da planta.

No gráfico da figura 27 estão distribuídos o PAG dos cenários bases deste estudo (1, 2 e 3) e de todas as análises de sensibilidade realizadas para que seja possível visualizar as variações em relação aos valores adotados e aos demais cenários.

Figura 27 – Potencial de aquecimento global para os cenários base e os cenários das análises de sensibilidades realizadas



Fonte: A autora (2023)

5 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

A realização deste trabalho além de permitir estimar as emissões atmosféricas de alternativas de destinação/aproveitamento dos resíduos alimentares e de podas, contribuiu para entender melhor quais os processos e as condições de operação que possuem impactos mais significativos no gerenciamento dos resíduos no que diz respeito ao aquecimento global.

A integração da digestão anaeróbia dos resíduos de alimentos com a compostagem dos resíduos de podas, apresentou o menor potencial de aquecimento global seguido do cenário que contempla apenas a compostagem da mistura dos dois tipos de resíduos orgânicos. A destinação dos resíduos para o aterro sanitário mostrou ser o pior cenário, pois resultou nas maiores emissões de GEE. É importante ressaltar, entretanto, que este resultado não pode ser adotado isoladamente como justificativa para uma tomada de decisão, pois seria necessário

analisar outras categorias de impacto, assim como realizar análises de viabilidade técnica e econômica da adoção das tecnologias estudadas.

O estudo de ACV é bastante sensível aos parâmetros adotados e isto foi possível perceber na dificuldade da realização de análises comparativas com outros estudos na etapa de análise de resultados, em virtude da delimitação dos cenários, unidade funcional e localização geográfica adotada. Porém esta delimitação aconteceu para atender o escopo do estudo de contribuir na busca do melhor cenário de aproveitamento e destinação de resíduos orgânicos para a universidade de acordo com a realidade dos resíduos gerados, no âmbito do aquecimento global.

Outro fator importante para ser destacado é que a ACV aqui realizada, assim como em muitos outros estudos, possui um percentual de incerteza diante de suposições e simplificações que são realizadas em virtude da falta de dados ou de acesso a estes. Neste sentido, a aplicação da análise de sensibilidade veio para avaliar a robustez e confiabilidade dos resultados obtidos e identificar parâmetros que podem mudar consideravelmente os resultados ou exigir uma melhor investigação.

A delimitação das fronteiras realizada do portão ao túmulo difere um pouco este estudo da realidade dos centros geradores de resíduos, pois aqui, considera-se o resíduo já segregado, não havendo então impactos da logística e execução da coleta seletiva. Isto é um fator importante de levar em consideração, pois no Brasil a implantação do Programa Nacional de Gestão de Resíduos esbarra na dificuldade de adotar coleta seletiva nos municípios o que é essencial para a implementação de tecnologias de aproveitamento de resíduos.

Não foi objetivo deste estudo a análise de impacto de consumo de água, porém é bastante compreensível a importância deste fator em virtude do volume demandado, principalmente quando se fala da aplicação de compostagem e digestão anaeróbia via úmida em municípios ou locais com deficiência no fornecimento deste recurso e de clima seco, a exemplo da região semiárida do NE do Brasil.

A utilização ou destinação do digestato excedente que não foi inserido no cenário 3 em virtude da falta de dados específicos é também um ponto importante quando considera-se mitigar a geração de resíduos e promover a economia circular, porém em se tratando de uma aplicação real, a recirculação deste material para

dentro do biodigestor é a técnica mais utilizada e de fácil aplicação física, a depender do método utilizado, também de baixo impacto ambiental.

Apesar deste estudo ter levantado os impactos ambientais provenientes de tecnologias de disposição e aproveitamento de resíduos em cenários separados (exceto o cenário 3), a depender da situação, as três podem ou devem operar em conjunto. O aterro sanitário, apesar dos aspectos negativos, é uma alternativa que deve ser incluída nos cenários, uma vez que uma fração dos resíduos não pode ser compostada nem reciclada, portanto, deverá ser destinada aos aterros como rejeito. Porém é possível mitigar os impactos ambientais nos aterros, através de medidas como, recebimento apenas de rejeitos, aproveitamento energético do gás gerado, utilização de *flare* com melhor eficiência e melhor captação de gases, etc.

Ao contrário do aterro, a digestão anaeróbia e a compostagem já nascem no intuito de aproveitar o resíduo, mitigando seus impactos ambientais e, de bônus, aumentam os ganhos destes processos. LOU; NAIR (2009) faz uma ótima comparação entre aterros e compostagem quando afirma que “os aterros, juntamente com as suas estratégias de mitigação, são muitas vezes medidas reativas na proteção do ambiente, procurando remediar os efeitos nocivos por ele causados. Por outro lado, a compostagem adota uma abordagem mais proativa, com o objetivo de prevenir ou minimizar esses impactos negativos em primeiro lugar”.

Diante do exposto, este estudo pode contribuir para o entendimento das tecnologias de destinação e aproveitamento dos resíduos operando isoladas ou integradas, assim como para subsidiar tomadas de decisão e análises de gestão de resíduos de empreendimentos como hospitais, universidades, *shoppings* ou outros com política de gestão de resíduos implantada e operante.

Por fim, os resultados também fortalecem a importância da atuação da BERSO, à medida que aponta os resultados positivos do aproveitamento do potencial energético dos resíduos orgânicos através de tecnologias de tratamento e aproveitamento energético próximos à fonte de geração promovendo a mitigação das emissões de GEE, a promoção da importância da coleta seletiva, a integração das tecnologias e a economia circular.

6 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Realizar ACV para uma unidade funcional que contemple todos os resíduos sólidos da universidade com análise de outras categorias de impacto importantes como Potencial de Eutrofização, Potencial de Acidificação, Potencial de Toxicidade Humana e Potencial de Eutrofização, além de Mudanças Climáticas.
- Incluir nos cenários outras tecnologias que contemplam a BERSO, como fabricação de biodiesel, aproveitamento de água das chuvas e a utilização do composto e digestato nos jardins da Universidade.
- Utilização de dados de inventários nacionais, quando for possível.
- Realização de experimentos de compostagem para estimação de emissões e consumo de água para misturas com proporções similares ao que é gerado no *campus*.
- Realização de experimentos para caracterização do digestato

REFERÊNCIAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **ISO/TS 14.067**. Gases de efeito estufa - Pegada de Carbono de Produtos - Requisitos e orientações sobre quantificação e comunicação. Rio de Janeiro. 2010. p. 72.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14.040**. Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro. 2014b.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14.044**. Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações. Rio de Janeiro. 2014a.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10.004**. Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro. 2004. p. 77.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 8419**. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro. 1996. p. 7.
- ABRELPE - Associação Brasileira de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020**. São Paulo. 2020.
- ABRELPE - Associação Brasileira de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no brasil 2022**. São Paulo. 2022.
- ABRELPE - Associação Brasileira de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Roteiro para aproveitamento dos resíduos orgânicos**. São Paulo. 2016.
- AHAMED, A *et al.* Life cycle assessment of the present and proposed food waste management technologies from environmental and economic impact perspectives. **Cleaner Production**, v. 131, 2016.
- ALBURQUERQUE, José Antonio *et al.* Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agroindustrial residues. **Biomass and Bioenergy**, v. 40, p. 181–189, 2012.
- ALMEIDA, LÊDO IVO JOSÉ DE. **Potencial de produção de biogás e energia elétrica a partir da remoção da matéria orgânica oriundo de tratamento de esgotamento sanitário na ETE NORTE – Palmas-TO**. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) - Campus Universitário de Palmas, Universidade Federal do Tocantins, Palmas, TO. 2016.
- ANDERSEN, J. K. *et al.* Greenhouse gas emissions from home composting of organic household waste. **Waste Management**, v. 30, n. 12, p. 2475–2482, 2010.
- ANDERSEN, Jacob K. *et al.* Quantification of Greenhouse Gas Emissions from Windrow Composting of Garden Waste. **Journal of Environmental Quality**, v. 39, n. 2, p. 713–724, 2010.
- ANDRADE, Monaliza Mirella de Moraes. **Parâmetros operacionais da digestão**

anaeróbia de resíduos de alimentos para fins energéticos. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.

ANDREOLI, Cleverson Vitório. **Resíduos Sólidos do Saneamento: processamento, reciclagem e disposição final.** Rio de Janeiro, 2001.

ANGELO, Ana Carolina Maia *et al.* Life Cycle Assessment and Multi-criteria Decision Analysis : Selection of a strategy for domestic food waste management in Rio de Janeiro. **Journal of Cleaner Production**, v. 143, p. 744–756, 2017.

ANP - AGÊNCIA NACIONAL DE PETRÓLEO GÁS E BIOCOMBUSTÍVEIS. **Fatores de conversão, densidades e poderes caloríficos inferiores.** Rio de Janeiro, 2022.

ARSOVA, Ljupka. Anaerobic digestion of food waste : Current status , problems and an alternative product. **M.S. Degree Thesis n Earth Resources Engineering, Columbia University**, p. 1–67, 2010.

BOZZANO, João Francisco Schittenhelm. **Inventário do Ciclo de Vida de resíduos industriais Classe II-A submetidos ao processo de compostagem por revolvimento de leiras.** Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Mecânica) - Campus Ponta Grossa, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa 2019.

BRASIL. Lei 12305 de 2 de Agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União.** Brasília, 2010.

CASTRO, Liliana; ESCALANTE, Humberto. ¿Cómo determinar la calidad de un lodo digerido? **Revista RedBioLAC**, v. 3, p. 79–83, 2019.

CESARO, Alessandra. The valorization of the anaerobic digestate from the organic fractions of municipal solid waste: Challenges and perspectives. **Journal of Environmental Management**, v. 280, p. 111742, 2020.

CESTONARO, Taiana *et al.* Full scale composting of food waste and tree pruning: How large is the variation on the compost nutrients over time? **Science of the Total Environment**, v. 754, p. 142078, 2021.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Emissões veiculares no estado de São Paulo.** São Paulo, 2022.

CHEN, Tianming; ZHANG, Shiwen; YUAN, Zengwei. Adoption of solid organic waste composting products: A critical review. **Journal of Cleaner Production**, v. 272, p. 122712, 2020.

CIBIOGAS - Centro Internacional de Energias Renováveis - Biogás. **Conceitos básicos e digestão anaeróbia.** 2. ed. Foz do Iguaçu, 2018.

CIBIOGÁS - Centro Internacional de Energias Renováveis - Biogás. **Panorama do biogás no Brasil - 2021.** Foz do Iguaçu, 2022.

CRESPO, Natalia; BUENO, Cristiane; ROBERTO, Aldo. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida : revisão dos principais métodos. v. 26, n. 1, p. 160–175, 2016.

DA SILVA, Alice Sabrina Ferreira. **Avaliação do processo de compostagem com diferentes proporções de resíduos de limpeza urbana e restos de alimento.** Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2016.

DE SOUSA, Maria Helena *et al.* **CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO DO CICLO DE VIDA 7, 2021.** Anais. Evento on line: UFRGS, 2021a.

DE SOUSA, Maria Helena *et al.* Valorizing municipal organic waste to produce biodiesel, biogas, organic fertilizer, and value-added chemicals: an integrated biorefinery approach. **Biomass Conversion and Biorefinery**, 2021b.

DIAS, Ana Cláudia; ARROJA, Luís. Comparison of methodologies for estimating the carbon footprint - case study of office paper. **Journal of Cleaner Production**, v. 24, p. 30–35, 2012.

ECOINVENT. **Ecoinvent Database**, 2023. Disponível em: <<https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-database/>>. Acesso em: 26/06/2023.

EDJABOU, Maklawe Essonanawe *et al.* Food waste from Danish households: Generation and composition. **Waste Management**, v. 52, p. 256–268, 2016.

EPE - Empresa de Pesquisa Energética. **Balanço energético nacional -2022.** Rio de Janeiro, 2022.

EVANGELISTI, Sara *et al.* Life cycle assessment of energy from waste via anaerobic digestion: A UK case study. **Waste Management**, v. 34, n. 1, p. 226–237, 2014.

FERNANDES, Fernando; SILVA, Sandra Márcia Cesário Pereira. **Manual Prático para Compostagem de Biossólidos.** Rio de Janeiro: UEL Universidade Estadual de Londrina, 1999.

FERNANDES, Fernando. Manual prático para a compostagem de Biossólidos. **Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação**, p. 84, 1999.

FERREIRA, J. **Quantificação e Caracterização Química e Energética da Biomassa Residual Gerada no Campus Recife da UFPE.** Trabalho de conclusão de curso - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2014.

FERREIRA, Bernardo Ornelas. **Avaliação de um sistema de metanização de resíduos alimentares com vistas ao aproveitamento energético do biogás.** Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

FERREIRA, Tiago Borges. **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos alimentares: avaliação de diferentes configurações de sistemas simplificados e estratégias operacionais no desempenho do processo.** Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2021.

FNR - Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. **Guia Prático do Biogás - Geração e Utilização - Tradução do LeitfadenBiogas**, 2010.

GIZ - Cooperação Alemã para o Desenvolvimento Sustentável; **Guia técnico ambiental de biogás na agroindústria**. Belo Horizonte, 2015.

GUILAYN, F. *et al.* First fertilizing-value typology of digestates: A decision-making tool for regulation. **Waste Management**, v. 86, p. 67–79, 2019.

GUINÉE, Jeroen B. *et al.* Life cycle assessment of present and future marine fuels. **Institute of Environmental Sciences**, v. 45, n. 1, p. 1–57, 2011.

GUTIERREZ, K. G.; FERNANDES, M. A. O.; CHERNICHARO, C. A. L. Modelling of a sanitary landfill for developing countries to improve the reliability of Life Cycle Assessment studies. **Graz, Austria: IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, 2019.

GUTIERREZ, Katia Gonçalves. **Análise e Gerenciamento de impactos ambientais no tratamento de esgoto doméstico mediante avaliação de ciclo de vida**. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

HAHN, Henning *et al.* Review of concepts for a demand-driven biogas supply for flexible power generation. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 29, p. 383–393, 2014.

I17 - Instituto 17. **I17, Institucional**. Disponível em: <<https://i17.eco.br/institucional/>>. Acesso em: 20/03/2023

INMETRO - Instituto Nacional de Metrologia Qualidade e Tecnologia. **Programa Brasileiro de Etiquetagem - PBE - Ano 2021**. 2021.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate CHange. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 3, Energy**. USA, 2006.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate CHange. **Anthropogenic and Natural Radiative Forcing: Supplementary Material**. 2013.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate CHange. **Aquecimento Global de 1,5°C**. 2018.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate CHange. **Climate Change: The IPCC 1990 and 1992 Assessments**. 1992.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate CHange. **Climate change 1995, The science of climate change**Geoscience Canada. 1995.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate CHange. **Climate Change 2014 Synthesis Report**Journal of Crystal Growth. 2014.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate CHange. **Climate Change and Land - An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation,**

sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. 2019.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate CHange. **Report of the nineteenth session of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. 2002.

JØRGENSEN, Andreas *et al.* Defining the baseline in social life cycle assessment. p. 376–384, 2010.

KIEHL, Edmar José. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1998.

KUNZ, Airton *et al.* **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, 2019.

LAURENT, Alexis *et al.* Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I : Lessons learned and perspectives. **Waste Management**, v. 34, n. 3, p. 573–588, 2014.

LELIS, M.P.N.; FERREIRA NETO, J.T. A influência da umidade na velocidade de degradação e no controle de impactos ambientais da compostagem. **Congresso da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, p.10, Rio de Janeiro, 1999.

LIEDL, B. E.; BOMBARDIERE, J.; CHATFIELD, J. M. Fertilizer potential of liquid and solid effluent from thermophilic anaerobic digestion of poultry waste. **Water Science and Technology**, v. 53, n. 8, p. 69–79, 2006.

LIIKANEN, Miia *et al.* Steps towards more environmentally sustainable municipal solid waste management - A life cycle assessment study of São Paulo, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 196, p. 150–162, 2018.

LOU, X. F.; NAIR, J. The impact of landfilling and composting on greenhouse gas emissions - A review. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 16, p. 3792–3798, 2009.

LOUREIRO, Diego Campana *et al.* Compostagem e vermicompostagem de resíduos domiciliares com esterco bovino para a produção de insumo orgânico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 7, p. 1043–1048, 2007.

LYTRAS, George *et al.* Food Waste Valorization Based on Anaerobic Digestion. **Waste and Biomass Valorization**, v. 12, 2020.

MAALOUF, Amani; EL-FADEL, Mutasem. Carbon footprint of integrated waste management systems with implications of food waste diversion into the wastewater stream. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 133, p. 263–277, 2018.

MÁQUINAS, Lova. **LOVA MÁQUINAS**. 2023. Disponível em: <<https://www.lojalovamaquinas.com.br/triturador-de-galhos-e-residuos-tr-2000-cmotor-a-diesel-54hp-trapp>>. Acesso em: 16/04/2023.

MARTÍ-HERRERO, J. *et al.* Biogas from a full scale digester operated in

psychrophilic conditions and fed only with fruit and vegetable waste. **Renewable Energy**, v. 133, p. 676–684, 2019.

MARTÍNEZ-BLANCO, Julia *et al.* The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. **Waste Management**, v. 30, n. 6, p. 983–994, 2010.

MAUKY, Eric *et al.* Flexible biogas production for demand-driven energy supply - Feeding strategies and types of substrates. **Bioresource Technology**, v. 1, p. 262–269, 2015.

MCTI - Ministério da Ciência Tecnologia e Inovações. **Resultados do Inventário Nacional de Emissões de Gases de Efeito Estufa por unidade federativa**. 2022.

MENDES, Mara Regina; ARAMAKI, Toshiya; HANAKI, Keisuke. Assessment of the environmental impact of management measures for the biodegradable fraction of municipal solid waste in São Paulo City. **Waste Management**, v. 23, p. 403–409, 2003.

MERSONI, Cristina; REICHERT, Geraldo Antônio. Comparação de cenários de tratamento de resíduos sólidos urbanos por meio da técnica da Avaliação do Ciclo de Vida: O caso do município de Garibaldi, RS. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 863–875, 2017.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por veículos automotores rodoviários 2013**. Brasília, 2014.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Planos de gestão de resíduos sólidos: manual de orientação**. Brasília, 2012.

MONDELLO, Giovanni *et al.* Comparative LCA of Alternative Scenarios for Waste Treatment : The Case of Food Waste Production by the Mass-Retail Sector. **MDPI**, 2017.

MONLAU, F. *et al.* New opportunities for agricultural digestate valorization: Current situation and perspectives. **Energy and Environmental Science**, v. 8, n. 9, p. 2600–2621, 2015.

MONSON, K. D. *et al.* **Anaerobic Digestion of Biodegradable Municipal Wastes: A Review**. 1. ed. Pontypridd: University of Glamorgan, 2007.

MOURAD, A.L.; GARCIA, E.E.C.; VILHENA, A. **Avaliação do ciclo de vida: princípios e aplicações**. 2002.

NEUGEBAUER, Maciej; SOŁOWIEJ, Piotr. The use of green waste to overcome the difficulty in small-scale composting of organic household waste. **Journal of Cleaner Production**, v. 156, p. 865–875, 2017.

NORDAHL, Sarah L *et al.* Greenhouse Gas and Air Pollutant Emissions from Composting. **Environmental Science Technology**, v. 57, p. 2235–2247, 2023.

OBERSTEINER, Gudrun *et al.* Landfill modelling in LCA – A contribution based on

empirical data. **Waste Management**, v. 27, p. 58–74, 2007.

OLIVEIRA, Allan Luis Augusto Redes de. **Avaliação do Ciclo de Vida aplicada na gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de caso do Distrito Federal**. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Engenharia Mecânica da Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2019.

OLIVEIRA, Anderson José de *et al.* Biogás como fonte energética. **Revista Pesquisa e Ação**. 2018.

OLIVEIRA, Emídio Cantídio Almeida de Oliveira; SARTORI, Raul Henrique; GARCEZ, Tiago B. **Compostagem. Material da disciplina: Matéria Orgânica do Solo (LSO-897)**. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

PERNAMBUCO, Secretaria das Cidades. **Plano de resíduos sólidos: Região de Desenvolvimento Metropolitana de Pernambuco – RDM/PE**. Caruso Jr., Recife, 2018.

PROBIOGAS. **Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto**. 2. ed. Ministério das Cidades, Brasília, 2017.

PROBIOGAS. **Tecnologias De Digestão Anaeróbia Com Relevância Para O Brasil**. 1. ed. Ministério das Cidades, Brasília, 2015.

REBITZER, Gerald *et al.* Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. **Environment International**, v. 30, n. 5, p. 701–720, 2004.

REIS, Mariza Fernanda Power. **Avaliação do processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos**. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2005.

RODRIGUES, Evelin Ribeiro. **Aplicação Integrada de ACV e MCDA para a tomada de decisão do sistema de tratamento do Resíduo Sólido Orgânico dos restaurantes Universitários da Unicamp Campinas**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Campinas, SP, 2017.

SAER, Alex *et al.* Life cycle assessment of a food waste composting system: Environmental impact hotspots. **Journal of Cleaner Production**, v. 52, p. 234–244, 2013.

SCHNEIDER. **Tabela de seleção de bombas e motobombas Schneider**. Disponível em:

<https://schneidermotobombas.blob.core.windows.net/media/309005/schneider_tabela_selecao_2022_05_web.pdf>. Acesso em: 12/06/2022

SEEG - Sistema de Estimativa de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa. **Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do Brasil 1970-2020**. 2021.

SHAFIEE, Mahmood; BRENNAN, Feargal; ESPINOSA, Inés Armada. A parametric whole life cost model for offshore wind farms. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, p. 961–975, 2016.

SILVA, Tiago Nascimento; DE SOUZA CAMPOS, Lucila Maria. Evaluation of the production and quality of the landfill gas to energy at bandeirantes landfill - SP. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 88–96, 2008.

SILVA, Wellington Regis. **Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais**. Tese (Doutorado) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB, 2009.

SINIR, Sistema Nacional de Informações sobre a gestão dos resíduos sólidos. **Relatório Nacional de Gestão de Resíduos Sólidos** Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <<https://sinir.gov.br/relatorios/nacional/>>. Acesso em: 26/04/2023.

SLORACH, Peter C *et al.* Energy demand and carbon footprint of treating household food waste compared to its prevention. **Energy Procedia**, v. 161, n. 2018, p. 17–23, 2019.

SUN, Qie *et al.* Selection of appropriate biogas upgrading technology-a review of biogas cleaning, upgrading and utilisation. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 51, p. 521–532, 2015.

TERRAPLANAGEM, MP. **Mpterraplenagem.com.br**. Disponível em: <<https://mpterraplenagem.com.br/produto/retroescavadeira-case-580m/>>. Acesso em: 12/01/2023.

UFPE, Universidade Federal de Pernambuco. **Plano de gerenciamento de resíduos sólidos da UFPE - PGRS**. Recife, 2020.

UMAINE, The University of. **On Campus Composting System**. Disponível em: <<https://umaine.edu/sustainability/map-point/on-campus-composting-system/>>. Acesso em: 05/01/2021.

UNFCCC, UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **Methodological "Tool to determine project emissions from flaring gases containing methane"**. Disponível em <<https://cdm.unfccc.int/methodologies/PAmethodologies/tools/am-tool-06-v1.pdf>>. Acesso em 30/06/2021

XU, Mingyue *et al.* Bioconversion of biowaste into renewable energy and resources: A sustainable strategy. *Environmental Research*, v. 214, n. 2, 2022.

WBCSD - World Business Council for Sustainable Development; WRI, World Resources Institute. Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard Greenhouse Gas Protocol. **Greenhouse gas protocol**, 2011.

WECHSELBERGER, Viktoria *et al.* Methane losses from different biogas plant technologies. **Waste Management**, v. 157, p. 110–120, 2023.

ZAGO, Valéria Cristina Palmeira; BARROS, Raphael Tobias de Vasconcelos. Management of solid organic waste in brazil: From legal ordinance to reality. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 2, p. 219–228, 2019.

ZANON, Thiago Villas Boas; PILLA, José Henrique de Lima. As normas técnicas brasileiras de aterros sanitários e a oportunidade de atualização. **Revista Limpeza Pública**, São Paulo, p. 28–33, 2018.

ZHANG, Ruihong *et al.* Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 4, p. 929–935, 2007.

**APÊNDICE A - PARÂMETROS UTILIZADOS NAS TECNOLOGIAS APLICADAS
AOS CENÁRIOS 1, 2 E 3.**

Parâmetro	Valor	Unidade	Referência
Aterro Sanitário			
Distância aterro – UFPE	18	km	(GUTIERREZ, K. G.; FERNANDES, M. A. O.; CHERNICHARO, 2019)
Consumo de combustível no aterro	4,32	Kwh/t _{RSU}	
Rendimento de captação de biogás	50	%	
Emissões diretas de CH ₄	0,025	t/t _{RSU}	
Rendimento do flare	50	%	
Emissões fugitivas de CH ₄ no flare	0,01	t/t _{RSU}	
Emissões de CH ₄ no tratamento do lixiviado	0,0000137	t/t _{RSU}	
Concentração de CH ₄ no biogás	55	%	
Emissões na fabricação de diesel (14% biodiesel) no Brasil	0,4303	kgCo ₂ eq/kg	Ecoinvent 3.8
Emissões na fabricação de gasolina (27% etanol) no Brasil	0,0875	kgCo ₂ eq/kg	
Compostagem			
Distância UFPE - BERSO	3,2	km	(DA SILVA, A. S. F., 2016)
Umidade resíduos de podas	50,2	%	
Umidade de resíduos de alimentos	81,5	%	
Energia elétrica consumida na planta	11,35	Kwh/dia	Calculado
Consumo de água	1,5	l/kg	Assumido no estudo
Tempo de reviramento	1	h	

Período de tratamento	120	dias	(DA SILVA, A. S. F., 2016)
Frequência de reviramento	Duas vezes ao mês		
Massa de composto final	0,5 m _{inicial}		
Tempo de peneiramento	37minutos/109,94t		(BOZZANO, 2019)
Concentração de Nitrogênio no composto	16,1	g/kg composto	(DE SOUSA <i>et al.</i> , 2021a)
Concentração de Fósforo no composto	2,13	g/kg composto	
Concentração de Potássio no composto	3,16	g/kg composto	
Emissões na fabricação da Ureia	5,25	kgCo ₂ eq/kg	<i>Ecoinvent 3.8</i>
Emissões na fabricação do superfosfato (P ₂ O ₅)	1,84	kgCo ₂ eq/kg	
Emissões na fabricação do nitrato de potássio (KNO ₃)	2,13	kgCo ₂ eq/kg	
Emissões evitadas no mix energia elétrica	0,0598	kgCo ₂ eq /MJ	
Digestão anaeróbia			
ST ¹ resíduo de alimentos	29,2	%	(ANDRADE, 2018)
Umidade	70,8	%	
SV ² resíduos de alimentos	92,5	%	
Densidade resíduos de alimentos	897	Kg/m ³	(FERREIRA, T. B., 2021)
TRH ³	36	Dias	
Rendimento de metano	0,462	m ³ CH ₄ kg SV ⁻¹	
Concentração de metano no biogás	55	%	
ST da mistura	13	%	Assumido
Consumo de água	1,74	m ³ /1,4t de resíduo de	Calculado

		alimento	
Volume do biodigestor	435,63	m ³	
Volume de digestato líquido	127	kg/dia	
Volume de digestato sólido	3.018	kg/dia	
PCI ⁴ (metano)	8500	Kcal/m ³	(ALMEIDA, 2016)
Rendimento do grupo motor gerador	25	%	(FERREIRA, B. O., 2015)
Produção de metano por dia	174,70	m ³ /dia	Calculado
Energia gerada na planta	431,46	Kwh/dia	
Energia consumida na planta	132,92	Kwh/dia	
Emissões fugitivas de metano no biodigestor	2	%/metano gerado	(EVANGELISTI <i>et al.</i> , 2014)
Emissões fugitivas no grupo motor gerador	1,6	%/metano gerado	(WECHSELBERGER <i>et al.</i> , 2023)

1 Sólidos totais

2 Sólidos Voláteis

3 Tempo de Retenção Hidráulica

4 Potencial Calorífico Interno