

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA HIDRÁULICA E SANEAMENTO

DAYANE OLIVEIRA SANTOS MELO

Gerenciamento dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares de São Carlos-SP:
análise do potencial de aproveitamento energético de biogás oriundo de aterro
sanitário e biometanizadores

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos – SP

2022

DAYANE OLIVEIRA SANTOS MELO

Gerenciamento dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares de São Carlos-SP:
análise do potencial de aproveitamento energético de biogás oriundo de aterro
sanitário e biometanizadores

Dissertação apresentada à Escola de
Engenharia de São Carlos, da Universidade de
São Paulo, como parte dos requisitos para
obtenção do título de mestre em Ciências:
Engenharia Hidráulica e Saneamento.

Orientador: Prof. Sênior. Valdir Schalch

São Carlos – SP

2022

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

0528g Oliveira Santos Melo, Dayane
Gerenciamento dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares de São Carlos-SP: análise do potencial de aproveitamento energético de biogás oriundo de aterro sanitário e biometanizadores / Dayane Oliveira Santos Melo; orientador Valdir Schalch. São Carlos, 2022.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2022.

1. Resíduos sólidos urbanos. 2. Energia. 3. Biogás. 4. Digestão Anaeróbia. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharela **DAYANE OLIVEIRA SANTOS MELO**.

Título da dissertação: "Gerenciamento dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares de São Carlos-SP: análise do potencial de aproveitamento energético de biogás oriundo de aterro sanitário e biometanizadores".

Data da defesa: 10/11/2022.

Comissão Julgadora

Resultado

Prof. Associado **Valdir Schalch**
(Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC-USP)

APROVADA

Prof. Dr. **Mario Augusto Tavares Russo**
(Universidade do Minho/Uminho)

APROVADA

Profa. Dra. **Regina Mambeli Barros**
(Universidade Federal de Itajubá/UNIFEI)

APROVADA

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Prof. Dr. **Luiz Antonio Daniel**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Titular **Murilo Araujo Romero**

Dedico este trabalho a todos os pesquisadores brasileiros, que apesar das dificuldades enfrentadas na academia, não desistem de fazer ciência para o país.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha avó Maria José (*in memoriam*) por todo carinho e suporte durante minha vida, carregarei comigo todos os seus ensinamentos.

À minha mãe Maria, pela minha formação de caráter e educação, e por todo apoio na minha jornada.

Ao professor Valdir Schalch, pela oportunidade e apoio à todas as minhas ideias.

A Murilo, pela sua amizade e carinho, momentos de risos e conselhos durante todos esses anos, além do seu companheirismo nos anos que moramos juntos, encarando uma pandemia. Sem você, eu não conseguiria enfrentar todas as dificuldades que passamos juntos.

A Leandro, que sempre esteve por mim nos bons e piores momentos. Que me ajudou a respirar e buscou junto comigo resolver os problemas que não tinha condições de enfrentar sozinha e não ter deixado eu desistir.

A todos os meus amigos que me acompanharam nos anos de graduação e nestes anos de mestrado, que sempre me ouviram nos momentos de angústia e me acalmavam, e que torciam pelo meu sucesso, em especial Sandro, Roberta, Raquel, Raphael, Leo, os dois Alan's, Joaquim. Às minhas amigas Vanessa e Fernanda por todo carinho, amizade e cuidado ao longo de todos esses anos. A Renato por estar presente comigo nos momentos finais da pesquisa.

Aos amigos do NEPER pela oportunidade e aprendizado.

À Ana Maria, que foi o meu presente do mestrado. Apesar de nunca termos convivido pessoalmente devido a pandemia, sua amizade, carinho, ensinamentos e revisões foram fundamentais nestes últimos anos e para a finalização desta dissertação.

A Daniel, que foi meu orientador de PIBIC da graduação, mas sua amizade e ensinamentos foram essenciais, principalmente nos momentos de dúvidas no desenvolvimento da minha qualificação e revisão da minha dissertação.

A Escola de Engenharia de São Carlos e ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento pela estrutura e suporte para a realização da pesquisa.

Aos funcionários Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento, em especial Sá, Rose e Priscila, pela disposição e ajuda prestada.

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pela bolsa concedida.

“Na natureza nada se cria, nada se perde, tudo se transforma.”

Antoine Lavoisier

RESUMO

MELO, D. O. S. **Gerenciamento dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares de São Carlos-SP: análise do potencial de aproveitamento energético de biogás oriundo de aterro sanitário e biometanizadores.** 2022. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2022.

O manejo inadequado dos resíduos sólidos urbanos caracteriza um risco para a saúde da população e para o meio ambiente. Embora o uso destes resíduos para geração de energia seja incentivado pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, o aproveitamento energético por meio destes ainda é incipiente no Brasil. Neste contexto, o trabalho teve como objetivo avaliar o potencial de aproveitamento do biogás advindo da digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos domiciliares de São Carlos no aterro sanitário e em biometanizadores, em termos energéticos e econômicos. Desta forma, foi realizado um diagnóstico da situação atual do gerenciamento destes resíduos na cidade. Em seguida, realizou-se projeções referentes ao crescimento populacional, através dos métodos Geométrico e *Decreasing Growth Rate*, e geração de resíduos domiciliares para cidade durante 16 anos (2022-2038). De posse de tais informações, foi levantado o potencial de produção de energia elétrica para o aterro sanitário da cidade através do *software* LandGEM®, e para biometanizadores por meio da metodologia proposta por Cassini et al. (2003). Posteriormente, fez-se uma análise da viabilidade econômica destes projetos, considerando o sistema de compensação na Geração Distribuída e, como análise ambiental, foi utilizado o *software* WARM®, para avaliar a emissão de gases de efeito estufa para cenários alternativos de gerenciamento destes resíduos. Os resultados de projeção populacional por meio dos dois métodos escolhidos mostraram-se equivalentes. A projeção geométrica apresentou um crescimento populacional na cidade de 48,06%, entre 2010 e 2038, e a geração de resíduos mostrou a um aumento de 38,14% entre o período analisado (2022-2038). Os resultados energéticos foram positivos para o cenário da cidade, visto que a potência ótima estimada para o aterro, baseada na metodologia de Silva et al. (2021), foi de 675 kW e para os cenários propostos nos biometanizadores, a potência máxima estimada foi de 604 kW e 2.002,15 kW. Os resultados econômicos foram satisfatórios para o aterro sanitário e para uma parcela considerável da análise para os biometanizadores. A análise ambiental mostrou que cenários alternativos de gerenciamento de resíduos domiciliares, como reciclagem e digestão anaeróbia, apresentam impactos positivos na redução de emissão de gases de efeito estufa, em cerca de 138,2%, além de uma economia de energia de aproximadamente 2.097 GWh. Neste sentido, os resultados do trabalho mostraram que o aproveitamento energético do biogás oriundo destes resíduos mitiga os impactos ambientais e possibilita a expansão do uso de energias sustentáveis no Brasil. A expectativa é de que os resultados expostos incentivem o uso destes resíduos para geração de energia na cidade de São Carlos, contribuindo com a gerenciamento de resíduos sólidos no município, envolvendo fins lucrativos de geração de energia e destinação ambientalmente adequada.

Palavras-chave: Resíduos sólidos urbanos. Energia. Biogás. Digestão anaeróbia.

ABSTRACT

MELO, D.O.S. **Management of the household organic solid waste of São Carlos/SP: analysis of the energetic potential use of biogas from landfills and biomethanizers.** 2022. Dissertation (Master's) – São Carlos School of Engineering, University of São Paulo, São Carlos, 2022.

The inadequate management of urban solid waste represents an environmental and human health risk. Although the use of these residues for energy generation is encouraged by the National Solid Waste Policy, this use is not well documented in Brazil. In this context, the main purpose of this work was to evaluate the potential of using biogas from the anaerobic digestion of household organic waste from São Carlos/SP in sanitary landfills and biomethanizers, in energetic and economic terms. In this way, a diagnosis of the current situation of the management of these wastes in the city was carried out. Then, projections were made regarding population growth by Geometric and Decreasing Growth Rate methods, and generation of household waste for the city during 16 years (2022-2038). With this information, the potential for electricity production for the sanitary landfill was surveyed using the LANDGEM® software, and for biomethanizers by the methodology proposed by Cassini et al. (2003). Subsequently, an analysis of the economic viability of these projects was carried out, considering the compensation system in the Distributed Generation and, as an environmental analysis, the WARM© software was used to evaluate the emission of greenhouse gases for alternative scenarios of management of these residues. The population projection results by the two chosen methods were equivalent. The geometric projection showed a population growth in the city of 48,06% between 2010 and 2038, and the generation of waste showed an increase of 38,14% between the analyzed period (2022-2038). The energy results were positive for the city scenario, since the estimated optimal power for the landfill, based on the methodology by Silva et al. (2021), was 675 kW and for the scenarios proposed for the biomethanizers, the estimated maximum power was 604 kW and 2.002,15 kW respectively. The economic results were satisfactory for the landfill and for a considerable portion of the analysis for the biomethanizers. The environmental analysis showed that alternative household waste management scenarios, such as recycling and anaerobic digestion, have positive impacts on reducing greenhouse gas emissions, by about 138,2% in addition to energy savings of approximately 2.097 GWh. In this sense, the results of the work showed that the energy use of biogas from these residues mitigates the environmental impacts and enables the expansion of the use of sustainable energy in Brazil. The expectation is that the exposed results will encourage the use of these wastes for energy generation in São Carlos, contributing to the management of solid waste in the city, involving for-profit energy generation and environmentally appropriate disposal.

Keywords: Urban solid waste. Energy. Biogas. Anaerobic digestion.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Fluxograma das etapas da digestão anaeróbia	32
Figura 2 - Visão geral da utilização do biogás	37
Figura 3 - Fases da geração de gases em aterros sanitários.....	40
Figura 4 - a) Curva de vazão do metano; b) Curva de duração da vazão do metano	50
Figura 5 - Curva de energia	50
Figura 6 - Potência máxima de eficiência de produção.....	51
Figura 7 - Fluxograma de alternativas de aproveitamento de biogás de aterro sanitário	52
Figura 8 - Principais rotas de conversão de energia e produtos gerados a partir de RSU.....	54
Figura 9 - Representação da cadeia do processo de biometanização	57
Figura 10 - Centrais brasileiras geradoras de energia elétrica por origem de combustível....	62
Figura 11 - Fluxograma metodológico	69
Figura 12 - Composição gravimétrica estimada dos resíduos	87
Figura 13 - Localização do aterro sanitário de São Carlos.....	89
Figura 14 - Vista superior do aterro sanitário de São Carlos.....	90
Figura 15 - Composição gravimétrica dos resíduos domiciliares de São Carlos encaminhados para o aterro sanitário da cidade	92
Figura 16 - População estimada para São Carlos no período analisado	94
Figura 17 - Projeção de resíduos domiciliares estimada para São Carlos no período analisado	95
Figura 18 - Estimativa de emissões de gases do aterro sanitário de São Carlos, por meio do uso do software LandGEM©	97
Figura 19 - Vazão de metano estimada (m ³) anualmente para o aterro sanitário de São Carlos	98
Figura 20 - Potência total estimada (kW) anualmente para o aterro sanitário de São Carlos	99
Figura 21 - Frequência da potência gerada pelo aterro de São Carlos	100
Figura 22 - Curva de energia e potência ótima para o aterro sanitário de São Carlos	101
Figura 23 - Produção de metano (m ³) anualmente para as propostas de gerenciamento de tratamento dos ROD em biometanizadores para cidade de São Carlos	103
Figura 24 - Potência total estimada (kW) anualmente para as propostas de gerenciamento de tratamento dos ROD em biometanizadores para cidade de São Carlos	104
Figura 25 - Principais resultados, em termos energéticos, para o aterro sanitário e biometanizadores em São Carlos. (a) produção de metano em m ³ ; (b) potência máxima em kW;	

(c) produção de energia máxima em kWh; (d) residências atendidas pela produção de energia na cidade.....	108
Figura 26 - Resultados de VPL (R\$.10 ⁶) para o aterro sanitário e cenários dos biometanizadores para São Carlos.....	109
Figura 27 - Resultados de LCOE (R\$) para o aterro sanitário e cenários dos biometanizadores para São Carlos.....	110
Figura 28 - Emissão de GEE, em MTCO ₂ E, para cada tipo de manejo dos cenários hipotéticos de gerenciamento dos RD de São Carlos-SP.....	114
Figura 29 - Uso de energia, em GWh, para cada tipo de manejo dos cenários hipotéticos de gerenciamento dos RD de São Carlos-SP.....	114
Figura 30 - Uso de energia, em milhões GWh, para cada tipo de resíduo nos cenários hipotéticos de gerenciamento dos RD de São Carlos-SP.....	115

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Característica de diferentes tipos de gases	35
Tabela 2 - Plantas de biogás em alguns países da União Europeia	36
Tabela 3 - Exemplos de modelos de primeira ordem	47
Tabela 4 - Tecnologias de utilização do biogás de aterro sanitário e as variações típicas de vazão/energia elétrica.	53
Tabela 5 - Características ótimas para metanogênese	58
Tabela 6 - Sólidos totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV) de diferentes substratos orgânicos ...	58
Tabela 7 - Repartição da Oferta Interna de Energia de 2021	60
Tabela 8 - Censo populacional da cidade de São Carlos-SP	71
Tabela 9 - Quantitativo de resíduos domiciliares dispostos no aterro sanitário	73
Tabela 10 - Valores de k e L ₀ utilizados no modelo de cálculo de produção de biogás em aterros sanitários	76
Tabela 11 - Valores sugeridos de k conforme as precipitações anuais correspondentes do local	76
Tabela 12 - Valores sugeridos de L ₀ por tipo de resíduo	76
Tabela 13 - Dados de entrada para o uso do software LandGEM® na estimativa de emissões de biogás do aterro sanitário de São Carlos	77
Tabela 14 - Parâmetros para cálculo de geração de energia no aterro	78
Tabela 15 - Parâmetros para cálculo de geração de energia no biometanizador para São Carlos-SP	82
Tabela 16 - Parâmetros econômicos e energéticos referentes ao segregador	84
Tabela 17 - Parâmetros econômicos e energéticos referentes ao triturador	85
Tabela 18 - Projeção populacional estimada para São Carlos por dois métodos estatísticos no período analisado	93
Tabela 19 - Relação entre população e resíduos domiciliares gerados em São Carlos no período analisado	95
Tabela 20 - Resultados econômicos relativos ao aproveitamento do biogás no aterro de São Carlos	102
Tabela 21 - Resultados econômicos relativos ao aproveitamento do biogás para os cenários para biometanizadores em São Carlos, no primeiro ano do empreendimento.	106
Tabela 22 - Dados de entrada em toneladas de resíduos domiciliares para cada tipo de tratamento	112

Tabela 23 - Resultados de emissões totais de GEE e impactos de energia	113
--	-----

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Atributos ambientais, sociais e econômicos do aproveitamento do biogás	38
Quadro 2 - Construção dos cenários de gerenciamento dos resíduos domiciliares para São Carlos, baseados no PMGIRS	88
Quadro 3 - Construção dos cenários de gerenciamento dos resíduos domiciliares para São Carlos no WARM©.....	88
Quadro 4 - Fraquezas, oportunidades e metas observados e previstos no PMGIRS de São Carlos	92

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ACR	Ambiente de Contratação Regulada
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
CETESB	Companhia de Abastecimento de São Paulo
CH ₄	Gás metano
CO ₂	Dióxido de Carbono
COP21	21ª Conferência das Partes
DA	Digestão Anaeróbia
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPA	Environmental Protection Agency
EPE	Empresa de Pesquisa Energética
FORSU	Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos
GD	Geração Distribuída
GEE	Gases de Efeito Estufa
GWh	Gigawatt hora
H ₂ O	Água
H ₂ S	Gás sulfídrico
NH ₃	Amônia
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPCC	Agência Intergovernamental de Painel sobre Mudanças Climáticas
kW	Kilowatt
kWh	Kilowatt hora
LANDGEM	Landfill Air Emissions Model
LCOE	Levelized Cost of Electricity
MCI	Motores de Combustão Interna
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MMGD	Minigeração e Microgeração distribuída
MJ	Mega Joule
MTG	Microturbinas a gás
MW	Megawatt

MWh	Megawatt hora
MtCE	Toneladas métricas de carbono equivalente
MtCO ₂ E	Toneladas métricas de dióxido de carbono equivalente
NBR	Norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas
NMOCs	Compostos Orgânicos Não-Metânicos
pH	Potencial Hidrogeniônico
PCI	Poder Calorífico Inferior
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PNMC	Política Nacional sobre Mudança do Clima
PMGIRS	Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
RD	Resíduos Domiciliares
RLU	Resíduos de Limpeza Urbana
ROD	Resíduos Orgânicos Domiciliares
SMA	Secretaria do Meio Ambiente
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TIR	Taxa Interna de Retorno
UE	União Europeia
USEPA	United States Environmental Protection Agency
VPL	Valor Presente Líquido

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
2	OBJETIVOS	22
2.1	Objetivo Geral	22
2.2	Objetivos Específicos	22
3	REVISÃO DA LITERATURA	23
3.1	Política Nacional dos Resíduos Sólidos	23
3.2	Gestão e gerenciamento dos RSU no Brasil.....	25
3.3	Gestão e gerenciamento dos RSU em São Paulo	27
3.4	Composição Gravimétrica dos RSU no Brasil	28
3.4.1	A Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos	29
3.5	Digestão Anaeróbia	31
3.5.1	Fundamentos da digestão anaeróbia	31
3.5.2	O produto da digestão anaeróbia: biogás	34
3.6	Aterros Sanitários	38
3.6.1	Potencial de geração de biogás	40
3.6.2	Fatores intervenientes na geração do biogás em aterros sanitários.....	42
3.6.3	Geração, emissão e composição do biogás em aterros sanitários	43
3.6.4	Modelos teóricos de previsão de geração de biogás em aterros sanitários	45
3.6.5	Potência ótima do biogás de aterro sanitário	49
3.6.6	Tecnologias de aproveitamento de biogás de aterros sanitários	51
3.6.6.1	<i>Motor Ciclo Otto</i>	53
3.6.6.2	<i>Turbina a gás</i>	53
3.7	Alternativas energéticas para os resíduos sólidos urbanos.....	54
3.7.1	Biometanização.....	55
3.7.1.1	<i>Principais processos da biometanização de resíduos sólidos orgânicos</i>	56
3.7.1.2	<i>Tipos de reatores aplicados para biometanização</i>	59
3.8	Geração de energia elétrica no Brasil	60
3.8.1	Matriz energética brasileira.....	60
3.8.2	Regulamentações para uso e comercialização de energia.....	62
3.8.3	Estudos brasileiros sobre aproveitamento energético do biogás advindo da digestão anaeróbia para tratamento de RSU	63
3.9	Análise de viabilidade econômica e financeira	66
4	MATERIAL E MÉTODOS	69
4.1	Análise da gestão e gerenciamento dos RSU em São Carlos	70

4.2	Cálculo da projeção da populacional.....	70
4.3	Cálculo da geração de resíduos domiciliares.....	72
4.4	Cálculo do potencial energético no aterro sanitário de São Carlos-SP	74
4.4.1	Estimativa da produção de biogás para aterro sanitário.....	74
4.4.2	Projeção energética no aterro sanitário	77
4.5	Cálculo do potencial energético em biometanizadores para São Carlos-SP	79
4.5.1	Estimativa da produção de biogás em biometanizadores.....	80
4.5.2	Projeção energética dos biometanizadores	81
4.6	Análise Econômica	82
4.7	Emissão de Gases de Efeito Estufa.....	86
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	89
5.1	Diagnóstico da gestão e gerenciamento dos resíduos domiciliares de São Carlos.....	89
5.2	Projeção populacional e de geração de resíduos domiciliares em São Carlos	93
5.2	Resultados relativos ao potencial energético no aterro sanitário.....	96
5.2.1	Estimativa da produção de metano no aterro sanitário	96
5.2.2	Estimativa da produção energética no aterro sanitário	98
5.2.3	Estimativa de custos no aterro sanitário.....	102
5.3	Resultados relativos ao aproveitamento energético em biometanizadores	103
5.3.1	Estimativa da produção energética em biometanizadores	103
5.3.2	Estimativa de custos para biometanizadores.....	106
5.4	Comparação dos resultados obtidos nas duas análises: aproveitamento energético no aterro sanitário e em biometanizadores	107
5.5	Resultados obtidos referentes à emissão de GEE.....	112
6	CONCLUSÕES.....	118
	REFERÊNCIAS	120
	APENDICE A – RESULTADOS DO SOFTWARE LANDGEM.....	133
	APENDICE B – RESULTADOS ENERGÉTICO DOS BIOMETANIZADORES	139
	APENDICE C – RESULTADOS ECONÔMICOS PARA O ATERRO SANITÁRIO	141
	APENDICE D – RESULTADOS ECONÔMICOS PARA O BIOMETANIZADOR....	142

1 INTRODUÇÃO

Na presente conjuntura mundial, os países enfrentam uma série de desafios relacionados à gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU). Com a crescente geração de RSU em função da rápida urbanização, a questão dos impactos ambientais e ameaças à saúde pública têm se tornado principal pauta de discussões a respeito do gerenciamento adequado destes resíduos (SANTOS, et al., 2019). Desse modo, a busca por técnicas para a destinação e tratamento diante da viabilidade do aproveitamento dos RSU, principalmente para fins energéticos, e que reduzam impactos ambientais, tem sido objeto de estudo de diversos pesquisadores ao redor do mundo (MARSHALL; FARAHBAKHS, 2013; KALYANI; PANDEY, 2014; SANTOS et al., 2019).

Segundo o relatório *What a Waste 2.0* do Banco Mundial (KAZA et al., 2018), a geração de resíduos ultrapassará drasticamente o crescimento populacional em mais do dobro até o ano de 2050. Ainda de acordo com o relatório, aproximadamente 2,01 bilhões de toneladas de RSU são geradas anualmente pelo mundo, com estimativa de um aumento de 70% desta geração para o mesmo ano. Como consequência dessa excessiva geração de RSU, em 2016, 1,6 bilhões de toneladas de dióxido de carbono (CO₂) equivalente foram geradas, um dos principais gases do efeito estufa (GEE). Prevê-se que tais emissões aumentem para 2,6 bilhões de toneladas de CO₂ equivalente até 2050.

Devido aos problemas associados às mudanças climáticas, em 2015, na 21ª Conferência das Partes (COP21), foram propostos acordos internacionais visando ao desenvolvimento sustentável. Por meio da Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), instituída pela Lei federal nº 12.187/2009 (BRASIL, 2009), o Brasil propôs uma redução de ações de mitigação das emissões de GEE, com vistas em reduzir suas emissões projetadas até 2020. Desse modo, o país se comprometeu a aumentar a participação de bioenergia na matriz energética e aumentar a participação de energias renováveis de modo reduzir as emissões de GEE.

Os grandes desafios enfrentados no Brasil ainda são a universalização da coleta e a destinação adequada dos RSU. Os aterros sanitários e os lixões continuam sendo as principais formas de disposição adotados pelos gerenciadores destes resíduos (BRASIL, 2021a). De acordo com as informações do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, a massa total coletada em 2020 era estimada em 66,6 milhões de toneladas de RSU. Desse montante, apenas 2,85% de RSU foram enviados para recuperação, sendo 0,46% de resíduos

orgânicos destinados a unidades de compostagem e cerca de 1,61% de resíduos recicláveis secos recuperados em unidades de triagem (BRASIL, 2021a).

A maior parcela dos RSU (50%) constitui a Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos (FORSU), composto basicamente de sobras e perdas de alimentos, resíduos verdes e madeiras (BRASIL, 2019; ABRELPE, 2020). A FORSU tem grande potencial de aproveitamento, por meio do processo da digestão anaeróbia (DA), a qual tornou-se a tecnologia mais difundida no campo do tratamento de frações orgânicas de diferentes tipos de resíduos, por ser uma alternativa que reduz os impactos ambientais do processo e possibilitar o uso do biogás na geração de energia elétrica ou térmica (MACHADO, 2011).

O aproveitamento energético oriundo da FORSU é uma prática recorrente em diferentes locais, em especial nos países desenvolvidos. No entanto, no Brasil, apesar do grande potencial existente, esta prática ainda é incipiente. A disposição dos RSU em aterros sanitários é a forma predominante e ambientalmente viável que está em operação (BRASIL, 2021). Logo, diversos estudos têm sido realizados visando o aproveitamento energético nos próprios aterros sanitários, principalmente devido a quantidade de resíduos orgânicos que são destinados aos mesmos (SOUZA et al., 2019; SANTOS et al., 2019; RIBEIRO, N. S., 2020; GOMES, 2021; SILVA et al., 2021; FREITAS et al., 2022; FERNANDES et al., 2022).

Sabe-se, entretanto, que a Lei nº 12.305/2010 preconiza a reciclagem e tratamento dos resíduos, incentivando a adoção de tecnologias limpas, as quais contribuem significativamente para o aumento da vida útil dos aterros sanitários, por reduzir a quantidade de resíduos destinados aos mesmos (BRASIL, 2010; MACHADO, 2011). Uma alternativa para o tratamento da FORSU pode ser realizada por meio da implantação de biometanizadores, cujo sistema possibilita o controle do processo e uma maior otimização da produção de biogás. Este tratamento da FORSU tem ganhado aumento significativo na Europa, União Europeia e Índia (MATA-ALVAREZ et al., 2000; GOMES et al., 2012).

No Brasil, essa prática é pouco constatada, embora haja alguns incentivos para uso de resíduos orgânicos com finalidade energética e redução de emissões de GEE. O Decreto nº 11.003 (BRASIL, 2022), institui a Estratégia Federal de Incentivo ao Uso Sustentável de Biogás e Biometano, de modo a incentivar programas e ações para reduzir as emissões de metano e fomentar o seu uso como fontes renováveis de energia e combustível. O Programa Nacional de Redução de Metano de Resíduos Orgânicos – Metano Zero, é uma iniciativa do Governo Federal, implementado com o envolvimento da sociedade brasileira, que promove a redução da emissão de metano em consonância com o desenvolvimento sustentável (BRASÍLIA, 2022).

Contudo, os desafios no gerenciamento dos RSU estão presentes em todo território brasileiro, assim como no município de São Carlos, escolhido como estudo de caso por esta pesquisa. A cidade conta com um Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) desde 2019, indicando iniciativas de coleta seletiva, aproveitamento de materiais recicláveis e orgânicos. Contudo, o manejo da parcela orgânica dos resíduos da cidade ainda é incipiente no que tange o seu aproveitamento econômico e energético (SÃO CARLOS, 2020).

Conhecendo-se o potencial de geração de metano da parte orgânica da massa de resíduos depositada no aterro, é possível gerar e quantificar energia. A partir deste ponto, cria-se um valor agregado aos RSU e pode-se efetuar o aproveitamento econômico deste recurso. Deste modo, a pesquisa buscou contribuir com uma das metas previstas no PMGIRS relacionados a destinação adequada dos resíduos domiciliares, que são uma parcela dos RSU gerados nas residências urbanas da cidade, que prevê a redução de pelo menos 30% da sua destinação ao aterro sanitário da cidade.

As perguntas que esta pesquisa buscou responder foram: quais são as principais metas estipuladas pelos gestores da cidade como forma de contornar a situação atual do gerenciamento da parcela orgânica dos RSU? E qual seria o potencial energético e econômico do aproveitamento desta parcela de resíduos, conforme preconiza a PNRS?

Para responder tais perguntas, foi realizado um diagnóstico destes resíduos com base no PMGIRS de São Carlos e selecionadas duas análises de aproveitamento energético dos resíduos orgânicos. A primeira análise foi baseada em pesquisas encontradas na literatura brasileira, onde haveria a captação do biogás no próprio aterro sanitário para geração de energia, tendo em vista que maiores parcelas dos resíduos estão sendo destinados ao mesmo. A segunda análise baseou-se na ordem de prioridade da PNRS, onde haveria coleta separada da parcela dos orgânicos e sendo destinados à um tratamento para aproveitamento energético, neste caso, para biometanizadores.

Espera-se que os resultados deste trabalho sirvam como modelo para estudos em municípios vizinhos, além de serem adicionados na revisão do PMGIRS e futuramente utilizados no planejamento e gerenciamento destes resíduos na cidade.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o potencial de aproveitamento energético do biogás advindo da biodegradabilidade dos resíduos orgânicos domiciliares de São Carlos no aterro sanitário e em biometanizadores.

2.2 Objetivos Específicos

- Apresentar um diagnóstico dos resíduos domiciliares da cidade de São Carlos;
- Estimar o crescimento populacional e geração dos resíduos domiciliares da cidade;
- Calcular o potencial de geração de energia elétrica a partir do biogás gerado no processo de digestão no aterro sanitário;
- Calcular o potencial de geração de energia elétrica a partir do biogás gerado no processo de digestão anaeróbia em biometanizadores;
- Verificar a projeção econômica estimada da utilização do biogás, em ambas análises, por meio das Resoluções 482/2012 e 687/2015 da ANEEL (2012, 2015).
- Comparar os resultados energéticos e econômicos obtidos das duas análises para a cidade;
- Analisar as emissões de gases de efeito estufa (GEE) e o uso de energia em diferentes cenários hipotéticos de gerenciamento dos resíduos domiciliares;

3 REVISÃO DA LITERATURA

Este tópico apresenta a revisão bibliográfica elaborada sobre o tema, com o intuito de embasar o desenvolvimento do presente trabalho. Foram abordados temas como a Política Nacional dos Resíduos Sólidos, a gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no Brasil e em São Paulo, com ênfase nos domiciliares, além da composição e os principais tratamentos para os mesmos. Também foram citados conceitos sobre a digestão anaeróbia e geração de biogás, assim como as principais características sobre aterros sanitários e digestores anaeróbios, e o panorama nacional energético e suas regulamentações.

3.1 Política Nacional dos Resíduos Sólidos

A Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) é o principal marco regulatório a respeito da gestão integrada e do gerenciamento de resíduos sólidos no Brasil. A PNRS dispõe sobre princípios, objetivos e instrumentos relativos à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, incluindo os perigosos, às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis (BRASIL, 2010). O termo resíduo sólido é definido como:

“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” (BRASIL, 2010).

Dentre as disposições da PNRS (BRASIL, 2010), estipula-se que todos os municípios brasileiros deverão desativar seus lixões e aterros controlados, promovendo assim a disposição ambientalmente adequada dos rejeitos. Visando a atender tal princípio, o programa “Lixão Zero” é uma iniciativa do Ministério do Meio Ambiente, lançado em abril de 2019, conforme a Portaria de nº 307/2019, que tem como objetivo eliminar os lixões existentes e apoiar os municípios para soluções adequadas de destinação final dos resíduos sólidos. O programa atua por meio do fortalecimento de sua gestão integrada, coleta seletiva, reciclagem, logística reversa, recuperação energética e disposição ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2019b; PLANSAB, 2020).

A PNRS, em seu Artigo 9º, estabelece uma ordem para o gerenciamento de resíduos sólidos semelhante à da Comissão Europeia, ou seja, não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final dos rejeitos de modo ambientalmente adequado. Com relação à recuperação de energia, a lei supracitada traz em seu Artigo 9º § 1º que as tecnologias para recuperação energética dos resíduos sólidos urbanos poderão ser utilizadas, desde que comprovada sua viabilidade técnica e ambiental e que haja a implantação de programa de monitoramento de emissão de gases tóxicos aprovado pelo órgão ambiental (BRASIL, 2010).

O art. 17 da Lei n.º 12.305 (BRASIL, 2010) traz como alguns objetivos: proteção da saúde pública e da qualidade ambiental com iniciativas de não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento de resíduos sólidos; incentivo a adoção de tecnologias limpas que visam redução dos impactos ambientais e recuperação e aproveitamento energético dos resíduos. É importante destacar que destinação final ambientalmente adequada, segundo a PNRS inclui: reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes, entre elas a disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos (BRASIL, 2010).

Tais objetivos da lei enfrentam resistência frente às políticas adotadas em grande parte dos municípios, visto que os lixões e aterros sanitários ainda são o principal destino dos resíduos sólidos em todo território brasileiro, contrariando a ordem de prioridade estabelecida pela PNRS (SNIS, 2020). Além disso, os municípios que ainda enfrentam problemas nas outras esferas do saneamento, principalmente na distribuição e tratamento de água e esgoto sanitário, acabam não priorizando a questão do gerenciamento adequado dos resíduos sólidos urbanos. Para Godoy (2013), a maior dificuldade de aplicação da Lei n.º 12.305/2010 está nas contribuições financeiras, principalmente para municípios pequenos com poucos recursos, além da escassa participação e apoio da sociedade.

De acordo com a PNRS (BRASIL, 2010), o manejo dos resíduos sólidos compreende um conjunto de ações exercidas, de modo indireto ou direto, nas etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento, destinação ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição ambientalmente adequada dos rejeitos, em conformidade com o plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos ou com plano de gerenciamento dos resíduos sólidos.

3.2 Gestão e gerenciamento dos RSU no Brasil

A produção industrial em larga escala traz consigo um aumento na diversidade e volume de resíduos gerados na área urbana, tornando ainda mais preocupante a questão do manejo adequado para estes resíduos, principalmente devido as emissões de gases causadores do efeito estufa (MAGALHÃES, 2018). Além disso, com o aumento da população e da taxa de urbanização do país, torna-se ainda mais importante um sistema eficiente de gerenciamento da disposição final de RSU.

O adequado gerenciamento dos resíduos sólidos está intimamente ligado ao conhecimento dos mesmos, ou seja, é fundamental entender as características dos resíduos, sejam estas físicas, químicas e/ou biológicas, com o objetivo de escolher melhores formas de lidar com os mesmos nas etapas de acondicionamento, coleta, transporte, tratamento e disposição final (BARROS, 2013).

De uma maneira geral, os resíduos sólidos são classificados quanto à origem e periculosidade. De acordo com a origem, podem ser classificados como: resíduos sólidos urbanos (RSU), resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, resíduos dos serviços públicos de saneamento básico, resíduos industriais, resíduos de serviço de saúde, resíduos da construção civil, resíduos agrossilvopastoris, resíduos de serviços de transporte, e resíduos de mineração. Quanto à periculosidade, podem ser classificados como: Classe I – perigosos e Classe II – não perigosos, sendo este último subclassificado como classe II A – não inertes e classe II B – inertes (BRASIL, 2010).

Entre os resíduos sólidos citados pelo PNRS, os RSU são aqueles originados da atividade humana em centros urbanos, sendo produzidos de forma individual, mas de grande geração coletiva (CASTILHOS, 2006). Pode-se afirmar que a origem e as características dos RSU estão condicionadas a uma série de fatores, desde às condições climáticas da região, que influenciam diretamente na quantidade e qualidade dos resíduos sólidos, até à densidade populacional e suas condições sociais e econômicas. O poder aquisitivo da população e a produção per capita, por exemplo, podem ser fatores que influenciam na composição gravimétrica dos RSU em uma dada região (CASSINI et al., 2003).

Os RSU constituem-se no somatório dos resíduos domiciliares (RD) – originários de atividades domésticas em residências urbanas; e resíduos de limpeza urbana (RLU) – são originários de varrição, de limpeza de logradouros e vias públicas (BRASIL, 2010). Em síntese, os RD podem ser compostos por: matéria orgânica (como resto de alimentos); materiais passíveis de reciclagem (como plásticos, papelão, metais, vidros, isopor e embalagem longa

vida); resíduos passíveis de serem tóxicos (lâmpadas fluorescentes, pilhas, baterias, inseticidas) e rejeitos. Já os RLU podem ser compostos por folhas, galhos de árvore, terra, areia e, assim como os domiciliares, podem conter resíduos descartados inadequadamente e rejeitos (BRASIL, 2010; BARROS, 2013; SÃO CARLOS, 2020).

A geração de resíduos sólidos é um problema, sobretudo urbano, devido à alta concentração da população nas áreas urbanas. Segundo o IBGE (2010), em 2010, 80% da população brasileira vivia em áreas urbanas. A geração dos resíduos sólidos domiciliares está intrinsecamente ligada ao porte da cidade, ou seja, valores de geração per capita de resíduos aumentam de acordo com a sua respectiva população.

Dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (BRASIL, 2021a), em 2020, revelaram que cerca de 66,6 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos foram coletados no Brasil, com índice per capita de 1,01 kg/hab/dia. Este valor representa uma média total de coleta de 90,5%, em que 190,9 milhões de habitantes são atendidos com coleta domiciliar. A coleta regular direta de resíduos sólidos domiciliares abrange 94,6% das áreas urbanas. Os índices de atendimento no território brasileiro variam a depender da região, em que o Sudeste lidera com 96,1% de índice de coleta, e a região Norte e Nordeste apresentam, respectivamente, índices de 80,7% e 83,1% (BRASIL, 2021a),

Além disso, o SNIS identificou que em 2020, cerca de 14,6% de RSU foram dispostos em lixões, 11,6% em aterro controlado e 73,8% dispostos no aterro sanitário. Comparando com dados de 2014 (16,1% em lixões, 16,6% em aterros controlados e 67,3% em aterros sanitários) é possível concluir que a extinção das formas ambientalmente inadequadas de disposição encontra-se a passos lentos, visto que apenas houve uma redução de 6,5% do total dos resíduos sendo destinados aos mesmos (BRASIL, 2021a). É pertinente discutir o termo aterro controlado, visto que ainda há unidades no país e que 11,6% dos resíduos estão sendo dispostos nos mesmos (BRASIL, 2021a). Esse tipo de disposição não é uma opção permitida pela PNRS visto que, como consiste apenas no simples confinamento dos resíduos com camadas de terra, não é uma forma ambientalmente adequada por não ser capaz de evitar poluição devido ao lixiviado e gases gerados.

No Brasil, as formas de destinação dos RSU basicamente se resumem em disposição no solo: aterros controlados, lixões e aterros sanitários. De acordo com o SNIS em seu último levantamento em 2020, apenas 36,3% dos municípios do Brasil apontaram serviço de coleta seletiva, destacando a participação de catadores juntamente com o poder público para este cenário (BRASIL, 2021a). Além disso, constata-se que apenas 1,90 milhões de toneladas de RSU foram enviados para recuperação, em que 305 mil toneladas destes resíduos foram

destinadas a 73 unidades de compostagem e cerca de 1,07 milhões de toneladas de resíduos recicláveis secos foram recuperados em unidades de triagem, o que representa valores pequenos, 0,46% e 1,61% respectivamente, em relação ao total gerado (BRASIL, 2019a).

Embora os dados de coleta de resíduos apresentados indiquem resultados positivos no país em relação aos anos anteriores, nota-se que a coleta seletiva ainda se encontra distante de ser universalizada e que a destinação adequada destes resíduos caminha em passos lentos. Apesar do reconhecimento do valor dos materiais recicláveis e orgânicos, milhões de toneladas destes resíduos não são reaproveitados, fruto do desconhecimento do seu potencial econômico, ambiental e social (ZAGO; BARROS, 2019).

3.3 Gestão e gerenciamento dos RSU em São Paulo

A Lei nº 12.300/2006 (SÃO PAULO, 2006) institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos (PERS) e define princípios e diretrizes, objetivos, instrumentos para a gestão integrada e compartilhada de resíduos sólidos, com vistas à prevenção e ao controle da poluição, à proteção e à recuperação da qualidade do meio ambiente, e à promoção da saúde pública, assegurando o uso adequado dos recursos ambientais no Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2006).

Com o Decreto Estadual nº 8.468/1976 (SÃO PAULO, 1976), foram estabelecidos meios para a prevenção e controle da poluição do meio ambiente no Estado de São Paulo. É possível verificar no mesmo a atribuição e competência da Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Básico e de Defesa do Meio Ambiente (CETESB) cuja qualificação consiste em órgão delegado do Governo do Estado de São Paulo, subordinado à Secretaria do Meio Ambiente (SMA). Em se tratando desta atribuição, é de responsabilidade da CETESB estabelecer e executar planos e programas; analisar projetos; exercer fiscalizações assim como solicitar participação ativa dos municípios de São Paulo frente à questão ambiental (SÃO PAULO, 1976).

Em São Paulo, estimou-se para o ano de 2018, uma geração de 41.708 toneladas de RSU, com um serviço de coleta atendendo 98,8% dos domicílios. Assim como em todo o país, o estado ainda é incipiente no que tange medidas de tratamento dos RSU, haja vista que o principal meio de destinação destes resíduos é o aterro sanitário (SÃO PAULO, 2020).

Segundo informações da CETESB (CETESB, 2021), o estado de São Paulo possuía, em 2021, 330 aterros sanitários, sendo 298 aterros públicos (90,3%) e 32 privados (9,7%). Com relação às quantidades de resíduos verifica-se, entretanto, que 61,8% dos resíduos eram

dispostos em aterros privados. Destes aterros sanitários, 91,7% foram considerados adequados de acordo com Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR), realizado pela CETESB.

Das políticas públicas adotadas para melhoria da gestão de resíduos sólidos, destacam-se os programas: Projeto Ambiental Estratégico “Lixo Mínimo”, instituído em 2007, com os objetivos de eliminar a disposição inadequada de resíduos domiciliares no estado, extinguindo lixões a céu aberto, aprimorar a gestão de resíduos domiciliares e fomentar reciclagem e minimização da geração de resíduos; Programa “Município VerdeAzul”, que objetiva estimular a participação dos municípios na política ambiental, dando acesso a recursos públicos para município ambientalmente corretos; Programa Estadual de Implementação de Projetos de Resíduos Sólidos, estabelecido em 2012, que criou uma estrutura de quatro projetos de apoio e melhorias de gestão dos resíduos; entre outros programas (CETESB, 2021).

3.4 Composição Gravimétrica dos RSU no Brasil

Embora a composição dos resíduos sólidos urbanos seja bastante heterogênea no Brasil, estudos apontam que a fração orgânica compõe a porção majoritária em relação aos demais resíduos. De acordo com o Ministério do Meio Ambiente (MMA), os resíduos domiciliares gerados no Brasil são constituídos por três frações: 50% de matéria orgânica (e.g., resto de alimentos, folhas, poda, etc), 28% de recicláveis secos (e.g., plástico, papel, papelão, vidro e metal) e 22% como rejeitos ou “outros” (BRASIL, 2019).

Mesmo em cidades com maior grau de industrialização, como São Paulo, a porcentagem dos resíduos orgânicos é significativa. Dados do PNRE de 2014 mostraram que no estado de São Paulo, a parcela de orgânicos dos RSU variava entre 50 e 60%. Todavia, alguns estudos gravimétricos realizados em 2015, com critérios metodológicos bem definidos, apresentados pelos municípios de Campinas, Piracicaba, e pela Região Metropolitana da Baixada Santista, apontaram uma redução deste percentual de orgânicos em relação aos dados de 2014, com 38,17%, 45,83%, 40,40% respectivamente (SÃO PAULO, 2020). Diversos fatores como condições socioeconômicas, hábitos da população e sazonalidade, influenciam na composição dos resíduos, os quais dificultam uma análise mais precisa sobre um cenário tendencial relacionado a redução da porcentagem da parcela orgânica dos RSU brasileiros.

Apesar participação da matéria orgânica em quase metade do total percentual dos RSU, nota-se que os mesmos, principalmente os domiciliares, são descartados de forma misturada o qual inviabiliza ações necessárias para seu aproveitamento. Os municípios carecem de estudos e informações sobre composição gravimétrica dos resíduos gerados, pois há ausência de uma

metodologia padronizada e constante, a qual compromete a compilação dos dados nos estados brasileiros, no que se diz respeito a comparação e consolidação de resultados precisos sobre a geração e destinação da fração orgânica no país (BRASIL, 2020; ZAGO; BARROS, 2019).

3.4.1 A Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos

Os resíduos orgânicos podem ser vistos como um problema ambiental ao serem dispostos em locais inapropriados, pois a sua decomposição gera odores, lixiviação – devido aos seus sólidos altamente voláteis e seu teor de umidade; e metano – um dos principais gases do efeito estufa. A utilização destes resíduos permite minimizar tais problemas associados, além de ter potencial econômico e energético quando são utilizadas tecnologias de tratamento como compostagem e digestão anaeróbia (PADUEL et al, 2017; ZAGO; BARROS, 2019; KIM, 2019).

A Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (FORSU) é caracterizada por conter resíduos orgânicos domiciliares, considerada facilmente degradável por ser constituída de restos de alimentos, podas e outros putrescíveis (LIMA, 2016; ZAGO; BARROS, 2019). Além disso, a variação em sua composição ocorre por diversos fatores da região: aspectos socioeconômicos, educacionais, atividades de comércio e indústrias e qualidade dos serviços públicos de gerenciamento de RSU (MARSHALL; FARAHBAKHS, 2013).

Quando depositada em aterros sanitários, a FORSU se degrada naturalmente, produzindo subprodutos como lixiviado e biogás, os quais necessitam ser coletados e tratados, de acordo com as normas para projeto e operação de aterros sanitários, de modo a evitar contaminação do solo, águas subterrâneas e superficiais, além da poluição atmosférica, devido a emissão de gases de efeito estufa (ZHU et al., 2009).

Uma alternativa de tratamento para a FORSU é a compostagem, processo predominantemente aeróbio, onde os microrganismos utilizam oxigênio do ar para converter a matéria orgânica em gás carbônico, vapor de água e matéria orgânica estabilizada, reduzindo assim o volume de resíduo (MASSUKADO, 2004). Ao final da compostagem, é possível obter material rico em nutrientes, utilizado principalmente para recompor a qualidade do solo no cultivo de plantas (SCHALCH et al. 2019).

Além disso, a FORSU é uma biomassa que, quando convertida em biogás rico em metano, pode servir como matéria-prima para produção de biocombustíveis ou produção de novos produtos a partir de diferentes rotas de conversão, sejam elas termoquímicas ou bioquímicas (COLLING et al., 2016). Dentre as tecnologias econômica e ambientalmente

viáveis para o tratamento de resíduos orgânicos, a digestão anaeróbia (DA) é uma alternativa vantajosa, pois permite redução do potencial poluidor, geração de energia e a utilização do digestato para fertilização de diversas culturas comerciais; além de possuir um balanço energético favorável em razão da quantidade de metano que pode ser alcançada (MACHADO, 2011).

Este processo de tratamento de resíduos orgânicos tornou-se amplamente aplicado no mundo. Na Europa, houve um aumento significativo na coleta separada de frações de resíduos sólidos, impulsionado pela alternativa de tratamentos biológicos (MATA-ALVAREZ et al., 2000). Na União Europeia e na Índia, por exemplo, as regulamentações existentes restringem ou proíbem a destinação de resíduos orgânicos em aterros sanitários (GOMES et al., 2012). Karagiannidis (2012) revela que somente na Europa, mais de 5 milhões de toneladas de resíduos orgânicos por ano são tratados por processos anaeróbios.

No Brasil, as experiências com o gerenciamento dos resíduos orgânicos domiciliares (ROD) ainda são incipientes, no que se refere a alternativas de destinação como compostagem e digestão anaeróbia. O ROD por não ser coletado de forma separada na fonte geradora, é encaminhado para disposição final como rejeito. Essa forma de destinação gera, para maioria dos municípios, despesas que poderiam ser evitadas em caso de separação e aproveitamento dos resíduos orgânicos (BRASIL, 2012). Logo, é imprescindível que os titulares e prestadores de serviços de manejo RSU considerem os ROD como materiais recicláveis, cuja destinação pode se dar tanto em nível doméstico quanto comunitário, institucional ou municipal.

Para Thi et al. (2015), o primeiro passo para o êxito da gestão e gerenciamento dos ROD está na separação de qualidade na fonte de geração. Essa prática reduz drasticamente a entrada de material biodegradável em aterros sanitários, reduzindo emissões de metano devido a degradação da matéria orgânica (ESPANHA, 2014), além de contribuir para aumento de vida útil do aterro sanitário.

O processo de DA, além de ser realizado de forma controlada em biorreatores visando ao tratamento e produção de metano, também ocorre nos aterros sanitários, devido ao ecossistema formado após o depósito de uma diversidade de resíduos ao longo dos anos. Desta forma, torna-se essencial entender o conceito e fundamentos do processo, bem como os principais fatores intervenientes na degradação da matéria orgânica e na produção de biogás.

3.5 Digestão Anaeróbia

3.5.1 Fundamentos da digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo de degradação de substratos orgânicos, por meio de atividades enzimáticas de microrganismos (bactérias e *arqueas*) na ausência de oxigênio (JAIN et al., 2015; ADEKUNLE e OKOLIE, 2015). Estes microrganismos convertem a matéria orgânica complexa em biogás, constituído principalmente de metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), água (H₂O), gás sulfídrico (H₂S) e amônia (NH₃), além de novas células bacterianas. Estima-se que a digestão anaeróbia seja responsável pela mineralização completa de 5 a 10% de toda a matéria orgânica disponível no planeta, gerando como subproduto o metano (CHERNICHARO, 1997).

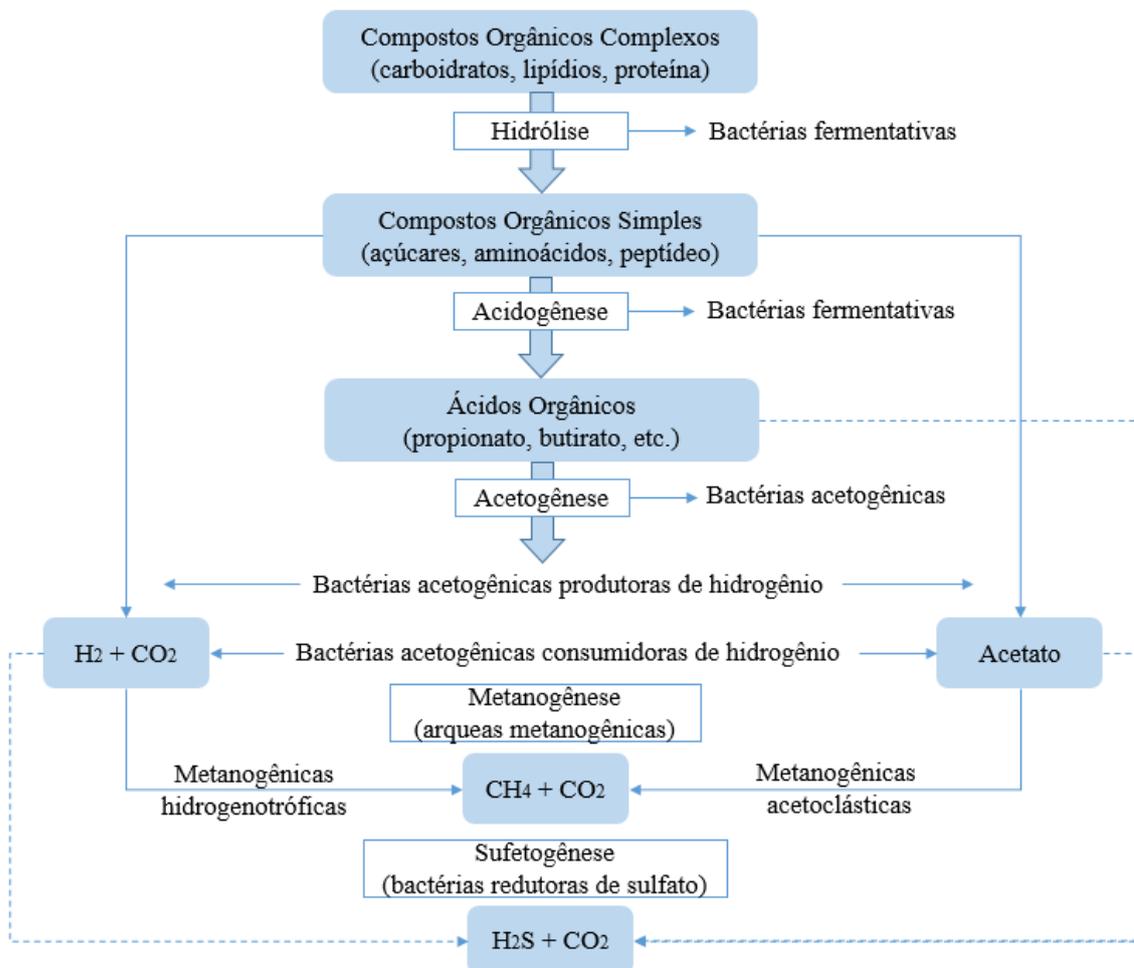
Estão presentes no processo de decomposição anaeróbia três grupos de bactérias com características fisiológicas distintas. O primeiro grupo é formado de bactérias fermentáveis, o segundo é composto pelas bactérias acetogênicas, sendo que os produtos finais do segundo grupo são substratos para o terceiro grupo, o das *arqueas* metanogênicas. O processo de digestão anaeróbia pode ser subdividido em quatro etapas sequenciais: hidrólise, acidogênese, acetogênese, metanogênese e sulfetogênese (Figura 1) e são definidas da seguinte maneira (CHERNICHARO, 1997; LI et al., 2011):

- Hidrólise: consiste na redução de polímeros orgânicos (proteínas, lipídios, carboidratos) em moléculas simples solúvel em água (ácidos graxos de cadeia longa e açúcares) através da ação de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. Esses materiais dissolvidos podem atravessar as paredes celulares desse grupo de bactérias. O processo ocorre de forma lenta no meio anaeróbio e sofre influência de fatores como temperatura operacional, tempo de residência no reator, composição do substrato, pH, tamanho das partículas, etc.
- Acidogênese (acidificação): os produtos da hidrólise são metabolizados no interior das bactérias fermentativas acidogênicas, convertidos em compostos mais simples e excretados pelas células. O processo gera produtos como álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia, sulfeto de hidrogênio e os ácidos graxos voláteis (ácido acético, propiônico e butírico).
- Acetogênese: as bactérias acetogênicas oxidam os produtos gerados da fase acidogênica em um substrato apropriado para as bactérias metanogênicas. Os produtos gerados dessa fase são o hidrogênio, o dióxido de carbono e o acetato.

- **Metanogênese:** é a etapa final do processo de degradação anaeróbia dos compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono, realizada pelas *arqueas* metanogênicas, divididas em acetoclásticas, responsáveis por cerca de 60 a 70% de toda produção de metano a partir do acetato, e pelas hidrogenotróficas, que são capazes de produzir metano a partir do hidrogênio e dióxido de carbono.

O processo de digestão anaeróbia pode incluir ainda uma quinta fase, a depender da composição química dos substratos, caso haja compostos de enxofre. Neste caso, são submetidos à fase de sulfetogênese, onde há redução de sulfato e formação de sulfetos (CHERNICHARO, 1997).

Figura 1 - Fluxograma das etapas da digestão anaeróbia



Fonte: adaptado de Chernicharo (1997)

Diversos fatores podem comprometer a eficiência da digestão anaeróbia. Logo, para que este processo ocorra de forma eficiente, é necessário atentar-se aos parâmetros que devem ser mantidos em equilíbrio durante todo processo: pH, relação carbono e nitrogênio, alcalinidade,

sólidos voláteis, temperatura, teor de umidade, agentes inibidores e o inóculo (LUCENA, 2016). Estes fatores são listados e conceituados a seguir (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; CASSINI et al., 2003; GONÇALVES, 2010; CHERNICHARO, 1997; MENESES, 2011; SILVA et al, 2016; MAGALHÃES, 2018):

- pH: o crescimento das bactérias produtoras de metano se desenvolve na faixa de pH entre 6,4 e 7,4. Valores inferiores ou superiores a essa faixa, inibem por completo as bactérias metanogênicas. A estabilidade do pH é essência para o processo, pois as bactérias produtoras de ácidos são menos sensíveis às mudanças nos valores de pH, e em situações de pH baixo, pode ocorrer o prevaletimento da fermentação ácida sobre a fermentação metanogênica, resultando no azedamento do conteúdo do reator. Nesse caso, seria necessário a adição de alcalinidade extra para um novo funcionamento do reator.
- Temperatura: é um dos fatores mais importantes relacionados aos aspectos físicos que afetam o crescimento microbiano, ou seja, no grau de eficiência da digestão anaeróbia. Existem duas faixas ótimas que são associadas ao crescimento microbiano no processo de digestão anaeróbia: faixa mesofílica, entre 30 e 40 °C e a faixa termofílica, entre 55 e 60 °C. O valor dessa temperatura dependerá do clima da região, ou seja, a temperatura externa, já que os microrganismos não possuem meios de controle sobre sua temperatura interna.
- Alcalinidade: a alcalinidade é essencial para o controle do pH. É resultado da decomposição de matéria orgânica, sendo encontrada na forma de bicarbonato que está em equilíbrio com o dióxido de carbono no gás em um determinado pH.
- Componentes tóxicos e inibidores: alguns compostos presentes em elevadas concentrações podem se tornar tóxicos ou inibidores ao processo anaeróbio. A exemplo disso, a acumulação de ácidos graxos voláteis, inibem a digestão anaeróbia, provocando alterações de pH e alcalinidade do meio. Além disso, existe também toxicidade por sais, amônia e por metais pesados que podem estar presentes no substrato.
- Nutrientes: as necessidades nutricionais dos microrganismos presentes na digestão anaeróbia são determinadas com base na composição química das células microbianas, dadas de forma empírica, pois essa composição é raramente conhecida.
- Tempo de retenção: é o tempo necessário para a digestão completa da mistura, e é determinado a partir da produção de gás resultante da digestão. Depende principalmente da eficiência do digestor e do seu substrato.

- Relação Carbono/Nitrogênio (C/N): o desempenho processo de digestão anaeróbia depende da manutenção das concentrações de macro e micronutrientes em qualidades suficientes. Recomenda-se que a relação C/N para a digestão anaeróbia situe-se entre 20-30. A relação C/N acima do recomendado pode causar déficit de nitrogênio, evitando a decomposição da matéria orgânica.
- O inóculo tem papel fundamental na otimização do processo de partida de uma digestão anaeróbia, e durante o processo, pode proporcionar um aumento da produção potencial do biogás, estabilização da matéria orgânica e recuperação de energia, desde que seja apropriado e com a correta proporção.

3.5.2 O produto da digestão anaeróbia: biogás

O biogás é uma mistura de gases gerados durante a digestão anaeróbia da matéria orgânica. É composto em sua maior parcela de metano (CH_4 em torno de 60%), de dióxido de carbono (CO_2 em torno de 35%) e de uma mistura de outros gases em menores proporções, como hidrogênio (H_2), nitrogênio (N), sulfeto de hidrogênio (H_2S), monóxido de carbono (CO), amônia (NH_3), oxigênio (O_2) e água (H_2O). Esses percentuais variam a depender do tipo de resíduo, do tratamento e eficiência do processo (FIGUEIREDO, 2011; SANTOS; LIMA, 2017).

De uma maneira geral, o biogás é um gás incolor, geralmente inodoro (se não conter demasiadas impurezas), insolúvel, leve e de baixa densidade. Por ser mais leve do que o ar, diferentemente do butano e propano, ele apresenta menores riscos de explosão na medida em que a sua acumulação se torna mais difícil. Entretanto, sua baixa densidade implica em volumes maiores de ocupação e difícil liquefação, concedendo desvantagens em relação ao transporte e utilização (BARROS, 2013; IPCC, 2014).

O gás metano é o combustível do biogás, logo, será mais puro quanto maior for seu teor. Este gás é produzido basicamente por fontes naturais – pântanos, oceanos e águas doces; e por fontes antropogênicas – plantações de arroz, fermentação entérica, queima da biomassa, manejo de resíduos, uso de combustíveis fósseis e perdas de gás natural. No manejo de resíduos, as principais fontes de emissão de metano estão no tratamento de efluentes e substratos orgânicos, e na disposição de resíduos sólidos em aterros (BARROS, 2013). Enquanto no tratamento de resíduos, o valor energético do metano dependerá, principalmente, das características dos substratos a serem tratados.

A produção do biogás avançou intensamente ao longo dos anos, principalmente após a crise energética dos anos 1970. Devido à alta demanda de energia e preocupações ambientais,

aumentou-se as pesquisas sobre os processos de digestão anaeróbia e geração de energia sustentável. Nesse sentido, há um foco crescente na utilização de matéria-prima para melhorar a produção do biogás, principalmente devido ao metano presente, pois possui alto valor energético, podendo ser convertido em eletricidade (PATINVOH et al., 2017).

Na Tabela 1 é possível observar as características do biogás em comparação com outros gases. Apesar do gás natural possuir PCI superior, o uso de biogás frente ao gás natural tem como principal vantagem o uso ilimitado, uma vez que os resíduos sólidos são continuamente produzidos e são considerados uma fonte renovável de energia.

Tabela 1 - Característica de diferentes tipos de gases

Parâmetro	Unidade	Gás Natural	Gás de Síntese	Biogás (60% CH ₄)
Poder calorífico inferior (PCI)	kcal.m ⁻³	7.600	3.846	5.134
Densidade	Kg.m ⁻³	0,82	0,51	1,21
Índice de Wobbe (inferior)	MJ.m ⁻³	39,9	22,5	19,5
Velocidade máxima de chama	m.s ⁻¹	0,39	0,7	0,25
Requisito teórico de ar	m ³ ar.m ³ gás	9,53	3,83	5,71
Concentração máxima de CO ₂ após combustão	% (v)	11,9	13,1	17,8
Ponto de condensação	°C	59	60	60-160

Fonte: BRASIL (2015)

Na União Europeia (UE) e na América do Norte, as usinas de biogás passaram a ser mais desenvolvidas que em outros continentes nos últimos 40 anos. Desde 2000, as políticas da UE de apoio às energias renováveis têm promovido o desenvolvimento de programas e estratégias para implementar a produção de biocombustíveis, além da redução de emissões de gases de efeito estufa. As principais vantagens das unidades localizadas nestas regiões são a grande escala industrial, eficiência energética e alto nível de complexidade (ABANADES et al., 2022).

As principais nações na produção de biogás na UE são França, Itália, República Checa, Reino Unido e Alemanha, destacando-se esta última como líder, contribuindo com 50% da produção do total da UE. A Tabela 2 apresenta as usinas de biogás, unidades e capacidades em alguns países da UE (LAMPINEN, 2015; BACKMAN; ROGULSKA, 2016; ESMAEILION et al. 2021).

Tabela 2 - Plantas de biogás em alguns países da União Europeia

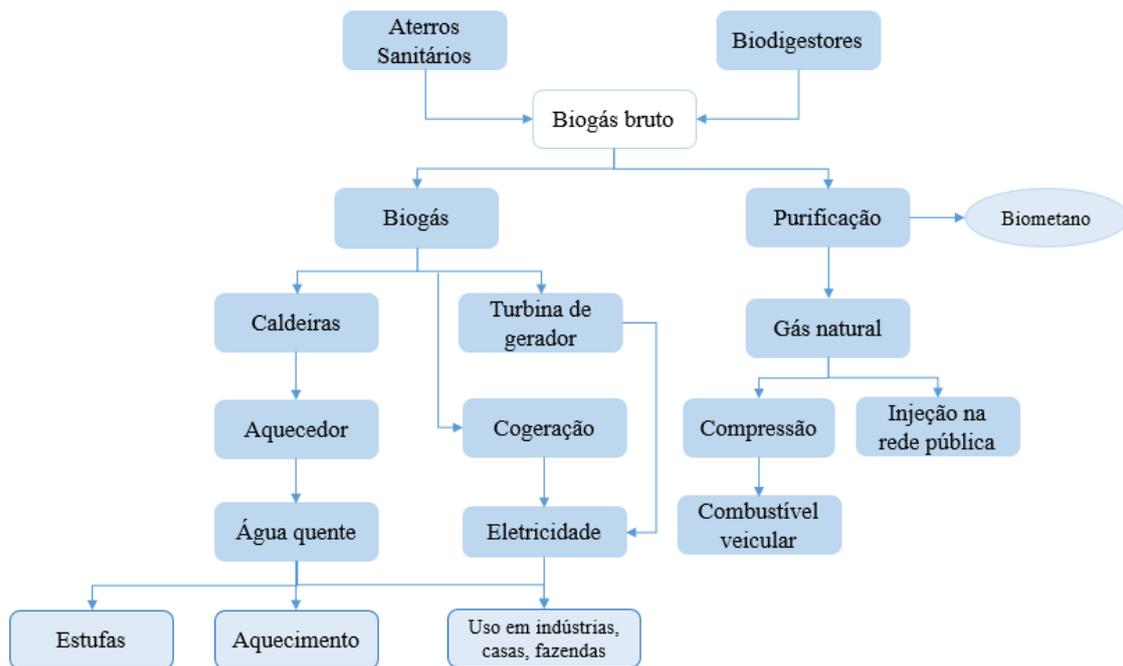
País	Plantas de Biogás	Atualização de plantas de biogás	Capacidade de Biogás (Nm ³ /h)
Alemanha	94	120	204.082
Áustria	9.066	10	5.160
Itália	1.264	1	540
Suécia	187	53	38.858
Holanda	211	16	16.720
Reino Unido	-	-	18.957
Suíça	-	-	6.310

Fonte: ABANADES et al. (2022)

Segundo o Plano Nacional de Ação para as Energias Renováveis (PNAER 2020), em Portugal, o biogás é produzido principalmente a partir do setor agropecuário, tratamento de águas residuais e de resíduos sólidos, sendo a sua principal finalidade a produção de eletricidade, e injeção do biogás na rede de gás natural. De acordo com a *International Energy Agency* (IEA), em 2017, a geração de biogás no mundo foi apenas cerca de 6% do seu potencial, enquanto a produção do biometano representava 4% desse potencial (IEA, 2018).

Entre os anos de 2010 e 2018, o mercado mundial de biogás aumentou mais de 90%. No entanto, a indústria de biogás varia significativamente em diferentes locais do mundo, em função do tipo de sistema empregado, que depende principalmente de diferentes ambientes, bem como demanda de energia e cadeia de suprimentos. De acordo com a Figura 2, as diferentes utilizações do biogás oferecem uma solução multifuncional para gerar a energia necessária nos setores industriais e sociais (ABANADES et al., 2022).

Figura 2 - Visão geral da utilização do biogás



Fonte: adaptado de ABANADES et al. (2022)

Em vários países, o biogás produzido em aterros sanitários é aplicado como fonte energética em diversos processos sanitários e até para comercialização em indústrias. Todavia, grande parcela da produção de biogás ainda é queimada ou lançada diretamente na atmosfera (CASSINI et al., 2003).

No cenário brasileiro, o biogás reapareceu a partir de iniciativas motivadas pelo Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), proposto pelo Protocolo de Quioto, com a finalidade de evitar emissão de metano e promover solução para o tratamento de resíduos sólidos. Segundo estimativas da Associação Brasileira de Biogás e de Biometano (ABIOGÁS, 2022), o Brasil deixa de aproveitar por ano, cerca de 44,1 bilhões de metros cúbicos de biogás, considerando resíduos da agroindústria, pecuária e saneamento, que poderiam fornecer 19 GW de capacidade instalada para produção de energia elétrica ou 120 milhões de m³/dia de biometano – biogás purificado (ou gás natural renovável). Esse montante de biogás poderia suprir 34,5% da demanda por energia elétrica ou substituir 70% do consumo de diesel do país.

O Quadro 1 apresenta os principais atributos ambientais, sociais e econômicos atribuídos ao aproveitamento energético do biogás.

Quadro 1 - Atributos ambientais, sociais e econômicos do aproveitamento do biogás

Atributos Ambientais	Atributos Sociais	Atributos Econômicos
<p>I. Tratamento e valorização dos resíduos e efluentes conforme a PNRS.</p> <p>II. Solução para emissão de metano que ocorre naturalmente quando não há tratamento adequado de resíduos.</p> <p>III. Mitigação das emissões de GEEs pela substituição de combustíveis fósseis;</p> <p>IV. Captura do CO₂, tornando as emissões do processo negativas.</p> <p>V. Melhoria na qualidade do ar</p> <p>VI. Melhoria das condições em aterros sanitários</p> <p>VII. Geração de créditos e carbono que podem ser utilizados para abatimento de emissões em outros setores.</p>	<p>I. Aumento da qualidade de vida da população pela melhoria da qualidade do ar e das condições sanitárias relacionadas aos RSU.</p> <p>II. Estímulo à geração de empregos e capacitações.</p> <p>III. Estímulo à gestão e planejamento, vendas, comunicação, análise de dados e tecnologias de informação.</p> <p>IV. Estímulo à pesquisa, inovação, ensino e capacitação.</p> <p>V. Desenvolvimento de inclusão social no interior do país e em áreas rurais.</p>	<p>I. Aumento da segurança energética do país.</p> <p>II. Valorização da indústria nacional.</p> <p>III. Estímulo à fabricação nacional de veículos pesados a gás natural/biometano.</p> <p>IV. Redução de custos com infraestrutura de transporte, escoamento e importação de combustíveis.</p> <p>V. Uso de resíduos (material de baixo valor) e conversão em produtos de alto valor agregado.</p> <p>VI. Geração de empregos e renda, em especial no interior do país.</p>

Fonte: adaptado de ABIOGÁS (2022)

3.6 Aterros Sanitários

O aterro sanitário é definido como a forma ambientalmente correta e controlada de disposição final para os resíduos sólidos urbanos - Classe II-A e Classe II-B, conforme a classificação da ABNT NBR 10004/2004 (ABNT, 2004), de modo a reduzir impacto negativo no meio ambiente através da recuperação do biogás e gestão de lixiviados (KUMAR; SAMADDER, 2017). De uma maneira geral, o aterro sanitário possui operação relativamente simples, sendo composto por: sistemas de impermeabilização do solo, sistema de coleta e tratamento de lixiviado, sistema de coleta e queima de gás, recobrimento diário da massa de resíduos compactada e controle de acessos e recebimentos de resíduos (THEMELIS; ULLOA, 2007; BARROS, 2013).

Dentre suas características, o aterro sanitário possui vida útil limitada e a área deve continuar a ser avaliada pelo sistema de monitoramento de água subterrânea e os gases drenados, mesmo após a desativação do aterro, pois ainda há atividade microbiológica no

interior do mesmo. Essa área não pode ser utilizada, após o término da vida útil, para edificações de casas ou prédios. Uma das razões para esse impedimento é o fato do solo não apresentar propriedades para sustentar fundações, além do risco de parcela não drenada do biogás poder migrar para estruturas subterrâneas (BARROS, 2013).

No que se refere aos aterros de pequeno porte, as diretrizes para projeto, implantação, operação e encerramento são definidas pela ABNT NBR 15849 (ABNT, 2010). Este tipo de aterro é caracterizado por receber até 20 t/dia ou menor carga, quando definido por legislação local. É previsto neste aterro os mesmos sistemas de proteção ambiental dos aterros sanitários de maior porte, como coleta de gás, dreno de percolados e de águas pluviais. A vida útil para aterros de pequeno porte deve ser de no mínimo 15 anos e seu licenciamento se dá conforme a Resolução CONAMA nº 404/2008 (CONAMA, 2008).

No que tange os aterros sanitários de médio e grande porte, as orientações técnicas devem ser seguidas conforme a norma NBR 13896/97 (ABNT, 1997) e seu projeto apresentado conforme as orientações da norma NBR 8419/92 (ABNT, 1992). Estes aterros são construídos para receber quantidades de resíduos superiores a 20 t/dia.

No estado de São Paulo, a normatização dos procedimentos para o licenciamento ambiental foi estabelecida pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente (SMA) por meio da Resolução nº 42/94, posteriormente modificada pela Resolução SMA nº 54/2004, e posteriormente revogada pela Resolução SMA nº 49/2014, que instituiu como instrumentos preliminares para a exigência ou dispensa do EIA e do RIMA, o Relatório Ambiental Preliminar (RAP) e o Termo de Referência (TR) (SCHALCH et al., 2002).

As normas técnicas aplicáveis aos aterros sanitários são:

- NBR 1057 e NBR 1025 – norteiam os critérios para construção e operação de resíduos perigosos;
- NBR 8418 e NB 842 – norteiam os projetos de aterros industriais e perigosos;
- NBR 8419 e NB 843 – norteiam os projetos de aterros sanitário de resíduos sólidos urbanos;
- NBR 8849 e NB 844 – norteiam os projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos;
- NBR 13896 – estabelece as condições mínimas exigíveis para projeto, implantação e operação de aterros de resíduos não perigosos, de forma a proteger adequadamente os recursos hídricos e subterrâneos, bem como as operações e operadores do aterro e populações vizinhas.

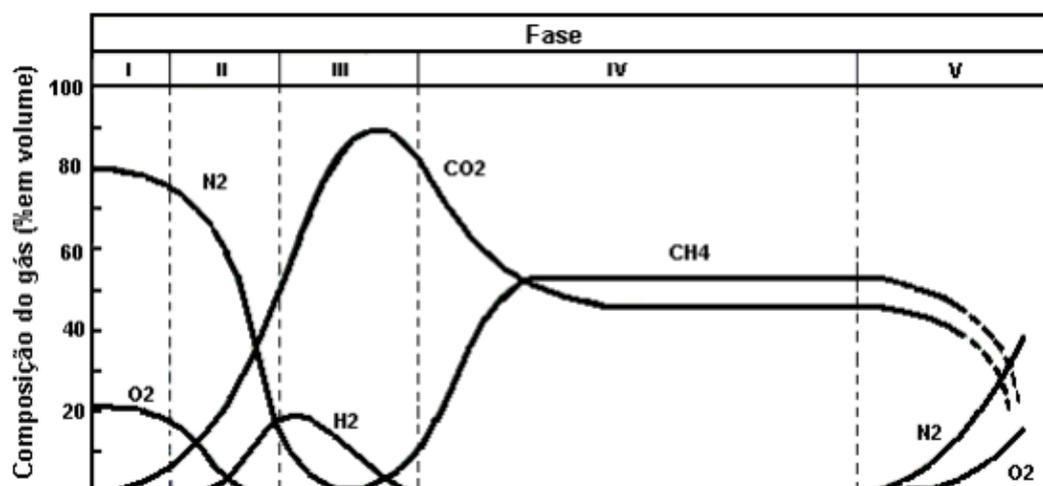
3.6.1 Potencial de geração de biogás

Os aterros sanitários constituem ecossistemas únicos, nos quais várias espécies de microrganismos estão presentes devido à grande variedade de resíduos dispostos no mesmo. A estabilização desses resíduos sólidos é realizada por meio da degradação da matéria orgânica, por meio de processos físicos, químicos e biológicos do ecossistema formado. O comportamento de um aterro pode ser comparado ao de um reator bioquímico, cujas principais entradas são os resíduos sólidos e água, e as principais saídas são os gases e lixiviados (TCHOBANOGLIOUS; KREITH, 2002; TCHOBANOGLIOUS et al., 1993).

A degradação que ocorre no aterro sanitário é predominantemente anaeróbia. Porém, na fase após o aterramento dos resíduos, ocorre também a degradação aeróbia (com presença de oxigênio). Desta forma, os microrganismos presentes na massa de resíduo que irá realizar a degradação da matéria orgânica podem ser aeróbios, anaeróbios ou aeróbios facultativos (que degradam a matéria orgânica na presença ou ausência de oxigênio) (FERNANDES, 2009).

Segundo Tchobanoglous e Kreith (2002) e Tchobanoglous et al. (1993), a geração de gases em aterros ocorre em cinco fases, como ilustrado na Figura 3.

Figura 3 - Fases da geração de gases em aterros sanitários



Fonte: Tchobanoglous et al. (1993)

- Fase I: É a fase de ajuste inicial. Nesta fase as condições são aeróbias, pois há a presença de ar no interior da célula. Esse ar se deve aos espaços vazios entre os resíduos depositados no aterro. Esta fase se estende em poucos dias, variando de algumas horas a uma semana, referente a finalização do processo de cobertura, ou seja, quando ainda há oxigênio nos espaços vazios entre os resíduos, ou quando o aterro possui cobertura muito permeável (MACIEL, 2009; AUGENSTEIN; PACEY, 1991). Devido às reações

aeróbias serem exotérmicas, a temperatura nesta fase tem aumento significativo (ALCÂNTARA, 2007).

- Fase II: Nesta fase, também chamada de fase de transição (facultativa – anaeróbia), o oxigênio é consumido e as condições anaeróbias começam a prevalecer. Iniciam-se as etapas da digestão anaeróbia, onde há a conversão do material orgânico complexo em ácidos orgânicos e produtos intermediários. Ocorre a diminuição do pH devido a presença de ácidos e altas concentrações de CO₂ dentro das células do aterro. Nesta fase há também a produção de chorume, devido a umidade de capacidade de campo atingida (BIDONE; POVINELLE, 1999; ALCÂNTARA, 2007). O intervalo de duração varia de 1 a 6 meses (AUGENSTEIN; PACEY, 1991).
- Fase III: Fase ácida. As reações iniciadas na fase anterior são aceleradas com a produção de quantidades significativas de ácidos orgânicos voláteis através da hidrólise e fermentação, além da diminuição da produção de hidrogênio. Durante a fase ácida, ocorrem a hidrólise e acidogênese, realizados por uma população mista de bactérias anaeróbias estritas e facultativas. Devido à produção de ácidos e à presença de altas concentrações de CO₂, ocorre a diminuição do pH do lixiviado, e em consequência, compostos inorgânicos como metais pesados são solubilizados. Essa fase também é conhecida como acetogênica, pois ocorre a conversão de ácidos graxos voláteis em ácido acético. Esta fase pode durar de 3 meses a 3 anos (AUGENSTEIN; PACEY, 1991).
- Fase IV: Fase metanogênica. Esta fase é a mais longa, em torno de 8 a 40 anos (AUGENSTEIN; PACEY, 1991) e predominam *arqueas* metanogênicas, convertendo ácido acético e o gás hidrogênio em metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂). Nesta fase, o pH subirá até alcançar valores próximos da neutralidade, diminuindo a DBO, DQO e condutividade do lixiviado. Em um pH mais alto, a solubilização de compostos inorgânicos será menor, assim como a concentração de metais pesados no lixiviado. Poderá ocorrer a fase da sulfetogênese, caso haja uma concentração de sulfato no meio, promovendo o aumento da população de bactérias redutoras de sulfato, as quais competem pelo mesmo substrato utilizado pelas *arqueas* metanogênicas (MACIEL, 2009).
- Fase V: Maturação. Esta fase é anaeróbia e ocorre após a conversão da matéria orgânica facilmente biodegradável em CH₄ e CO₂. Nesta fase, há uma queda da produção de biogás, pois grande parte dos nutrientes foram consumidos nas etapas anteriores, vindo

a cessar após muitos anos. Os resíduos e o lixiviado estão estabilizados, sendo este último, contendo altas concentrações de ácidos húmicos e fúlvicos, que são difíceis de serem biologicamente degradados. Esta fase pode durar de 1 a mais de 40 anos (AUGENSTEIN; PACEY, 1991).

A duração de cada etapa pode variar, dependendo da quantidade de nutrientes, da quantidade de água presente na massa de resíduos e principalmente da compactação dada à camada de resíduos.

3.6.2 Fatores intervenientes na geração do biogás em aterros sanitários

A geração do biogás em aterros sanitários é afetada por diversas variáveis, entre as quais podem ser citadas: a natureza dos resíduos, umidade presente, estado físico (tamanho das partículas), pH, temperatura, nutrientes, capacidade tampão e taxa de oxigenação. Estes fatores são os responsáveis pelo desenvolvimento do processo de digestão anaeróbia de substratos orgânicos. Os principais fatores intervenientes na geração de biogás em aterros sanitários são discutidos a seguir (BIDONE; POVINELLE, 1999; CASSINI et al., 2003; BRITO; FILHO, 2005; ALCÂNTARA, 2007; MACIEL, 2009):

- Composição do resíduo

Grande parte dos resíduos sólidos urbanos e comerciais são biodegradáveis, compostos basicamente de restos de alimento e poda, e os demais sendo materiais inertes e não biodegradáveis. Quanto maior a quantidade de resíduo biodegradável destinado ao aterro, mais acelerada será a taxa de produção de gases no aterro. A composição gravimétrica ou física do resíduo é uma caracterização prévia dos resíduos, permitindo identificar o tipo e composição de resíduo e suas condições de degradabilidade.

- Umidade

A umidade é um parâmetro fundamental para taxa de produção de gás no aterro, pois oferece o meio aquoso necessário para emissão de gases e meio de transporte para os microrganismos dentro das células do aterro. O teor de umidade varia em função da composição do resíduo, clima, forma de coleta, dentre outros fatores. No Brasil, o teor de umidade típico para resíduos sólidos urbanos está entre 40-60%, principalmente devido a parcela orgânica. Além disso, a quantidade de líquidos também irá influenciar no volume de lixiviados produzido, sejam líquidos estes advindo dos resíduos, solo ou infiltrados pela camada de cobertura.

- Tamanho das partículas

O tamanho das partículas também é um fator preponderante na geração de gases. Quanto menor o tamanho da partícula, maior a sua área superficial, desejável para a atuação dos microrganismos e, conseqüentemente, para o processo de decomposição.

- Temperatura

A temperatura tem influência nas atividades enzimáticas, no tipo de bactérias predominante e no nível de produção de gás. As bactérias mesofílicas atuam na faixa de 30 a 35°C, enquanto as bactérias termofílicas atuam na faixa de 45 a 65°C. A taxa de produção de metano está atrelada à temperatura de operação do aterro. Mudanças bruscas de temperatura causam desequilíbrio e até inibição das arqueas metanogênicas, principais produtoras de metano. A temperatura dentro da célula, na maioria dos aterros, ocorre na faixa das mesófilas e as máximas temperaturas do aterro frequentemente são alcançadas dentro de 45 dias após a disposição dos resíduos como um resultado da atividade aeróbia microbiológica.

- pH

A faixa ótima de pH para a maioria dos microrganismos anaeróbios encontra-se próximo do neutro, entre 6,7 e 7,5. Dentro da faixa ótima de pH, os microrganismos na fase metanogênicas possuem um melhor desenvolvimento, aumentando a produção de metano. Nos primeiros anos de aterramento, a maioria dos resíduos apresentam acidez, porém o pH tende à neutralidade após alguns anos.

- Idade do resíduo

A geração de metano em um aterro sanitário depende de duas variáveis de tempo: tempo de retardo e de conversão. O tempo de retardo compreende a disposição dos resíduos até o início da geração de metano, no início da Fase III. O tempo de conversão compreende a disposição dos resíduos até o final da geração de metano, no final da Fase V. Resíduos de jardim têm os tempos de retardo e conversão menores do que couros e plásticos, por exemplo.

3.6.3 Geração, emissão e composição do biogás em aterros sanitários

O biogás de aterro sanitário é composto de vários gases, presentes em grandes quantidades (chamados gases principais) e por gases presentes em quantidades muito pequenas (gases-traço). Os gases principais são provenientes da digestão anaeróbia da fração orgânica dos RSU, onde o gás metano (CH₄) e o dióxido de carbono (CO₂) predominam na sua composição, numa faixa de 45 a 60% e 40 a 60%, respectivamente. Os gases-traço, mesmo em pequenas quantidades, podem apresentar toxicidade, podendo trazer riscos à saúde da

população (TCHOBANOGLOUS et al., 1993). Podem ser encontrados também o gás hidrogênio (H_2 – 5 a 10%), nitrogênio (N_2 – 1 a 2%), compostos orgânicos não-metanogênicos (NMOC – 1%), sulfeto de hidrogênio (H_2S - traços), vapor d'água, amoníaco e compostos orgânicos voláteis (COV) (COOPER et al., 1992; FISCHER et al., 1999; MAGHANAKI et al., 2013). Em alguns locais onde o biogás é produzido, pode haver também compostos como siloxanos e hidrocarbonetos aromáticos, clorofluorcarbonos e outros compostos orgânicos voláteis e amônia, que irá depender do grau de decomposição dos RSU no aterro (RASI et al., 2011; BARROS, 2013; PERSSON; BAXTER, 2015).

A composição do biogás em aterros sanitários varia de um local para outro e até mesmo de uma célula para outra no mesmo aterro sanitário, devido ao confinamento dos RSU, diferentes materiais e em diferentes partes do aterro, que irá depender da forma de operação. A produção de biogás em aterros sanitários, quando não há sistemas eficientes de coleta, tratamento ou queima, configura-se em um potencial poluidor ambiental. De acordo com Pinas et al. (2016), o biogás gerado no aterro sanitário não pode ser emitido para atmosfera devido ao alto teor de metano presente, que causa à emanação de maus odores, principalmente devido ao gás sulfídrico, assim como aumento da emissão de gases de efeito estufa; e outros riscos associados devido o metano ser inflamável (GANDOLLA, 2000; BOVE; LUNGHI, 2006).

De acordo com o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), a concentração de metano na atmosfera aumentou para 1060 ppb (partes por bilhão) desde 1750 (revolução industrial) (IPCC, 2006), e o limite de 400 ppm foi superado em 2014 (IPCC, 2014). O World Bank (2018) estimou em 2016, com base no volume de resíduos gerados, sua composição e em seu gerenciamento, uma geração de 1,6 bilhões de toneladas de dióxido de carbono (CO_2), equivalente a emissões de GEE, impulsionadas principalmente pelo despejo a céu aberto e disposição em aterros sanitários sem sistemas de captura de gás. Isso é cerca de 5% do total das emissões. Além disso, foi previsto que as emissões de GEE relacionadas com resíduos sólidos aumentem para 2,6 bilhões de toneladas de equivalente de CO_2 por ano até 2050, se não houver melhorias são feitas no setor.

Desse modo, torna-se imprescindível a queima ou combustão com recuperação de energia do biogás advindo de aterros sanitários, para redução de emissão de gases de efeito estufa.

3.6.4 Modelos teóricos de previsão de geração de biogás em aterros sanitários

Devido ao surgimento da possibilidade de aproveitamento do biogás como fonte de energia, os modelos teóricos de previsão apareceram como uma importante ferramenta para estimativa de produção de metano ao longo do tempo, a partir de uma massa de resíduos confinados em um aterro sanitário (OONK, 2010). Estes modelos podem ser usados para dimensionar sistemas de coleta de biogás, avaliações e projeções de recuperação de energia e para regulamentações de emissões (CROVADOR, 2014).

Os primeiros modelos de previsão de gás de aterro sanitário foram elaborados de modo a auxiliar o dimensionamento de projetos de recuperação de gás. Ao passar dos anos, os modelos foram aperfeiçoados para obter resultados mais precisos, principalmente devido à necessidade de quantificar as emissões de gases poluentes para o meio ambiente. Desse modo, a utilização de modelos matemáticos se torna fundamental ferramenta de avaliação de capacidade e de tempo de geração de gás até mesmo após o encerramento do aterro (OONK, 2010).

De acordo com Crovador (2014), diante da complexidade das interações físicas, químicas e biológicas presentes no ecossistema de um aterro sanitário, nem sempre é possível validar amplamente os modelos existentes. Para a quantificação e análise do processo da geração de biogás em aterro sanitário, os modelos matemáticos mais simples e difundidos, encontrados na literatura, são os modelos de ordem zero e de primeira ordem, que consideram, respectivamente, a degradação constante no tempo e a cinética de primeira ordem (MACIEL, 2009).

Os modelos de ordem zero assumem que a taxa de geração de biogás, para uma massa de resíduos, é constante ao longo do tempo. Desse modo, estes modelos presumem que a geração de metano é independente da quantidade de substrato restante e o biogás já produzido. Este modelo é utilizado para estimar emissões em grandes escalas, a nível nacional e internacional. Logo, este modelo não distingue os tipos de resíduos depositados ou sua idade no aterro, apresentando, portanto, baixa sensibilidade (HUITRIC; SONI, 1997; ABRELPE, 2013).

Os modelos de primeira ordem são os mais convencionais e os mais comumente utilizados para estimar a produção de biogás em aterro (THOMPSON et al., 2009). Estes modelos incluem o efeito da idade sobre a geração de metano. Assume-se que a geração de biogás de aterro, a partir de um determinado montante de resíduos, decaia exponencialmente com o passar do tempo. Algumas modificações nos modelos de primeira ordem também foram

realizadas para incluir o acúmulo da fase metanogênicas e efeito da temperatura (COOPS et al., 1995 apud ABRELPE, 2013).

Alguns modelos de primeira ordem mais consolidados, encontrados na literatura, são os do Banco Mundial, da *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) (WORLD BANK, 2004), do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) e até da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Ainda que os resultados obtidos possam sofrer variações, esses modelos consideram como variáveis o efeito do tempo de degradação dos RSU, considerando que a degradação segue a cinética de primeira ordem. O IPCC (1996) apresenta o modelo de decaimento de primeira ordem (Equação 1), amplamente empregado na modelagem da curva da taxa de geração de biogás de aterros individuais, bem como de um conjunto de aterros de resíduos.

$$Q = L_0 \times R \times (e^{-kc} - e^{-kt}) \quad (1)$$

Onde:

Q = metano gerado no ano corrente (m³/ano);

L_0 = potencial de geração de metano (m³/MgRSU);

R = taxa de aceitação média anual de resíduos durante a vida útil (Mg/ano);

k = constante da taxa de geração de metano (1/ano);

c = tempo desde o fechamento da célula de disposição dos RSU (ano) (não incluindo o ano de encerramento da célula);

t = tempo desde a abertura da célula de disposição dos RSU (ano).

Vários modelos foram desenvolvidos, tomando como base o modelo da USEPA (1996). A Tabela 3 apresenta exemplos de modelos de primeira ordem.

Tabela 3 - Exemplos de modelos de primeira ordem

Fonte	Modelo	Parâmetros e unidades
Coops et al. (1995)	$Q_{LFG} = \delta \times 1,87 \times A_i \times C_0 \times k \times e^{-kt}$	Q_{LFG} = geração anual de biogás (m^3 LFG/ano); δ = fator de geração (adimensional) 1,87 = fator de conversão (m^3_{LFG} / kgC); A_i = quantidade de resíduo no ano “i” (t); C_0 = quantidade carbono orgânico no resíduo ($kg C/t_{resíduo}$); k = constante de degradação do resíduo (1/ano); t = tempo após disposição dos resíduos (ano)
IPCC (2006)	$Q_{CH4} = \sum (A \times k \times RSU_t(x) \times RSU_f(x) \times L_0 \times e^{-k(t-x)})$ $A = 1 - e^{-k}/k$	Q_{CH4} = Geração de metano. (t_{CH4}/ano); RSU_t = Total de resíduos gerados no município no ano x. (t_{RSU}/ano); RSU_f = Fração de resíduos depositado no aterro no ano x. (%) L_0 = Potencial de geração de metano. (m^3/t_{RSU}); A = fator de normalização para corrigir a soma; k = constante de decaimento (1/ano)
USEPA (2005)	$Q_{CH4i} = \sum_{i=1}^n 2 \times k \times L_0 \times M_i (e^{-kt})$	Q_{CH4i} = Taxa total de emissão de metano, (Nm^3 / ano); k = Taxa de geração de metano, (ano-1); L_0 = Potencial de geração de metano, ($Nm^3 CH4/ton. RSU$); M_i = Massa de resíduo úmido despejado no ano i, (ton. RSU); t_i = Idade do aterro (anos).
Modelo Scholl-Canyon (WORLD BANK, 2004)	$Q_{CH4i} = k \times L_0 \times m_i \times e^{-kt}$	Q_{CH4i} = metano produzido no ano “i”; k = constante de geração de metano; L_0 = potencial de geração de metano; m_i = resíduos depositados no ano “i”; t = anos após o fechamento do aterro.

Fonte: adaptado de Maciel (2009); Abreu (2009); IPCC (2006); ABRELPE (2013)

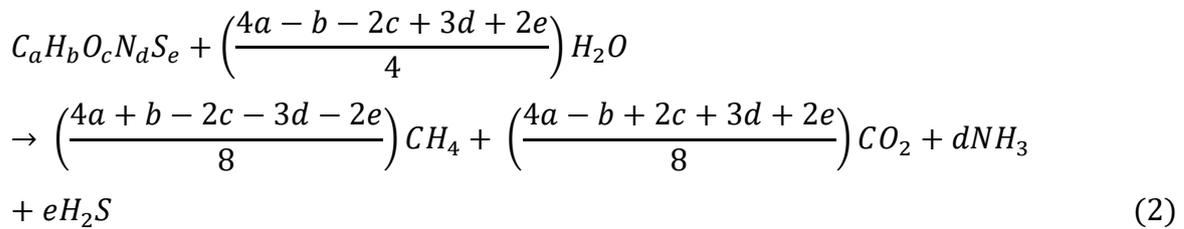
O modelo Scholl-Canyon é o método recomendado pelo Banco Mundial (2004) para estimar a geração de metano em aterros sanitários. Neste método, é inserido a variação da produção de metano ao longo do tempo, o que torna este método mais confiável. Além disso, está baseado na premissa de que há uma fração constante de material biodegradável no aterro por unidade de tempo. Este modelo é regido pela mesma equação que fundamenta o *Landfill Gas Generation* (LandGEM), realizado pela USEPA (WORLD BANK, 2004). O LandGEM é um *software* de domínio público desenvolvido para estimar emissões de CH_4 , CO_2 , compostos orgânicos não-metanogênicos (NMOC) e poluentes perigosos de aterros de resíduos sólidos urbanos.

As principais variáveis de entrada dos modelos de primeira ordem são o potencial de geração (L_0) e constante de geração de metano (k) (MACIEL, 2009), que serão explicados a seguir.

a) Potencial de geração de metano (L_0)

O potencial de geração de metano representa o montante total previsto de metano que uma tonelada métrica de resíduos deve gerar ao longo da sua vida útil, ou seja, até atingir a bioestabilização, e depende apenas do tipo de resíduo (USEPA, 2005; ABRELPE, 2013). É um parâmetro que depende da biodegradabilidade do resíduo depositado no aterro.

O valor de L_0 pode ser determinado teoricamente ou por meio de testes de biodegradabilidade dos resíduos. Teoricamente, pode ser determinada através de um método estequiométrico, baseado em uma fórmula empírica bruta que representa a composição dos resíduos. A equação estequiométrica proposta por Tchobanoglous et al. (1993) para o cálculo do L_0 está apresentada a seguir (Equação 2).



Onde: C = Carbono; H = Hidrogênio; O = Oxigênio; N = Nitrogênio; S = Enxofre; a = quantidade de átomos carbono presente no resíduo; b = quantidade de átomos hidrogênio presente no resíduo; c = quantidade de átomos oxigênio presente no resíduo; d = quantidade de átomos nitrogênio presente no resíduo; e = quantidade de átomos enxofre presente no resíduo.

Salienta-se que o valor teórico de L_0 não pode ser obtido em condições reais no aterro, caso não se tenha as condições ideais para formação do metano. Além disso, o valor de L_0 aumenta se o teor de celulose no resíduo for maior. O potencial de geração de metano mais próximo da realidade de cada aterro pode ser obtido com a realização de testes de biodegradabilidade dos resíduos sob as condições de temperatura, umidade, nutrientes e pH que serão provavelmente encontrados em campo no aterro (ABRELPE, 2013).

Os valores reportados pela USEPA (2005) se situam na faixa de 96 a 170 m³ de metano por tonelada de resíduo, sendo 170 m³ o valor default. O Banco Mundial (2004) apresenta uma faixa de valores de L_0 que depende da biodegradabilidade dos resíduos. Esses valores podem ser observados na Tabela 11 deste estudo.

b) Constante da taxa de geração (k)

A constante da taxa de geração de metano estima a velocidade com que a taxa de produção de metano diminui após a destinação dos resíduos. Este valor é influenciado por parâmetros como temperatura, teor de umidade, disponibilidade de nutrientes e pH. A geração de metano aumenta de acordo com o aumento da umidade (60% a 80%), quando então a taxa de geração não sofre mais aumento (ABRELPE, 2013).

O World Bank (2004) traz alguns valores pré-estabelecidos de k, que depende da precipitação anual da região estudada e da biodegradabilidade dos resíduos. Esses valores podem ser observados na Tabela 10 deste estudo.

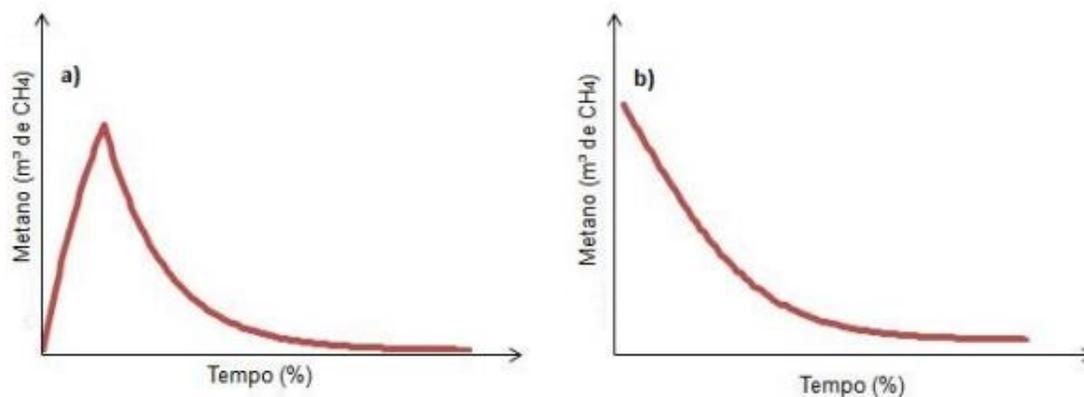
3.6.5 Potência ótima do biogás de aterro sanitário

A energia disponível no aterro sanitário varia anualmente em função do fluxo de gás no mesmo. A produção de biogás em aterros sanitários atinge seu pico um ano após o fechamento do mesmo, sofrendo um declínio em seguida (CROVADOR, 2014). A partir de então, a produção residual resulta em menores quantidades de produção de biogás, através da ação dos microrganismos, os quais utilizam a matéria orgânica advinda de resíduos depositados de anos anteriores, contribuindo para uma variação de energia disponível. Desse modo, a planta deve estar dimensionada para uma descarga constante de biogás (SILVA et al., 2021). Portanto, é fundamental determinar a potência ótima para implementação do sistema, que está ligada a um tempo de disponibilidade.

A potência ótima de atuação é um dos parâmetros mais importantes em uma análise energética (RIBEIRO, 2020). De acordo com Santos et al. (2018), a potência ótima é obtida por meio da determinação da potência a ser instalada no aterro sanitário que resulte na maior produção de energia.

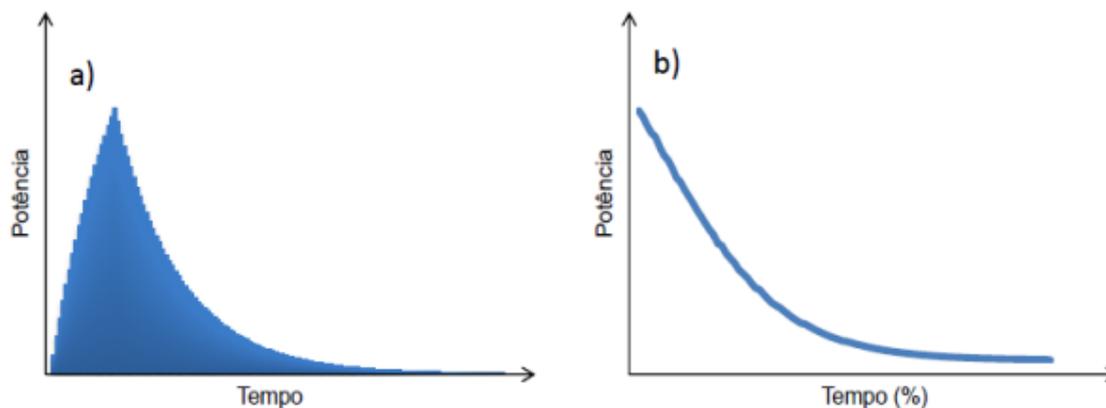
Para Silva et al. (2017), a determinação da potência ótima em aterros pode ser explicada ao se comparar com pequenas centrais hidrelétricas (PCH), que se baseiam na curva de permanência, ou histograma de frequências, com certa potência para obter a melhor utilização de energia. O dimensionamento da potência da central térmica é baseado no histograma de frequências, também chamada de curva de duração. Para sua construção, utiliza como base de dados às vazões médias diárias, mensais ou anuais de emissão de metano (Figura 4). Usando estes dados, pode-se obter a curva de energia, que representa de forma percentual o período em que determinadas potências ocorrem ao longo do período estudado (Figura 5) (SILVA, 2012).

Figura 4 - a) Curva de vazão do metano; b) Curva de duração da vazão do metano



Fonte: Silva (2012)

Figura 5 - Curva de energia



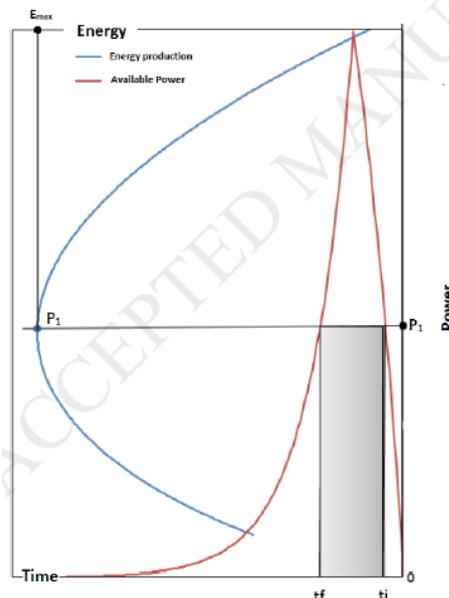
Fonte: Silva (2012)

Ao observar a Figura 5, entende-se que os maiores valores de potência ocorrem com baixa frequência, logo, o prazo para o uso de energia pode resultar em um empreendimento economicamente inviável. Contudo, para valores menores de potência, há um maior prazo para aproveitamento do biogás. Segundo Silva et al. (2017), como há menos receita com a venda de energia elétrica para esta situação, é importante acompanhar os valores menores e maiores de potência, assim como os respectivos valores de energia e receita pela venda de energia, e o período de utilização da potência instalada.

Com base na curva de energia, é possível obter a energia gerada, a receita da venda de energia e os custos de implementação, operação e manutenção, além do benefício gerado por cada potência para, posteriormente, a potência advinda do máximo benefício econômico ser escolhida, chamada de potência ótima (SANTOS; BARROS; TIAGO FILHO, 2018). A Figura

6 mostra uma curva vermelha representando a potência e a curva azul a energia gerada, logo a máxima energia gerada pela potência ótima é a que se encontra no pico da parábola azul.

Figura 6 - Potência máxima de eficiência de produção



Fonte: Santos et al. (2018)

Existem diversas tecnologias para efetuar a coleta, tratamento e conversão em energia elétrica a partir do biogás. O tópico a seguir expõe os principais componentes para realização de tais processos.

3.6.6 Tecnologias de aproveitamento de biogás de aterros sanitários

Independente da alternativa escolhida para utilização do metano proveniente da degradação dos RSU de aterros sanitários, é necessário que o projeto contemple um sistema para extração do biogás. De acordo com Barros (2013) um sistema típico de coleta de biogás de aterro sanitário é composto por:

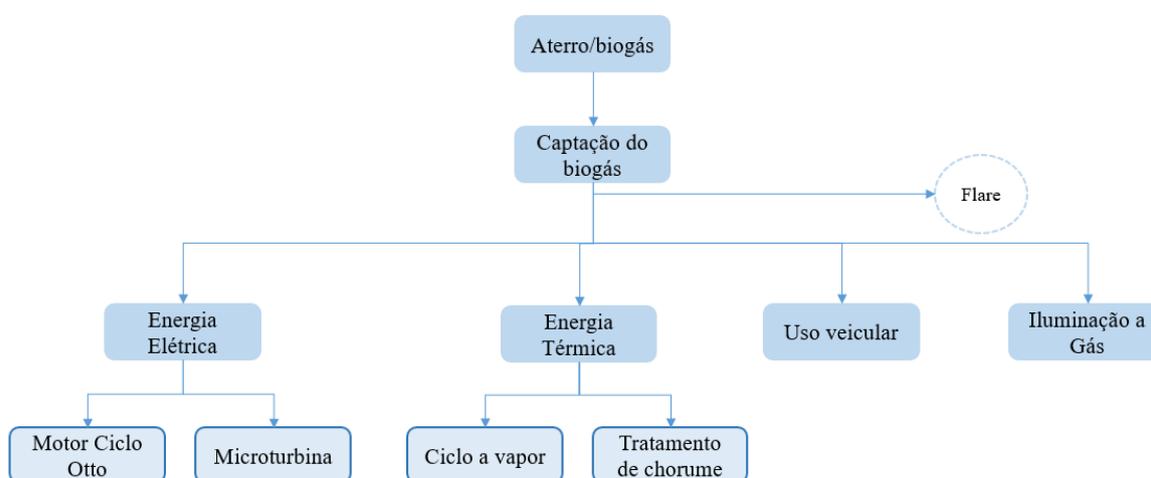
- Campo de coleta de biogás (drenos e valas);
- Tubulação de coleta (laterais, subcabeçotes, cabeçotes, etc.);
- Sistema de encerramento e despejo condensado;
- Sistema de ventilação e acessórios relacionados; e
- Queima de biogás

O sistema de extração é composto basicamente por drenos horizontais e verticais, sopradores, filtros para a remoção de material particulado e tanques separadores de condensado. Este pré-tratamento do biogás para a remoção de particulados e líquidos tem a finalidade de

proteger os sopradores, aumentando a vida útil dos mesmos. As tubulações provenientes dos drenos são interligadas a pontos de regularização de fluxo ou *manifolds* e estes são interligados a uma linha principal, que conduz o biogás para os sistemas de queima em *flare* e/ ou reaproveitamento energético. É importante que sejam colocados pontos de amostragem que permitam um controle da captura do biogás, determinando velocidades, temperaturas, umidade e composição. Além disso, é recomendado a instalação de *flare* para evitar emissão de metano para atmosfera, em caso de falha do sistema, além de obtenção de créditos de carbono (CETESB, 2009).

Para o aproveitamento energético do biogás, é necessário um sistema de tratamento para tratar impurezas e particulados, e em seguida, convertê-lo em alguma forma útil de energia, como eletricidade, vapor e combustível. A Figura 7 apresenta possíveis alternativas viáveis de aproveitamento energético do biogás de aterro sanitário.

Figura 7 - Fluxograma de alternativas de aproveitamento de biogás de aterro sanitário



Fonte: adaptado de CETESB (2009)

A conversão energética é o processo de transformação de um tipo de energia em outro com um dado rendimento. No caso do biogás, a energia química contida em suas moléculas é convertida em energia mecânica por um processo de combustão controlado (COELHO et al., 2006). Para conversão do biogás em energia elétrica, existem diversas tecnologias, sendo as mais comuns: motores de combustão interna do tipo Ciclo Otto e turbinas a gás.

A Tabela 4 apresenta valores típicos de vazão demandadas para tornar viável a implementação de algumas tecnologias de geração de energia, bem como as variações de energia associadas, no aproveitamento de biogás de aterro.

Tabela 4 - Tecnologias de utilização do biogás de aterro sanitário e as variações típicas de vazão/energia elétrica.

Tecnologia	Variação típica de vazão (m³/h)	Tamanho preferencial da usina (potência)	Eficiência da conversão elétrica (líquida para a grade sem recuperação do calor dos resíduos sólidos)
Microturbinas	< 170	< 100 kW	25 – 30%
Motores a pistão	> 255 a 8.495	0,5 a 12 MW	32 – 40%
Turbina a gás	> 6.796 a 33.980	3 a 18 MW	26 – 32%
Turbina a vapor	> 10.194 a 42.475	10 a 50 MW	24 – 29%
Sistemas de ciclo combinado	> 8.495 a > 42.475	> 10 MW	38 – 45%

Fonte: BARROS (2013)

3.6.6.1 Motor Ciclo Otto

O motor Ciclo Otto é um tipo de motor de combustão interna, e é o equipamento mais utilizado para geração de energia elétrica a partir do biogás de aterro sanitário, devido a sua compatibilidade da potência com a viabilidade econômica do sistema. Possui maior rendimento e menores custos, quando comparado às outras tecnologias. Os motores ciclo Otto aspiram a mistura ar-combustível antes de ser comprimida no interior dos cilindros e a combustão da mistura é dada por centelha produzida na vela de ignição. Esses motores são chamados de 4 tempos, pois seu funcionamento ocorre sequencialmente em quatro etapas: admissão, compressão, combustão e exaustão (CETESB, 2009; BOVE; LUNGHI, 2006).

A gama de variação da potência para uma receita aceitável, no que tange à sua viabilização, está entre 1 e 3 MW. Possui eficiência de cerca de 33% e consumo de combustível de 10.972 kJ. kWh⁻¹ (BOVE; LUNGHI, 2006).

3.6.6.2 Turbina a gás

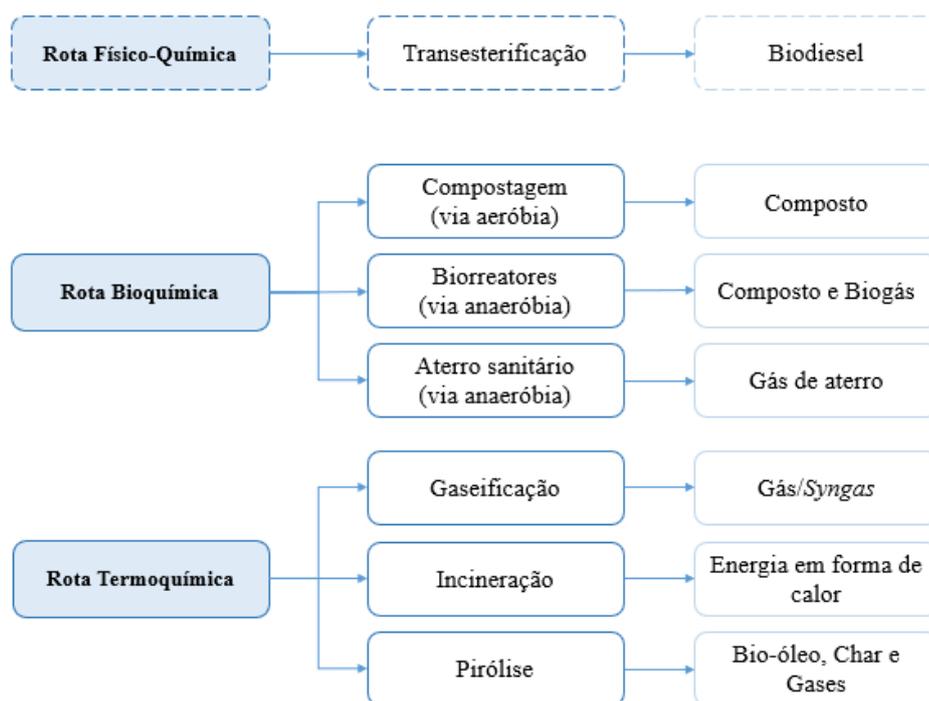
A turbina a gás é a segunda tecnologia mais usada para geração de energia elétrica a partir de biogás de aterros. As microturbinas evoluíram das aplicações da turbina nas indústrias aeroespacial e automotiva, para as aplicações em sistemas elétricos de potência apresentando diversas inovações tecnológicas como o uso de mancais a ar, de ligas metálicas e cerâmicas resistentes a altas temperaturas e de componentes eletrônicos de alta potência (CETESB, 2009).

As desvantagens em relação aos motores de combustão interna a gás residem, sobretudo, em decorrência das perdas energéticas e a baixa eficiência a baixas cargas. A eficiência é de cerca de 28% e o consumo de combustível é de 12.872 kJ. kWh⁻¹ (BOVE; LUNGHI, 2006).

3.7 Alternativas energéticas para os resíduos sólidos urbanos

Dentro dos sistemas de gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos, as tecnologias de recuperação de energia a partir de resíduo sólido (*Waste to Energy – WtE*), têm ganhado espaço, principalmente devido aos problemas relacionados à destinação e disposição ambientalmente correta (LEITE, 2020). Nesse sentido, definem-se as técnicas de tratamento de RSU como um conjunto de procedimentos que objetivam a redução da quantidade ou do potencial poluidor, transformando-os em materiais inertes e biologicamente estáveis, com a possibilidade de converter resíduos em energia, seja na forma de eletricidade, calor ou combustível (IBAM, 2001; EUROPEAN COMMISSION, 2017). A Figura 8 ilustra as principais rotas de conversão dos RSU em energia.

Figura 8 - Principais rotas de conversão de energia e produtos gerados a partir de RSU



Fonte: adaptado de Ogunjuyigbe et al. (2017)

De uma maneira geral, as tecnologias energéticas para os RSU são agrupadas em duas rotas principais, sendo elas a bioquímica e termoquímica. Alguns autores trazem a rota de conversão físico-química, cuja tecnologia é a transesterificação, capaz de produzir biodiesel (BASU, 2013; OUDA et al., 2016).

A rota termoquímica apresenta tecnologias com maiores velocidades de conversão de RSU em energia e necessitam de energia externa para esta transformação. A incineração é uma tecnologia de tratamento térmico através de um processo de combustão controlada e demanda

o uso de resíduos com elevado poder calorífico, como plásticos, papel, papelão e borrachas; resíduos orgânicos, por possuir alto teor de umidade, são menos adequados (KALYANI; PANDEY, 2014). Para processos de pirólise, as características desejáveis da biomassa são materiais voláteis de alta e baixo teor de cinzas; e na gaseificação, a biomassa deve ter alto carbono fixo (PARASCANU et al., 2019).

O processo bioquímico consiste na decomposição biológica da fração de orgânicos dos resíduos, que pode ser realizado sob ação microbiana aeróbia ou anaeróbia. Estes processos possuem uma velocidade de conversão menor em comparação com a rota termoquímica. Dentre as tecnologias que fazem parte desta rota, a compostagem é o processo de tratamento mais simplificado, pelo qual ocorre a humificação e mineralização da matéria orgânica na presença de oxigênio (IBAM, 2001). Já a digestão anaeróbia, pode ocorrer em aterros sanitários e em biometanizadores, sendo este último discutido no tópico a seguir.

3.7.1 Biometanização

A biometanização é o processo de digestão anaeróbia para o tratamento de diferentes resíduos orgânicos amplamente utilizada, uma vez que estabiliza matéria orgânica, produz efluente com qualidades fertilizantes, além de gerar energia oriundo do aproveitamento do metano a partir do biogás produzido em digestores anaeróbios (FONOLL et al., 2015; ROMERO-GUIZA et al., 2016). Esse processo, além de reduzir quantidade de resíduos orgânicos como restos de alimentos, grama, dejetos de animais, também é utilizado no tratamento de esgotos (LI et al., 2011; KALYANI; PANDEY, 2014).

De uma maneira geral, a digestão anaeróbia (DA) tem sido utilizada para tratamento de efluentes líquidos, com ou sem sólidos em suspensão, como esgotos domésticos, águas residuais industriais e lodos de tratamentos biológicos e físico-químicos. Contudo, a DA tem sido vista como uma excelente tecnologia para tratamentos de resíduos orgânicos. A perspectiva de converter os resíduos orgânicos em uma fonte de energia renovável, o biogás, certamente aumentou o interesse sobre essa tecnologia e demandou vários estudos destinados a desenvolver métodos para melhorar a eficiência do processo (ESPOSITO et al., 2012). A partir de 1960, estudos foram intensificados com relação ao tratamento de resíduos sólidos para recuperação de energia e redução da massa dos resíduos sólidos orgânicos pelo método anaeróbio (BARCELOS, 2009).

Estudos mostram que sua aplicação tem sido ampliada com intensidade na Europa, utilizando plantas pilotos e em escala real, motivados pelos altos preços de energia e pelas

restrições ambientais (BARCELOS, 2009). Essa ampliação da tecnologia na Europa tornou-se possível devido ao aumento significativo na coleta separada de frações de resíduos sólidos, impulsionado pela alternativa de tratamentos biológicos. Dessa forma, essas tecnologias maximizam a reciclagem e a recuperação de componentes de resíduos, onde a digestão anaeróbia apresenta mais benefícios devido à alta taxa de recuperação de energia no processo e ao seu baixo impacto ambiental (MATA-ALVAREZ et al., 2000).

Barcelos (2009) cita algumas vantagens do processo anaeróbio para tratamento de resíduos sólidos, como aumento da vida útil dos aterros sanitários; minimização da emissão dos gases que aumenta o efeito estufa, no caso do metano quando coletado todo o biogás gerado no processo; possibilidade de utilização do biogás como fonte de energia e calor renovável; possibilidade de uso do digestato, entre outros.

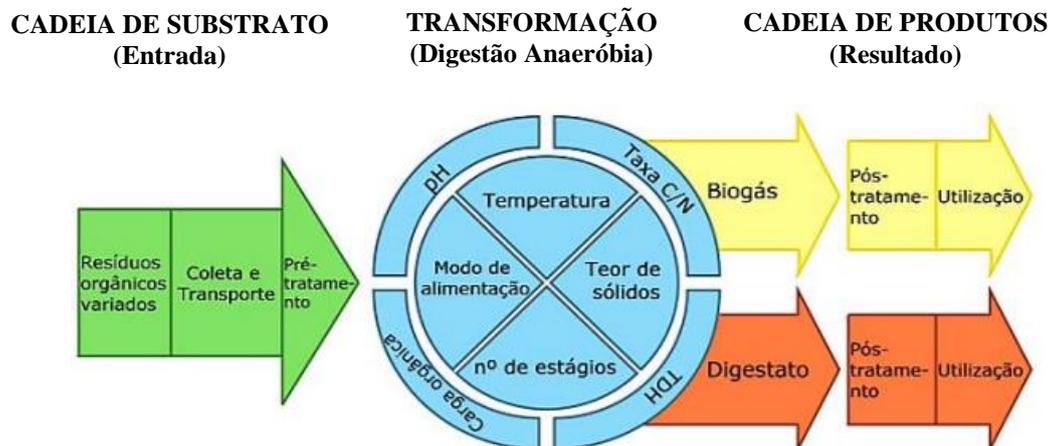
A energia obtida pode ser utilizada tanto para o consumo próprio quanto para sua comercialização. De acordo com Henriquez (2016), a geração de energia elétrica em biodigestores anaeróbios pode apresentar resultados superiores a incineração e aterros sanitários. Estima-se que 1 tonelada de resíduos orgânicos produz 2-4 vezes mais metano em 3 semanas em comparação a produção em aterros em 6-7 anos, com a mesma quantidade de resíduos (KALYANI; PANDEY, 2014).

3.7.1.1 Principais processos da biometanização de resíduos sólidos orgânicos

A concepção dos digestores, funcionamento e desempenho, bem como desvantagens do processo, estão associados à natureza/origem do resíduo sólido orgânico, que podem ser agrupadas em cinco categorias diferentes: lodo de esgoto, dejetos animais, resíduos alimentares industriais (incluindo resíduos de abatedouros), resíduos de colheita e culturas energéticas (incluindo algas); e a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) (ROMERO-GUIZA et al., 2016).

Na cadeia da biometanização, existem três etapas (mostradas na Figura 9): pré-processo, processo e pós-processo. O pré-processo, representado pela cor verde, indica as atividades requeridas de entrada; a cor azul representa o processo de biometanização e os principais parâmetros de controle; as cores amarelas e laranja representam os produtos finais do processo de biometanização que podem ser reaproveitados.

Figura 9 - Representação da cadeia do processo de biometanização



Fonte: adaptado de VOGELI et al. (2014)

a) Cadeia de substrato

A entrada da cadeia do processo de biometanização é caracterizada pela coleta, transporte e pré-tratamento dos resíduos orgânicos. Uma das questões mais importantes para a etapa de transformação é a coleta separadamente de orgânicos dos inorgânicos. A segregação na fonte aumenta a qualidade da matéria-prima e reduz a necessidade de processo de triagem, e consequentemente, requisitos de recursos e infraestrutura (HARTMANN, 2002; VOGELI et al., 2014).

Além da coleta separada dos orgânicos, grande parte destes resíduos necessita de um pré-tratamento antecedendo a digestão anaeróbia. Podem ser incluídos nesse processo a triagem (se não for feita na fonte geradora), trituração (redução do tamanho das partículas) e, a depender do sistema de digestão, adição de água na mistura (VOGELI et al., 2014). De acordo com Tiehm et al. (2001) o pré-tratamento beneficia na degradação dos sólidos voláteis na digestão anaeróbia e, portanto, aumenta o rendimento da produção de biogás.

b) Transformação

O processo de digestão anaeróbia requer uma série de parâmetros operacionais que precisam ser adotados e controlados, dependentes das características do substrato e do reator, de modo a aumentar a atividade microbiana e, assim, aumentar a eficiência do processo. Podem ser citados parâmetros como: carga orgânica de entrada no reator; definição das faixas ótimas de pH e temperatura do meio; balanço da relação carbono/nitrogênio; equilíbrio do balanço de nutrientes; tempo de detenção hidráulica; modo de alimentação e número de estágios do sistema; e o teor de sólidos presentes no substrato. A Tabela 5 traz algumas faixas consideradas ideais para a eficiência da etapa da digestão anaeróbia responsável pela produção de metano, a metanogênese.

Tabela 5 - Características ótimas para metanogênese

Parâmetro	Faixa	Referência
Umidade	90%	Rizzoni et al. (2012)
Sólidos totais	< 30%	Kunz et al. (2016)
Sólidos voláteis	6 – 8%	Caritas (2008)
Tamanho das partículas	< 1 cm	Souza (1984)
pH	6,6 – 7,4	Chernicharo (1997)
Temperatura	30 – 35 °C	Metcalf e Eddy (2014)
Relação C/N	25 - 30	Kunz et al. (2016)

Fonte: VOGELI et al. (2014)

A análise de teor de sólidos é fundamental para definir a quantidade de matéria orgânica presente no substrato com potencial para ser biometanizada pelos microrganismos. O teor de sólidos é um parâmetro essencial para caracterização da matéria orgânica a ser degradada e está diretamente relacionado com a quantidade de água presente no substrato (LIMA, 2016).

Do conteúdo total de matéria seca (sólidos totais – ST), apenas a fração orgânica biodegradável contribui para a produção de biogás, também chamada de sólidos voláteis (SV). Em geral, os teores de matéria seca orgânica destes substratos variam de 70% a mais de 95% do ST. Os substratos com menos de 60% de SV raramente são considerados como substratos valiosos para a digestão anaeróbia (VOGELI et al., 2014). A Tabela 6 apresenta porcentagens de ST e SV de diferentes fontes de substratos orgânicos.

Tabela 6 - Sólidos totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV) de diferentes substratos orgânicos

Substrato	ST (% de resíduos brutos)	SV (% dos ST)	Fonte
Restos de frutas	25 - 45	90 - 95	Deublein and Steinhäuser (2011)
	15 - 20	75 - 85	Gunaseelan (2004)
Resíduos Vegetais	5 -20	76 - 90	Deublein and Steinhäuser (2011)
Restos de mercado	8 - 20	75 - 90	Deublein and Steinhäuser (2011)
	28 - 45	50 - 80	Deublein and Steinhäuser (2011)
Resíduos biológicos	25 - 40	50 - 70	Eder and Schulz (2007)
Resíduos de cozinha	9 - 37	50 - 70	Eder and Schulz (2007)

Fonte: VOGELI et al. (2014)

A fração orgânica dos RSU é composta principalmente de polímeros de carboidratos (amido, celulose e hemicelulose), lignina, proteínas, lipídeos, ácidos orgânicos, e uma menor parcela inorgânica (KIRAN, et al., 2014). De acordo com Christensen (2011), a faixa típica de teor de umidade dos componentes da FORSU, como resto de alimentos e restos de jardinagem são, respectivamente, 70% e 60%. Além disso, conteúdo da parcela orgânica dos resíduos sólidos urbanos pode ser determinado de várias maneiras, tais como sólidos totais voláteis

(STV), carbono orgânico total (COT) e Demanda Química de Oxigênio (DQO, em $\text{mgO}_2/\text{g}_{\text{resíduo seco}}$).

Os resíduos provenientes de poda, capina ou jardinagem (encontrados principalmente nos resíduos de limpeza urbana) apresentam em sua composição, majoritariamente, material lignocelulósico, que são de difícil degradação. Logo, é um tipo de substrato que, por apresentar baixa produção de biogás pela dificuldade de degradação, necessita de um pré-tratamento, de modo a alterar sua estrutura física e química das fibras vegetais (CREMONEZ, et al., 2013).

c) Cadeia de produtos

Os principais produtos do processo da digestão anaeróbia são biogás e digestato, que após processo de tratamento, podem ser utilizados posteriormente.

3.7.1.2 Tipos de reatores aplicados para biometanização

As principais tecnologias aplicadas para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos são diferenciadas por dois grupos: processo por via úmida e seca. Estes processos podem ser ainda subclassificados de acordo com a temperatura (mesofílicos ou termofílicos) e modo de operação (contínuo ou descontínuo) (DE BAERE, 2000).

Os processos por via úmida são caracterizados pela adição de água ou efluente líquido proveniente do lodo digerido no sistema até a obtenção de sólidos totais (ST) requeridos pelo sistema. Para este processo, é necessário que o substrato possua consistência de biossólidos, com concentração de ST na ordem de 15%. Contudo, a maioria destes sistemas operam com concentrações de ST variando entre 3 a 7% (DE BAERE, 2000; CASSINI et al., 2003; WARD et al., 2008). Já os processos por via seca, a digestão ocorre com o resíduo em seu estado original sem diluição com água. Neste caso, a concentração de ST varia entre 20% a 40% (CASSINI et al., 2003; BRASIL, 2016). Com relação aos tipos de biometanizadores anaeróbios utilizados para tratamento dos resíduos sólidos orgânicos, destacam-se: sistemas de um único estágio, multiestágio e batelada.

Os sistemas de um estágio são aqueles que utilizam um biometanizador para as etapas da acidogênese e metanogênese da digestão anaeróbia (CASSINI et al., 2003). Este tipo de biometanizador é utilizado por ser simples, de baixo investimento e sofre menos falhas técnicas (VANDEVIVERE et al., 2002).

Nos sistemas de estágio múltiplo ocorrem a separação das fases em dois biometanizadores: no primeiro predomina a ação dos microrganismos hidrolíticos formadores de ácidos e no segundo ocorre as fases acetogênicas e metanogênicas (CASSINI et al., 2003).

Essa separação tem o objetivo de aumentar a eficiência do processo, otimizando cada uma das etapas. Entretanto, esses sistemas resultam em processos mais complexos e de maiores investimentos (VANDEVIVERE et al., 2002).

Os sistemas em batelada são reatores preenchidos em sua totalidade, em que sua alimentação ocorre em uma única vez, podendo ser composto ou não de inóculo (biomassa utilizada para partida do reator). O teor de sólidos totais para este sistema é entre 30% e 40%, e ao final da digestão, os resíduos já estabilizados são removidos e inicia-se um novo ciclo. Neste sistema, ocorre a acidificação de forma mais rápida e os ácidos são transformados em biogás (CASSINI et al., 2003).

3.8 Geração de energia elétrica no Brasil

3.8.1 Matriz energética brasileira

Nas últimas décadas (2000 a 2020), o B tem adotado medidas que favorecem a implementação de fontes renováveis, para a universalização do acesso da população à energia elétrica. O primeiro projeto que abrangeu essa vertente foi o Programa de Aceleração de Crescimento (PAC), que foi lançado em 2007 pelo governo federal para retomar grandes obras de infraestrutura social, urbana, logística e energética (PINTO, 2017; SANTOS, 2021).

A matriz energética brasileira compreende o conjunto de fontes de energia disponíveis para movimentar carros, preparar comida e gerar eletricidade, quanto que a matriz elétrica compreende apenas as fontes disponíveis para a geração de energia elétrica. De acordo com o relatório de síntese da Empresa de Pesquisa Energética (EPE, 2022), a energia utilizada no Brasil advém de fontes renováveis (44,7%) e fontes não renováveis (55,3%), como mostra a Tabela 7.

Tabela 7 - Repartição da Oferta Interna de Energia de 2021

Fontes Renováveis	Fontes Não Renováveis
Biomassa da Cana (16,4%)	Petróleo e derivados (34,4%)
Hidráulica (incluindo importação – 11%)	Gás Natural (13,3%)
Lenha e Carvão Vegetal (8,7%)	Carvão Mineral (5,6%)
Outras renováveis (8,7%)	Urânio (1,3%)
	Outras não renováveis (0,6%)

Fonte: adaptado de EPE (2022)

A repartição da oferta de “Outras renováveis” se dá entre 8 categorias de fontes de energia, sendo a lixívia, energia eólica e biodiesel somados são equivalentes a mais de 80% do

total. As demais frações são divididas em solar fotovoltaica, biomassas, solar térmica, biogás e gás industrial de carvão vegetal.

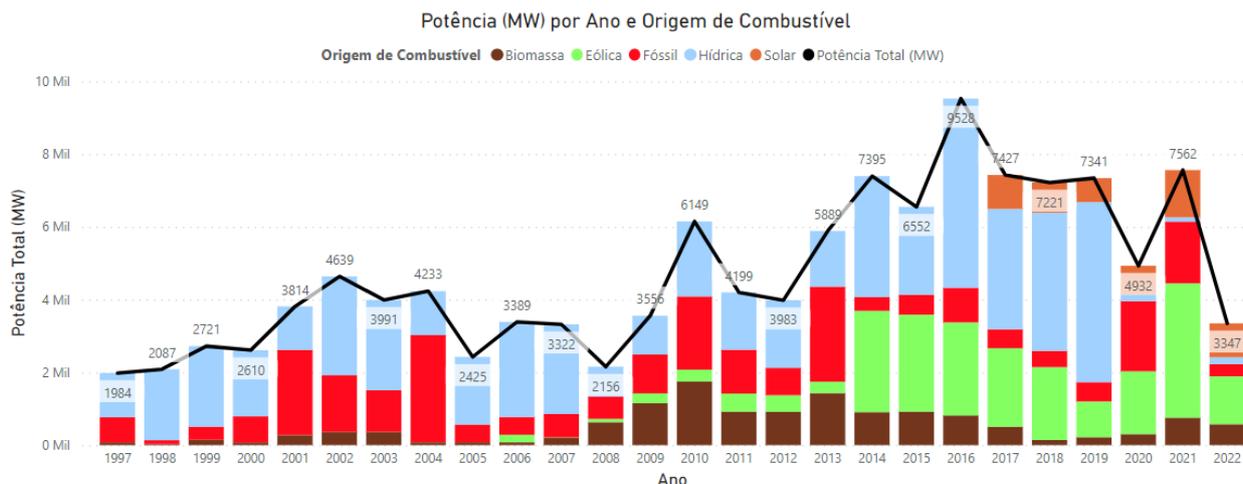
Com relação ao uso de energia no Brasil, o setor de transporte de carga e de passageiros e o setor de indústrias, correspondem juntos, aproximadamente 65% do consumo de energia no país, seguidos de residências (10,9%), setor energético (9,5%), agropecuária (5,0%) e serviços (4,8%). Entre os anos de 2020 e 2021, houve um aumento de 3,4% do uso de energia, sendo o setor de transportes o que apresentou o maior avanço entre os setores, tornando líder no país em termos de consumo energético (EPE, 2022).

Em termos de matriz energética, a fonte hidráulica é a líder em produção, representando 53,4% do total de oferta em 2021, de 362,8 TWh. Contudo, devido à escassez de chuvas em 2021, houve uma redução do nível dos reservatórios das principais hidrelétricas do país e, conseqüentemente, redução da oferta de hidroeletricidade de 8,5% (EPE, 2022).

É importante apontar o expressivo crescimento da fonte eólica devido aos incentivos federais implementados no país. Ressalta-se que esse impulso na expansão de outros modais de produção elétrica foi devido a adoção do governo brasileiro das recomendações dos Cadernos de Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), estipulados pela Cúpula de Desenvolvimento Sustentável da Assembleia Geral das Nações Unidas, em 2015. Essa Agenda estipula 17 Objetivos e 169 Metas para o desenvolvimento sustentável, cujo alcance requer uma parceria global e engajamento do governo civil e dos setores sociais e privados (MORAIS, 2019).

Em termos de potência instalada de acordo com a origem de combustível, de acordo com a ANEEL (2022), a potência total instalada de centrais geradas de energia elétrica por origem de combustível, de 1997 a 2022, é observada na Figura 10. Este gráfico ilustra o aumento da implantação de tipos de energias renováveis, a partir de 2009, com destaque significativo para energia eólica e redução do uso de combustíveis fósseis. Entre os anos de 2010 e 2016, houveram aumentos significativos do uso da biomassa como fonte energética, porém esse cenário apresentou uma redução, bem como em sua totalidade de potência instalada, de 2017 até 2022.

Figura 10 - Centrais brasileiras geradoras de energia elétrica por origem de combustível



Fonte: ANEEL (2022)

Em tempos de capacidade instalada de geração de biogás em MW, entre os estados com maiores concentrações de unidades destacam-se São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Bahia, Pernambuco e Paraná (EPE, 2022).

3.8.2 Regulamentações para uso e comercialização de energia

No Brasil, os leilões são a principal forma de contratação de energia elétrica. Desta forma, concessionárias, permissionárias e autorizadas de serviço público de distribuição de energia elétrica garantem o atendimento a todo ao Ambiente de Contratação Regulada (ACR). Os leilões são realizados pela Câmara de Comercialização de Energia Elétrica (CCEE), por delegação da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), utilizando o critério de menor tarifa (CCEE, 2018).

A reestruturação do sistema elétrico, iniciado em 2012 e regulamentado pela ANEEL, possibilitou a criação da Geração Distribuída (GD), também conhecida como geração descentralizada no setor energético. A Minigeração e Microgeração distribuída (MMGD) consiste na produção de energia elétrica advindo de pequenas fontes renováveis geradoras, como energia hidráulica, eólica, solar, biomassa. Desse modo, a geração distribuída permite a construção de pequenas fontes de geração de energia elétrica próximas ao consumidor, o qual reduz custos na geração e distribuição de eletricidade (MATHIAS et al., 2015).

Segundo a Resolução Normativa nº 687/2015 (ANEEL, 2015), que altera a resolução nº 482/2012 (ANEEL, 2012), define-se a microgeração distribuída como central geradora de energia elétrica, com potência instalada menor ou igual a 75 kW e que utilize cogeração qualificada; já a minigeração distribuída é uma central geradora de energia elétrica com

potência instalada superior a 75 kW e menor ou igual a 3 MW para fontes hídricas, ou menor ou igual a 5 MW para cogeração qualificada, conforme a ANEEL, ou para as demais fontes renováveis de energia elétrica, conectada na rede de distribuição por meio de instalações de unidades consumidoras (ANEEL, 2015). No processo de revisão da resolução nº 482/2012, a ANEEL sugere que a energia injetada na rede de distribuição da concessionária seja apenas parcialmente compensada pela distribuidora, como forma de remunerar os custos de transmissão e distribuição da energia.

Em fevereiro de 2018, foi publicada uma portaria pelo MME de nº 65/2018, a qual estabelece valores anuais de referência específicos (VRES) para os sistemas de GD. Com a atualização dos valores, as distribuidoras de energia podem definir em suas chamadas públicas a fonte de energia mais interessante para atendimento ao seu mercado. Ainda conforme a portaria, a biomassa dedicada, residual e biogás passaram a ter os VRES de, respectivamente, R\$537,00/MWh, R\$349,00/MWh e R\$390,00/MWh (MME, 2018).

Nos anos de 2020 e 2021, a MMGD apresentou valores de energia de 5.346 GWh e 9.810 GWh, o qual representa um aumento de 84% nas fontes de geração de energia, sendo a energia solar fotovoltaica responsável por 88,3% da MMGD, seguido de outras renováveis (7,6%), hidráulica (3,4%) e eólica (0,7%) (EPE, 2022).

3.8.3 Estudos brasileiros sobre aproveitamento energético do biogás advindo da digestão anaeróbia para tratamento de RSU

Como abordado nos tópicos anteriores, um meio de destinação dos RSU é utilização de digestão anaeróbia, que pode ocorrer em aterros sanitários e em reatores de forma controlada. Neste contexto, diversas pesquisas têm sido realizadas no Brasil relativas ao aproveitamento energético destes resíduos, desenvolvidos principalmente após a instituição da PNRS em 2010.

Barros et al. (2014) avaliaram o potencial e a viabilidade de geração de energia a partir da recuperação do gás de aterro sanitário, estimando uma geração de energia elétrica, entre 484,77 e 4.401,77 GWh para o ano de 2030 no Brasil. Além disso, o trabalho mostrou que seria necessário a formulação de políticas que incentivem esta alternativa de geração de energia no país afim de viabilizar projetos em locais com populações menores de 200.000 habitantes.

Santos et al. (2019) estudaram o potencial energético para o município de São José dos Campos, advindo de RSU, considerando quatro cenários: aterro sanitário, digestores anaeróbios, incineradores e combinação entre incineradores e digestores anaeróbios. Com base nos resultados de VPL, o aterro sanitário foi a única opção viável. Os digestores anaeróbios não

apresentaram VPL positivo, porém é a melhor opção de tratamento em termos ambientais. A incineração foi o cenário que apresentou a maior produção de energia, porém necessita de maiores custos. Os autores afirmam que apesar dos resultados positivos da utilização do biogás a partir dos aterros sanitários, o seu aproveitamento no Brasil é inexplorado.

Silva et al. (2021) analisaram o aproveitamento energético advindo de implementações de um sistema de recuperação energética baseado no biogás de aterro sanitário e de uma usina de digestão anaeróbia para o Consórcio do Maciço do Baturité, no estado do Ceará. De acordo com os resultados obtidos, não há viabilidade econômica na implementação de qualquer dos sistemas, dado que o preço da unidade de energia gerada, em kWh, é cerca de 42,42% maior para a usina de digestão anaeróbia quando comparado ao do sistema de recuperação do biogás pelo aterro sanitário. Os autores afirmam que uma maneira de viabilizar o investimento para estes sistemas seria o subsídio de investimentos por parte do poder público, bem como o pagamento de valores superiores por unidade de energia limpa em kWh, como já é realizado em vários países europeus.

Brito et al. (2021) concluíram que a energia elétrica pode ser produzida a partir do biogás gerado em aterros sanitários e digestores anaeróbios usando a fração orgânica dos RSU, ao analisar o potencial energético para 21 consórcios de gestão de resíduos localizados em Minas Gerais. Devido as baixas tarifas, quando se trata de energia advindo dos digestores anaeróbios, os autores sugeriram o uso do biogás para aquecimento ao invés de geração de eletricidade.

Com relação a projetos de recuperação energética advindo de RSU já implementados no Brasil, Nascimento et al. (2019) identificaram que entre os anos de 2004 e 2015 foram implantados nos aterros de RSU do país apenas nove usinas termoelétricas, que juntas geram 86,3 MW de energia elétrica, e duas usinas que produzem biometano. Com base nas estimativas existentes, o Brasil explora apenas de 7 a 20% do biogás produzido em aterros para fins energéticos. A região Sudeste se destaca pelas seis usinas termoelétricas implantadas nos estados de Minas Gerais e São Paulo, totalizando juntas uma potência instalada de 57,1 MW de energia elétrica. São citadas:

- Usina termoelétrica de biogás da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR-040, em Belo Horizonte (MG) com potência total de 5,7 MW. Em 2015, teve um motor desativado, passando a produzir 4,3 MW de energia elétrica (UNFCCC, 2015).
- Usina termoelétrica do aterro sanitário de Uberlândia, Uberlândia (MG) que utiliza dois motores geradores, produzindo ambos 2,8 MW de energia elétrica, a

qual é injetada na rede da Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG) (UNFCCC, 2015).

- Usina termelétrica ValorGás, Juiz de Fora (MG), possui um motor gerador, que produz 1,43 MW de energia, e havia previsão de ampliação para 4,28 MW até 2022 (FEAM, 2014).
- Usina termelétrica Bandeirantes, São Paulo (SP), instalada em 2004 e foi a primeira usina de geração de energia elétrica de biogás no país, sendo responsabilidade da Biogás Energia Ambiental (SILVA, 2006). Proporciona 22,2 MW de energia elétrica, a qual é injetada na rede da AES Eletropaulo, sendo utilizada nas agências do Itaú Unibanco (NASCIMENTO et al., 2019). Juntamente com a usina instalada em 2008 no aterro São João, com a captura e queima do biogás, gera-se o equivalente a 7% da energia consumida na cidade (PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2012).
- Usina termelétrica a biogás do Aterro Sítio São João, São Paulo (SP), funciona desde 2008, sob responsabilidade da São João Energia Ambiental S.A, produzindo 22,4 MW de energia elétrica a qual é enviada à rede da AES Eletropaulo (UNFCCC, 2015).
- Usina termelétrica de Guatapar, Guatapar (SP) funciona desde agosto de 2014, sob responsabilidade da Estre Energia Renovável. Produz 4,2 MW de energia elétrica, que abastece a subestcao de Pradópolis (SP), da Companhia Piratininga de Força e Luz (NASCIMENTO et al., 2019).

No Nordeste, a usina Termoverde de Salvador (BA), operada pelo Grupo Solvi, foi a primeira a ser implantada na região. Desde 2011, opera com potência instalada de 19,73 MW de energia elétrica, enviada  rede elétrica da Companhia de Energia Elétrica da Bahia (NARUC, 2012). J região Sul, existem as usinas termoelétricas de Itajaí Biogás e Energia, em Canhanduba (SC), operando com 1 MW e energia elétrica; e Biotrmica Recreio, em Minas do Leão (RS), produzindo 8,5 MW de energia elétrica (FLORIPANEWS, 2014; NASCIMENTO et al., 2019).

Em relao a projetos de digestão anaeróbia, no Brasil não há muitas iniciativas. De acordo com Plansab (2020), destacam-se no país, o Município de Bertioga (SP) que opera desde 2018 a primeira planta de digestão anaeróbia em contêineres do Brasil com capacidade de tratamento de 120 toneladas por mês; e a Usina de Biogás do Caju, no Rio de Janeiro (RJ), que opera desde 2018 no EcoParque do Caju e possui capacidade instalada para receber 30 toneladas

de resíduo por dia. Em termos de produtos, em operação plena, a instalação tem capacidade para geração de 4.500 Nm³/dia de biogás e 1.000 Nm³/dia de biometano.

3.9 Análise de viabilidade econômica e financeira

A viabilidade econômica possibilita a verificação do investimento a ser realizado em uma atividade específica e se acarretará retorno ao investidor (LAMBERT e FRANZIN, 2014). Existem diversas metodologias para verificar a viabilidade econômica de um empreendimento, baseadas em técnicas financeiras e econômicas. Contudo, as mais usuais e recomendadas são as técnicas com foco no lucro e as técnicas de fluxo de caixa descontado (SANTOS, 2021).

As técnicas com foco no lucro não consideram alteração do valor do dinheiro com o tempo, ou seja, os juros e correções monetárias, como o Retorno Contábil sobre o Investimento (RCI) e o prazo de retorno do investimento (*Payback*). Já as técnicas do fluxo de caixa descontado são as mais usadas, pois consideram fluxos de caixa futuros que serão obtidos pela empresa. Fazem parte desse grupo a Taxa Interna de Retorno (TIR) e o Valor Presente Líquido (VPL) (DORNELAS, 2018).

O VPL é um instrumento de análise do investimento. O cálculo do VPL consiste na antecipação das receitas e nos custos do período de funcionamento do empreendimento, corrigidos por uma taxa de juros, conforme a Equação 2 (HADDID; OMER, 2017; SANTOS, et al., 2019).

$$VPL = \sum_{t=1}^m \frac{(E_n \times T) - C_{o\&m}}{(1 + i)^n} - I \quad (2)$$

Onde:

E_n = energia gerada no período t a partir da potência ótima;

m = vida útil do projeto (anos);

T = tarifa de venda de energia em R\$/MWh;

i = taxa de juros;

$C_{o\&m}$ = custo de operação e manutenção;

I = investimento inicial; e

n = ano de análise.

Para VLP igual à zero, significa que o investimento atinge a remuneração esperada para o negócio, pois a taxa de desconto requerida pelo risco do negócio é igual à remuneração do investimento. Quando o VLP for maior que zero, a remuneração é maior que a taxa de desconto requerida pelo risco do negócio, portanto, o negócio projeto é viável. Para o VLP menor que zero, a remuneração pelo investimento não atinge a remuneração esperada, pois a remuneração é menor que a taxa de desconto requerida pelo risco do negócio e, neste caso, o investimento é inviável (DEGEN, 2009).

A Taxa Interna de Retorno (TIR) é um complemento ao cálculo do VPL e reflete os rendimentos reais gerados por um investimento por um espaço de tempo, sendo utilizado para determinar a taxa de rentabilidade mínima que torna um projeto viável. A TIR é calculada com a solução de i , assumindo que i é a TIR (Equação 2) quando o VPL é igual a zero. Se o TIR for maior que i , o projeto é viável, caso contrário, o projeto é desfavorável. Para TIR igual à i , é indiferente aceitar ou não o projeto (MENDES, 2017). A taxa mínima de atratividade (TMA) é um valor percentual que indica que o mínimo exigível para que um investimento seja feito, e que o dinheiro seja aplicado. Segundo Silva et al. (2017), caso não haja viabilidade financeira do projeto, é possível obter a população mínima que poderia tornar o VPL positivo e a TIR superior ou igual a taxa de atratividade de 15%.

O Custo Nivelado de Energia, do inglês *Levelized Cost of Electricity* (LCOE) é um método especialmente utilizado no setor energético, consagrado internacionalmente, capaz de comparar diferentes tecnologias que utilizam fontes diversas para geração de energia (UECKERDT et al., 2013). Esse indicador representa a receita média por unidade de energia produzida para recuperação do investimento, pois relaciona todos os custos envolvidos no ciclo de vida da planta de geração de energia por kWh (SANTOS, 2021). Ou seja, o valor LCOE representa a taxa mínima de venda de energia para o empreendimento ter viabilidade econômica. Se a taxa de venda de energia for superior ao LCOE, o cenário é economicamente viável (BRANKER et al., 2011). O LCOE é calculado conforme Equação 3 (SANTOS et al., 2019):

$$LCOE = \frac{\sum_{t=0}^m C_n / (1 + i)^n}{\sum_{t=0}^m E_n / (1 + i)^n} \quad (3)$$

Onde:

C_n = custos no período t (igual ao investimento inicial no ano 0 e ao custo de operação e manutenção nos anos posteriores);

E_n = energia produzida anualmente;

i = taxa de juros;

m = vida útil do projeto (anos);

n = ano de análise.

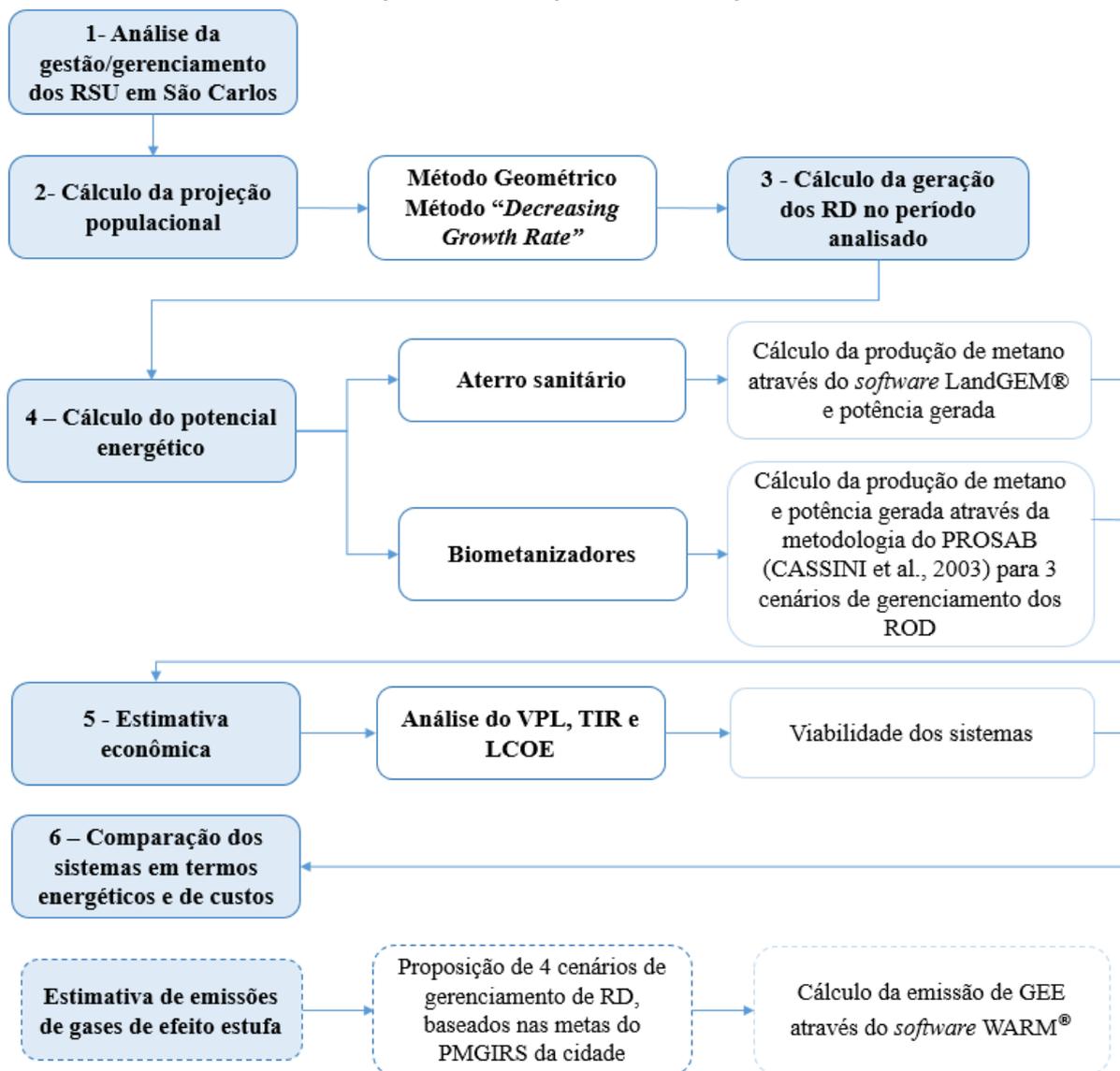
Os indicadores apresentados são os mais usados para estudo da viabilidade econômica e financeira de projetos. Nos casos de aproveitamento energético, em aterros sanitários ou reatores, os regulamentos, normas e mercado do setor possuem características específicas. Para este tipo de empreendimento, as Resoluções Normativas nº 482/2012 (ANEEL, 2012) e nº 687/2015 (ANEEL, 2015), estabelecem as condições gerais para o acesso de microgeração e minigeração distribuída aos sistemas de distribuição de energia elétrica e o sistema de compensação de energia elétrica.

Ainda que os leilões seja a forma mais comum de venda de energia elétrica no Brasil, trabalhos realizados por Ribeiro (2020) e Gomes (2021) apontaram inviabilidade para venda de energia em leilão para aproveitamento energético em aterros e digestores anaeróbios, indicando que o retorno do empreendimento seria menor que o investimento inicial.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Este tópico apresenta as etapas metodológicas desenvolvidas para a obtenção dos resultados esperados para o presente trabalho. As etapas da pesquisa foram divididas em seis partes, sendo elas: 1- análise da gestão e gerenciamento dos RSU em São Carlos; 2- cálculo da projeção populacional; 3- cálculo da geração de resíduos; 4- cálculo do potencial energético de aterro sanitário e biometanizadores; 5- estimativa de custos; 6- comparação dos sistemas em termos energético e de custos. Foi introduzida uma última análise referente as de emissões de gases de efeito estufa, como análise ambiental. A Figura 11 apresenta o fluxograma metodológico da pesquisa.

Figura 11 - Fluxograma metodológico



RD: Resíduos domiciliares; ROD: Resíduos orgânicos domiciliares.

Fonte: Elaborado pela autora.

4.1 Análise da gestão e gerenciamento dos RSU em São Carlos

O município de São Carlos, localizado na região central do estado de São Paulo, possui uma área territorial de aproximadamente 1.132 km² em que 67,25 km² correspondem a área urbana (SÃO CARLOS, 2019). A população estimada para 2020 é de 254.484 habitantes com um grau de urbanização de 96% (SEADE, 2021; IBGE, 2021).

Foi realizado um levantamento da situação atual da gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos de São Carlos com o intuito de analisar as ações e metas traçadas para o gerenciamento destes resíduos na cidade. Esse diagnóstico foi realizado com base no Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) de São Carlos (SÃO CARLOS, 2020) e em outros trabalhos encontrados na literatura referentes aos gerenciamentos dos RSU na cidade.

Através do diagnóstico, foi observado que grande parte das informações disponibilizadas são referentes aos resíduos domiciliares (RD) coletados e dispostos no aterro sanitário da cidade. Logo, estudou-se a possibilidade de implantação de sistemas para o aproveitamento energético advindo dos RD do município. Os dados da população e da geração de RD da cidade foram utilizados para estimar a vazão de biogás, com foco no metano, o seu potencial energético e a estimativa econômica do uso da energia elétrica deste biogás em dois cenários: aproveitamento energético no próprio aterro sanitário, até o final da sua vida útil; e aproveitamento energético oriundo do tratamento da parcela orgânica dos RD em biometanizadores.

4.2 Cálculo da projeção da populacional

A estimativa da geração futura de resíduos em um horizonte de planejamento é realizada através de dados da população do município no período analisado. Dessa forma, é imprescindível calcular a estimativa do crescimento populacional para cada ano de horizonte do projeto.

Esta etapa do estudo iniciou-se com o levantamento dos dados censitários, referentes a contagem da população do município de São Carlos, conforme informações publicadas pelo IBGE, apresentado na Tabela 8. De posse destes dados, elaborou-se uma tabela no *Microsoft® Excel®*.

Tabela 8 - Censo populacional da cidade de São Carlos-SP

Censo	População (hab.)
1980	168.555
1991	223.795
2000	192.923
2010	221.950
2020 (estimativa IBGE)	256.915

Fonte: IBGE (2022)

Para o cálculo da projeção da população, foram utilizados dois modelos estatísticos para efeito de comparação. Um dos modelos estatísticos empregados é atualmente utilizado pelo IBGE em suas estimativas populacionais (projeção geométrica); e o outro é o modelo que, de acordo com a literatura, mais condiz com o crescimento populacional apresentado para cidade de São Carlos (*Decreasing Growth Rate*). Para ambos os modelos, o período de interesse empregado correspondente é 16 anos (de 2022 a 2038), onde a data limite corresponde ao final da vida útil do aterro sanitário da cidade, ou seja, quando não haverá mais depósito de resíduo (SÃO CARLOS, 2020).

O primeiro modelo utilizado foi *Decreasing Growth Rate*, que assume que o ritmo de crescimento populacional decai, o que implica numa tendência assintótica ao valor de saturação (QASIM, 1998). A justificativa para a escolha deste método foi baseada na observação da construção do gráfico com os dados de população de São Carlos-SP para os censos 2000, 2010 e a estimativa de 2020 (IBGE, 2021), onde observou-se uma tendência assintótica do crescimento populacional do município.

A metodologia utilizada para o cálculo é apresentada nas equações 4, 5 e 6:

$$P_t = P_0 + (P_S - P_0)[1 - e^{-k_d \cdot (t - t_0)}] \quad (4)$$

$$P_S = \frac{(2 \cdot P_0 \cdot P_1 \cdot P_2) - P_1^2(P_0 + P_2)}{P_0 \cdot P_2 - P_1^2} \quad (5)$$

$$k_d = \frac{-\ln \left[\frac{(P_S - P_2)}{(P_S - P_0)} \right]}{t_2 - t_0} \quad (6)$$

Onde:

P_t = população estimada no ano t (hab);

P_0 , P_1 e P_3 = populações nos anos t_0 , t_1 e t_2 (hab) (censos demográficos);

P_s = população de saturação (hab);

k_d = coeficiente.

O outro modelo de projeção adotado foi a projeção geométrica (Sha'ato et al, 2007), utilizada pelo IBGE, que é calculada conforme apresentado na Equação 7 de acordo com os censos de 2000 e 2010.

$$P_n = P_0(1 + r)^n \quad (7)$$

Onde:

P_n = população calculada no período de projeção;

P_0 = população inicial;

n = período de projeção em anos.

r = taxa anual de crescimento da população calculado com base nos dados históricos dos censos demográficos do IBGE, dada pela Equação 8;

$$r = \left[\left(\sqrt[n]{\frac{P_t}{P_0}} \right) - 1 \right] \times 100 \quad (8)$$

Em que P_t é a população final e P_0 a população no começo do período considerado e n o número de anos no período.

Vale ressaltar que o ano de 2021 foi considerado o ano de abertura do aterro, 2022 o começo da deposição dos resíduos e geração de biogás até 2038, o ano de encerramento do aterro.

4.3 Cálculo da geração de resíduos domiciliares

Devido à ausência de dados sobre geração de resíduos domiciliares de São Carlos ao longo dos anos, foram utilizados dados dos RD que foram dispostos no aterro sanitário da cidade. Além disso, para tal escolha, também foram levados em consideração o índice de cobertura de coleta dos RD (100%) e o índice de reciclagem (2%) na cidade, verificados no diagnóstico dos RD pelo PMGIRS. Deste modo, criou-se a hipótese de que as maiores parcelas dos resíduos gerados na cidade estão sendo dispostos no aterro.

Para o cálculo da geração de resíduos neste trabalho, foi utilizado dados de fluxo e quantidade de resíduos sólidos do aterro da cidade, através da série história disponibilizada no

site do SNIS, conforme apresentado na Tabela 9 (BRASIL, 2021b). Optou-se em utilizar os dados do SNIS pois há informações de depósito dos RD desde o ano de abertura do aterro, promovendo uma maior acurácia para a projeção futura. Ressalta-se que o dado referente ao ano de 2015 não foi considerado nos cálculos, pois apresenta um valor destoante das demais médias anuais, o qual poderia influenciar nos resultados da projeção.

Tabela 9 - Quantitativo de resíduos domiciliares dispostos no aterro sanitário

Ano	Resíduos Domiciliares (t/ano)	Resíduos Domiciliares (t/dia)	População (hab.)	Envio diário per capita (kg/hab.dia)
2020	66.069,30	181,01	256.915	0,70
2019	65.053,10	178,23	251.790	0,71
2018	62.333,90	170,78	248.286	0,69
2017	64.268,00	176,08	244.830	0,72
2016	64.397,20	176,43	241.423	0,73
2015*	36.000,00	-	-	-
2014	66.583,00	182,42	234.749	0,78
2013	65.228,00	178,71	231.482	0,77

Fonte: adaptado de BRASIL (2021b); *O ano de 2015 foi desconsiderado do cálculo por apresentar o valor distante da média anual, provavelmente sendo erro de digitação.

Segundo Barros (2013), a geração de RSU sofre um aumento na ordem de 1% ao ano, isso ocorre devido ao aumento do poder de compra da população. Entretanto, dados observados na tabela 9, de geração de RSU do aterro local, mostram que existe uma tendência a redução da disposição dos resíduos no aterro. Esses dados apresentam uma redução média entre 2013 e 2020 de 1,25% ao ano, e a redução entre os anos de 2019 e 2020 foi de 0,46% ao ano.

Portanto, para a projeção per capita para os anos posteriores a 2020 da geração de resíduos, foi utilizado um índice de geração de resíduo anual de 0,5%. Esse mesmo valor também foi adotado por Pin et al. (2018) em seu estudo realizado em algumas cidades da região sudeste. Desse modo, calculou-se a geração de resíduos (em toneladas) anualmente na cidade até o ano útil do aterro sanitário, através da equação 9. Tais dados foram obtidos para estimar o potencial energético para o aterro sanitário e biodigestores.

$$R_t = \frac{P_t * I_{ger.t} * 365}{1000} \quad (9)$$

Onde:

R_t = geração de resíduo no ano t;

P_t = população no ano t;

$I_{ger.t}$ = índice de geração de resíduo no ano t, em $\text{kg.hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$.

4.4 Cálculo do potencial energético no aterro sanitário de São Carlos-SP

4.4.1 Estimativa da produção de biogás para aterro sanitário

Para este cenário foi aplicado o modelo de primeira ordem Scholl-Canyon, pois é o modelo empírico mais usado pelas indústrias e agências regulamentadoras, como a United States Environmental Protection Agency (USEPA), a qual utiliza em sua versão de computador, o *Landfill Gas Generation* (LandGEM®), disponível como planilha eletrônica do *Microsoft® Excel®*. (USEPA, 2005). Este modelo é considerado padrão no setor de gases de aterros sanitários para previsão de geração de biogás e frequentemente utilizado no meio acadêmico.

O LandGEM® versão 3.02 é baseado em uma equação de taxa de decomposição de primeira ordem para quantificar as emissões da decomposição de resíduos sólidos urbanos depositados em aterros sanitários. O *software* fornece uma abordagem relativamente simples para estimar as emissões de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), compostos orgânicos não-metanogênicos (NMOC) e poluentes perigosos de aterros sanitários. Os dados de entrada do modelo podem ser específicos do local em estudo, ou caso não existam dados disponíveis, valores padrão (*default*) podem ser utilizados (USEPA, 2005). O modelo utiliza cinética de primeira ordem, logo, presume-se que em determinado tempo haverá um pico de volume de gás de aterro gerado, e após certo período de tempo, a produção de gases diminui exponencialmente à medida que a fração orgânica dos resíduos é consumida.

A equação que o LandGEM® utiliza para estimar as emissões anuais ao longo de um período de tempo especificado é apresentada a seguir (USEPA, 2005).

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 k \cdot L_0 \left[\frac{M_i}{10} \right] e^{-kt_{ij}} \quad (10)$$

Onde:

Q_{CH_4} = Geração anual de metano no ano do cálculo (m^3/ano)

i = incremento de tempo de um ano;

n = (ano do cálculo) – (ano inicial de aceitação do resíduo);

j = incremento de tempo de 0,1 ano;

k = taxa de decaimento (ano^{-1});

L_0 = potencial de geração de metano (m^3/t);

M_i = massa de resíduos aportada ao aterro no ano i ;

t_{ij} = ano da j -ésima seção da massa de resíduos M_i aceita no i -ésimo ano.

Para a realização do cálculo, são necessários inserir na planilha do Excel® os *inputs* básicos relacionados à (USEPA, 2005):

- a) Características do aterro sanitário: nome do aterro, ano de abertura e ano de fechamento. Para este último, caso não exista informações acerca do fechamento do aterro, existe a opção para que o modelo calcule o ano de fechamento com base na capacidade de projeto de resíduos a serem dispostos;
- b) Escolha de quatro gases ou poluentes do ar para serem modelados;
- c) Quantidade de resíduos dispostos anualmente no aterro, do ano de abertura até o ano de encerramento: neste caso foram considerados todos os resíduos domiciliares (RD) estimados;
- d) Parâmetros do modelo:
 - Taxa de geração de metano (k): determina a taxa de geração de metano para a massa de resíduos no aterro. Quanto maior o valor de k , mais rápida é a biodegradabilidade dos resíduos e, conseqüentemente, aumentará a taxa de geração de metano e depois decairá ao longo do tempo. Este parâmetro é função das seguintes variáveis: teor de umidade dos resíduos, disponibilidade de nutrientes para os microrganismos formadores de CH_4 e CO_2 , pH e temperatura dos resíduos.
 - Potencial de geração de metano (L_0): depende apenas do tipo de resíduo. Quanto maior o teor de celulose nos resíduos, maior será seu valor.
 - Concentração de NMOC: é em função dos tipos de resíduos no aterro e da extensão das reações que produzem vários compostos a partir da decomposição anaeróbia dos resíduos. A concentração de NMOC padrão CAA é 4.000 ppmv como hexano.
 - Teor de metano: o LandGEM® assume que o biogás gerado contém 50% de metano e 50% de dióxido de carbono.

O LandGEM® permite utilizar valores pré-estabelecidos de k e L_0 , de acordo com as condições do aterro e de sua localização (WORLD BANK, 2004). Caso seja possível identificar determinados parâmetros para situação real do local de estudo, tais parâmetros podem ser

calculados. A Tabela 10 apresenta os valores de k e L_0 utilizadas nas simulações do modelo e resultados obtidos através do cálculo dos mesmos.

Tabela 10 - Valores de k e L_0 utilizados no modelo de cálculo de produção de biogás em aterros sanitários

Variáveis	Valores de entrada	
	k (ano ⁻¹)	L_0 (m ³ /T)
Convencional	0,05	170
Áreas úmidas	0,02	170
Inventário convencional	0,04	100
Inventário áreas áridas	0,02	100
Inventário áreas úmidas	0,7	96

Fonte: USEPA (2005)

Os valores de k e L_0 foram obtidos com base nos dados de World Bank (2004), conforme apresentado nas Tabelas 11 e 12 a seguir. Para variável k , foi considerado o valor de 0,06 ano⁻¹, estimado para locais com precipitação maior que 1000 mm, tendo em vista que o valor médio de precipitação anual em São Carlos é de 1422.8 mm (SÃO CARLOS, 2020). Já o valor de L_0 foi definido por 140, considerando que o resíduo disposto no aterro de São Carlos é moderadamente degradável, com base na composição de 38% de massa orgânica (KIM, 2019).

Tabela 11 - Valores sugeridos de k conforme as precipitações anuais correspondentes do local

Precipitação Anual (mm)	Relativamente inerte	Moderadamente degradável	Altamente degradável
<250	0,01	0,02	0,03
250-500	0,01	0,03	0,05
500-1000	0,02	0,05	0,08
>1000	0,02	0,06	0,09

Fonte: World Bank (2004)

Tabela 12 - Valores sugeridos de L_0 por tipo de resíduo

Categoria de RSU	Valor mínimo de L_0	Valor máximo de L_0
Resíduo relativamente inerte	5	25
Resíduo moderadamente degradável	140	200
Resíduo altamente degradável	225	300

Fonte: World Bank (2004)

Assim, os dados de entrada do modelo para previsão no aterro de São Carlos estão apresentados na Tabela 13. Como características do aterro sanitário, foi considerado o ano de abertura sendo 2021, com início do depósito e aproveitamento energético em 2022. Foram

definidas estas considerações pois são referentes à projeção futura de produção de biogás, logo não foram utilizados dados produção de biogás referentes ao ano real de abertura do aterro, em 2013.

Tabela 13 - Dados de entrada para o uso do software LandGEM® na estimativa de emissões de biogás do aterro sanitário de São Carlos

Parâmetro	Valor	Unidade
Características do aterro sanitário		
Ano de abertura	2021	-
Ano de fechamento	2038	-
Parâmetros do LandGEM©		
Taxa de geração de metano, k	0,06	ano ⁻¹
Capacidade potencial de geração de metano, L ₀	140	m ³ /T
Concentração de NOMC	4000	ppmv com hexano
Conteúdo de metano	50	% por volume
Gases poluentes selecionados		
Gás total de aterro, metano, dióxido de carbono e NMOC		

Fonte: Elaborado pela autora

4.4.2 Projeção energética no aterro sanitário

Para estimar o potencial de geração de energia elétrica a partir do biogás captado do aterro sanitário neste estudo, foi considerado um gerador elétrico acoplado a um motor ciclo Otto. Tal consideração foi adotada em diversos estudos de previsão energética em aterros sanitários por ser uma tecnologia mais difundida na área estudada (FREITAS et al., 2022; FERNANDES et al., 2022; GOMES, A. A. L., 2021; RIBEIRO, N. S., 2020; SOUZA et al., 2019). O cálculo leva em consideração fatores como a vazão estimada de gás metano gerado por ano, a eficiência de captação do gás e a eficiência da tecnologia de conversão utilizada.

A partir destes dados, determina-se a potência disponível em cada unidade, por meio da equação 11 (BARROS, 2013). A Tabela 14 apresenta os valores considerados para o cálculo da potência.

$$P = Q_{CH_4} \times E \times E_c \times PC_{CH_4} \times \left(\frac{1}{31.536.000} \times \frac{1}{1.000} \right) \quad (11)$$

Em que:

P = potência disponível a cada ano (kW);

Q_{CH_4} = vazão de metano a cada ano (m³CH₄/ano);

E = Eficiência da tecnologia de conversão (%);

E_c = eficiência de coleta (%);

PC_{CH_4} = poder calorífico do metano (J/m^3CH_4);

$1/31.536.000$ = número de segundos em 1 ano ($s.ano^{-1}$);

$1/1.000$ = para transformação da unidade de $J.s^{-1}$ para kW;

Tabela 14 - Parâmetros para cálculo de geração de energia no aterro

Parâmetros	Valor/unidade	Fonte
Poder calorífico do metano (PC_{CH_4})	$35,5.10^6 J/m^3CH_4$	PIÑAS et al (2016)
Eficiência de coleta de metano (E_c)	55%	Média dos estudos de SILVA; FREITAS; CANDIANI, (2013) e WATERMOLEN (2012)
Eficiência da tecnologia de conversão	33%	EPA (1996) SILVA et al. (2013)

Fonte: Elaborado pela autora

Para a determinação da curva de energia, foi seguida a metodologia proposta por Silva et al. (2021). Neste método, são estabelecidos intervalos de potências, partindo-se dos valores mínimo e máximo obtidos pela Equação 11. Em seguida, são geradas duas equações de ajuste de curva de acordo com as fases de produção do gás pelo aterro, sendo estas a curva da fase de entrada dos resíduos e a curva da fase de produção residual. Através destas equações, foram determinados os tempos inicial e final, utilizando os valores de potência para cada fase. Em seguida, foi calculado o incremento de energia (ΔE) e, por meio de um varrimento da curva, foi obtida a potência ótima (P_{otm}), a qual produz a máxima energia passível de ser alcançada pelo sistema. A curva do ΔE , para cada valor de potência, e dada pela Equação 12, enquanto a máxima energia suscetível de geração pelo sistema é fornecida pela Equação 13.

$$\Delta E = \frac{P \times (t_f - t_i) \times 8760 \times f_c}{10^6} \quad (12)$$

$$E = P_{otm} \times 8760 \times f_c \quad (13)$$

Onde:

ΔE = incremento de energia, em gigawatt-hora (GWh);

P = potência disponível de acordo com os tempos das fases de produção, em quilowatt (kW);

E = energia disponível anualmente (kWh/ano);

t_i e t_f = tempo inicial e final em anos;

f_c = fator de capacidade, igual a 0,8;

8760 = número de horas por ano.

4.5 Cálculo do potencial energético em biometanizadores para São Carlos-SP

Para calcular a produção energética através da digestão anaeróbia em biometanizadores, foram considerados três cenários de gerenciamento dos resíduos domiciliares, neste caso em específico apenas dos orgânicos, considerando o horizonte de tempo de operação do aterro sanitário de 16 anos (2022-2038). Estes cenários são necessários para refletir, na prática, formas de modelo de gestão que os administradores poderão adotar ao longo dos anos. Os cenários estão descritos a seguir:

- i. Cenário 1 (modelo atual): essa proposta baseou-se nas metas do PMGIRS, previstas até o ano de 2040 (SÃO CARLOS, 2020), sendo então considerada um cenário tendencial. As porcentagens de resíduos orgânicos domiciliares (ROD) nestas metas refletem em quantidade de resíduos orgânicos domiciliares que não seriam enviadas para o aterro sanitário, ou seja, para uma destinação ambientalmente correta. Nesta proposta considerou-se que tais quantidades de resíduos seriam enviadas para biometanizadores.

Assim:

- Até o 4º ano, apenas 5% dos ROD seriam encaminhados para a biometanização;
 - Até o 8º ano, apenas 15% dos ROD seriam encaminhados para a biometanização;
 - Até o 16º ano, apenas 25% dos ROD seriam encaminhados para a biometanização;
 - Até o 20º ano, apenas 30% dos ROD seriam encaminhados para a biometanização;
- ii. Cenário 2: essa proposta é baseada num cenário otimista, em que até o 15º ano do horizonte de projeto, 100% dos ROD seriam encaminhados para a biometanização.
 - iii. Cenário 3: essa proposta é baseada num cenário muito otimista, em que até o 10º ano do horizonte de projeto, 100% dos ROD seriam encaminhados para a biometanização.

Além das definições dos cenários de gerenciamento dos ROD, considerou-se também que estes resíduos seriam encaminhados para uma usina de digestão anaeróbia por batelada, com a produção de ROD para a população anualmente. A escolha do reator em batelada foi justificada de acordo com as suas características, pois é um sistema que possui simplicidade e controle de projeto, além de baixo custo. Além disso, sistemas em batelada possuem capacidade de produção de biogás de 50 a 100 vezes maior do que a observada em aterros sanitários (CASSINI et al., 2003).

4.5.1 Estimativa da produção de biogás em biometanizadores

O cálculo da energia gerada a partir do biogás produzido em biometanizadores foi realizado baseado na Demanda Química de Oxigênio (DQO) da massa dos resíduos coletados. De acordo com Zupančič e Roš (2011), é fundamental o conhecimento do correto valor de DQO dos substratos em uma usina de biogás, para que seja possível estabelecer o balanço de massa anaeróbia com maior precisão, e conseqüentemente suas eficiências de degradação, para comparar a produção de biogás real com o teórico. Para o caso dos resíduos sólidos orgânicos, é preconizada a relevância deste parâmetro devido aos altos teores de sólidos orgânicos presentes no afluente e efluentes, em comparação aos de águas residuárias.

Para calcular a quantidade de biogás produzido utilizando a DQO da massa dos ROD, foi utilizada a metodologia proposta por Cassini et al. (2003), pois os parâmetros de cálculo podem ser reproduzidos para estudos de caso de resíduos em municípios brasileiros. Esta mesma metodologia foi aplicada nos trabalhos de Silva et al. (2021) e Brito et al. (2021) para avaliação de gerenciamento e viabilidade econômica do potencial da geração de biogás a partir de resíduos sólidos urbanos para alguns Consórcios dos estados do Ceará e Minas Gerais.

Primeiramente, determinou-se a massa de resíduos domiciliares orgânicos. Para este caso, foram considerados os resíduos domiciliares estimados anualmente e a porcentagem de orgânicos da composição gravimétrica de Kim (2019), de 38%, em áreas urbanas. A descrição do cálculo é apresentada na Equação 14.

$$M_{RSO-bu} = PP_{RSO-bu} \times P \quad (14)$$

Onde:

M_{RSO-bu} = massa diária de ROD, em base úmida (kg.d⁻¹), no ano i;

PP_{RSO-bu} = produção per capita de ROD, em base úmida, em kg.hab.d⁻¹, no ano i;

P = população projetada no ano i.

Em seguida, determinou-se a massa diária de ROD em base seca e a massa diária de demanda química de oxigênio (DQO) foram determinadas pelas Equações 15 e 16.

$$M_{RSO-bs} = M_{RSO-bu} \times ST \quad (15)$$

$$M_{DQO-bs} = M_{RSO-bs} \times DQO \quad (16)$$

Onde:

M_{RSO-bs} = massa diária de ROD, em base seca (kg.d⁻¹);

ST = concentração de sólidos totais na massa de ROD, adotado o valor de 20% (CASSINI et al., 2003);

M_{DQO-bs} = massa diária de DQO dos ROD, em base seca (kg.d⁻¹);

DQO = demanda química de oxigênio dos ROD, em base seca de 30% usualmente, conforme Cassini et al., 2003).

4.5.2 Projeção energética dos biometanizadores

Com os dados de massa diária de DQO dos ROD (em base seca) calculou-se o potencial energético, expresso em termos de volume de gás metano (CH₄) em função da massa de DQO produzida, levando-se em consideração a equação estequiométrica (Equação 17). Assim, a quantificação de massa e vazão de CH₄ produzidos é dada pelas Equações 18 e 19.



$$M_{CH_4} = M_{DQO-bs} \times E_T \times F_c \quad (18)$$

$$V_{CH_4} = M_{CH_4} / ME_{CH_4} \quad (19)$$

Onde:

M_{CH_4} = massa de gás de metano produzida por dia (kg.d⁻¹);

M_{DQO} = massa de DQO (kg);

V_{CH_4} = volume de gás metano produzido por dia (m³ CH₄. d⁻¹);

ME_{CH_4} = massa específica do gás metano, de 0,66 kg.m⁻³ (CASSINI et al., 2003);

E_T = eficiência de transformação de massa de DQO, de 80% (CASSINI et al., 2003);

F_c = fator de conversão de massa de DQO em massa de gás metano, de 25% (CASSINI et al., 2003);

O cálculo da potência para o sistema foi realizado através da Equação 11 (item 4.4.2). Os parâmetros para obtenção da potência para os biometanizadores encontram-se na Tabela 15.

Tabela 15 - Parâmetros para cálculo de geração de energia no biometanizador para São Carlos-SP

Parâmetros	Valor/unidade	Fonte
Poder calorífico do metano (PC_{CH_4})	$35,5 \cdot 10^6 \text{ J/m}^3\text{CH}_4$	PIÑAS et al (2016)
Eficiência de coleta de metano (E_c)	86%	Conforme os valores de perda de 14% de CH_4 , observados na prática de acordo com Keller e Hartey (2003), citado por Brasil (2015)
Eficiência da tecnologia de conversão	33%	EPA (1996) SILVA et al. (2013)

Fonte: Elaborado pela autora

Em seguida foi realizada a cálculo da energia proporcionada pelo sistema, através da Equação 20.

$$E = P \times 7884 \quad (20)$$

Onde:

E = energia disponível anualmente (kWh);

P = potência disponível, em kW;

7884 = número total de horas de funcionamento no ano, descontando-se 10% para a parada do sistema (CASSINI et al., 2003).

4.6 Análise Econômica

A análise econômica para instalação de sistema de aproveitamento de biogás no aterro sanitário e em biometanizadores envolveu um estudo da estimativa econômica relativa aos dois sistemas, feita separadamente no *Microsoft Excel*®. Para verificar a viabilidade econômica das tecnologias é necessária uma análise de todos os custos envolvidos, sendo eles: o investimento inicial, custos de implantação e custos anuais relativos à operação e manutenção.

A partir dos dados obtidos anteriormente, foi possível efetuar os cálculos financeiros relativos a ambas tecnologias de gerenciamento e aproveitamento energético dos resíduos

domiciliares de São Carlos. Na análise econômica, foram considerados os parâmetros valor presente líquido (VPL), a Taxa Interna de Retorno (TIR) e o custo nivelado de energia (LCOE, em Inglês), conforme mencionado nas Equações 2 e 3 apresentadas no item 3.9.

Os principais parâmetros utilizados em ambas equações são: a taxa de juros anual, custos de operação e manutenção, a tarifa de venda de energia, o tempo (em anos) de vida útil de projeto, investimento inicial, ano de análise, e energia gerada no período analisado. As considerações para adoção de cada parâmetro para a análise do aproveitamento energético do aterro sanitário e dos biometanizadores estão descritas a seguir.

Para a análise do aproveitamento energético em ambas tecnologias, foi adotada uma taxa de juros de 8,24% ao ano (CASTRO et al., 2021). De acordo com os autores, essa taxa é proveniente da junção da taxa básica de juros brasileira (taxa anual de 6,4% — BCB, 2019) a um fator de risco de investimento (1,84% adotado), totalizando 8,24% por ano. Os custos relativos à operação e manutenção foram considerados como 5% em relação ao investimento inicial, sendo este valor distribuído ao longo dos anos do tempo de projeto (LOPES, 2017). O tempo adotado para as análises foi de 17 anos, período correspondente à vida útil do aterro sanitário (2022 – 2038). Em São Carlos, o valor da tarifa adotado, com base nos dados da companhia elétrica da cidade, a Companhia Paulista de Força e Luz - CPFL Energia, é de R\$611,91 MWh, considerando a categoria “Residência Normal” e a tarifa verde, assumindo um cenário conservador (CPFL, 2022).

Com relação ao investimento inicial do aterro sanitário, foram considerados os equipamentos para captação e uso do biogás. Esse cálculo foi baseado conforme os estudos desenvolvidos por Santos et al. (2015), que estabelece uma relação entre a potência e o investimento, considerando motores de combustão interna (MCI) e microturbinas a gás (MTG). Para este trabalho, utilizou-se da Equação 21, pois foi adotado a tecnologia MCI - Ciclo Motor Otto, e este custo é dado pelos seguintes componentes: queimador, gasômetro, compressor, gasoduto, drenos, tubulação de coleta e o tratamento (SANTOS et al., 2015). Esta equação foi corrigida de acordo com o Banco Central, sendo em 19 de setembro de 2022, o valor R\$1,98.

$$I = 0,008 \times P + 0,520 \quad (21)$$

Onde:

I = Investimento total da usina (milhões de R\$); e

P = Potência ótima (kW)

Para os biometanizadores, além dos componentes básicos comentados anteriormente, há também a presença de um pré-tratamento, composto por segregadores e trituradores, e do

custo do próprio biometanizador. Os custos relativos ao pré-tratamento foram baseados conforme os preços utilizados por Ribeiro (2020), apresentados a Tabela 16 e 17, devidamente corrigidos. Já os custos relativos à implantação do biometanizador, foram considerados 20% do investimento inicial, conforme sugerido por Probiogás (2015).

Ainda com relação ao pré-tratamento dos biometanizadores, para a vazão de ROD, foi considerada uma carga de operação diária de 8 horas por dia (um turno de trabalho), operando 365 dias por ano. Para a aquisição dos equipamentos, foi considerada a demanda final, ou seja, o volume final da vazão de ROD no horizonte de operação. Cada um dos 3 cenários, foi obtido diferentes valores de vazão de ROD, o que implicou em valores diferentes para os equipamentos necessários (segregador e triturador). Os valores desses equipamentos entraram na soma do investimento inicial da seguinte forma: como os equipamentos são importados, foi feita uma correção das tabelas de preço de Ribeiro (2020) pela inflação americana, pois os preços estão disponibilizados em dólares americanos (USD). De acordo com a calculadora de inflação americana (U.S, 2022), a inflação no período corrigido foi de 14,4%. Em seguida, foi realizada a conversão do dólar para o real, sendo que no dia 19 de setembro de 2022 a cotação do dólar era de R\$ 5,16.

Tabela 16 - Parâmetros econômicos e energéticos referentes ao segregador

Vazão (ton/h)	Potência (kW)	Investimento (\$)	Correção (\$)	Real (R\$)
5	1,5	1.200,00	1.372,80	7083,65
10	2	1.350,00	1.544,40	7.969,10
20	2	1.630,00	1.864,72	9.621,96
50	3	2.490,00	2.848,56	14.698,57
100	4	3.924,00	4.489,06	23.163,53
160	5,5	5.645,00	6.457,88	33.322,66
200	6,5	6.792,00	7.770,05	40.093,45
250	7,5	8.226,00	9.410,54	48.558,41
350	11	11.094,00	12.691,54	65.488,33
450	15	13.962,00	15.972,53	82.418,24
600	22	18.264,00	20.894,02	107.813,12
800	30	24.000,00	27.456,00	141.672,96

Fonte: Ribeiro (2020)

Tabela 17 - Parâmetros econômicos e energéticos referentes ao triturador

Vazão (ton/h)	Potência (kW)	Investimento (\$)	Correção (\$)	Real (R\$)
1	15	21.000,00	24.024,00	123.963,84
2	22	25.333,00	28.980,95	149.541,71
4	44	34.000,00	38.896,00	200.703,36
10	88	60.000,00	68.640,00	354.182,40
15	90	81.667,00	93.427,05	482.083,57
30	132	146.667,00	167.787,05	865.781,17
45	180	211.667,00	242.147,05	1.249.478,77
55	264	255.000,00	291.720,00	1.505.275,20
70	315	320.000,00	366.080,00	1.888.972,80

Fonte: Ribeiro (2020)

Outro custo considerado nos cálculos do cenário dos biometanizadores é a troca do motor do pré-tratamento a ser realizada no oitavo ano, indicada pelo fabricante, do período de projeto. Para tal, com base nos resultados de Ribeiro (2020), foi considerado 10% do investimento inicial.

Para inserir o valor da potência no investimento inicial para os cenários dos biometanizadores, considerou-se que há um crescimento linear até atingir certa constância da potência, logo foram adotadas três situações:

- Situação A – dimensionamento do projeto para potência alcançada no primeiro ano do empreendimento estudado;
- Situação B – dimensionamento do projeto para potência alcançada no oitavo ano do empreendimento estudado (metade do tempo);
- Situação C – dimensionamento do projeto para potência alcançada no último ano do empreendimento estudado.

Com relação aos custos do gerenciamento do digestato, foi realizada a consideração de uso em áreas municipais, com a infraestrutura da Prefeitura. Ou seja, não haveria custo com transporte e nem receitas com a venda (que deveria ter controle de qualidade de acordo com normas do MAPA).

Após a análise econômica, foi realizada uma comparação dos resultados obtidos, em termos de produção de energia e de viabilidade da instalação para o aproveitamento energético no aterro sanitário e em biometanizadores, de modo a avaliar e discutir as vantagens e desvantagens desta forma de gerenciamento dos RD para o município de São Carlos.

4.7 Emissão de Gases de Efeito Estufa

Tendo em vista as problemáticas relacionadas a geração e disposição de resíduos sólidos com as emissões de gases de efeito estufa (GEE), buscou-se realizar uma análise ambiental de tais emissões sob diferentes cenários hipotéticos de gerenciamento dos RD para a cidade de São Carlos, considerando os aspectos do crescimento populacional no período de análise (2022-2038). A proposta desta análise é verificar o impacto de vários tipos de gerenciamento, considerando o que prioriza a PNRS (BRASIL, 2010), em termos de redução de GEE e produção de energia. Ressalta-se que estes novos cenários foram apenas baseados nas metas do PMGIRS, considerando diferentes formas de gerenciamento dos RD orgânicos e secos.

Para estimar as emissões de GEE em diversos cenários de gerenciamento de RD, utilizou-se o modelo de redução de resíduos *Waste Reduction Model* (WARM©), desenvolvido pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA). O modelo WARM© versão 15 está disponível como uma ferramenta baseada em um banco de dados desenvolvido em *software openLCA*, disponível no website da USEPA (USEPA, 2022).

Este modelo foi desenvolvido para fornecer estimativas de alto nível de potenciais reduções de emissões de GEE, economia de energia e impactos econômicos de várias práticas diferentes de gerenciamento de resíduos. A WARM© estima esses impactos a partir de práticas de gerenciamento dos resíduos da situação atual da região a ser analisada e de alternativas de gerenciamento dos resíduos, aplicando: redução na fonte, reciclagem e combustão (para os resíduos secos), digestão anaeróbia e compostagem (para os resíduos orgânicos), e disposição em aterros sanitários. O modelo calcula as emissões de GEE em toneladas métricas de carbono equivalente (MtCE) e toneladas métricas de dióxido de carbono equivalente (MtCO₂E) em diversos materiais, habitualmente encontrados em RSU (USEPA, 2020).

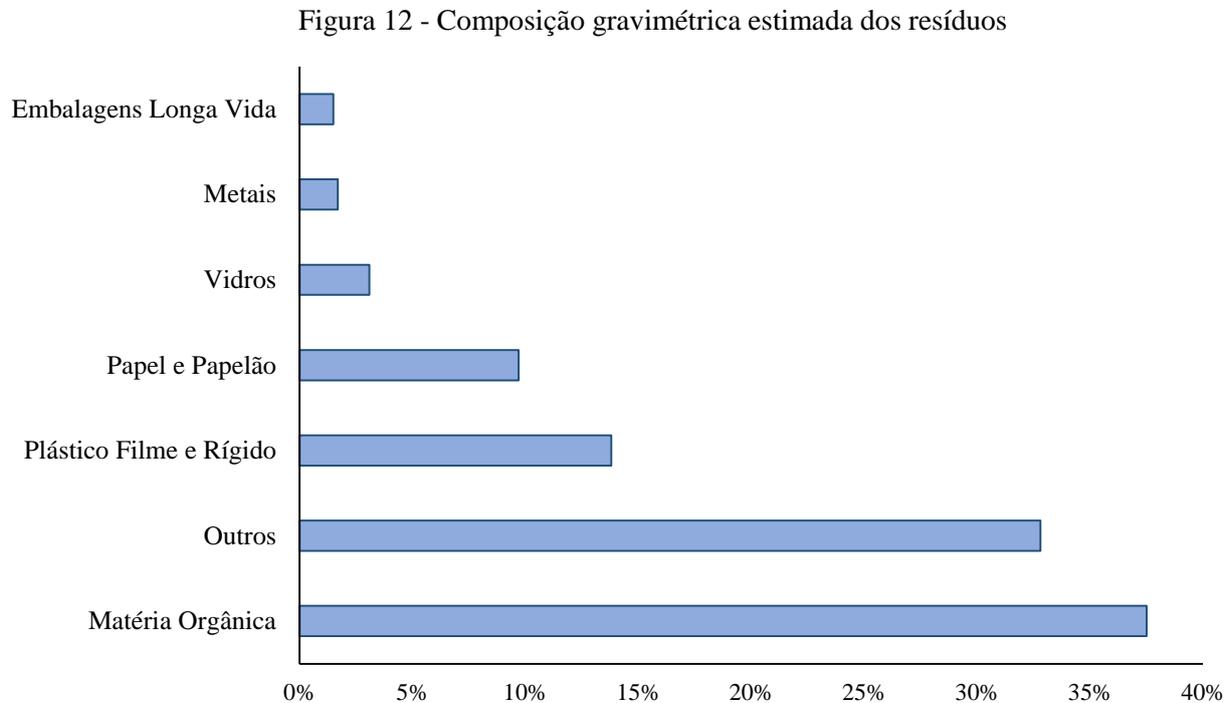
Desse modo, o modelo permite comparar um cenário base (cenário atual) à cenários alternativos de gerenciamento de resíduos sólidos, estimando as alterações de emissões de GEE, o uso de energia ao longo do ciclo de vida dos materiais e impactos econômicos de cada cenário (USEPA, 2020).

Como dados de entrada do modelo, considerou-se:

- i. Quantidade acumulada de resíduos sólidos estimada para os 16 anos (de 2022 a 2038) de projeto;
- ii. A distância média de transporte, percorridas entre o local de coleta dos resíduos e a respectiva unidade de gestão. Foi considerado o valor de 15 km, que seria a

distância média do centro da cidade até o aterro sanitário existente (SÃO CARLOS, 2020);

- iii. Composição gravimétrica estimada por KIM (2019), conforme a Figura 12.



Fonte: KIM (2019)

A análise da estimativa de emissões dos GEE e do uso de energia foi efetuada para quatro cenários de gerenciamento dos RD. O primeiro cenário é o cenário base, pois o programa precisa das informações do gerenciamento atual dos resíduos da área estudada. Outros três cenários alternativos foram considerados, contemplando diferentes práticas de gestão, baseado nas metas do PMGIRS de São Carlos (SÃO CARLOS, 2020). A descrição dos cenários é apresentada no Quadro 2.

Quadro 2 - Construção dos cenários de gerenciamento dos resíduos domiciliares para São Carlos, baseados no PMGIRS

Cenários Base	Cenário A	Cenário B	Cenário C
Supõe que todos os RSU são dispostos no aterro sanitário, uma vez que não há informações suficientes para determinação de eficiência de reciclagem no município atualmente. Este cenário foi dividido em: cenário base (situação atual, com queima dos gases) e cenário base alternativo (situação de aproveitamento energético).	Representa uma tendência pessimista de gerenciamento, considerando a meta do PMGIRS de até o 4º ano: 20% dos resíduos recicláveis secos sendo reciclados e o restante dispostos no aterro. Considerou-se também aproveitamento energético no aterro sanitário.	Representa uma tendência pouco pessimista de gerenciamento, considerando a meta do PMGIRS de até o 8º ano: 35% dos resíduos recicláveis secos sendo reciclados; 15% dos resíduos orgânicos para tratamento por digestão anaeróbia; e o restante dispostos no aterro. Considerou-se aproveitamento energético por digestão anaeróbia e no aterro sanitário.	Representa um cenário otimista de gerenciamento, considerando a meta do PMGIRS de até o 20º ano: 60% dos resíduos recicláveis secos sendo reciclados; 30% dos resíduos orgânicos para tratamento por digestão anaeróbia; e o restante dispostos no aterro. Considerou-se aproveitamento energético por digestão anaeróbia e no aterro sanitário.

Fonte: adaptado de São Carlos (2020)

Para a construção dos cenários no WARM©, foram feitas as considerações, em relação ao tipo de material e suas destinações alternativas, apresentadas no Quadro 3.

Quadro 3 - Construção dos cenários de gerenciamento dos resíduos domiciliares para São Carlos no WARM©

Tipo de resíduo	Tipo de resíduo do <i>software</i>	Destinação
Matéria Orgânica	<i>Food waste</i>	Aterro sanitário e Digestão Anaeróbia
Papel e papelão	Papel misto (principalmente residencial)	Aterro sanitário e Reciclagem
Plástico filme e rígido	Plástico misto	Aterro sanitário e Reciclagem
Vidro	Vidro (<i>glass</i>)	Aterro sanitário e Reciclagem
Metais	Metais	Aterro sanitário e Reciclagem
Embalagem longa vida	LDPE (<i>low density polyethylene</i>)	Aterro sanitário
Outros	MSW (<i>municipal solid waste</i>)	Aterro sanitário

Fonte: Elaborado pela autora

A partir dos resultados obtidos do software, foi realizada uma análise e comparação entre os cenários de modo a avaliar o melhor cenário de gerenciamento dos RD para a cidade, de acordo com as metas do PMGIRS para estes resíduos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Diagnóstico da gestão e gerenciamento dos resíduos domiciliares de São Carlos

Em São Carlos, desde 2010, o gerenciamento de resíduos domiciliares é realizado por meio de uma parceria público-privada (PPP) entre a Prefeitura Municipal e a São Carlos Ambiental, empresa privada do Grupo Solvi, que realiza os serviços de coleta, transporte e operação do aterro sanitário do município. A coleta regular dos resíduos domiciliares é baseada na divisão da área do município em 24 setores, os quais possuem frequência de coleta em dias alternados, exceto na região central da cidade, a qual é feita diariamente. A coleta abrange 100% da área urbana, e é feita porta a porta por caminhões compactadores, que após completarem sua rota, dirigem-se diretamente para o aterro sanitário de São Carlos (SÃO CARLOS, 2020). O aterro sanitário fica localizado na Rodovia Luiz Augusto de Oliveira, situado com aproximadamente 15 km de distância do centro da cidade (Figura 13).

Figura 13 - Localização do aterro sanitário de São Carlos



Fonte: Google Earth (2022)

De acordo com a São Carlos Ambiental, a operação do aterro sanitário foi iniciada em julho de 2013 e a estimativa inicial de vida útil era de 22 anos, isto é, até o ano de 2035. Segundo previsão da empresa São Carlos Ambiental, em 2020, em função das técnicas operacionais adotadas, a vida útil do aterro sanitário se estendeu e tem capacidade estimada para operar até 2038 (SÃO CARLOS, 2020). A vista aérea do aterro sanitário da cidade está apresentada na Figura 14.

Figura 14 - Vista superior do aterro sanitário de São Carlos



Fonte: Google Earth (2022)

De acordo com o Relatório de Impacto Ambiental disponível no site da prefeitura de São Carlos (SÃO CARLOS, 2022), o aterro sanitário foi projetado para receber, na sua vida útil mínima, 1.944.502 toneladas de resíduos sólidos domiciliares, que ocuparia um volume estimado de 2.798.192 m³. Estimou-se que, para o ano de 2032, a cidade geraria cerca de 320 toneladas de resíduos domiciliares diariamente. Além disso, o aterro sanitário apresenta sistema de coleta de gás, onde o mesmo é queimado.

A cidade possui iniciativas de coleta seletiva e aproveitamento de materiais recicláveis e orgânicos. A coleta seletiva de materiais recicláveis no município é realizada pela Cooperativa de Trabalho de Catadores de Materiais de São Carlos (COOPERVIDA) com contrato com a Prefeitura Municipal desde 2010. Esta coleta tem abrangência entre 30% e 40% da área urbana, não havendo coleta na área rural. A cooperativa estima que sejam coletadas cerca de 100 toneladas por mês de resíduos passíveis de reciclagem, ou seja, anualmente, aproximadamente

2% dos resíduos recicláveis gerados são coletados. Além disso, 600 toneladas de resíduos recicláveis foram comercializadas (papel, papelão, vidro, alumínio e tetrapak) em 2018, ou seja, cerca de 1% de todo resíduo disposto no aterro sanitário no mesmo ano (SÃO CARLOS, 2020).

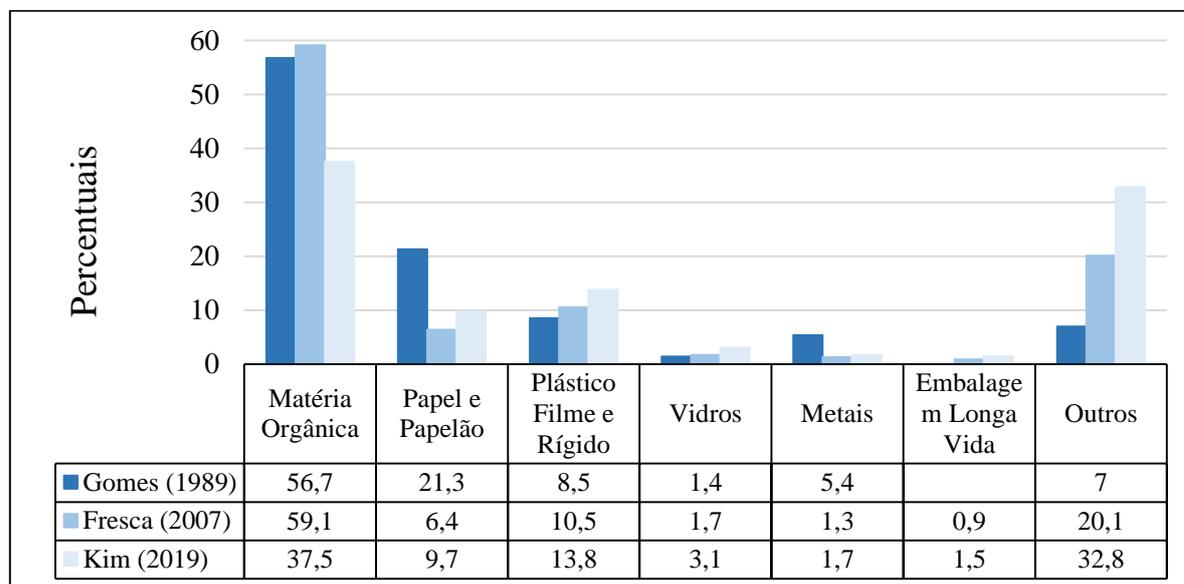
Ademais, a cidade também conta com um projeto de recuperação de resíduos orgânicos, o Projeto Gestão Integrada de Resíduos Orgânicos (GIRO), criado em 2012. Este é um projeto de educação ambiental, voltado para crianças, jovens e adultos, onde é realizada a separação dos resíduos orgânicos e estes são destinados para a compostagem. O projeto ocorre semanalmente na sede da instituição e em terrenos de outros proprietários. Outra ação do projeto é a construção de minhocários domésticos, incentivando assim a descentralização da compostagem (SÃO CARLOS, 2020).

Entretanto, segundo o PMGIRS do município, não há coleta em separado para destinação adequada dos resíduos domiciliares, então grande parte dos resíduos orgânicos da cidade são dispostos no aterro sanitário (SÃO CARLOS, 2020). De acordo com Kim (2019), o resultado do questionário aplicado em seu trabalho indicou que apenas 14% da população residente no município realiza a compostagem em casa, sendo um número bem baixo, visto o potencial econômico e ambiental advindo de práticas de compostagem.

Com base nos dados em trabalhos realizados por Gomes (1989), Fresca (2007) e Kim (2018) sobre a composição gravimétrica dos resíduos domiciliares que foram encaminhados para o aterro sanitário, observou-se uma redução da fração orgânica dos resíduos sólidos e aumento de plásticos filme e rígido, vidros e embalagens longa vida, refletindo assim em uma mudança nos hábitos de consumo da população e aumento de produtos industrializados. Além disso, é importante levar em consideração que matéria orgânica inseparável (muito misturada ou em decomposição) pode ser vista como rejeito, justificando a redução da porcentagem da matéria orgânica ao longo dos anos.

Ainda com base em tais pesquisas, como observado na Figura 15, foram sendo incorporadas novas subcategorias de resíduos domiciliares, e aumento de porcentagem da categoria “Outros”. Isso pode ser em função da impossibilidade de separação de resíduos na amostragem (SÃO CARLOS, 2020). Tais observações reforçam a importância de iniciativas de coleta seletiva dos resíduos domiciliares nas próprias residências, contribuindo para a destinação adequada destes resíduos e possibilidade de estudos acadêmicos com dados de maior acurácia.

Figura 15 - Composição gravimétrica dos resíduos domiciliares de São Carlos encaminhados para o aterro sanitário da cidade



Fonte: SÃO CARLOS (2020)

O PMGIRS traz os principais problemas e oportunidades relacionados aos resíduos sólidos orgânicos e rejeitos da cidade em 2019. Além disso, foram traçadas metas para contornar tais problemas na gestão e gerenciamento destes resíduos, para serem cumpridas até 2040, como pode ser observado no Quadro 4.

Quadro 4 - Fraquezas, oportunidades e metas observados e previstos no PMGIRS de São Carlos

Fraquezas	Oportunidades	Metas
<p>I. Aterro sanitário recebe materiais secos recicláveis e orgânicos.</p> <p>II. Ausência de informações sistematizadas e georreferenciadas sobre disposição irregular dos resíduos domiciliares no município.</p> <p>III. Ausência de informações sistematizadas e georreferenciadas sobre geração e coleta na área rural.</p> <p>IV. Não há coleta diferenciada e destinação adequada para os resíduos orgânicos.</p>	<p>I. Possibilidade de aproveitamento energético do metano.</p> <p>II. Possibilidade de alternativas de destinação dos resíduos orgânicos domiciliares com aproveitamento energético em processos térmicos, biometanização ou processos aeróbios.</p> <p>III. Implantação de pontos estratégicos para coleta regular em áreas rurais.</p> <p>IV. Possibilidade de coleta e destinação dos resíduos orgânicos.</p> <p>V. Iniciativas à compostagem.</p>	<p>I. Universalizar a coleta regular e coleta seletiva no município. Meta até o 20º ano: abrangência de 100% de coleta regular e seletiva.</p> <p>II. Reduzir a disposição final dos resíduos em aterro, observando a ordem de prioridade da PNRS. Meta até o 20º ano: redução de 60% dos resíduos recicláveis e 30% dos resíduos sólidos orgânicos enviados ao aterro sanitário. Abrangência de 100% de coleta dos resíduos orgânicos.</p>

Fonte: adaptado de São Carlos (2020)

Observa-se no Quadro 4 que o principal desafio no gerenciamento dos resíduos domiciliares da cidade está na execução de uma adequada coleta seletiva, onde seja possível aproveitar os resíduos orgânicos e, conseqüentemente, reduzir a quantidade de resíduos dispostos no aterro sanitário.

Logo, destaca-se então a importância de introduzir meios de cumprir as metas do PMGIRS para alcançar o cenário desejável para os resíduos domiciliares, que seriam: aterro sanitário como disposição final ambientalmente adequada, recebendo baixa quantidade de resíduos que não são rejeitos; coleta abrangendo 100% da área urbana e coleta de orgânicos separado; alternativas de destinação de orgânicos como compostagem e biometanização; existência de informações sistematizadas sobre disposição irregular dos resíduos domiciliares; e programas de educação ambiental junto à população (SÃO CARLOS, 2020).

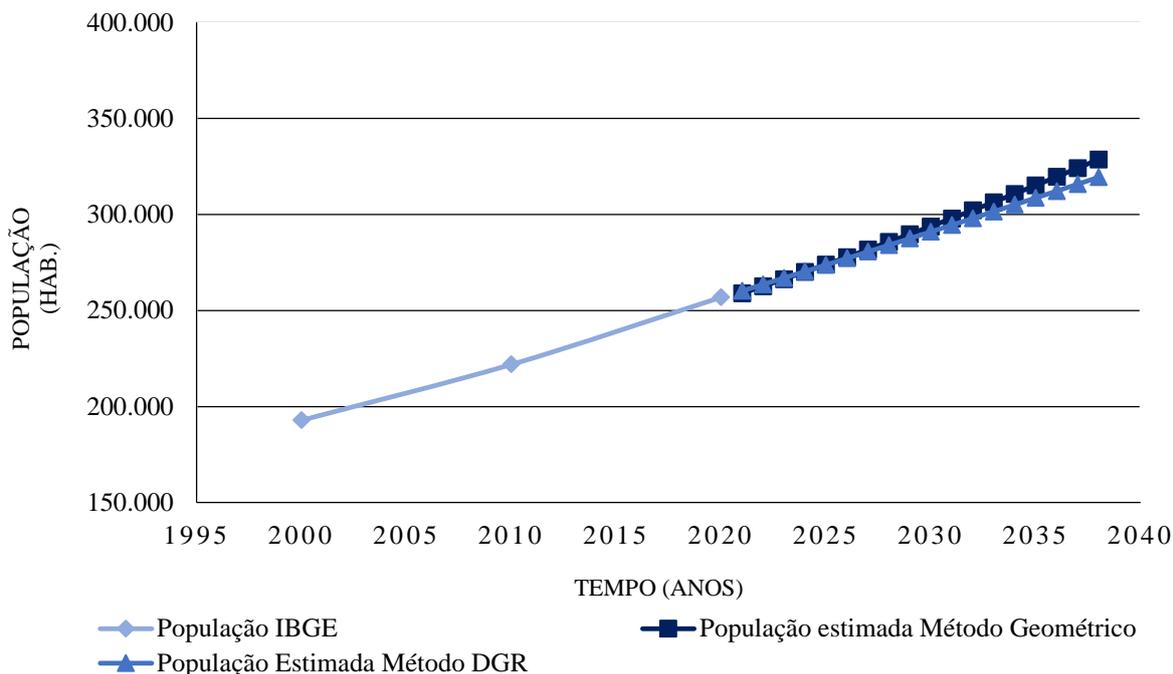
5.2 Projeção populacional e de geração de resíduos domiciliares em São Carlos

Com a aplicação dos dados do IBGE e utilizando dois métodos estatísticos, foi possível projetar a população da cidade para 2038, ano de fechamento do aterro sanitário. Os resultados estão apresentados na Tabela 18 e ilustrado no gráfico da Figura 16.

Tabela 18 - Projeção populacional estimada para São Carlos por dois métodos estatísticos no período analisado

Método Geométrico		<i>Decreasing Growth Rate</i>	
Ano	População (hab.)	Ano	População (hab.)
2021	258.949	2021	260.261
2022	262.604	2022	263.621
2023	266.310	2023	266.996
2024	270.069	2024	270.385
2025	273.881	2025	273.789
2026	277.747	2026	277.208
2027	281.667	2027	280.641
2028	285.643	2028	284.089
2029	289.675	2029	287.552
2030	293.763	2030	291.029
2031	297.910	2031	294.522
2032	302.115	2032	298.030
2033	306.379	2033	301.552
2034	310.703	2034	305.090
2035	315.089	2035	308.643
2036	319.536	2036	312.212
2037	324.046	2037	315.795
2038	328.620	2038	319.394

Figura 16 - População estimada para São Carlos no período analisado



Fonte: Elaborado pela autora

Pela Figura 17, pode-se notar que a população estudada possui uma tendência de crescimento linear, ao analisar os últimos censos do IBGE. Observa-se também que há um crescimento considerado, de 48,06%, entre o último ano do período analisado (2022 a 2038) e o último censo, no ano de 2010. Este crescimento expressivo pode estar associado a dois fatores: a cidade fazer parte de um dos estados mais populosos do país e em quase sua totalidade ser uma cidade universitária. Logo, o fluxo de estudantes, pesquisadores e profissionais pode ser aumentado ao longo dos anos em função das oportunidades acadêmicas vinculadas ao município e regiões vizinhas.

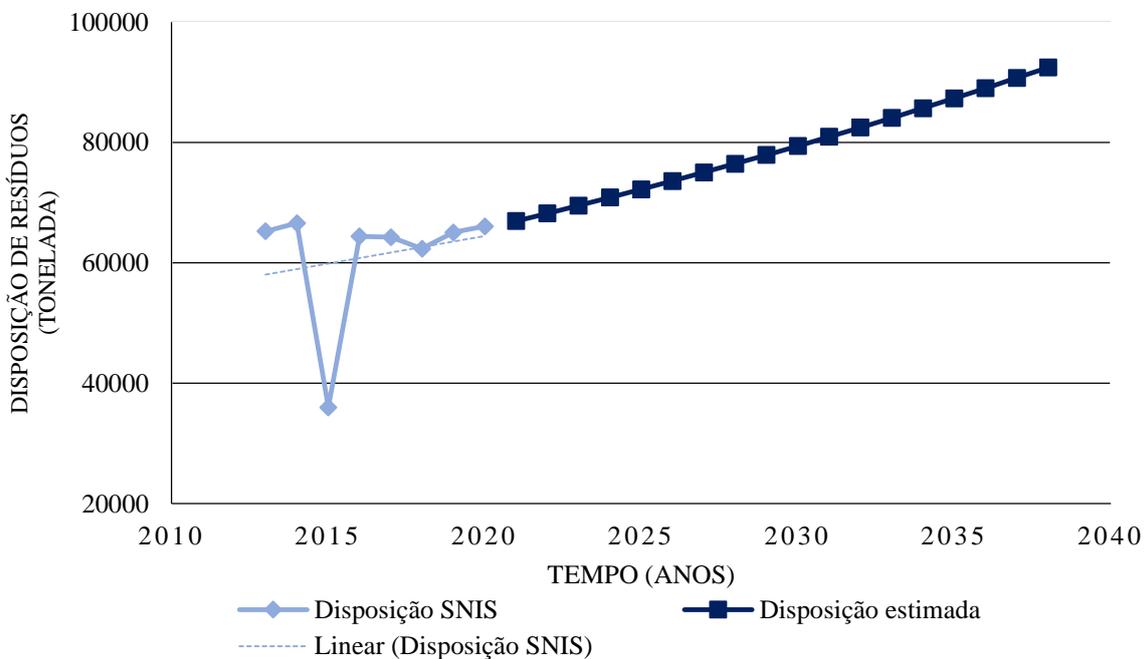
Além disso, o resultado para os dois métodos de projeção se mostrou praticamente equivalente, não diferindo entre os valores de população anualmente. Para o ano de 2038, os métodos Geométrico e *Decreasing Growth Rate* apresentaram, respectivamente, uma população de 328.620 e 319.394 habitantes. Tendo em vista que o Método Geométrico é o utilizado nas pesquisas estatísticas nacionais, optou-se em utilizar os resultados da projeção deste método para estimar a quantidade de resíduos domiciliares (RD) previstos durante os 16 anos de funcionamento do aterro. Os resultados referentes a quantidade de RD estão apresentados na Tabela 19 e ilustrado no gráfico da Figura 17.

Tabela 19 - Relação entre população e resíduos domiciliares gerados em São Carlos no período analisado

Ano	População (hab.)	RD depositados no aterro sanitário (t)	Envio diário per capita (kg/hab.dia)
2021	258.949	66.925,21	0,71
2022	262.604	68.209,19	0,71
2023	266.310	69.517,81	0,72
2024	270.069	70.851,53	0,72
2025	273.881	72.210,84	0,72
2026	277.747	73.596,23	0,73
2027	281.667	75.008,20	0,73
2028	285.643	76.447,26	0,73
2029	289.675	77.913,93	0,74
2030	293.763	79.408,74	0,74
2031	297.910	80.932,22	0,74
2032	302.115	82.484,94	0,75
2033	306.379	84.067,44	0,75
2034	310.703	85.680,30	0,76
2035	315.089	87.324,11	0,76
2036	319.536	88.999,46	0,76
2037	324.046	90.706,94	0,77
2038	328.620	92.447,19	0,77

Fonte: Elaborado pela autora

Figura 17 - Projeção de resíduos domiciliares estimada para São Carlos no período analisado



Fonte: Elaborado pela autora

Através dos dados dos Resíduos Sólidos obtidos pelo histórico do SNIS (2021) referentes aos resíduos domiciliares dispostos no aterro sanitário até o ano de 2020, foi possível estimar a quantidade de RD que estariam dispostos no aterro no período analisado (2021 - 2038). Observa-se que a previsão de geração de RD apresenta a mesma tendência identificada na projeção populacional, onde no ano de 2021 disporia de 66.925,21 toneladas de RD e em 2038, uma quantidade de 92.447,19 toneladas de RD, representando um crescimento de 38,14%. Neste contexto, observa-se uma geração anual de 0,5%, e com uma média de envio diário per capita de 0,74 kg/hab.dia.

A quantidade de RSU gerada varia de acordo com o crescimento da população, logo quanto maior a população atendida, maior será a geração de resíduos. Contudo, ao analisar o gráfico da Figura 19, com base nos dados históricos de envio do SNIS (2021), nota-se que há uma certa constância da quantidade de RD depositados ao aterro, desde o ano de abertura do mesmo, em 2013, embora tenha observado um aumento 15,8% da população entre os anos de 2010 e 2020.

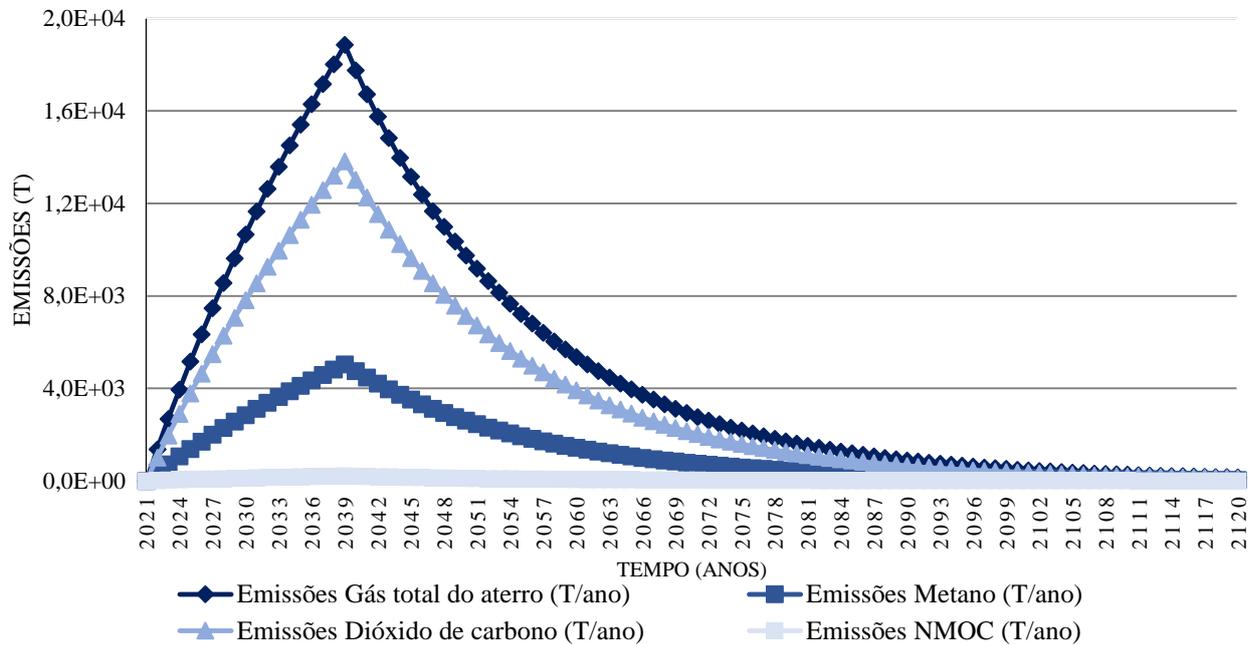
Os dados de geração de resíduos podem estar diretamente associados à fatores como abrangência dos serviços de coleta e composição gravimétrica, em especial dos orgânicos. As limitações e escassez de informações acerca da geração de resíduos nas residências dificulta uma análise mais precisa dos fatores que possam estar associados com essa constância de disposição dos RD no aterro sanitário da cidade. Neste aspecto, os hábitos populacionais, criação do PMGIRS, adoções de programas de reutilização e reciclagem dos RD e presença das cooperativas de coletas seletivas podem ser exemplos destes fatores.

5.2 Resultados relativos ao potencial energético no aterro sanitário

5.2.1 Estimativa da produção de metano no aterro sanitário

Os resultados referentes a estimativa de produção de gases e potencial energético para o aterro sanitário de São Carlos, obtidos com o software LandGEM, encontram-se detalhados no Apêndice A. O gráfico da Figura 18, mostra as emissões totais de gases CH₄, CO₂, compostos orgânicos não metânicos (*non-methane organic compounds* — NMOC) e o total de gás, em tonelada por ano, produzidos no aterro sanitário para os anos de 2022 a 2120.

Figura 18 - Estimativa de emissões de gases do aterro sanitário de São Carlos, por meio do uso do software LandGEM©



Fonte: Elaborado pela autora.

Na Figura 19, é possível observar o aumento das emissões no aterro sanitário, com os valores máximos dos gases registrados no ano de 2039, ano seguinte ao encerramento do aterro, quando o maior volume de resíduos estará confinado para degradação. Neste ano de pico, a parcela referente ao dióxido de carbono (CO_2) seria de 13.820 t/ano, de metano (CH_4) seria 5.038 t/ano e de gases traço (NMOC) de 216,5 t/ano. Essas proporções convergem com a literatura, pois os gases predominantes na composição do biogás são o metano e o dióxido de carbono (IMRE et al., 2009; MAGHANAKI et al., 2013).

Posteriormente, há o decaimento da emissão de gases, mantendo-se praticamente constante a partir do ano 2100, até atingir-se o valor nulo no ano de 2161. Esse cenário possui comportamento similar ao retratado por Silva et al. (2021) para o Consórcio do Maciço de Baturité, no Ceará, e por Piñas et al. (2016) para um aterro sanitário da cidade de Três Corações, Minas Gerais.

Crovador (2014) apresentou uma análise comparativa das curvas de geração de biogás no aterro sanitário de Guarapuava/PR, através do LandGEM, envolvendo uma abordagem teórica (com valores padrão para as variáveis k e L_0 , sugeridos pela literatura) e uma abordagem prática (com as variáveis k e L_0 calculadas através de ensaios BMP). Os resultados indicaram que as taxas de geração de biogás diferiram bastante entre as abordagens, devido principalmente

ao valor da taxa de geração de metano (k), em que o k calculado foi 8 vezes maior que o *default* do software. Assim, a abordagem teórica apresentou geração acumulada de biogás quase 3 vezes maior que na prática, levando em conta a natureza dos resíduos orgânicos trabalhados e das condições do ensaio prático.

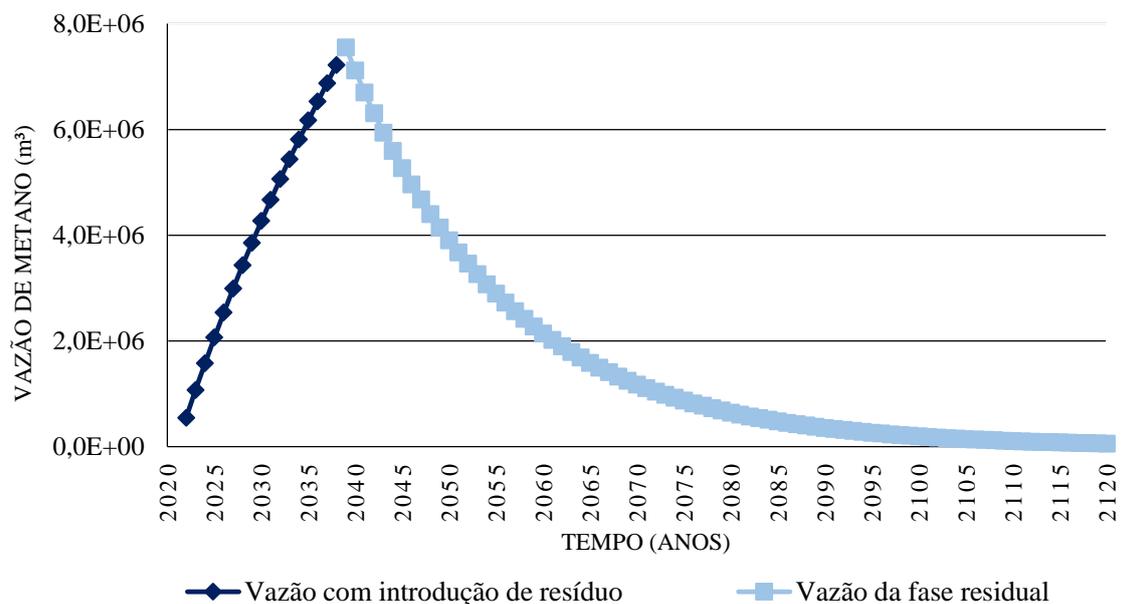
Logo, salienta-se que os valores padrões dos parâmetros de entrada do *software* LandGEM podem conduzir a erros, pois não são exatos e diferem para os locais de aplicação, o qual pode se relacionar a prováveis erros de estimativa. Firmo (2013), utilizando modelos matemáticos para simular a geração de biogás em um aterro experimental, observou que a aplicação do software com valores *default* resultou em uma produção subestimada de biogás. De acordo com a autora, a base de dados norte-americana e europeia pode não ser adequada para representar a geração dos aterros brasileiros, de forma que os ensaios experimentais podem auxiliar na adequação dos valores de *inputs* a serem adotados (FIRMO, 2013).

Contudo, os resultados do *software* LandGEM servem de parâmetros para o planejamento e estudo de viabilidade da recuperação energética em aterros sanitários.

5.2.2 Estimativa da produção energética no aterro sanitário

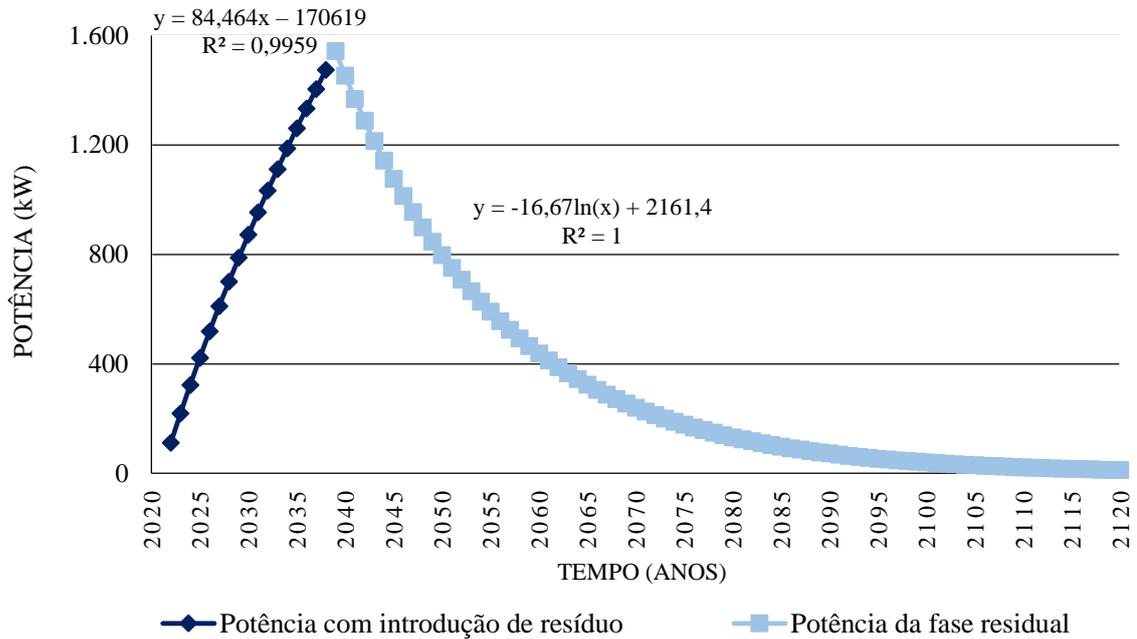
Para analisar a produção energética do aterro sanitário da cidade, foram geradas as curvas de vazão de metano em m^3 e da potência total estimada em kW, ilustradas nas Figuras 19 e 20.

Figura 19 - Vazão de metano estimada (m^3) anualmente para o aterro sanitário de São Carlos



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 20 - Potência total estimada (kW) anualmente para o aterro sanitário de São Carlos

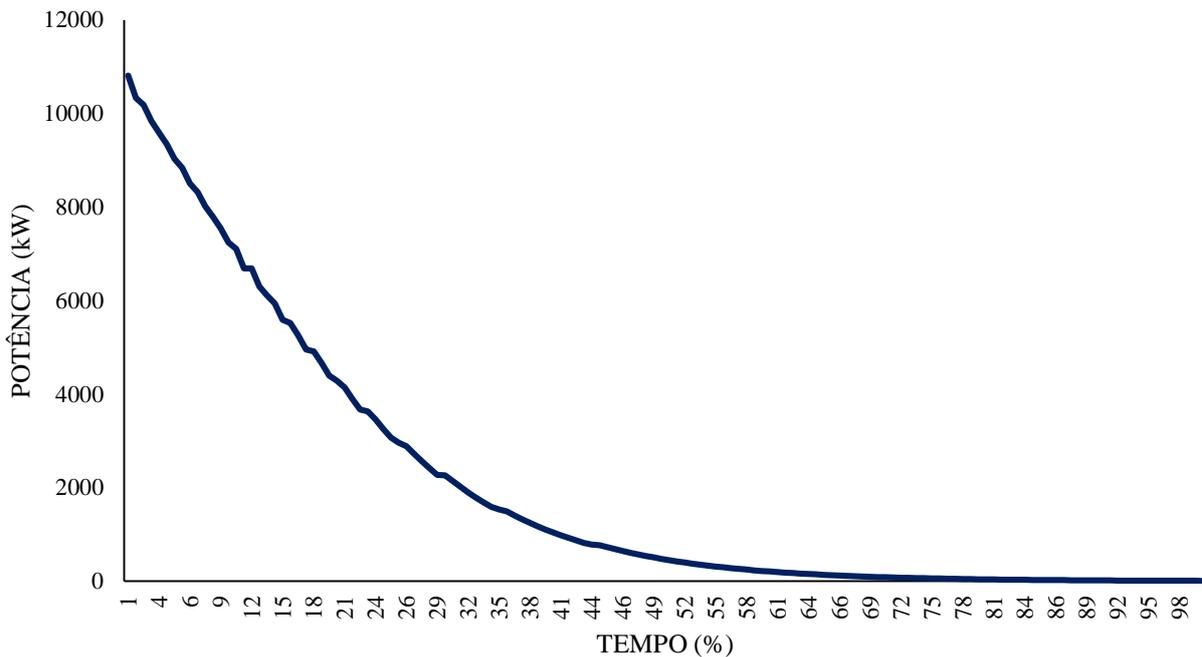


Fonte: Elaborado pela autora.

Segundo os gráficos anteriores, a vazão máxima de metano seria de $7,55 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ com potência máxima a ser gerada pelo aterro alcançando 1.542,85 kW. No entanto, o dimensionamento de uma central para aproveitamento do biogás deve considerar que a vazão do mesmo é variável ao longo do tempo. Como a produção de metano reduz ao longo do tempo, consequentemente as potências serão menores. Um projeto de aproveitamento de biogás envolve investimentos para implantação e manutenção do projeto, logo é fundamental dimensionar uma potência no qual se gere maior quantidade de energia por um menor valor de investimento possível, ou seja, determinar o ponto de maior aproveitamento.

Foi realizada uma análise da frequência que ocorreria para cada potência ao longo da vida útil do aterro. Para determinar esta frequência, ordenou-se os valores de potência encontrados de acordo com a porcentagem de tempo em que cada uma ocorreria, como apresentado no gráfico da Figura 21.

Figura 21 - Frequência da potência gerada pelo aterro de São Carlos

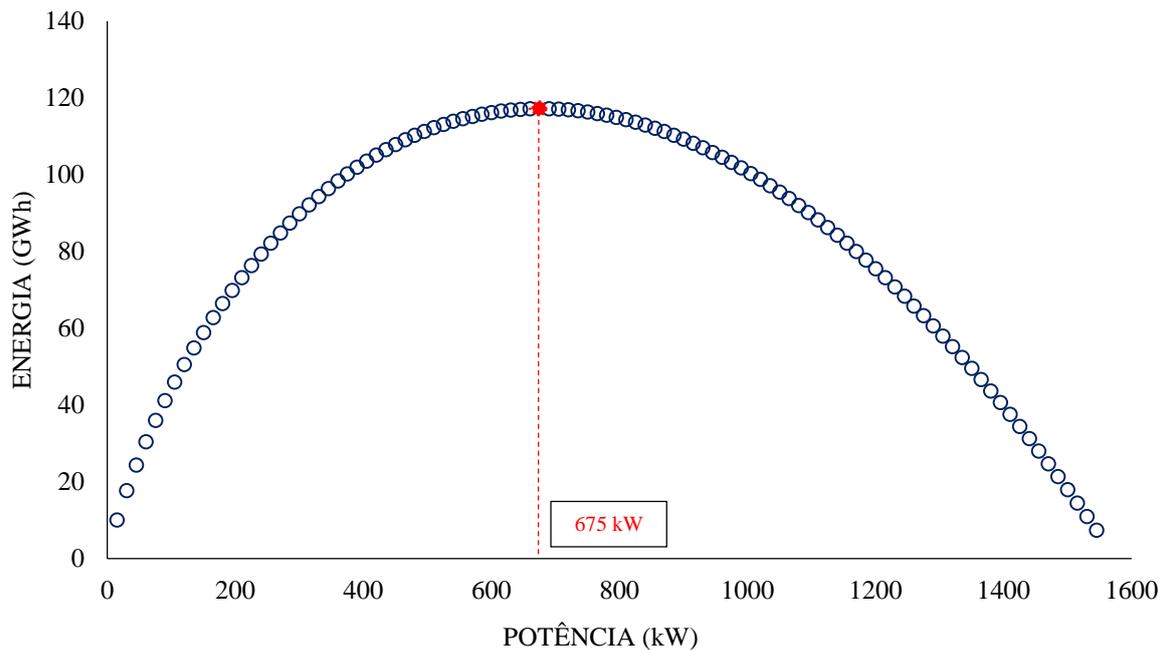


Fonte: Elaborado pela autora.

A área abaixo da curva do gráfico acima representa a energia passível de ser gerada por cada potência apresentada. Ao observar a curva de frequência, entende-se que os maiores valores de potência ocorrem com baixa frequência, pelo menos até 20% do tempo. Para menores valores de potência, há um maior prazo de aproveitamento do biogás. Para potências menores que 1000 kW, têm-se em torno de 50% do tempo.

Com os dados presentes, e com a aplicação da Equação 12, foi possível calcular a energia produzida pelas potências no aterro sanitário. Por meio de uma varredura da curva de energia, foi identificada a maior geração energética, com 177,26 GWh, correspondente a uma potência ótima do sistema (P_{otm}) de 675 kW, como exposto na Figura 22. Com base na equação 13, foi possível obter a energia máxima de 4.730.400 kWh/ano, considerando-se 80% do fator de capacidade do sistema.

Figura 22: Curva de energia e potência ótima para o aterro sanitário de São Carlos



Fonte: Elaborado pela autora.

Segundo dados da ANEEL (2022b), no Brasil, a potência outorgada proveniente de biogás oriundo de resíduos sólidos urbanos é de 201.887 kW, representando 0,11% da potência total. O estado de São Paulo possui 10 unidades energética, totalizando 81.480 kW. Considerando o valor de potência ótima encontrado para a cidade de São Carlos, entende-se que uma produção relativa em cidades com maiores populações, a exemplo da cidade de São Paulo, geraria maiores valores em termos energético, os quais poderia apresentar um impacto positivo para o aumento do uso de energia renováveis e para expansão deste tipo de energia no país.

Ademais, o consumo total de energia elétrica para São Carlos, em 2021, foi de 892.622.881 kWh atendendo 128.355 consumidores. As maiores parcelas deste consumo energético advêm da indústria, com 379.743.741 kWh para 708 consumidores, e das residências, com um total de 258.333.714 kWh atendendo 119.515 consumidores (SÃO PAULO, 2022).

Se tratando dos dados relativos ao consumo residencial, fazendo uma razão destes valores com os resultados obtidos em relação a geração de energia elétrica correspondente a energia máxima de 4.730.400 kWh, estima-se que a energia do aterro poderia atender a demanda de 2.189 residências. Ressalta-se que, embora o resultado da estimativa de energia de atendimento às residências seja baixo, comparando-se com os dados de consumo da cidade, esta energia é proveniente de resíduos que necessitam de tratamento e destinação adequada,

logo, seu uso apresenta ganhos ambientais além de incentivar o uso de energias renováveis para o abastecimento elétrico.

5.2.3 Estimativa de custos no aterro sanitário

De acordo com os resultados de potência do aterro sanitário da cidade, este possuía requisito conforme as Resoluções da ANEEL, com potência máxima inferior a 5 MW. Desse modo, os cálculos econômicos analisados foram feitos considerando o sistema de compensação de Geração Distribuída (GD). As informações do VPL obtidos pelo aterro sanitário estão apresentadas no Apêndice C. O resumo dos resultados econômicos relativos ao aterro sanitário está apresentado na Tabela 20.

Tabela 20: Resultados econômicos relativos ao aproveitamento do biogás no aterro de São Carlos

VPL (10 ⁶) (R\$)	LCOE (por MWh)	TIR (%)
R\$15,27	R\$271,66	17,89

Fonte: Elaborado pela autora.

Os resultados referentes ao aproveitamento energético no aterro sanitário da cidade mostraram-se satisfatórios, visto que o VPL mostrou resultado positivo, indicando empreendimento viável. O TIR é a taxa de juros que torna o valor presente das entradas de caixa igual ao valor presente das saídas de caixa. Neste caso, o valor do TIR para o aterro sanitário foi de 17,89%, sendo maior que a taxa de juros aplicada, logo o projeto é viável.

O LCOE indica qual a tarifa de venda de energia e considera os custos esperados no horizonte de projeto da usina dividido pela potência produzida. Para esse cenário, a taxa de venda de energia (661,91R\$/MWh) foi superior ao valor do LCOE de R\$271,66 mostrando que o cenário é economicamente viável.

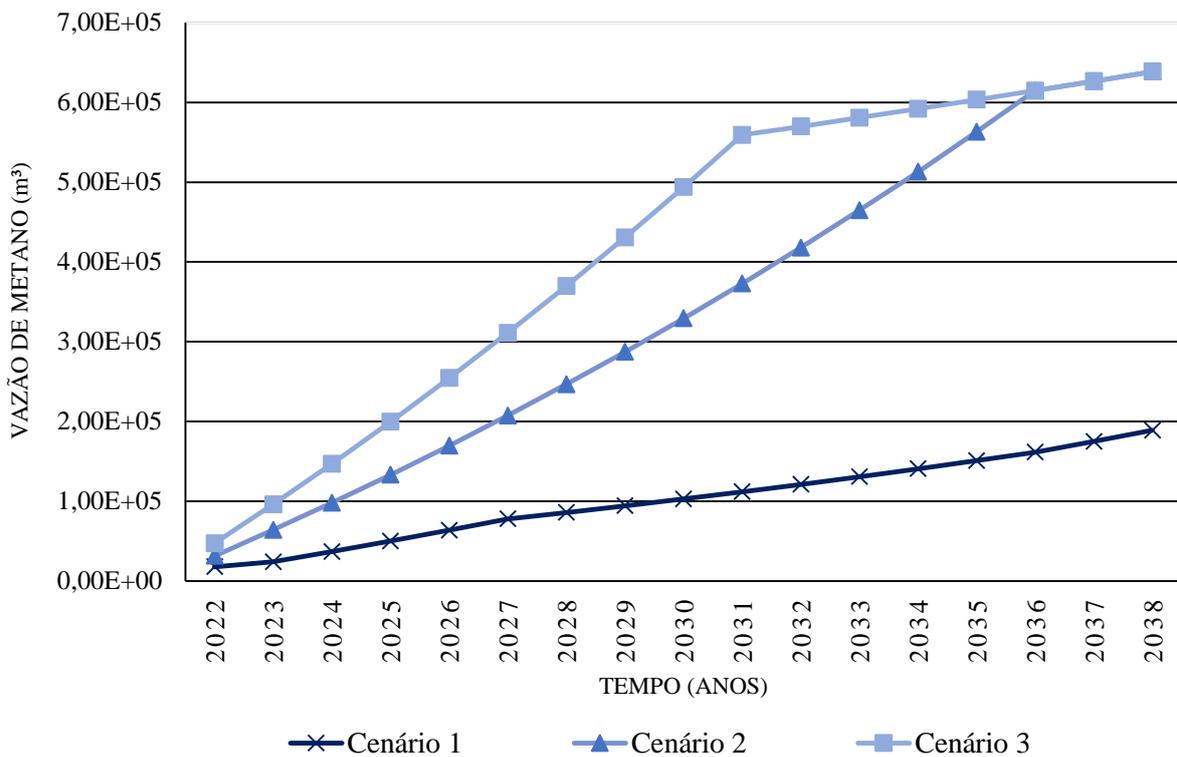
Tais resultados mostram que este tipo de aproveitamento energético de resíduos sólidos pode trazer impactos positivos para a economia no município, como geração de receita e de empregos, além de possibilitar diversificação da matriz energética no país e redução dos gases do efeito estufa.

5.3 Resultados relativos ao aproveitamento energético em biometanizadores

5.3.1 Estimativa da produção energética em biometanizadores

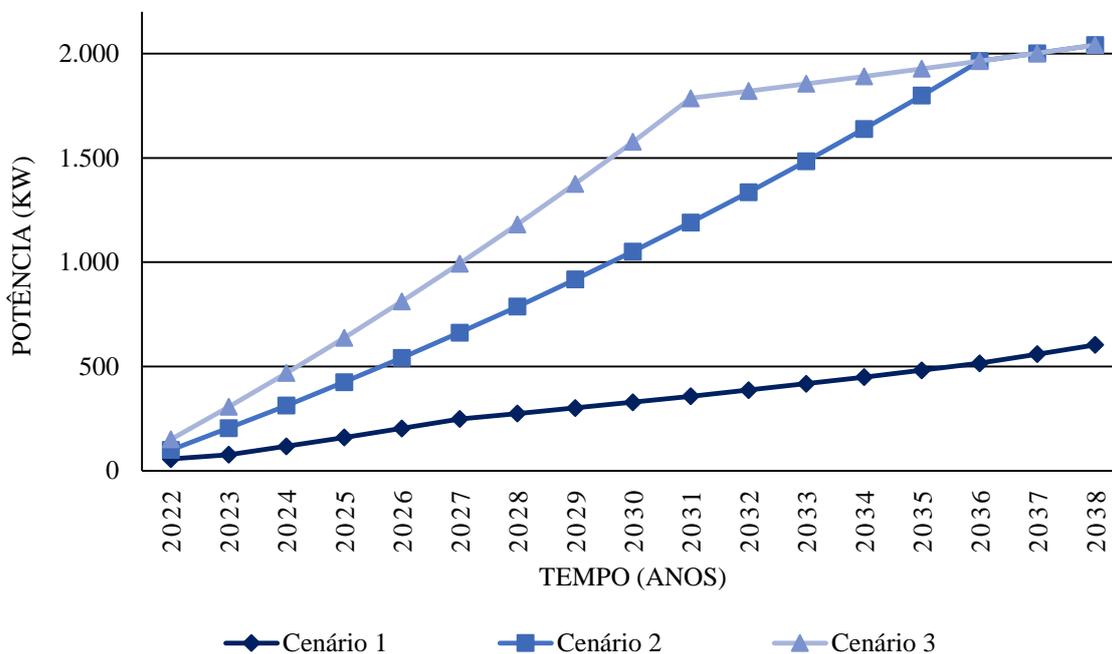
Os resultados referentes à estimativa de produção de gases e potencial energético para os biometanizadores em São Carlos, encontram-se detalhados no Apêndice B. Para analisar a produção energética para instalação de biometanizadores na cidade, foram geradas as curvas de produção de metano em m^3 e da potência total estimada em kW, para três cenários, ilustradas nas Figuras 23 e 24.

Figura 23 - Produção de metano (m^3) anualmente para as propostas de gerenciamento de tratamento dos ROD em biometanizadores para cidade de São Carlos



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 24 - Potência total estimada (kW) anualmente para as propostas de gerenciamento de tratamento dos ROD em biometanizadores para cidade de São Carlos



Fonte: Elaborado pela autora.

De uma maneira geral, no cenário de tratamento de ROD por digestão anaeróbia em biometanizadores, observa-se que à medida que há um aumento do depósito de ROD nas unidades de tratamento, maior é a produção energética. Diferentemente do que ocorre no processo de digestão anaeróbia nos aterros sanitários, por apresentar vida útil do sistema, em biometanizadores há a possibilidade de implementação de mais unidades de tratamento, em que a produção energética se torna praticamente constante, dependendo da quantidade de carga orgânica da entrada do sistema.

De acordo com as Figuras 23 e 24, para o cenário 1, observa-se uma produção máxima de metano de $1,89 \cdot 10^5 \text{ m}^3$, correspondendo a uma potência de aproximadamente 604 kW. Em termos de produção de energia elétrica (Equação 19), entre os anos de 2022 e 2038, o valor variou de 445.130 kWh para 4.759.255 kWh. Nesta situação, no ano de 2038, estima-se que seria possível abastecer 2.201 residências, de acordo com os dados de consumo elétrico na cidade (SÃO PAULO, 2022).

Os cenários 2 e 3 são considerados cenários otimista e muito otimista, visto que para estes casos, foram considerados o aproveitamento de 100% dos ROD, sendo encaminhados para biometanização até o 15º e 10º ano do horizonte de projeto, respectivamente. Para ambos cenários, a produção máxima de metano é de $6,27 \cdot 10^5 \text{ m}^3$, correspondendo a uma potência de 202,15 kW representando, respectivamente, um aumento de 231,75% em relação ao cenário

1. Esses resultados evidenciam o ganho positivo referente ao aproveitamento de maiores quantidades de resíduos orgânicos, refletindo em maiores ganhos energéticos.

Em comparação entre os dois cenários discutidos anteriormente (2 e 3), pelo cenário 3 possuir um horizonte menor da quantidade total de ROD encaminhados para o tratamento, apresenta o pico de geração de metano e de potência em um tempo menor que as demais propostas. Em termos de produção de energia elétrica (Equação 19), entre os anos de 2022 e 2038, o valor variou de 1.187.015,04 kWh para 15.784.950,60 kWh. Nesta situação, no ano de 2038, estima-se que seria possível abastecer 7.303 residências, de acordo com os dados de consumo elétrico na cidade (SÃO PAULO, 2022). Em comparação com os resultados referentes a geração do aterro sanitário, para o mesmo ano, esta situação atenderia 5.114 residências a mais em comparação ao cenário do aterro sanitário. Esta proposta é considerada um cenário muito otimista, pois além de tratar 100% dos ROD gerados, seu retorno energético é maior em termos de tempo de produção do que as demais propostas.

Ademais, foram realizadas comparações entre os resultados de produção de metano e energética dos três cenários dos biometanizadores com os resultados obtidos no aterro sanitário. A primeira proposta, com encaminhamento apenas de 30% dos ROD, apresentou valores de metano ($1,89 \cdot 10^5 \text{ m}^3$), e potência máxima (604 kW) inferiores aos que seriam produzidos no aterro da cidade, com $7,55 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ de metano e 1.542,85 kW de potência máxima gerada. Contudo, ao considerar as propostas 2 e 3, com aproveitamento de 100% dos ROD, apesar da produção de metano ser próximo do encontrado no aterro ($6,27 \cdot 10^5 \text{ m}^3$), o processo de digestão anaeróbia em biometanizadores apresenta uma maior eficiência em termos de controle do processo e de captura do metano, o qual reflete no aumento da produção energética. Para esta situação, o valor da potência máxima representa um aumento de 30% em relação ao obtido no aterro sanitário. Além disso, ressalta-se que devido as características de variação de produção de biogás no aterro, grande parte do seu potencial energético não é aproveitado pelo sistema, e o valor consumido é a potência ótima de 675 kW, a qual representa 43,75% da potência total gerada.

Salienta-se que a pesquisa buscou realizar a análise energética de aterros sanitários, pois no Brasil essa prática tem sido desenvolvida nos aterros e em pesquisas acadêmicas. Entretanto, a Lei nº 12.305/2010 (BRASIL, 2010) estabelece que os aterros sanitários devem ser projetados e construídos para atender demandas de rejeitos, tornando a prática de encaminhar resíduos e aproveitá-los em termos de energia mais obsoleta. Dessa forma, entende-se que há uma necessidade de desenvolvimento de pesquisas acadêmicas e práticas dos gestores de manejo de RSU dos municípios, que incentivem a adoção de ações de segregação e coleta seletiva, em

especial dos orgânicos, para atender a ordem de prioridade da PNRS, utilizando tecnologias que minimizem os impactos ambientais causados pela disposição inadequada dos RSU, como a biometanização. O trabalho mostrou resultados positivos de produção energética no cenário dos biometanizadores, que podem ser adotados para o município de São Carlos.

5.3.2 Estimativa de custos para biometanizadores

De acordo com os resultados de potência das propostas de cenário dos biometanizadores para cidade, estes possuíam requisito conforme as Resoluções da ANEEL, com potência máxima inferior a 5 MW. Desse modo, os cálculos econômicos analisados foram feitos considerando o sistema de compensação para Minigeração e Microgeração distribuída. As informações do VPL obtidos pelos três cenários dos biometanizadores estão apresentadas no Apêndice D.

Para análise econômica dos biometanizadores, foram avaliadas três situações baseadas nas potências. Na situação A, para o investimento do empreendimento, considerou-se as potências do primeiro ano; a situação B considerou as potências do oitavo ano, e a situação C do último ano. Os resultados econômicos relativos aos cenários para os biometanizadores estão apresentados na Tabela 21.

Tabela 21: Resultados econômicos relativos ao aproveitamento do biogás para os cenários para biometanizadores em São Carlos, no primeiro ano do empreendimento.

Cenário	VPL (10 ⁶) (R\$)	LCOE (por MWh)	TIR (%)
Situação A			
1	9,25	142,95	27,98
2	34,93	67,40	41,32
3	45,68	64,20	45,71
Situação B			
1	3,14	421,26	11,63
2	13,67	370,16	12,93
3	13,74	414,06	11,86
Situação C			
1	-3,01	702,00	5,90
2	-8,42	684,89	6,27
3	3,37	527,60	9,00

Fonte: Elaborado pela autora.

Os resultados referentes ao aproveitamento energético em biometanizadores para cidade nas Situações A e B mostraram-se satisfatórios, visto que o VPL para todos os cenários e

situações mostrou resultado positivo, indicando empreendimento viável. Ademais, o TIR também apresentou resultados positivos visto que todos possuem valores acima da taxa de juros aplicada (8,24% a.a.) o que torna o viável. Contudo, na Situação C, em que considera a potência do último ano, os cenários 1 e 2 mostram-se inviáveis por apresentar VPL negativo e TIR abaixo da taxa de juros aplicada. Esta situação apenas apresenta viabilidade quando utilizado 100% dos resíduos orgânicos em um período tempo menor quando comparado aos outros cenários.

O LCOE indica qual a tarifa de venda de energia e considera os custos esperados no horizonte de projeto da usina dividido pela potência produzida. Neste caso, a taxa de venda de energia (661,91R\$/MWh) foi superior a todos os valores de LCOE, com exceção dos cenários que apresentaram inviabilidade financeira, pois apresentaram LCOE de R\$702,00 e R\$684,89.

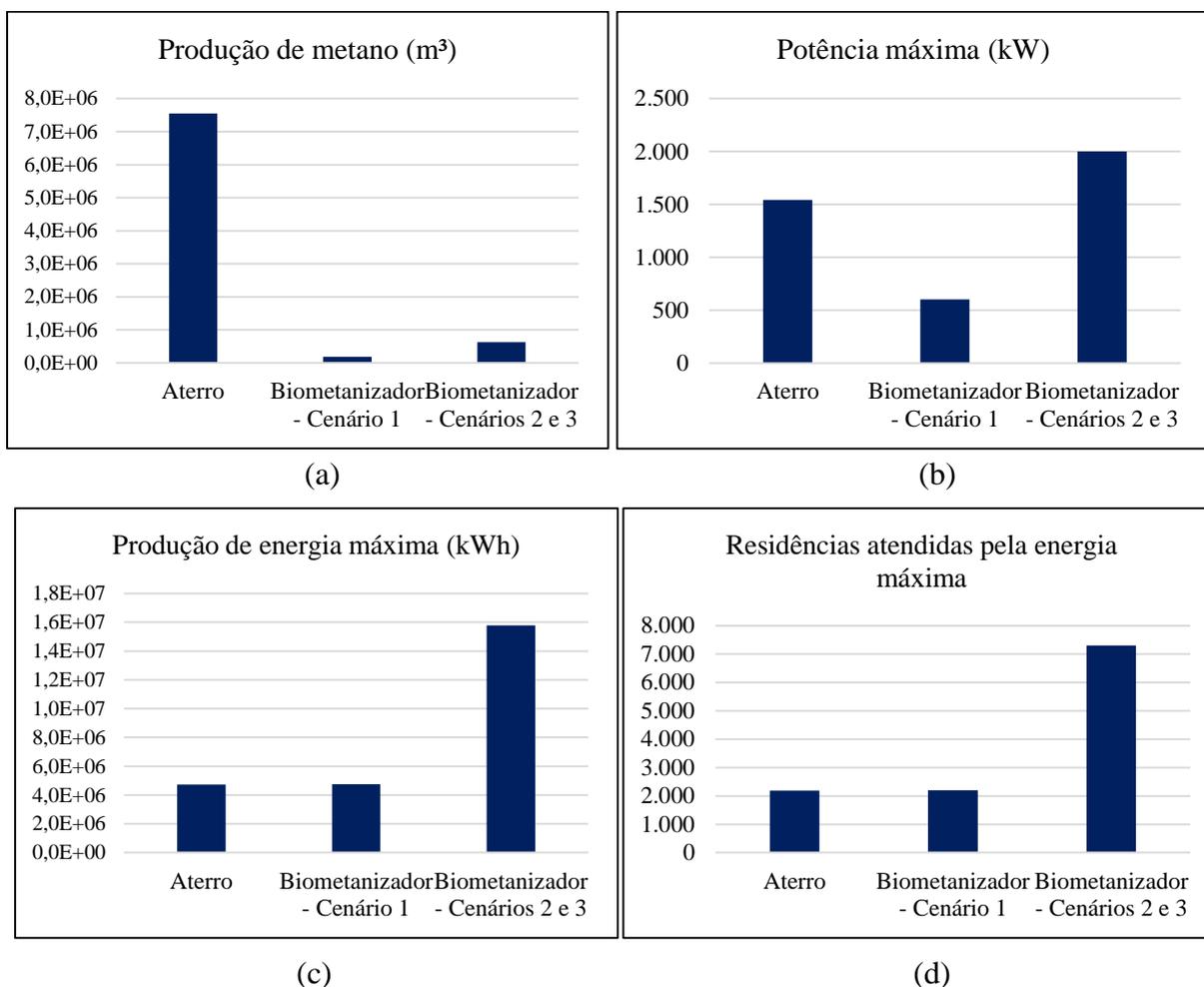
Ao analisar de forma mais abrangente todas as situações, foi notável que a situação A obteve melhores resultados econômicos que as situações B e C. Isto deve-se ao fato de que as situações B e C possuem valores de investimento inicial (e, conseqüentemente, os custos de operação e manutenção) consideravelmente superiores à situação A, visto que, o oitavo e décimo sexto ano possuem na maioria dos casos uma potência superior ao ano inicial, portanto demandando investimentos mais elevados. Por conseguinte, através das situações B e C, é possível aproveitar incrementos do potencial energético, além de poder suportar maiores demandas de resíduos.

Tais resultados mostram como o aproveitamento energético de resíduos sólidos com digestão anaeróbia em biometanizadores pode trazer impactos positivos para economia no município, como geração de receita e de empregos, além de possibilitar diversificação da matriz energética no país e redução dos gases do efeito estufa. Ressalta-se, contudo, que este trabalho fez apenas estimativas superficiais, visto que um estudo completo de viabilidade de sistemas anaeróbios demanda análises específicas que levam em consideração as características dos resíduos orgânicos da região, o tipo de reator para a situação real, bem como sua construção, transporte de resíduos e unidades de pré-tratamento.

5.4 Comparação dos resultados obtidos nas duas análises: aproveitamento energético no aterro sanitário e em biometanizadores

Este tópico apresenta as principais análises e comparações baseado nos resultados obtidos em ambas as análises. A Figura 25 apresenta os principais resultados, em termos energéticos, para o aterro sanitário e para os cenários adotados nos biometanizadores.

Figura 25 - Principais resultados, em termos energéticos, para o aterro sanitário e biometanizadores em São Carlos. (a) produção de metano em m³; (b) potência máxima em kW; (c) produção de energia máxima em kWh; (d) residências atendidas pela produção de energia na cidade.



Fonte: Elaborado pela autora

Na análise de produção de biogás de resíduos domiciliares, o aterro sanitário apresenta um valor de geração de metano superior ao dos cenários do biometanizador (Figura 25a). Esse comportamento pode ser explicado pela quantidade de resíduos inserido nos *inputs* do *software* para o cálculo do biogás no aterro sanitário. Para o cálculo nos biometanizadores, é considerado apenas a parcela orgânica. Ademais, é possível que o software superestime tais valores, visto que utilizam parâmetros de características de aterro e resíduos dos Estados Unidos.

Apesar de maiores valores de geração de metano para o aterro sanitário, a potência máxima gerada para o último ano de projeto foi próxima do valor de potência para o último cenário do biometanizador (Figura 25b). Logo, observa-se que, embora o aterro produza, teoricamente, maiores quantidades de metano, há a possibilidade de fuga dos gases, não os aproveitando 100%, enquanto que na digestão anaeróbia por biometanizadores há um maior

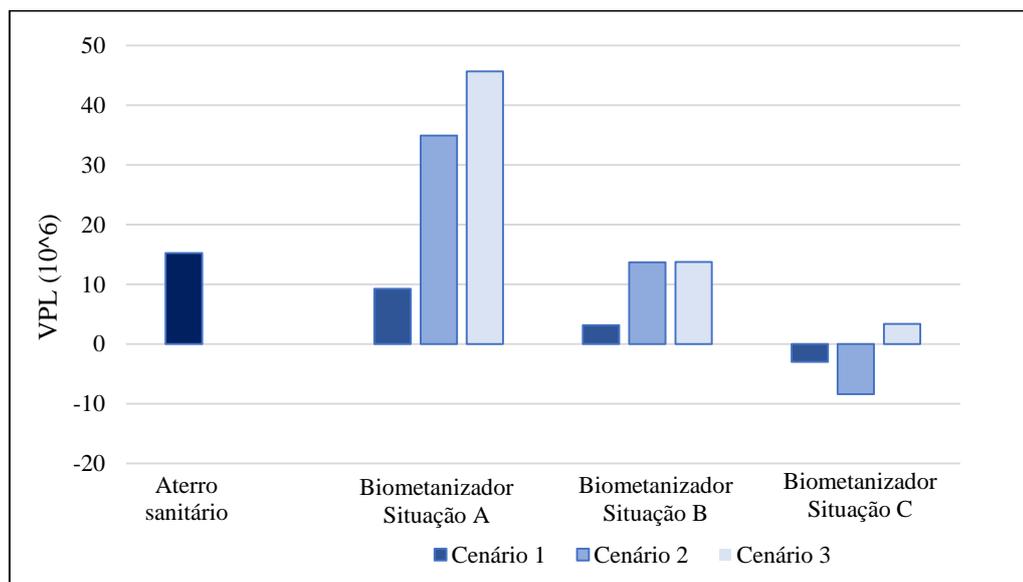
controle e eficiência do processo. Considera-se que ao máximo, 75% do gás é captado em aterros que apresentam um bom controle e operação.

A Figura 25c mostra que a geração de energia elétrica esperada no aterro sanitário foi inferior à geração de energia elétrica através dos cenários dos biometanizadores. Isso pode ser justificado pela potência utilizada no cálculo, que neste caso seria a potência ótima para o aterro, a qual não representa a potência máxima advindo da máxima produção de metano, justificada anteriormente pelo fluxo de resíduo que é disposto no mesmo. Pelo fato dos biometanizadores receberem de forma constante parcelas orgânicas, sua eficiência energética é superior, exposto principalmente nos cenários dos biometanizadores que utilizam 100% dos ROD.

Esta observação reflete na quantidade de residências da cidade que poderiam ser atendidas por essa produção de energia sustentável, advindo de resíduos dos próprios consumidores, observada na Figura 25d. Tais resultados mostram que o aproveitamento energético dos RD em ambos sistemas pode ser considerado, visto que é uma alternativa atraente para a geração de energia elétrica. Contudo, constata-se que o aproveitamento de energia advindo de biometanizadores apresenta um cenário positivo em relação ao aterro sanitário, visto que sua eficiência é maior em termos de produção de energia, além de possuir maiores ganhos ambientais.

Quanto à análise econômica, foram analisados os parâmetros VPL e LCOE do aterro sanitário e dos cenários propostos para os biometanizadores. Na Figura 26 estão apresentados os resultados do VPL.

Figura 26 - Resultados de VPL (R\$.10⁶) para o aterro sanitário e cenários dos biometanizadores para São Carlos



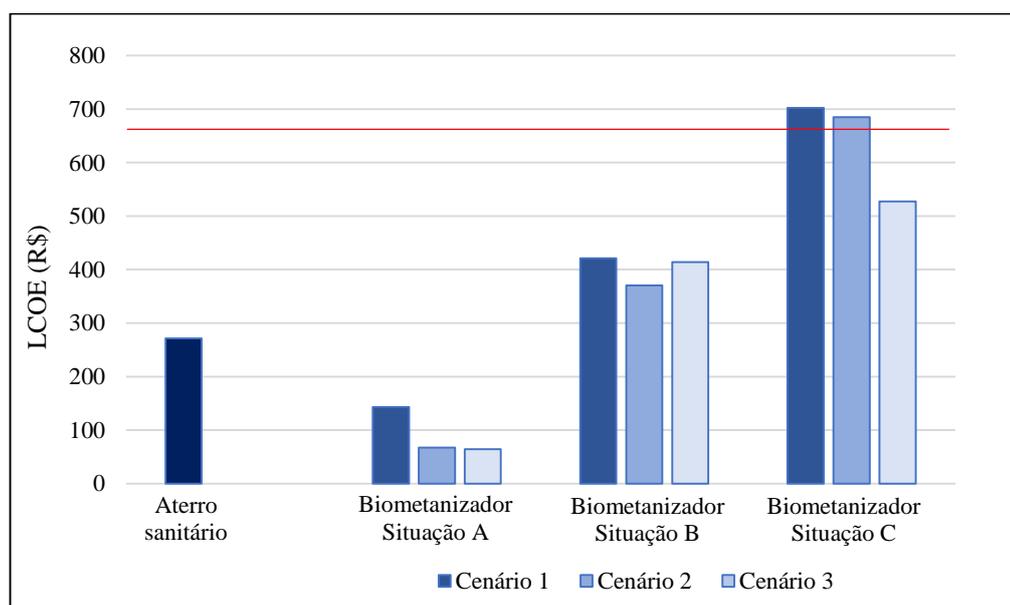
Fonte: Elaborado pela autora

Na análise do VPL, entende-se que quanto maior for seu valor, mais favorável será o empreendimento, pois sua parcela é maior que o investimento inicial. Ao avaliar o gráfico da Figura 26 nota-se, em um primeiro momento, que o Cenário 1 dos biometanizadores (o qual utiliza 30% dos ROD) não apresenta VPL favorável quando comparado ao aterro sanitário e aos demais cenários, tendo em visto o investimento inicial, já que sua produção energética é inferior. Neste caso, a solução de aproveitamento energético advindo do aterro sanitário demonstra ser mais viável.

Ao analisar os Cenários 2 e 3 dos biometanizadores (os quais utilizam 100% dos ROD), o Cenário 3 para a Situação A (utilizando potência ótima no primeiro ano) apresenta o maior valor de VPL. Contudo, esta situação não apresenta muita vantagem em termos energéticos, pois não acompanharia a geração de ROD em função do crescimento da população por considerar a potência apenas do primeiro ano do empreendimento. Já a Situação C (utilizando a potência do último ano), apresenta inviabilidade de projeto para os cenários 1 e 2, além de ter o menor VPL para o cenário 3. Neste caso, já que o investimento inicial para a instalação utilizando a potência máxima é muito maior, a situação pode não ser favorável devido ao alto valor do investimento para um período de retorno maior.

É importante destacar que, para este tipo de análise econômica, a venda de energia também possui influência direta na viabilidade das tecnologias que geram energia elétrica. A Figura 27 apresenta os principais resultados de LCOE para as duas análises.

Figura 27 - Resultados de LCOE (R\$) para o aterro sanitário e cenários dos biometanizadores para São Carlos



Fonte: Elaborado pela autora

O valor LCOE representa a taxa mínima de venda de energia para o empreendimento ter viabilidade econômica, logo, quanto menor o seu valor, mais favorável será o empreendimento. Avaliando o gráfico da Figura 27 percebe-se que, seguindo o conceito do LCOE, a Situação A apresenta maiores vantagens em relação aos demais, pois neste caso a produção energética é maior que os custos envolvidos, o que representaria um valor menor de LCOE, devido ao valor de potência inferior ao dos outros cenários. Já a Situação C, por utilizar as potências máximas e, conseqüentemente, apresentar maiores custos de implantação, os valores de venda de energia são maiores. Neste caso, possa ser que o empreendimento não seja viável visto que a tarifa de energia poderia ser maior de modo a suprir este investimento.

A Situação B apresenta um contexto mais equilibrado em termos de VPL e LCOE, pois utiliza a potência do meio do período de projeto. Seu investimento é maior em relação ao primeiro ano, porém sua produção energética é superior. Para este caso, o Cenário 2 apresenta um valor de LCOE menor do que o Cenário 3, a qual apresenta uma potência menor devido a quantidade de ROD destinada à sua produção.

Cabe ressaltar que, um estudo de viabilidade econômica de um empreendimento energético envolve uma série de considerações que dependem principalmente dos aspectos de gestão e econômicos da região estudada para sua implementação. Neste sentido, a escolha da alternativa mais favorável, em termos de geração de energia, custo e de questões ambientais, dependerá da capacidade e da necessidade da região a ser atendida, desde que respeite as diretrizes da PNRS.

Apesar dos projetos de recuperação de energia a partir do biogás de aterro apresentarem capacidade de redução de emissões, pode-se notar algumas desvantagens com a destinação de resíduos em aterros no que diz respeito à eficiência e custos. Os aterros sanitários apresentam problemas de manutenção e mão de obra, o custo de transporte e o aumento da população também podem dificultar na correta execução desta alternativa dentro da gestão de resíduos, além de necessitar de maiores áreas para sua implementação, quando considerados todas as parcelas de RSU, incluindo os recicláveis secos e orgânicos. Além disso, não é possível a captura total do gás de aterro de 100%, pois têm-se emissões fugitivas. Reforçada pela Lei nº 12.305/2010, percebe-se que é fundamental que os gestores iniciem a adoção de práticas que envolvam mais aproveitamento energético oriundo de outras tecnologias e comecem a projetar os aterros sanitários para serem, exclusivamente, disposição final de rejeitos.

5.5 Resultados obtidos referentes à emissão de GEE

Os resultados de GEE são fornecidos em toneladas métricas de dióxido de carbono equivalente. A Tabela 22 apresenta os dados quantificados de entrada de resíduos domiciliares em cada unidade de tratamento para os cenários em estudo em 16 anos.

Tabela 22 - Dados de entrada em toneladas de resíduos domiciliares para cada tipo de tratamento

Cenário	Entradas de RD em cada tipo de tratamento (t)		
	Reciclagem	Digestão anaeróbia	Aterro sanitário
Base (queima)	0	0	1.355.806,3
Base alternativo (aproveitamento energético)	0	0	1.355.806,3
A	76.738,6	0	1.279.067,7
B	134.292,6	76.264,1	1.145.249,6
C	230.215,9	152.528,2	973.062,2

Fonte: Elaborado pela autora

Com os dados da Tabela 22, foram gerados os cenários de gerenciamento dos resíduos domiciliares. Para a análise, no *software*, buscou-se comparar o cenário base (atual), onde há coleta e queima do biogás, com um cenário base alternativo, em que haveria depósito dos RD no aterro sanitário e aproveitamento do biogás.

A Tabela 23 traz um resumo dos principais resultados de emissões de GEE, em toneladas métricas de carbono equivalente (*Metric Tons of Carbon Equivalent*, MTCE, em inglês) e em toneladas métricas de dióxido de carbono equivalente (*Metric Tons of Carbon Dioxide Equivalent*, MTCO₂E, em inglês); e impactos de energia, em milhões de BTU, nos cenários construídos para fins comparativos, oferecendo, assim, informações aos gestores quanto à elaboração de projetos e à construção de cenários favoráveis de gerenciamento dos resíduos domiciliares com vistas à redução da emissão de GEE e do uso energético.

Tabela 23 - Resultados de emissões totais de GEE e impactos de energia

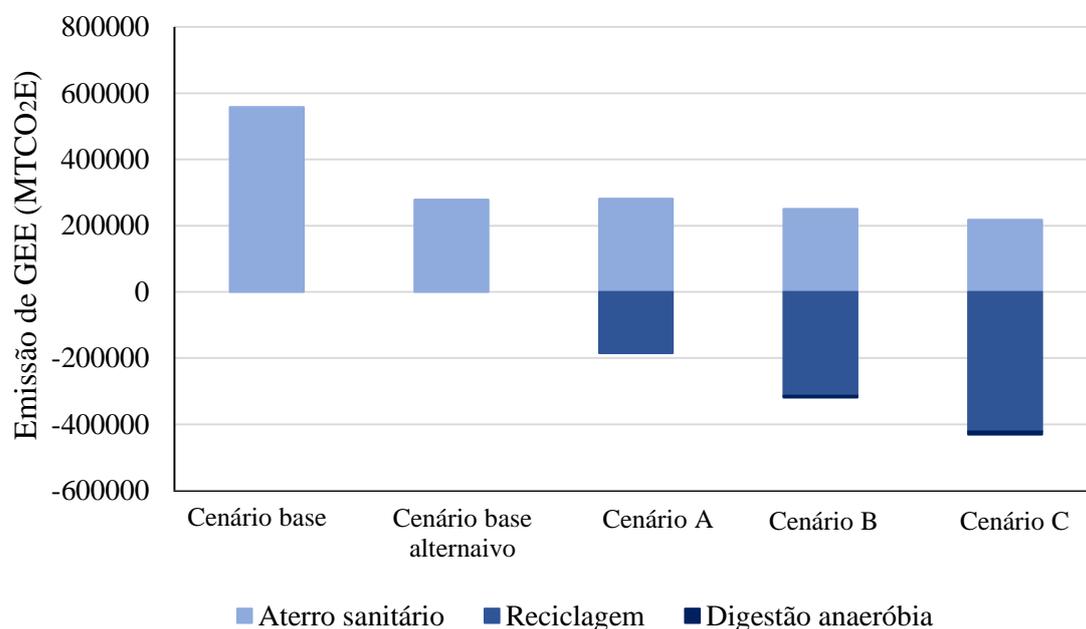
Simulação	Descrição	Cenário	Emissões totais de GEE (MTCE)	Emissões totais de GEE (MTCO ₂ E)	Alteração total no uso energético (GWh)
1	Base versus Base alternativo	Base (queima)	152.344,75	558.597,42	107,55
		Base alternativo (aproveitamento energético)	75.880,85	278.229,77	-60,57
		Emissões incrementais de GEE/ balanço energético	360.299,63	1.321.098,66	46,98
2	Base versus Cenário A	Base (queima)	152.344,75	558.597,42	107,55
		Cenário A	26.160,6	95.922,2	-813,91
		Emissões incrementais de GEE/ balanço energético	410.019,88	1.503.406,23	-921,46
3	Base versus Cenário B	Base (queima)	152.344,75	558.597,42	107,55
		Cenário B	-18.774,17	-68.838,62	-1.354,29
		Emissões incrementais de GEE/ balanço energético	454.954,65	1.668.167,05	-1.461,84
4	Base versus Cenário C	Base (queima)	152.344,75	558.597,42	107,55
		Cenário C	-581.28,43	-213.137,59	-1.989,26
		Emissões incrementais de GEE/ balanço energético	494.308,91	1.812.466,02	-2.096,81

Fonte: Elaborado pela autora.

Com base nos resultados da Tabela 23 percebe-se, em um primeiro momento, que haveria uma redução significativa das emissões totais de MTCE e MTCO₂E, ao comparar os dois cenários base, mostrando que, se houvesse aproveitamento energético do gás, as emissões totais de MTCO₂E reduziriam em mais da metade gerada (50,2%). Além disso, é possível observar que o cenário 3 proporciona os maiores benefícios ambientais em termos de emissão de GEE, permitindo, no horizonte de projeto, teoricamente, a remoção de emissões em cerca de 138,2%, além de uma economia de energia de aproximadamente 2.097 GWh em comparação ao cenário atual.

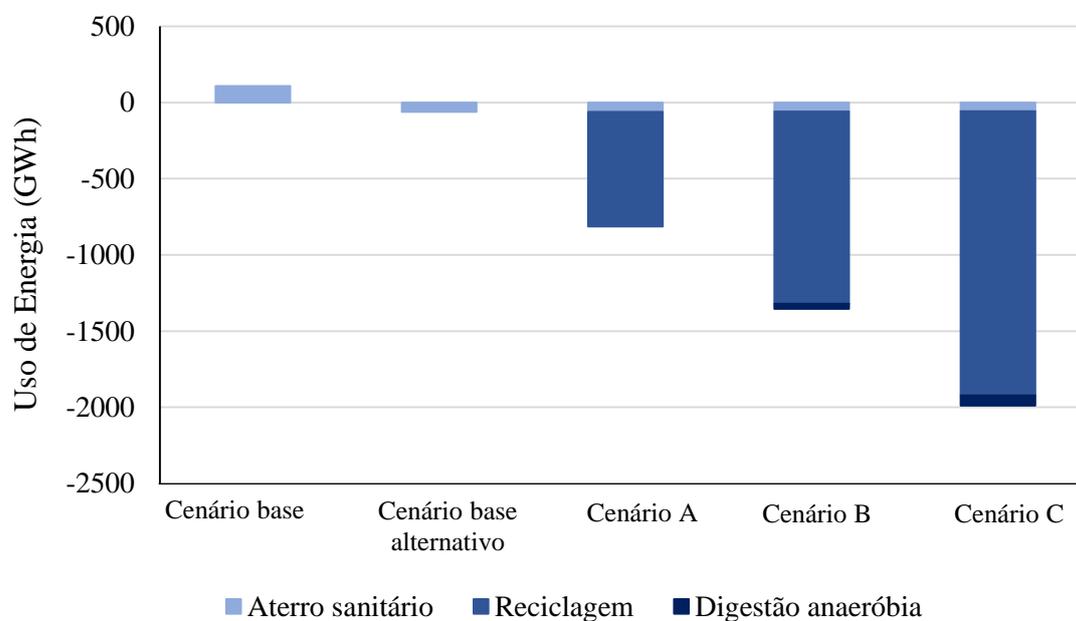
As Figuras 28 e 29 apresentam, respectivamente, as emissões de GEE e a utilização energética dos cenários estudados de acordo com cada tipo destinação considerada.

Figura 28 - Emissão de GEE, em MTCO₂E, para cada tipo de manejo dos cenários hipotéticos de gerenciamento dos RD de São Carlos-SP



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 29 - Uso de energia, em GWh, para cada tipo de manejo dos cenários hipotéticos de gerenciamento dos RD de São Carlos-SP



Fonte: Elaborado pela autora.

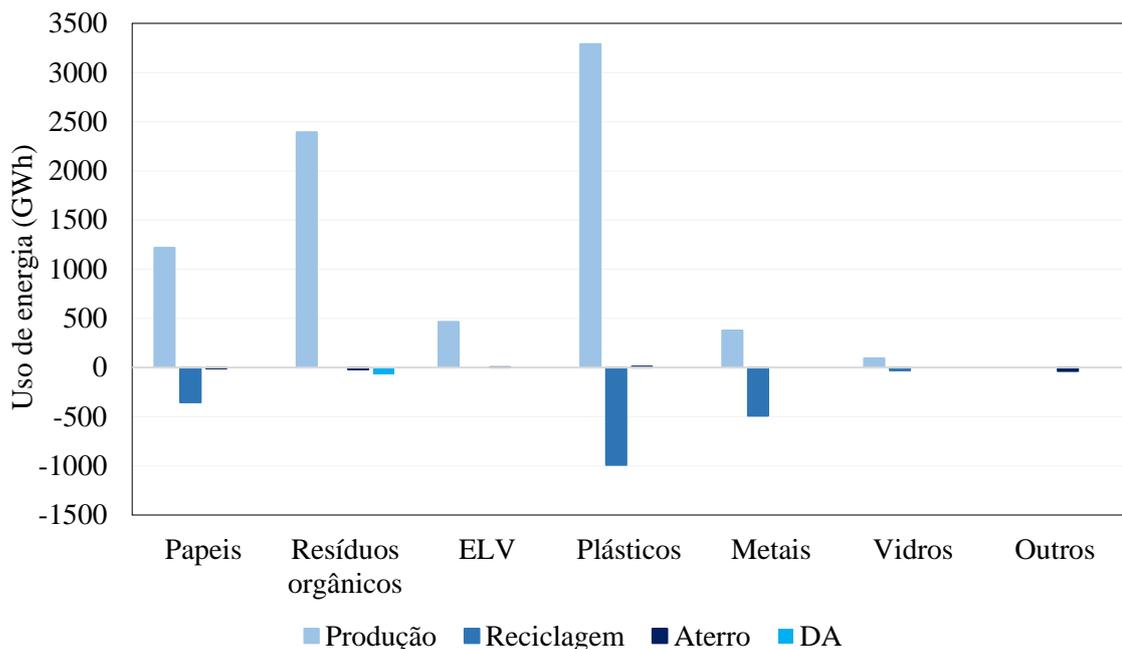
É possível observar, através do gráfico da Figura 28, que apesar de ter coleta e queima do gás, se houvesse o aproveitamento para uso energético no aterro sanitário, as emissões dos

GEE para atmosfera reduziriam em 50%. Porém, ainda neste cenário, é importante destacar que a redução da quantidade de resíduos enviados ao aterro contribui de forma significativa para uma redução maior destas emissões, além de contribuir para o aumento do tempo de vida do aterro sanitário, sendo fundamental o incentivo de práticas de reciclagem, reaproveitamento e tratamento dos resíduos sólidos.

Entre as práticas de gestão adotadas no gerenciamento dos cenários hipotéticos, observa-se que a reciclagem gerou resultados de maior remoção de emissões de GEE e maiores ganhos energéticos. Desse modo, é fundamental salientar a priorização da ordem adotada pela PNRS, implementando estratégias de manejo dos resíduos domiciliares, integrando a separação, coleta seletiva e reciclagem. De acordo com Barros (2013), a reciclagem apresenta grande potencial de redução de emissões de GEE, visto que os materiais virgens necessitam de grandes quantidades de energia e combustível para sua fabricação, além de que não onera o espaço em aterros sanitários.

Observando a Figura 29, em relação ao uso energético, a reciclagem continua sendo a alternativa que possui maiores ganhos, isso é devido principalmente ao uso de energia para a produção de produtos passíveis de reciclagem, como ilustrado na Figura 30, como forma de comparação dos usos de energia para produção e destinação dos materiais presentes na composição gravimétrica dos RSU de São Carlos.

Figura 30 - Uso de energia, em milhões GWh, para cada tipo de resíduo nos cenários hipotéticos de gerenciamento dos RD de São Carlos-SP



Fonte: Elaborado pela autora.

A digestão anaeróbia proposta como uma das alternativas de gerenciamento dos resíduos domiciliares, em especial os orgânicos, foi a segunda maior colaboradora na redução de emissão de GEE. Entretanto, sua parcela, em comparação à reciclagem, não foi tão significativa devido a quantidade de resíduos orgânicos separados para tal, visto que para o cenário 3 foram considerados 30% dos orgânicos para digestão anaeróbia, ao utilizar as metas do PMGIRS da cidade. Este cenário poderia ser ainda mais favorável se fossem utilizados 100% dos orgânicos para compostagem ou digestão anaeróbia.

A contribuição da digestão anaeróbia para a redução das emissões de GEE está intrinsecamente ligado ao aproveitamento do metano que compõe o biogás, liberado pela degradação dos resíduos orgânicos, pois o metano é um dos principais gases do efeito estufa, com um potencial de aquecimento global de 28 vezes o potencial do dióxido de carbono (IPCC 2014). Outros benefícios vinculados à digestão anaeróbia incluem a redução de resíduos orgânicos destinados ao aterro sanitário, aumentando sua vida útil e redução de emissões pela secagem do digestato antes de ser disposto no aterro sanitário, além da oportunidade de sua aplicação no solo. Ademais, a separação da fração orgânica contribui em melhorias de eficiência na taxa de reciclagem, visto que, haverá uma maior facilidade de recuperação dos resíduos passíveis de reciclagem ao estarem separados dos biodegradáveis. Logo, é importante salientar que há necessidade de um aumento da porcentagem de orgânicos previstos para fontes alternativas de destinação, podendo ser digestão anaeróbia ou a compostagem, para que haja uma maior redução de emissão de GEE e maiores ganhos energéticos, em função de sua produção.

Dentre os cenários escolhidos, o aterro sanitário para destinação final dos RSU possui o pior comportamento de emissão de GEE e consumo energético. Isso porque, assim como destacado na PNRS, o aterro sanitário é exclusivamente para disposição final dos rejeitos. Destaca-se que os resultados mostram as implicações das mudanças climáticas pelo gerenciamento de RSU, não considerando outros impactos ambientais (como acidificação, toxicidade, eutrofização, entre outros), aspectos socioeconômicos e a viabilidade tecnológica das possíveis intervenções no município.

No Brasil, de acordo com dados do EPE (2022), em 2021, o total de emissões de CO₂ antrópicas associadas à matriz energética brasileira atingiram 445,4 MTCO₂E, com um aumento de 12% em relação ao ano anterior. Prevê-se que para 2031, esse número aumente para 529,0 MTCO₂E. Desse modo, é fundamental escolher alternativas energéticas sustentáveis, que visem a redução das emissões de GEE e contribua para o meio ambiente.

De uma maneira geral, o cenário C, considerado o cenário mais otimista e meta do PMGIRS da cidade, contribui de forma significativa para uma mudança total de emissões de GEE em MTCO₂E. Este cenário pode ser ainda aperfeiçoado caso introduza outros meios alternativos de gerenciamento de RSU, como redução na fonte e outras tecnologias, como a compostagem e combustão, que o próprio *software* oferta para a análise. Logo, é preciso desenvolver pesquisas que incluam tecnologias sustentáveis como parte do gerenciamento dos RSU, considerando estes sistemas como controle de poluição atmosférica. Para tal, os gestores de manejo de RSU precisam direcionar suas ações para investimentos em infraestrutura e na conscientização e educação ambiental da população.

6 CONCLUSÕES

O presente trabalho teve como objetivo avaliar o potencial energético dos resíduos domiciliares de São Carlos a partir do uso do biogás de aterro sanitário e de biometanizadores na produção de energia elétrica, bem como uma análise econômica destas tecnologias.

Através do diagnóstico do PMGIRS, a cidade de São Carlos apresenta metas previstas para o gerenciamento dos resíduos domiciliares, que envolve principalmente a abrangência da coleta seletiva e destinação adequada dos resíduos recicláveis secos e orgânicos. Entretanto, o baixo índice de reciclagem da cidade aponta em maiores quantidades de RD destinados ao aterro sanitário da cidade, além de possuir poucas iniciativas de aproveitamento energético dos resíduos orgânicos.

Segundo os resultados de projeção para a cidade, os dois métodos escolhidos não diferiram, mostrando-se praticamente equivalentes. Os resultados da projeção geométrica mostraram um crescimento populacional na cidade de 48,06%, entre censo de 2010 e o último ano do período de projeto, em 2038. Ademais, os resultados de geração de RD corroboraram com o previsto da projeção da população, apresentando um aumento de 38,14% entre o período analisado (2022-2038), apresentando uma geração anual de RD de 0,5%, e com uma média de envio diário per capita de 0,74 kg/hab.dia.

Em relação ao aproveitamento do biogás de aterro, os resultados apresentados positivos em termos de energia e de custo, apresentando uma potência máxima de 1.542,85 kW e capacidade de potência instalada de 675 kW, com geração de energia elétrica correspondente a energia máxima de 4.730.400 kWh, podendo atender a demanda de 2.189 residências na cidade. Os resultados econômicos também apresentaram valores favoráveis, visto que o VPL foi de R\$21.840.000,00 e o valor do LCOE de R\$137,05 foi inferior ao preço da tarifa de energia para a cidade. Logo, o projeto estudado apresentou viabilidade.

Quanto ao uso da digestão anaeróbia em biometanizadores para a parcela de orgânicos, para os cenários propostos, a potência máxima considerando a meta do PMGIRS da cidade de encaminhamento de 30% dos ROD para destinação adequada foi de 604 kW a qual corresponde a uma energia máxima de 4.759.255 kWh. Já para os cenários 2 e 3, os quais consideravam encaminhamento de 100% dos ROD para destinação adequada, em tempos diferentes, a potência máxima foi de 2.002,15 kW, a qual corresponde a uma energia máxima de 15.784.950,60 kWh, podendo atender a demanda de 7.303 residências na cidade. Quanto aos aspectos econômicos, quando analisado os cenários que utilizam a potência do último ano, os projetos tornam-se inviáveis em termos de VPL e LCOE. Para os outros cenários, os resultados

foram satisfatórios, visto que os VPLs foram positivos e os LCOE foram inferiores ao preço da tarifa de energia para a cidade, apresentando viabilidade econômica.

Embora os resultados para ambas tecnologias apresentem viabilidade energética e econômica, salienta-se que, devido ao controle e eficiência do processo de digestão anaeróbia, o biometanizador apresenta-se como uma alternativa vantajosa. Mesmo que existam estudos viáveis de aproveitamento do biogás em aterros sanitários, esta prática deve ser considerada cada vez mais obsoleta na gestão e planejamento dos RSU no Brasil, visto que a Lei nº 12.305/2010 preconiza o uso de tecnologias alternativas para reciclagem e tratamento de resíduos recicláveis secos e orgânicos. Em termos ambientais e de emissões de gases de efeito estufa (GEE), os resultados do *software* WARM para o aterro sanitário mostram-se menos favoráveis do que quando utilizados meios alternativos de gerenciamento dos RSU, a exemplo da reciclagem para resíduos secos e digestão anaeróbia para os resíduos orgânicos, os quais reduziram em cerca de 138,2% a emissão dos GEE para atmosfera, obtendo uma economia de energia de aproximadamente 2.097 GWh, quando comparado com a queima do biogás no aterro sanitário, situação atual da cidade.

Os resultados mostraram que o aproveitamento energético do biogás proveniente de resíduos sólidos urbanos representa uma potencial fonte de energia renovável, além de mitigar os impactos ambientais e a emissão de GEE decorrentes do gerenciamento destes resíduos. Ambas tecnologias podem ser implementadas no contexto de grande parte dos municípios brasileiros, desde que haja um planejamento e gestão adequada por parte dos gestores de manejo de RSU. As diretrizes da Política Nacional dos Resíduos Sólidos devem ser cumpridas, de modo a extinguir os problemas relacionados ao gerenciamento inadequado dos resíduos no país, principalmente ao que se refere a geração, coleta seletiva e destinação ambientalmente inadequada. Neste contexto, é essencial que pesquisas sejam realizadas buscando meios tecnológicos viáveis e ambientalmente adequadas e lucrativas, alinhados com os gestores destes resíduos no município, de modo a possibilitar o uso de energias sustentáveis no país e a expansão do uso energético dos RSU na matriz energética brasileira.

REFERÊNCIAS

- ABABADES, S. et al. A critical review of biogás production and usage with legislations framework across the globe. *International Journal of Environmental Science and Techonology*. 19:3377-3400, 2022. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03301-6>
- ABREU, F. V. Análise de viabilidade técnica e econômica da geração de energia através do biogás de lixo em aterros sanitários. 2009. 177 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Fenômenos de Transporte, Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, 2009.
- ADEKUNLE, K. F.; OKOLIE, J. A. A review of biochemical process of anaerobic digestion. *Advances in Bioscience and Biotechnology*, v. 6, n. 03, p. 205, 2015.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). Acompanhamento da implantação das centrais geradoras de energia elétrica. 2022. Disponível em: <<https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiMGYyZWlONzgtMGRlOC00M2ZjLTljZDYtZTVkYjIjZjIjZDBkIiwidCI6IjQwZDZmOWI4LWVjYjYtNDZhMi05MmQ0LWVhNGU5YzAxNzBIMSIsImMiOjR9>>. Acesso em 23 set. 2022.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). Matriz energética brasileira. 2022b. Disponível em:<<https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiNjc4OGYyYjQ0YWM2ZC00YjllLWJlYmEtYzdkNTQ1MTc1NjM2IiwidCI6IjQwZDZmOWI4LWVjYjYtNDZhMi05MmQ0LWVhNGU5YzAxNzBIMSIsImMiOjR9>>. Acesso em 23 set. 2022.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). Resolução Normativa Nº 482, de 17 de Abril de 2012. Estabelece as condições gerais para o acesso de microgeração e minigeração distribuída aos sistemas de distribuição de energia elétrica, o sistema de compensação de energia elétrica, e dá outras providências. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 19 de abr. de 2012. Seção 1, p. 53, 2012.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). Resolução Normativa Nº 687, de 24 de novembro de 2015. Altera a Resolução Normativa nº 482, de 17 de abril de 2012, e os Módulos 1 e 3 dos Procedimentos de Distribuição – PRODIST. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 02 de dez .de 2015. Seção 1, p. 45, 2015.
- AGOSTINHO, F.; ALMEIDA, C.M.V.; BONILLA, S.H.; SACOMANO, J.B.; GIANNETTI, B.F. Urban solid waste plant treatment in Brazil: is there a net energy yield on the recovered materials? *Resources, Conservation and Recycling*, v. 73, p. 143-155, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.02.001>
- ALCÂNTARA, P. B. Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados. 2007. 366f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (Brasil) (Ed.). Atlas brasileiro de emissões de GEE e potencial energético na destinação de resíduos sólidos. São Paulo: Abrelpe, 2013.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. ABRELPE, 2019. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em 12 mar. 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. ABRELPE, 2020. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em 12 mar. 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - NBR 13896 – Aterros de resíduos não perigosos – critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, RJ, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - NBR 8419 – Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, RJ, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004 – Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, RJ, 2004, 71p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15849 – Resíduos sólidos urbanos – aterros sanitários de pequeno porte – diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento. Rio de Janeiro, RJ, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DO BIOGÁS (ABIOGÁS). Programa Nacional do biogás e biometano. 2022. Disponível em: <<https://abiogas.org.br/wp-content/uploads/2022/01/PNBB.pdf>>. Acesso em 23 set. 2022.

AUGENSTEIN, D.; PACEY, J. Modelling landfill methane generation. Proceedings of the Third International Landfill Symposium, Sardenha, Italia, v.1, p.115-148, 1991.

BACKMAN, M.; ROGULSKA, M. Biomethane use in Sweden. *Archiwum Motoryzacji* 71(1):7–19, 2016.

BARCELOS, B. R. Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Tecnologia. Universidade de Brasília, Brasília/DF, 2009.

BARROS, R. M. Tratado sobre resíduos sólidos: gestão, uso e sustentabilidade. Rio de Janeiro: Interciencia; Minas Gerais: Acta, 2013.

BARROS, R. M.; TIAGO FILHO, G. L.; DA SILVA, T. R. The electric energy potential of landfill biogas in Brazil. *Energy Policy*, v. 65, p. 150-164, 2014.

BASU, P. Biomass gasification, pyrolysis and torrefaction: practical design and theory. 2a. ed. Burlington: Academic Press, 2013. 551 p.

BIDONE, F. R. A; POVINELLI, J. Conceitos básicos de resíduos sólidos. São Carlos: EESC/USP, 1999. 120p

BOVE, R.; LUNGI, P. Electric power generation from landfill gas using traditional and innovative Technologies. *Energy Conversion and Management*, vol. 26, n. 6, p. 627-639, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enconman.2005.08.017>

BRANKER, K., PATHAK, M.J.M., Pearce, J.M., 2011. A review of solar photovoltaic levelized cost of electricity. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 15, 4470–4482.

BRASIL. Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 30 dez. 2009. Edição extra.

BRASIL. Lei no 12.305, 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, DF, 3 ago. 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm>. Acesso em: 20 fev. 2021.

BRASIL. Decreto nº 11.003, de 21 de março de 2022. Institui a Estratégia Federal de Incentivo ao Uso Sustentável de Biogás e Biometano. Brasília, DF, 21 mar. 2022. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2022/decreto/D11003.htm>. Acesso em: 21 nov. 2022.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2019a. Brasília: SNS/MDR, 2020. 244 p. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/agendaambientalurbana/lixao-zero/programa-lixao-zero_vdefeso.pdf>. Acesso em 16 de agosto de 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Agenda Nacional de Qualidade Ambiental Urbana: Programa Nacional Lixão Zero. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Qualidade Ambiental, Departamento de Qualidade Ambiental e Gestão de Resíduos, Coordenação-Geral de Qualidade Ambiental e Gestão de Resíduos. Brasília, DF: MMA, 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. 2020. Disponível em: <https://smastr16.blob.core.windows.net/conesan/sites/253/2020/11/pnrs_2020.pdf>. Acesso em 23 set. 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Versão Preliminar. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2012. Disponível em: Ministério do Meio Ambiente — Português (Brasil) (www.gov.br) . Acesso em: 27 maio 2022.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Probiogás. Biometano como combustível veicular. 2016. Disponível em: <https://www.giz.de/en/downloads/giz_biogas_como_combustivel_digital_simples.pdf>. Acesso em 10 de agosto de 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Programa Nacional Metano Zero. Brasília. 2022. Disponível em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/climaozoniodesertificacao/ProgramaMetanoZero.pdf>>. Acesso em: 21. Nov 2022.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Probiogás. Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto / Probiogás; organizadores, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ); Autores, Bruno Silveira [et al.]. – Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2015.

BRASIL. SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. Manejo dos resíduos sólidos urbanos. 2021a. Disponível em : <<http://www.snis.gov.br/painel-informacoes-saneamento-brasil/web/painel-residuos-solidos>>. Acesso em 26 de set. 2022.

BRASIL. SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. Série Histórica. 2021b. Disponível em: <<http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/#>>. Acesso em 26 de set. 2022.

BRITO FILHO, L.F. Estudo de gases em aterros. Casos: Nova Iguaçu e Terra Brava. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005.

BROSSEAU, J.; HEITZ, M. Trace gas compound emissions from municipal landfill sanitary sites. Atmospheric Environment, Québec, v.28, n.2, p.285-293, 1994.

CÂMARA DE COMERCIALIZAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA (CCEE), 2018. Tipos de leilões. Disponível em: <<https://www.ccee.org.br/web/guest/mercado/leilao-mercado>>. Acesso em 01 de set. 2022.

CARITAS, N. L. T. Digestion anaerobia en comunidades rurales. Projeto fim de carreira. Madrid: Universidad Carlos III de Madrid. 2008.

CASSINI, S. T. et al. Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás. Rio de Janeiro, 2003. Projeto PROSAB. Disponível em:<<http://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/ProsabStulio.pdf>>. Acesso em 02/08/2022.

CASTILHOS, A. B. Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpo d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Rio de Janeiro, 2006.

CASTRO E SILVA, H. L.; CÓRDOVA, M. E. H.; BARROS, R. M.; TIAGO FILHO, G. L.; LORA, E. E. S.; SANTOS, A. H. M.; SANTOS, I. F. S.; ROCHA, J. V.; BOTAN, M. C. C. O.; PEDREIRA, J. R.; FLAUZINO, B. K. An agroindustry technical and economic evaluation of biogas production from swine manure in Southern Minas Gerais, Brazil. Biomass and Bioenergy, v. 148, 106013, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2021.106013>

CHERNICHARO, C. A. DE L. Reatores anaeróbios. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 1997.

CHRISTENSEN, T. H. (Ed.). Solid Waste Technology & Management. IWWG, ISWA. Wiley, 1st Edition, v. 1-2, 2011.

COELHO, S. T. et al. Geração de energia elétrica a partir do biogás proveniente do tratamento de esgoto. Proceedings of the 6. Encontro de Energia no Meio Rural, 2006.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Inventário estadual de resíduos sólidos urbanos. 2021. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/residuossolidos/wp-content/uploads/sites/26/2022/07/Inventario-Estadual-de-Residuos-Solidos-Urbanos-2021.pdf>. Acesso em 09 de set. 2022.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Manual para aproveitamento de biogás – Volume 1 – aterros sanitários, 2009. Disponível em: http://www.resol.com.br/cartilha12/manual_iclei_brazil.pdf. Acesso 21/06/2022.

COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM (CEMPRE). CEMPRE Review. São Paulo, São Paulo, 2019. Disponível em: <<https://cempre.org.br/wp-content/uploads/2020/11/CEMPRE-Review2019.pdf>>. Acesso em 01 de set. 2022.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2008. Resolução nº 404, de 11 de novembro de 2008. Ministério do Meio Ambiente.

COOPER, C. D.; REINHART, D. R.; RASH, F.; SELIGMAN, D.; KEELY, D. Landfill gas emissions. Civil and Environmental Engineering Depart., University of Central Florida, Report # 92-2. 1992.

CPFL Energia. 2022. Disponível em:<<https://servicosonline.cpfl.com.br/agencia-webapp/#/taxas-tarifas/localizar-distribuidora>>. Acesso 23 de set. 2022.

CREMONEZ, P. A.; FEIDEN, A.; ZENATTI, D. C.; CAMARGO, M. P.; CÉZAR, N. W.; ROSSI, E.; Antonelli J. Digestão anaeróbia no tratamento de resíduos lignocelulósicos. Revista Brasileira de Energias Renováveis, v.2, p.21-35, 2013.

CROVADOR, M. I. C. Potencial de geração de biogás a partir da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos. 2014. 103f. Dissertação (Mestrado em Bioenergia) - Universidade Estadual do Centro-Oeste. Guarapuava, 2014.

- DE BAERE, L. Anaerobic digestion of solid waste: state of the art. *Water Science Technology*, v. 41, n. 3, p. 283-290, 2000.
- DEGEN, R. J. O empreendedor: empreender como opção de carreira. 4ª ed. São Paulo: Pearson, 2009.
- DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. Biogas from waste and renewable resources: an introduction, Wiley -VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2011.
- DORNELAS, J. Planos de Negócios exemplos práticos. 2ª ed. São Paulo: Campus, 2018.
- EDER, B.; SCHULZ, H. Biogas Praxis - Grundlagen, Planung, Anlagenbau, Beispiele Wirtschaftlichkeit. Ökobuch Magnum. Staufen, 2007.
- EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). Relatório de Síntese 2022. Disponível em:< https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-675/topico-631/BEN_S%C3%ADntese_2022_PT.pdf>. Acesso em 01 de setembro de 2022.
- EPA – U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Turning a liability into an asset: a landfill gas-to-energy project development handbook. Landfill Methane Outreach Program. EPA. 1996
- ESMAEILION, F.; AHMADI, A.; DASHTI, R. Exergy-economic-environment optimization of the waste-to-energy power plant using multi-objective particle-swarm optimization (MOPSO). *Scientia Iranica* 3(2):42, 2021.
- ESPANHA. Gestión de biorresíduos de competencia municipal: guía para la implementacion de la recogida separada y tratamiento de fracción orgánica. Madri: Governo Federal. 335 p, 2014.
- ESPOSITO, G. *et al.* Anaerobic co-digestion of organic wastes. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. April, 2012.
- ESPOSITO, G., et al. Bio-methane potential tests to measure the biogas production from the digestion and co-digestion of complex organic substrates. *The Open Environmental Engineering Journal*, 5, 1-8, 2012. <https://doi.org/10.2174/1874829501205010001>
- EUROPEAN COMMISSION. Communication from the commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions - the role of waste-to-energy in the circular economy. COM/2017/0034 Final. 2017. Disponível em: < <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2017:0034:FIN:EN:PDF>>. Acesso 26 de set. 2022.
- FERNANDES et al. Geração de energia usando biogás de aterros sanitários no Brasil: um estudo de potencial energético e viabilidade econômica em função da população. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 27, n.1, 2022. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200210>
- FIGUEIREDO, N. J. V. Utilização de biogás de aterro sanitário para geração de energia elétrica – estudo de caso. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.
- FIRMO, A. L. B. Estudo numérico e experimental da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos urbanos. 2013. 286 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.
- FISCHER, C.; MAURICE, C.; LAGERKVIST, A. Gas Emission from Landfills an overview of issues and research needs. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden.55p, 1999.

FLORIPANEWS. Transformação de lixo em Energia elétrica já é realidade em SC. FloripaNews, Florianópolis, 2014. Disponível em: <<http://www.floripaneWS.com.br/noticia/5200-transformacao-delixo-em-energia-eletrica-ja-e-realidade-em-sc>>. Acesso em: 06 de set. 2022.

FONOLL, X.; ASTALS, S.; DOSTA, J.; MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and fruit waste: evaluation of the transitory states when the co-substrate is change. *Chemical Engineering Journal*. V. 262, 1268-1274 p, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2014.10.045>

FREITAS et al. Study of the potential for energy use of biogas from wastewater treatment plant to a medium-sized city: a technical, economic and environmental analysis. *Waste and Biomass Valorization*, 2022. <https://doi.org/10.1007/s12649-022-01727-8>

Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM). Aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos: guia de orientação para governos municipais de Minas Gerais. Fundação Estadual do Meio Ambiente. --- Belo Horizonte: FEAM, 2012. 163 p. ; il.

GANDOLLA, M. Segurança e controle da migração subterrânea do biogás de aterros sanitários. Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 9., Porto Seguro, 2000.

GODOY, M. R. B. Dificuldades para aplicar a Lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos no Brasil. *Caderno de Geografia*, v. 23, n. 39, p. 1-12, 2013.

GOMES, A. A. L. Estudo do potencial energético da digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos da cidade de Extrema. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Itajubá, Itajubá/MG, 2021.

GONÇALVES, C. S. Avaliação do Potencial de Geração de Biogás a partir de Resíduos de Boviniculturas na Área Metropolitana do Porto. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia da Universidade de Porto. p. 135, 2010.

GUNASEELAN N. V. Biochemical methane potential of fruits and vegetable solid waste feedstocks. *Biomass and Bioenergy*, 26(4), 389 – 399, 2004.

HARTMANN H. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste with recirculation of process water. PhD thesis. Environmental Microbiology & Biotechnology Research Group, BioCentrum-DTU, Technical University of Denmark, 2002.

HENRIQUEZ, A. I. M. Análise de ciclo de vida (ACV) de sistemas integrados de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos para cidades de médio porte. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Itajubá, 2016.

HUITRIC, R. L.; SONI, R. Making the most of landfill gas models. Projection models. 1997. Proceedings from SWANA's 20th Annual LFG Symposium, Monterey California, USA, 1997

IBAM - Instituto Brasileiro de Administração Municipal. Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos / José Henrique Penido Monteiro ...[et al.]; coordenação técnica Victor Zular Zveibil. Rio de Janeiro: IBAM, 2001. Disponível em: <http://www.ibam.org.br/media/arquivos/estudos/manual_girs.pdf>

INCLEI BRASIL. Governos locais pela sustentabilidade. Manual para aproveitamento do biogás: volume dois, efluentes urbanos. Secretariado para América Latina e Caribe, Escritório de projetos no Brasil, São Paulo, 2010. Disponível em: <https://e-lib.iclei.org/wp-content/uploads/2018/10/Manual_para_aproveitamento_de_biog%C3%A1s.pdf>. Acesso em 26 de set. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Panorama de cidades. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sao-carlos/panorama>>. Acesso em 10 mar. 2021.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC), IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, vol. 5 (Chapters 2 and 3), 2006.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Climate Change 2014: Synthesis Report. In: Core Writing Team, R.K. Pachauri, L.A. Meyer (Eds.), Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 p, 2014.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY – IEA. Outlook for biogás and biomethane: prospects for organic growth. Recuperado de Outlook for biogas and biomethane: Prospects for organic growth – Analysis - IEA, 2018.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY – IEA. Projected costs of generating electricity. 2020. Disponível em: <<https://iea.blob.core.windows.net/assets/ae17da3d-e8a5-4163-a3ec-2e6fb0b5677d/Projected-Costs-of-Generating-Electricity-2020.pdf>>. Acesso em 26 de set. 2022.

INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. Guidelines for National Greenhouse Inventories: Reference Manual - Revised. v.3, cap.6, 1996.

JAIN, S. et al. A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. Renewable And Sustainable Energy Reviews, [s.l.], v. 52, p.142-154, dez. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.091>.

KALYANI, K. A., PANDEY, K. K. Waste to energy status in India: A short review. Renewable and Sustainable Energy Reviews (31) 113-120, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2013.11.020>

KAZA, S.; YAO, L. C.; BHADA-TATA, P.; VAN WOERDEN, F. 2018. What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Urban Development;. Washington, DC: World Bank. © World Bank. Disponível em:< <https://datatopics.worldbank.org/what-a-waste/>>. Acesso em 08 de set. 2022.

KIM, V. J. H. Análise da composição gravimétrica dos resíduos domiciliares de São Carlos (SP). 2019. 168 f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2019.

KIRAN, E. et al. Bioconversion of food waste to energy: A review. Fuel, v. 134, p. 389– 399, 2014.

KUMAR, A.; SAMADDER, S.R. A review on technological options of waste to energy for effective management of municipal solid waste. Waste Management. 69, 407–422, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.046>

KUNZ, A.; AMARAL, A. C.; STEINMETZ, R. L. R. Aula 1 – Processos bioquímicos na digestão anaeróbia. Curso de operacionalização de biodigestores. Foz do Iguaçu: CIBiogás e EMBRAPA. 2016.

LAMBERTI, J. R.; FRANZIN, N. A. Análise de Investimento e Viabilidade. Reimpressão revista e atualizada, Maringá – PR. 2014.

LAMPINEN, A. Quality of renewable energy utilization in transport in Sweden. Strömstad Akademi, 2015.

LEITE, F. F. O. Alternativas Tecnológicas de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos para o Estado de Minas Gerais no Contexto da Economia Circular. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Itajubá, Itajubá-MG, 2020.

LI, Y. Q.; PARK, S. Y.; ZHU, J. Y. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 15, n. 1. P. 821-826, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.07.042>

LIMA, H. Q. Determinação de parâmetros cinéticos do processo de digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos de Santo André – SP por meio de testes do potencial bioquímico de metano. Tese de Doutorado. Universidade Federal do ABC, São Paulo, 2016.

LOPES, M. M. Aproveitamento energético em aterros sanitários: análise da viabilidade técnica e econômica para o uso de biogás e instalação de painéis fotovoltaicos. 2017. 114 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Energia, Universidade Federal Itajubá, Itajubá, 2017.

LUCENA, T. V. Avaliação da geração de biogás sob diferentes condições de biodegradação de resíduos alimentares. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, 2016.

MACHADO, C. R. Digestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de exposição ao ar. Dissertação (Mestrado). Botucatu: Universidade Estadual Paulista. 2011.

MACHADO, S. L.; CARVALHO, M. F.; GOURC, J.; VILAR, O. M.; NASCIMENTO, J. C. F. Methane generation in tropical landfills: simplified methods and field results. *Waste Management*, v.29, p.153–161, 2009.

MACIEL, F. J. Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos. 2009. 333 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

MAGALHÃES, G. V. Avaliação da biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos: ensaios de potencial bioquímico de metano (BMP) e projeto piloto de um biodigestor em escala real. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

MAGHANAKI, M. M.; GHOBADIAN, B.; NAJAFI, G.; GALOGAH, R. J. Potential of biogas production in Iran. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.28, p.702–714, 2013.

MARINO, A. L.; CHAVES, G. de L. D.; SANTOS JUNIOR, J. L. Do Brazilian municipalities have the technical capacity to implement solid waste management at the local level. *Journal of Cleaner Production*, v. 188, p. 378–386, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.311>

MARSHALL, E. R.; FARAHBAKHS, K. Systems Approaches to Integrated Solid Waste Management in Developing Countries. *Waste Management*, v. 33, p. 988-1003, 2013.

MASSUKADO, L. M. Sistema de apoio à decisão: avaliação de cenários de gestão integrada de resíduos sólidos urbanos domiciliares. 2004. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

MASSUKADO, L.M.; MILANEZ, B.; LUEDEMANN, G.; HARGRAVE, J. Diagnóstico da Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil: Uma análise pós PNSB 2008 - ênfase na destinação final e nos resíduos orgânicos. *Revista DAE*, n. 192, p. 22-33, 2013. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.105>

MATA-ALVAREZ, J. et al. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, v. 74, n. 1, p. 3–16, ago. 2000.

MATHIAS, M. C. P. P.; MATHIAS, J. F. C. M. Biogas in Brazil: A Governmental Agenda. *Journal Of Energy And Power Engineering*, [s.l.], v. 9, n. 1, p.1-15, 28 jan. 2015. David Publishing Company. <http://dx.doi.org/10.17265/1934-8975/2015.01.001>

METCALF; EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. New York: McGraw-Hill, 2014.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA (MME). Portaria nº65, de 27 de fevereiro de 2018. Disponível em:< <file:///C:/Users/dayane.melo/Downloads/Portaria%20n%2065-2018.pdf>>. Acesso em 01 de setembro de 2022.

MORAIS, J. M. ODS 7 - Assegurar o Acesso Confiável, Sustentável, Moderno e a Preço Acessível à Energia Para Todos. IPEA, 2019. Disponível em: http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/9205/1/Cadernos_ODS_Objetivo_7.pdf. Acesso em: 11 maio 2020.

NASCIMENTO, M. C. B.; FREIRE, E. P.; DANTAS, F. A. S.; GIANSANTE, M. B. Estado da arte dos aterros de resíduos sólidos urbanos que aproveitam o biogás para geração de energia elétrica e biometano no Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 24, n. 1, 2019. DOI: 10.1590/S1413-41522019171125

OGUNJUYIGBE, A. S. O.; AYODELE, T. R.; ALAO, M. A. Electricity generation from municipal solid waste in some selected cities of Nigeria: An assessment of feasibility, potential and technologies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 80, p. 149-162, 2017.

OONK, Hans. Sustainable Landfill Foundation. Literature Review: Methane from landfills: Methods to quantify generation, oxidation and emission. [s.i.]: Oonkay!. 2010. 75 p.

OUDA, O. K. M., Raza, S. A., Nizami, A. S., Rehan, M., Al-Waked, R., & Korres, N. E. Waste to energy potential: a case study of Saudi Arabia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 61, p. 328-340, 2016

PARASCANU, M. M., PUIG-GAMERO, M., SOREANU, G., VALVERDE, J. L., & SANCHEZSILVA, L. (2019). Comparison of three Mexican biomasses valorization through combustion and gasification: Environmental and economic analysis. *Energy*. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2019.116095>

PATINVOH, R. J. *et al.* Innovative pretreatment strategies for biogas production. *Bioresource Technology*, v. 224, p. 13–24, jan. 2017.

PECORA, V. Implantação de uma unidade demonstrativa de geração de energia elétrica a partir de biogás de tratamento do esgoto residencial da USP – estudo de caso. 2006. 153 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Interunidade de Pós-Graduação em Energia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

PIN, B. V. R. *et al.* Waste management studies in a Brazilian microregion: GHG emissions balance and LFG energy project economic feasibility analysis. *Energy Strategy Reviews*, [s.l.], v. 19, p.31-43, jan. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.esr.2017.11.002>.

PIÑAS, J. A. V.; VENTURINI, O. J.; LORA, E. E. S.; OLIVEIRA, M. A.; ROALCABA, O. D. C. Aterros sanitários para geração de energia a partir da produção de biogás no Brasil: Comparação dos modelos LandGEM (EPA) e Biogás (Cetesb). *Revista Brasileira de Estudos de População*, Belo Horizonte, v. 33, n. 1, p. 175-188, 2016. <https://doi.org/10.20947/S0102-309820160009>

PINTO, M. C. O. Uma história de dois PACS: a gestão dos investimentos públicos em infraestrutura a partir do Programa de Aceleração do Crescimento. 2017.

PLANO NACIONAL DE AÇÃO PARA AS ENERGIAS RENOVÁVEIS - PNAER. 2020. Disponível em: <https://www.ap2h2.pt/download.php?id=27>. Acesso 19 abr. 2022.

PLANO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS (PLANSAB), 2020. Disponível em: <https://smastr16.blob.core.windows.net/conesan/sites/253/2020/11/pnrs_2020.pdf>. Acesso em 21 de maio de 2022.

PREFEITURA DE SÃO PAULO, Aterro São João e Bandeirantes, 2012. Disponível em: <https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/comite_do_clima/c40/indicativas/index.php?p=47655>. Acesso em: 06 de set. de 2022.

PROBIOGÁS. Tecnologias de digestão anaeróbia com relevância para o Brasil: Substratos, Digestores e uso do biogás. Ministério das cidades, Brasília, DF, 2015. Disponível em: <<https://www.giz.de/en/downloads/probiogas-tecnologias-biogas.pdf>>. Acesso em: 26 de set. 2022.

QASIM, S.R. Wastewater Treatment Plants – Planning, Design and Operation, second ed. USA Technomic Publishing Company, Lancaster, Pennsylvania, pp. 1107, 1998.

RASI, S.; LÄNTELÄ, J.; RINTALA, J. Trace compounds affecting biogas energy utilisation – a review. *Energy Conversion and Management*, v.52, p.3369–3375, 2011.

RIBEIRO, N. S. Estudo do potencial energético de biogás de aterros sanitários e da digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos dos estados de São Paulo e Minas Gerais. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2020.

RIZZONI, L. B.; TOBIAS, A. C. T.; DEL BIANCHI, M.; GARCIA, J. A. D. Digestão anaeróbia no tratamento de dejetos de suínos. *Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária*, Ano IX, n.18, 2012.

ROMERO-GUIZA, M. S.; VILA, J.; MATA-ALVAREZ, J. CHIMENOS, J. M.; ASTALS, S. The role of additives on anaerobic digestion: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 58, p. 1486-1499, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.094>

SANTOS, G. H. A. Metodologia de previsão de potência elétrica de grupos de geradores para aproveitamento de metano gerado em aterro sanitário de região com sazonalidade. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, 2021.

SANTOS, I. F. S. et al. Uso de biogás de aterros sanitários para geração de eletricidade: Um estudo dos custos de implantação. In: THE XI Latin-american congress electricity generation and transmission - clagtee 2015 "bioenergy for electricity generation and ecological issues in power plants", 2015, Anais do THE XI Latin-american congress electricity generation and transmission, 2015.

SANTOS, I. F. S. S.; BARROS, R. M.; TIAGO FILHO, G. L. Economic study on LFG energy projects in function of the number of generators, *Sustainable Cities and Society*, Vol. 41, 2018, p. 587-600. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.04.029>

SANTOS, R. B.; LIMA, A. K. C. Análise comparativa do biogás: processo em biodigestores e de aterro sanitário. *Revista Eletrônica de Energia*, Salvador, v. 6, n. 1, p.48-57, jan. 2017.

SANTOS, R. E. et al. Generating electrical energy through urban solid waste in Brazil: an economic and energy comparative analysis. *Journal of Environmental Management*. (231) 198-206, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.015>

SANTOS, R. M. dos; RODRIGUES, M. de S.; CARNIELLO, M. F. ENERGIA E SUSTENTABILIDADE: PANORAMA DA MATRIZ ENERGÉTICA BRASILEIRA. *Scientia: Revista Científica Multidisciplinar*, v. 6, n. 1, p. 13–33, 3 jan. 2021.

SÃO CARLOS. Dados da cidade (Geográfico e Demográfico). 2019a. Disponível em: <<http://www.saocarlos.sp.gov.br/index.php/conheca-sao-carlos/115442-dados-da-cidade-geografico-e-demografico.html>>. Acesso em: 15 mar. 2021.

SÃO CARLOS. Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de São Carlos. São Carlo, FIPAI, 2020. Disponível em: <<http://www.saocarlos.sp.gov.br/files/plano-municipal-de-gestao-integrada-de-residuos-solidos.pdf>>. Acesso em: 10 mar. 2021.

SÃO PAULO. Anuário de energéticos por municípios do estado de São Paulo. Secretaria da Infraestrutura e Meio Ambiente. 2021. Disponível em: <https://dadosenergeticos.energia.sp.gov.br/portalcev2/intranet/BiblioVirtual/diversos/anuario_energetico_municipio.pdf>. Acesso em 26 de set. 2022.

SÃO PAULO. Decreto n° 8.468, de 8 de setembro de 1976. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1976/decreto-8468-08.09.1976.html>>. Acesso em 26 de set. 2022.

SÃO PAULO. Lei n° 12.300, de 16 de março de 2006. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2006/lei-12300-16.03.2006.html>>. Acesso em 26 de set. 2022.

SÃO PAULO. Plano de resíduos sólidos do estado de São Paulo. Governo do estado de São Paulo. 2020. Disponível em: <https://smastr16.blob.core.windows.net/home/2020/12/plano-resi%CC%81duos-solidos-2020_final.pdf>. Acesso em 26 de set. 2022.

SCHALCH, V. et al. Resíduos Sólidos - Conceitos, Gestão e Gerenciamento. 1. ed. [s.l.] GEN LTC, 2019.

SCHALCH, V; LEITE, W. C. A.; FERNANDES JÚNIOR, J. L.; CASTRO, M. C. A. A. Gestão e gerenciamento de resíduos sólidos. São Carlos. Outubro, 2002. 97p. Apostila. Disponível em: <http://www.deecc.ufc.br/Download/Gestao_de_Residuos_Solidos_PGTGA/Apostila_Gestao_e_Gerenciamento_de_RS_Schalch_et_al.pdf>. Acesso em 01 de jun. 2022.

SEADE. Perfil dos Municípios Paulistas. Disponível em: <<https://perfil.seade.gov.br/>>. Acesso 10 mar. 2021.

SHA'ATO, R. et al. Survey of solid waste generation and composition in a rapidly growing urban area in Central Nigeria. Waste Management, [s.l.], v. 27, n. 3, p.352-358, jan. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2006.02.008>.

SILVA, H. L. C. et al. Gerenciamento de resíduos sólidos orgânicos do Consórcio do Maciço de Batuité: análise técnica e econômica da geração de biogás por aterro sanitário e usina de digestão anaeróbia. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.26, n.5, 2021. <https://doi.org/10.101590/S1413-415220200155>.

SILVA, T. N. (2006) Diagnóstico da produção de biogás de um aterro sanitário: estudo de caso no aterro Bandeirantes. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí.

SILVA, T. N.; FREITAS, F. S. N. de; CANDIANI, G. Avaliação das emissões superficiais do gás de aterros sanitários de grande porte. Engenharia Sanitaria e Ambiental, [s.l.], v. 18, n. 2, p.95-104, jun. 2013. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522013000200001>.

SILVA, T. R. Metodologia para determinação teórica da potência ótima conseguida a partir da combustão do biogás gerado em aterro sanitário: estudo de caso do aterro sanitário de Itajubá-MG. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI, Itajubá-MG, 2012.

SILVA, T. R. S.; BARROS, R. M.; TIAGO FILHO, G. L.; SANTOS, I. F. S. Methodology for the determination of optimum power of a Thermal Power Plant (TPP) by biogas from sanitary landfill. *Waste Management*, v. 65, p. 75-91, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.018>

SOUZA, A. R.; SILVA, A. T. Y. L.; TRINDADE, A. B.; FREITAS, F. F.; ANSELMO, J. A. Análise do potencial de aproveitamento energético de biogás de aterro e simulação de gases de efeito estufa em diferentes cenários de gestão de resíduos sólidos urbanos em Varginha (MG). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 24, n.5, 2019. DOI: 10.1590/S1413-41522019187066

SOUZA, M. E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. *Revista DAE*, v. 44, p. 88-94, 1984.

TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S. *Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management Issues*. New York: McGraw-Hill, 1993, 949p.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F.; WILLIAMS, M. E. Introduction. In: TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. (Ed.). *Handbook of solid waste management*. 2.ed. New York: McGraw-hill, 2002.

THEMELIS, N. J.; ULLOA, P.A. Methane generation in landfills. *Renewable Energy*, [s.l.], v. 32, n. 7, p.1243-1257, jun. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2006.04.020>.

THI, N.B.D.; KUMAR, G.; LIN, C. (2015) An overview of food waste management in developing countries: current status and future perspective. *Journal of Environmental Management*, v. 157, p. 220- 229. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.022>

THOMPSON, S., SAWYER, J., BONAM, R., VALDIVIA, J.E., 2009. Building a better methane generation model: Validating models with methane recovery rates from 35 Canadian landfills. *Waste Manag.* 29, 2085–2091. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2009.02.004>

TIEHM et al. Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization. *Water Research*, 35, pp. 2003 – 2009, 2001.

U.S (2022). U.S Inflation Calculator. Disponível em: <https://www.usinflationcalculator.com/>. Acesso em 20 set. 2022.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE (UNFCCC). (2015) Project Search. Disponível em: < <https://cdm.unfccc.int/Projects/projsearch.html>>. Acesso em 06 de agosto de 2022.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide. 2005. Disponível em:< <https://www3.epa.gov/ttnecatc1/dir1/landgem-v302-guide.pdf> >. Acesso em: 20 de SET. 2022.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Waste Reduction Model (WARM) Tool. User's Guide. Disponível em:< https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-12/documents/warm-users-guide_v15_10-29-2020.pdf>. Acesso em: 20 de SET. 2022.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Warm reduction model. Disponível em: <<https://www.epa.gov/warm/versions-waste-reduction-model-warm#15>>. Acesso 26 de set. 2022.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. *Tratamento Anaeróbio de Esgotos: um manual para regiões de clima quente*. 1994.

VANDEVIVERE, P.; DE BAERE, L.; VERSTRAETE, W. Types of anaerobic digesters for solid wastes. In: MATA-ALVAREZ, J. (ed). Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. IWA Publishing, 2002.

VOGELI, Y.; LOHRI, C. R.; GALLARDO, A.; DIENER, S.; ZURBRUGG, C. Anaerobic digestion of biowaste in developing countries: practical information and case studies. Dübendorf,, Switzerland: Eawag – Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology Department of Water and Sanitation in Developing Countries (Sandec). P.O Box 611, Überlandstrasse 133, 8600. Dübendorf,, Switzerland, 2014. Disponível em: <https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/SWM/Anaerobic_Digestion/biowaste.pdf>.

WARD, A. J; HOBBS, P. J; HOLLIMAN, P. J.; JONES, D. L. Optimization of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 7928-7940, 2008.

WATERMOLEN, B. T. et al. Methane Emission, Oxidation and Collection Efficiency at a Southeastern USA Landfill. *Global Waste Management Symposium*. Veolia Environmental Services. North America Solid Waste, 2012. Disponível em <<http://dnr.wi.gov/topic/Waste/documents/swip/20121115/MethaneEmissionsUpdate.pdf>>. Acesso em 15 de abr. 2019

WORLD BANK, 2004. Handbook for the Preparation of Landfill Gas to Energy Projects in Latin America and the Caribbean. Energy Sector Management Assistance Programme paper series, Prepared by: Conestoga-Rovers & Associates, 651. Disponível em: <<https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/18081>>. Acesso em 25 de nov. 2019.

WORLD BIOENERGY ASSOCIATION – WBA. Biogas - an important renewable energy source. 2013. Disponível em: <<https://worldbioenergy.org/uploads/Factsheet%20-%20Biogas.pdf>> Acesso em 13 de set. 2019.

ZAGO, V. C. P; BARROS, R. T. V. Gestão dos resíduos sólidos orgânicos urbanos no Brasil: do ordenamento jurídico à realidade. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 24, n. 2, 2019. DOI: 10.1590/S1413-41522019181376

ZHU, B. et al. Characteristics and biogas production potential of municipal solid wastes pretreated with a rotary drum reactor. *Bioresource Technology*, [s.l.], v. 100, n. 3, p.1122- 1129, fev. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.08.024>.

APENDICE A – RESULTADOS DO SOFTWARE LANDGEM

Estimativa de emissões de gases do aterro sanitário de São Carlos, por meio do uso do software LandGEM©						
Ano	População (habitantes)	Quantidade anual de RSU enviados ao aterro (t/ano)	Emissões			
			Gás total do aterro (T/ano)	Metano (T/ano)	Dióxido de carbono (T/ano)	NMOC (T/ano)
2021	258.949	66.925	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00
2022	262.604	68.209	1,367E+03	3,651E+02	1,002E+03	1,569E+01
2023	266.310	69.518	2,680E+03	7,160E+02	1,964E+03	3,077E+01
2024	270.069	70.852	3,944E+03	1,054E+03	2,891E+03	4,528E+01
2025	273.881	72.211	5,162E+03	1,379E+03	3,783E+03	5,926E+01
2026	277.747	73.596	6,336E+03	1,692E+03	4,643E+03	7,274E+01
2027	281.667	75.008	7,470E+03	1,995E+03	5,475E+03	8,576E+01
2028	285.643	76.447	8,567E+03	2,288E+03	6,279E+03	9,836E+01
2029	289.675	77.914	9,630E+03	2,572E+03	7,057E+03	1,106E+02
2030	293.763	79.409	1,066E+04	2,847E+03	7,813E+03	1,224E+02
2031	297.910	80.932	1,166E+04	3,115E+03	8,546E+03	1,339E+02
2032	302.115	82.485	1,264E+04	3,375E+03	9,260E+03	1,451E+02
2033	306.379	84.067	1,358E+04	3,628E+03	9,956E+03	1,560E+02
2034	310.703	85.680	1,451E+04	3,876E+03	1,063E+04	1,666E+02
2035	315.089	87.324	1,541E+04	4,117E+03	1,130E+04	1,770E+02
2036	319.536	88.999	1,630E+04	4,354E+03	1,195E+04	1,872E+02
2037	324.046	90.707	1,717E+04	4,586E+03	1,258E+04	1,971E+02
2038	328.620	92.447	1,802E+04	4,814E+03	1,321E+04	2,069E+02
2039			1,886E+04	5,038E+03	1,382E+04	2,165E+02
2040			1,776E+04	4,744E+03	1,302E+04	2,039E+02
2041			1,673E+04	4,468E+03	1,226E+04	1,921E+02
2042			1,575E+04	4,208E+03	1,155E+04	1,809E+02
2043			1,484E+04	3,963E+03	1,087E+04	1,703E+02
2044			1,397E+04	3,732E+03	1,024E+04	1,604E+02
2045			1,316E+04	3,515E+03	9,644E+03	1,511E+02
2046			1,239E+04	3,310E+03	9,082E+03	1,423E+02
2047			1,167E+04	3,117E+03	8,553E+03	1,340E+02
2048			1,099E+04	2,936E+03	8,055E+03	1,262E+02
2049			1,035E+04	2,765E+03	7,586E+03	1,188E+02
2050			9,748E+03	2,604E+03	7,144E+03	1,119E+02
2051			9,180E+03	2,452E+03	6,728E+03	1,054E+02
2052			8,646E+03	2,309E+03	6,336E+03	9,926E+01
2053			8,142E+03	2,175E+03	5,967E+03	9,348E+01
2054			7,668E+03	2,048E+03	5,620E+03	8,804E+01
2055			7,222E+03	1,929E+03	5,293E+03	8,291E+01
2056			6,801E+03	1,817E+03	4,984E+03	7,808E+01

2057			6,405E+03	1,711E+03	4,694E+03	7,354E+01
2058			6,032E+03	1,611E+03	4,421E+03	6,925E+01
2059			5,681E+03	1,517E+03	4,163E+03	6,522E+01
2060			5,350E+03	1,429E+03	3,921E+03	6,142E+01
2061			5,038E+03	1,346E+03	3,693E+03	5,785E+01
2062			4,745E+03	1,267E+03	3,478E+03	5,448E+01
2063			4,469E+03	1,194E+03	3,275E+03	5,130E+01
2064			4,208E+03	1,124E+03	3,084E+03	4,832E+01
2065			3,963E+03	1,059E+03	2,905E+03	4,550E+01
2066			3,732E+03	9,970E+02	2,736E+03	4,285E+01
2067			3,515E+03	9,389E+02	2,576E+03	4,036E+01
2068			3,310E+03	8,843E+02	2,426E+03	3,801E+01
2069			3,118E+03	8,328E+02	2,285E+03	3,579E+01
2070			2,936E+03	7,843E+02	2,152E+03	3,371E+01
2071			2,765E+03	7,386E+02	2,027E+03	3,175E+01
2072			2,604E+03	6,956E+02	1,908E+03	2,990E+01
2073			2,452E+03	6,551E+02	1,797E+03	2,816E+01
2074			2,310E+03	6,169E+02	1,693E+03	2,652E+01
2075			2,175E+03	5,810E+02	1,594E+03	2,497E+01
2076			2,048E+03	5,472E+02	1,501E+03	2,352E+01
2077			1,929E+03	5,153E+02	1,414E+03	2,215E+01
2078			1,817E+03	4,853E+02	1,332E+03	2,086E+01
2079			1,711E+03	4,570E+02	1,254E+03	1,964E+01
2080			1,611E+03	4,304E+02	1,181E+03	1,850E+01
2081			1,518E+03	4,053E+02	1,112E+03	1,742E+01
2082			1,429E+03	3,817E+02	1,047E+03	1,641E+01
2083			1,346E+03	3,595E+02	9,864E+02	1,545E+01
2084			1,268E+03	3,386E+02	9,290E+02	1,455E+01
2085			1,194E+03	3,189E+02	8,749E+02	1,371E+01
2086			1,124E+03	3,003E+02	8,239E+02	1,291E+01
2087			1,059E+03	2,828E+02	7,759E+02	1,216E+01
2088			9,971E+02	2,663E+02	7,308E+02	1,145E+01
2089			9,390E+02	2,508E+02	6,882E+02	1,078E+01
2090			8,843E+02	2,362E+02	6,481E+02	1,015E+01
2091			8,328E+02	2,225E+02	6,104E+02	9,562E+00
2092			7,843E+02	2,095E+02	5,748E+02	9,005E+00
2093			7,387E+02	1,973E+02	5,414E+02	8,481E+00
2094			6,956E+02	1,858E+02	5,098E+02	7,987E+00
2095			6,551E+02	1,750E+02	4,801E+02	7,522E+00
2096			6,170E+02	1,648E+02	4,522E+02	7,084E+00
2097			5,810E+02	1,552E+02	4,258E+02	6,671E+00
2098			5,472E+02	1,462E+02	4,010E+02	6,283E+00
2099			5,153E+02	1,377E+02	3,777E+02	5,917E+00
2100			4,853E+02	1,296E+02	3,557E+02	5,572E+00
2101			4,571E+02	1,221E+02	3,350E+02	5,248E+00

2102			4,305E+02	1,150E+02	3,155E+02	4,942E+00
2103			4,054E+02	1,083E+02	2,971E+02	4,654E+00
2104			3,818E+02	1,020E+02	2,798E+02	4,383E+00
2105			3,595E+02	9,604E+01	2,635E+02	4,128E+00
2106			3,386E+02	9,044E+01	2,482E+02	3,888E+00
2107			3,189E+02	8,518E+01	2,337E+02	3,661E+00
2108			3,003E+02	8,022E+01	2,201E+02	3,448E+00
2109			2,828E+02	7,555E+01	2,073E+02	3,247E+00
2110			2,664E+02	7,115E+01	1,952E+02	3,058E+00
2111			2,508E+02	6,700E+01	1,838E+02	2,880E+00
2112			2,362E+02	6,310E+01	1,731E+02	2,712E+00
2113			2,225E+02	5,943E+01	1,631E+02	2,554E+00
2114			2,095E+02	5,597E+01	1,536E+02	2,406E+00
2115			1,973E+02	5,271E+01	1,446E+02	2,265E+00
2116			1,858E+02	4,964E+01	1,362E+02	2,134E+00
2117			1,750E+02	4,675E+01	1,283E+02	2,009E+00
2118			1,648E+02	4,402E+01	1,208E+02	1,892E+00
2119			1,552E+02	4,146E+01	1,138E+02	1,782E+00
2120			1,462E+02	3,905E+01	1,071E+02	1,678E+00

Potencial energético obtido anualmente para o aterro sanitário de São Carlos			
Ano	Vazão de metano (m³/ano)	Potência Disponível (kW)	Energia Disponível (kWh/ano)
2022	5,473E+05	111,82	7,836E+02
2023	1,073E+06	219,27	1,537E+03
2024	1,579E+06	322,65	2,261E+03
2025	2,067E+06	422,23	2,959E+03
2026	2,537E+06	518,29	3,632E+03
2027	2,991E+06	611,07	4,282E+03
2028	3,430E+06	700,81	4,911E+03
2029	3,855E+06	787,72	5,520E+03
2030	4,268E+06	872,02	6,111E+03
2031	4,669E+06	953,91	6,685E+03
2032	5,059E+06	1033,58	7,243E+03
2033	5,439E+06	1111,20	7,787E+03
2034	5,809E+06	1186,95	8,318E+03
2035	6,172E+06	1260,98	8,837E+03
2036	6,526E+06	1333,44	9,345E+03
2037	6,874E+06	1404,49	9,843E+03
2038	7,216E+06	1474,25	1,033E+04
2039	7,551E+06	1542,85	1,081E+04
2040	7,112E+06	1453,00	1,018E+04
2041	6,697E+06	1368,39	9,590E+03
2042	6,307E+06	1288,70	9,031E+03
2043	5,940E+06	1213,65	8,505E+03
2044	5,594E+06	1142,97	8,010E+03
2045	5,268E+06	1076,41	7,543E+03
2046	4,962E+06	1013,73	7,104E+03
2047	4,673E+06	954,69	6,690E+03
2048	4,401E+06	899,09	6,301E+03
2049	4,144E+06	846,73	5,934E+03
2050	3,903E+06	797,42	5,588E+03
2051	3,676E+06	750,99	5,263E+03
2052	3,462E+06	707,25	4,956E+03
2053	3,260E+06	666,06	4,668E+03
2054	3,070E+06	627,28	4,396E+03
2055	2,891E+06	590,75	4,140E+03
2056	2,723E+06	556,34	3,899E+03
2057	2,564E+06	523,95	3,672E+03
2058	2,415E+06	493,43	3,458E+03
2059	2,274E+06	464,70	3,257E+03

2060	2,142E+06	437,64	3,067E+03
2061	2,017E+06	412,15	2,888E+03
2062	1,900E+06	388,15	2,720E+03
2063	1,789E+06	365,54	2,562E+03
2064	1,685E+06	344,26	2,413E+03
2065	1,587E+06	324,21	2,272E+03
2066	1,494E+06	305,33	2,140E+03
2067	1,407E+06	287,55	2,015E+03
2068	1,325E+06	270,80	1,898E+03
2069	1,248E+06	255,03	1,787E+03
2070	1,176E+06	240,18	1,683E+03
2071	1,107E+06	226,19	1,585E+03
2072	1,043E+06	213,02	1,493E+03
2073	9,819E+05	200,61	1,406E+03
2074	9,247E+05	188,93	1,324E+03
2075	8,709E+05	177,93	1,247E+03
2076	8,201E+05	167,57	1,174E+03
2077	7,724E+05	157,81	1,106E+03
2078	7,274E+05	148,62	1,042E+03
2079	6,850E+05	139,96	9,809E+02
2080	6,452E+05	131,81	9,237E+02
2081	6,076E+05	124,14	8,700E+02
2082	5,722E+05	116,91	8,193E+02
2083	5,389E+05	110,10	7,716E+02
2084	5,075E+05	103,69	7,266E+02
2085	4,779E+05	97,65	6,843E+02
2086	4,501E+05	91,96	6,445E+02
2087	4,239E+05	86,61	6,069E+02
2088	3,992E+05	81,56	5,716E+02
2089	3,760E+05	76,81	5,383E+02
2090	3,541E+05	72,34	5,070E+02
2091	3,334E+05	68,13	4,774E+02
2092	3,140E+05	64,16	4,496E+02
2093	2,957E+05	60,42	4,235E+02
2094	2,785E+05	56,91	3,988E+02
2095	2,623E+05	53,59	3,756E+02
2096	2,470E+05	50,47	3,537E+02
2097	2,326E+05	47,53	3,331E+02
2098	2,191E+05	44,76	3,137E+02
2099	2,063E+05	42,16	2,954E+02
2100	1,943E+05	39,70	2,782E+02
2101	1,830E+05	37,39	2,620E+02
2102	1,723E+05	35,21	2,468E+02
2103	1,623E+05	33,16	2,324E+02

2104	1,529E+05	31,23	2,189E+02
2105	1,440E+05	29,41	2,061E+02
2106	1,356E+05	27,70	1,941E+02
2107	1,277E+05	26,09	1,828E+02
2108	1,202E+05	24,57	1,722E+02
2109	1,132E+05	23,14	1,621E+02
2110	1,066E+05	21,79	1,527E+02
2111	1,004E+05	20,52	1,438E+02
2112	9,458E+04	19,32	1,354E+02
2113	8,908E+04	18,20	1,275E+02
2114	8,389E+04	17,14	1,201E+02
2115	7,900E+04	16,14	1,131E+02
2116	7,440E+04	15,20	1,065E+02
2117	7,007E+04	14,32	1,003E+02
2118	6,599E+04	13,48	9,448E+01

APENDICE B – RESULTADOS ENERGÉTICO DOS BIOMETANIZADORES

CENÁRIO 1											
Ano	População (habitantes)	Quantidade anual de RSU enviados ao aterro (t/ano)	RSU Organico (t/ano)	Produção per capita de ROD (kg/hab*dia)	Massa diária ROD (BS) (kg/dia)	Massa diária DQO (BS) (kg DQO/dia)	Massa de gás metano (kg/dia)	Volume de gás metano (m ³ /dia)	Potência (kW/dia)	Volume de metano (m ³ /ano)	Energia (mW)
2022	262604	68.209	2.558	0,010	532,59	159,78	31,96	48,42	56,46	1,77E+04	445,12
2023	266310	69.518	3.476	0,014	723,75	217,12	43,42	65,80	76,72	2,40E+04	604,88
2024	270069	70.852	5.314	0,020	1106,45	331,93	66,39	100,59	117,29	3,67E+04	924,72
2025	273881	72.211	7.221	0,027	1503,57	451,07	90,21	136,69	159,39	4,99E+04	1256,62
2026	277747	73.596	9.200	0,034	1915,52	574,66	114,93	174,14	203,06	6,36E+04	1600,91
2027	281667	75.008	11.251	0,042	2342,72	702,82	140,56	212,97	248,34	7,77E+04	1957,95
2028	285643	76.447	12.423	0,045	2586,64	775,99	155,20	235,15	274,20	8,58E+04	2161,81
2029	289675	77.914	13.635	0,049	2839,06	851,72	170,34	258,10	300,96	9,42E+04	2372,77
2030	293763	79.409	14.889	0,053	3100,20	930,06	186,01	281,84	328,64	1,03E+05	2591,02
2031	297910	80.932	16.186	0,057	3370,33	1011,10	202,22	306,39	357,28	1,12E+05	2816,78
2032	302115	82.485	17.528	0,060	3649,68	1094,90	218,98	331,79	386,89	1,21E+05	3050,25
2033	306379	84.067	18.915	0,064	3938,50	1181,55	236,31	358,05	417,51	1,31E+05	3291,64
2034	310703	85.680	20.349	0,068	4237,07	1271,12	254,22	385,19	449,16	1,41E+05	3541,17
2035	315089	87.324	21.831	0,072	4545,64	1363,69	272,74	413,24	481,87	1,51E+05	3799,06
2036	319536	88.999	23.362	0,076	4864,49	1459,35	291,87	442,23	515,67	1,61E+05	4065,54
2037	324046	90.707	25.322	0,081	5272,60	1581,78	316,36	479,33	558,93	1,75E+05	4406,62
2038	328620	92.447	27.349	0,087	5694,58	1708,37	341,67	517,69	603,66	1,89E+05	4759,29

CENÁRIO 2											
Ano	População (habitantes)	Quantidade anual de RSU enviados ao aterro (t/ano)	RSU Organico (t/ano)	Produção per capita de ROD (kg/hab*dia)	Massa diária ROD (BS) (kg/dia)	Massa diária DQO (BS) (kg DQO/dia)	Massa de gás metano (kg/dia)	Volume de gás metano (m ³ /dia)	Potência (kW/dia)	Volume de metano (m ³ /ano)	Energia (mW)
2022	262604	68.209	4.547	0,018	4734,15	946,83	56,81	86,08	100,37	3,14E+04	791,32
2023	266310	69.518	9.269	0,036	9649,96	1929,99	115,80	175,45	204,59	6,40E+04	1613,01
2024	270069	70.852	14.170	0,055	14752,65	2950,53	177,03	268,23	312,78	9,79E+04	2465,93
2025	273881	72.211	19.256	0,073	20047,58	4009,52	240,57	364,50	425,04	1,33E+05	3350,99
2026	277747	73.596	24.532	0,092	25540,25	5108,05	306,48	464,37	541,49	1,69E+05	4269,10
2027	281667	75.008	30.003	0,111	31236,29	6247,26	374,84	567,93	662,25	2,07E+05	5221,20
2028	285643	76.447	35.675	0,130	37141,50	7428,30	445,70	675,30	787,45	2,46E+05	6208,27
2029	289675	77.914	41.554	0,149	43261,80	8652,36	519,14	786,58	917,21	2,87E+05	7231,29
2030	293763	79.409	47.645	0,169	49603,27	9920,65	595,24	901,88	1051,66	3,29E+05	8291,27
2031	297910	80.932	53.955	0,189	56172,14	11234,43	674,07	1021,31	1190,93	3,73E+05	9389,27
2032	302115	82.485	60.489	0,208	62974,80	12594,96	755,70	1145,00	1335,15	4,18E+05	10526,35
2033	306379	84.067	67.254	0,229	70017,81	14003,56	840,21	1273,05	1484,47	4,65E+05	11703,60
2034	310703	85.680	74.256	0,249	77307,89	15461,58	927,69	1405,60	1639,03	5,13E+05	12922,20
2035	315089	87.324	81.503	0,269	84851,92	16970,38	1018,22	1542,76	1798,98	5,63E+05	14183,15
2036	319536	88.999	88.999	0,290	92656,97	18531,39	1111,88	1684,67	1964,46	6,15E+05	15487,77
2037	324046	90.707	90.707	0,291	94434,63	18886,93	1133,22	1716,99	2002,15	6,27E+05	15784,91
2038	328620	92.447	92.447	0,293	96246,39	19249,28	1154,96	1749,93	2040,56	6,39E+05	16087,75

CENÁRIO 3											
Ano	População (habitantes)	Quantidade anual de RSU enviados ao aterro (t/ano)	RSU Organico (t/ano)	Produção per capita de ROD (kg/hab*dia)	Massa diária ROD (BS) (kg/dia)	Massa diária DQO (BS) (kg DQO/dia)	Massa de gás metano (kg/dia)	Volume de gás metano (m ³ /dia)	Potência (kW/dia)	Volume de metano (m ³ /ano)	Energia (mW)
2022	262604	68.209	6.821	0,027	1420,25	426,07	85,21	129,11	150,56	4,71E+04	1186,98
2023	266310	69.518	13.904	0,054	2894,99	868,50	173,70	263,18	306,89	9,61E+04	2419,51
2024	270069	70.852	21.255	0,082	4425,79	1327,74	265,55	402,34	469,16	1,47E+05	3698,90
2025	273881	72.211	28.884	0,110	6014,27	1804,28	360,86	546,75	637,55	2,00E+05	5026,48
2026	277747	73.596	36.798	0,138	7662,07	2298,62	459,72	696,55	812,23	2,54E+05	6403,65
2027	281667	75.008	45.005	0,166	9370,89	2811,27	562,25	851,90	993,38	3,11E+05	7831,80
2028	285643	76.447	53.513	0,195	11142,45	3342,74	668,55	1012,95	1181,18	3,70E+05	9312,40
2029	289675	77.914	62.331	0,224	12978,54	3893,56	778,71	1179,87	1375,82	4,31E+05	10846,93
2030	293763	79.409	71.468	0,253	14880,98	4464,29	892,86	1352,82	1577,49	4,94E+05	12436,91
2031	297910	80.932	80.932	0,283	16851,64	5055,49	1011,10	1531,97	1786,39	5,59E+05	14083,91
2032	302115	82.485	82.485	0,284	17174,95	5152,48	1030,50	1561,36	1820,66	5,70E+05	14354,11
2033	306379	84.067	84.067	0,286	17504,45	5251,34	1050,27	1591,31	1855,59	5,81E+05	14629,50
2034	310703	85.680	85.680	0,287	17840,28	5352,08	1070,42	1621,84	1891,19	5,92E+05	14910,17
2035	315089	87.324	87.324	0,289	18182,55	5454,77	1090,95	1652,96	1927,48	6,03E+05	15196,23
2036	319536	88.999	88.999	0,290	18531,39	5559,42	1111,88	1684,67	1964,46	6,15E+05	15487,77
2037	324046	90.707	90.707	0,291	18886,93	5666,08	1133,22	1716,99	2002,15	6,27E+05	15784,91
2038	328620	92.447	92.447	0,293	19249,28	5774,78	1154,96	1749,93	2040,56	6,39E+05	16087,75

APENDICE C – RESULTADOS ECONÔMICOS PARA O ATERRO SANITÁRIO

Potência ótima	
675	kw

Motor de combustão interna (MCI)			
I	11,73	milhões	R\$

Aterro			
I	11734395	reais	R\$
C & M	586719,8	reais	R\$
total	12321115	reais	R\$

VPL (P = 675 kW)		
Ano	Aterro sanitário	
	Energia (MW)	VPL (ano)
2022	784	445713,937
2023	1.537	837209,110
2024	2.261	1151623,152
2025	2.959	1400499,712
2026	3.632	1593793,496
2027	4.282	1740081,904
2028	4.911	1846748,871
2029	5.520	1920144,533
2030	6.111	1965723,886
2031	6.685	1988167,169
2032	7.243	1991484,374
2033	7.787	1979105,954
2034	8.318	1953961,525
2035	8.837	1918548,160
2036	9.345	1874989,606
2037	9.843	1825087,643
2038	10.332	1770366,596
	soma	28203249,627
	VPL	15266078,602

APENDICE D – RESULTADOS ECONÔMICOS PARA O BIOMETANIZADOR

➤ SITUAÇÃO A:

Potência ótima (cenário 1)		Potência ótima (cenário 2)		Potência ótima (cenário 3)	
56	kw	100,37	kw	150,56	kw

Motor de combustão interna (MCI)			
I	1,918732	milhões	R\$
I	2,62232	milhões	R\$
I	3,418198	milhões	R\$

Cenário 1			
Digestor Anaeróbio			
tritador	354182,4	reais	R\$
segregador	7969,104	reais	R\$
biodigestor	0,383746	reais	R\$
total	745898	reais	R\$

Cenário 2			
Digestor Anaeróbio			
tritador	865781,2	reais	R\$
segregador	14698,57	reais	R\$
biodigestor	0,524464	reais	R\$
total	1404944	reais	R\$

Cenário 3			
Digestor Anaeróbio			
tritador	865781,2	reais	R\$
segregador	14698,57	reais	R\$
biodigestor	0,68364	reais	R\$
total	1564119	reais	R\$

VPL (2022) – SITUAÇÃO A						
Ano	Cenário 1 (P = 56kW)		Cenário 2 (P = 100,37 kW)		Cenário 3 (P = 150,56 kW)	
	Energia (MW)	VPL (ano)	Energia (MW)	VPL (ano)	Energia (MW)	VPL (ano)
2022	445	264958,754	791	472966,658	1.187	712326,435
2023	605	335046,965	1.613	901186,677	2.420	1354437,488
2024	925	476487,076	2.466	1277771,988	3.699	1919113,150
2025	1.257	600261,445	3.351	1607293,440	5.026	2413208,423
2026	1.601	707951,243	4.269	1893964,081	6.404	2843041,707
2027	1.958	801013,197	5.221	2141665,364	7.832	3214434,101
2028	2.162	817553,650	6.208	2353971,512	9.312	3532745,936
2029	2.373	829428,453	7.231	2534172,162	10.847	3802910,745
2030	2.591	837126,276	8.291	2685293,421	12.437	4029466,833
2031	2.817	841094,613	9.389	2810117,424	14.084	4216586,614
2032	3.050	841742,930	10.526	2911200,513	14.354	3970445,957
2033	3.292	839445,575	11.704	2990890,121	14.630	3738671,520
2034	3.541	834544,492	12.922	3051340,457	14.910	3520424,967
2035	3.799	827351,721	14.183	3094527,066	15.196	3314916,866
2036	4.066	818151,732	15.488	3122260,355	15.488	3121403,846
2037	4.407	819467,385	15.785	2939977,209	15.785	2939185,904
2038	4.759	817838,038	16.088	2768334,944	16.088	2767603,878
	soma	12309463,547	soma	39556933,390	soma	51410924,371
	VPL	9245138,832	VPL	34929587,500	VPL	45681259,860

➤ **SITUAÇÃO B**

Potência ótima (cenário 1)		Potência ótima (cenário 2)		Potência ótima (cenário 3)	
328,64	kw	1051,66	kw	1577,49	kw

Motor de combustão interna (MCI)			
I	6,242064108	milhões	R\$
I	17,70720279	milhões	R\$
I	26,04544222	milhões	R\$

Cenário 1			
Digestor Anaeróbio			
tritador	354182,4	reais	R\$
segregador	7969,104	reais	R\$
biodigestor	1,248412822	reais	R\$
total	1610564,326	reais	R\$

Cenário 2			
Digestor Anaeróbio			
tritador	865781,1677	reais	R\$

segregador	14698,5696	reais	R\$
biodigestor	3,541440558	reais	R\$
total	4421920,296	reais	R\$
Cenário 3			
Digestor Anaeróbio			
tritador	865781,1677	reais	R\$
segregador	14698,5696	reais	R\$
biodigestor	5,209088445	reais	R\$
total	6089568,182	reais	R\$

VPL (2030) – SITUAÇÃO B						
Ano	Cenário 1 (P = 328,64 kW)		Cenário 2 (P = 1051,66 kW)		Cenário 3 (P = 1577,5 kW)	
	Energia (MW)	VPL (ano)	Energia (MW)	VPL (ano)	Energia (MW)	VPL (ano)
2022	445	250861,545	791	423778,962	1.187	638545,150
2023	605	322022,937	1.613	855743,499	2.420	1286272,960
2024	925	464454,530	2.466	1235788,269	3.699	1856137,791
2025	1.257	589144,902	3.351	1568505,821	5.026	2355027,197
2026	1.601	697680,970	4.269	1858129,251	6.404	2789289,651
2027	1.958	791524,770	5.221	2108558,537	7.832	3164774,034
2028	2.162	808787,550	6.208	2323385,012	9.312	3486866,348
2029	2.373	821329,691	7.231	2505914,125	10.847	3760523,838
2030	2.591	829644,050	8.291	2659186,587	12.437	3990306,719
2031	2.817	834181,987	9.389	2785998,028	14.084	4180407,647
2032	3.050	835356,542	10.526	2888917,257	14.354	3937021,191
2033	3.292	833545,365	11.704	2970303,226	14.630	3707791,285
2034	3.541	829093,448	12.922	3032320,782	14.910	3491895,555
2035	3.799	822315,649	14.183	3076955,305	15.196	3288559,317
2036	4.066	813499,042	15.488	3106026,281	15.488	3097052,821
2037	4.407	815168,891	15.785	2924978,989	15.785	2916688,653
2038	4.759	813866,776	16.088	2754478,495	16.088	2746819,278
	soma	12172478,644	soma	39078968,425	soma	50693979,436
	VPL	3141955,945	VPL	13672466,565	VPL	13738717,470

➤ **SITUAÇÃO C**

Potência ótima (cenário 1)		Potência ótima (cenário 2)		Potência ótima (cenário 3)	
603,66	kw	2040,56	kw	2040,56	kw

Motor de combustão interna (MCI)			
I	10,60314	milhões	R\$
I	33,38848	milhões	R\$
I	33,38848	milhões	R\$

Cenário 1			
Digestor Anaeróbio			
tritador	354182,4	reais	R\$
segregador	7969,104	reais	R\$
biodigestor	2,120627	reais	R\$
total	2482779	reais	R\$

Cenário 2			
Digestor Anaeróbio			
tritador	865781,2	reais	R\$
segregador	14698,57	reais	R\$
biodigestor	6,677696	reais	R\$
total	7558175	reais	R\$

Cenário 3			
Digestor Anaeróbio			
tritador	865781,2	reais	R\$
segregador	14698,57	reais	R\$
biodigestor	6,677696	reais	R\$
total	7558175	reais	R\$

VPL (2038) – SITUAÇÃO C						
Ano	Cenário 1 (P = 603,66 kW)		Cenário 2 (P = 2040,56 kW)		Cenário 3 (P = 2040,56 kW)	
	Energia (MW)	VPL (ano)	Energia (MW)	VPL (ano)	Energia (MW)	VPL (ano)
2022	445	236641,276	791	372646,592	1.187	614601,509
2023	605	308885,216	1.613	808503,689	2.420	1264152,079
2024	925	452316,946	2.466	1192144,690	3.699	1835700,910
2025	1.257	577931,317	3.351	1528184,702	5.026	2336146,117
2026	1.601	687321,043	4.269	1820877,663	6.404	2771845,933
2027	1.958	781953,515	5.221	2074142,805	7.832	3148658,257
2028	2.162	799944,927	6.208	2291589,251	9.312	3471977,417
2029	2.373	813160,232	7.231	2476538,884	10.847	3746768,359
2030	2.591	822096,507	8.291	2632047,598	12.437	3977598,406
2031	2.817	827209,018	9.389	2760925,053	14.084	4168666,781
2032	3.050	828914,404	10.526	2865753,015	14.354	3926174,123
2033	3.292	827593,649	11.704	2948902,411	14.630	3697769,974
2034	3.541	823594,819	12.922	3012549,150	14.910	3482637,137
2035	3.799	817235,615	14.183	3058688,830	15.196	3280005,715
2036	4.066	808805,736	15.488	3089150,381	15.488	3089150,381
2037	4.407	810832,873	15.785	2909387,802	15.785	2909387,802
2038	4.759	809860,847	16.088	2740074,221	16.088	2740074,221
	soma	12034297,937	soma	38582106,738	soma	50461315,120
	VPL	-3014504,433	VPL	-8424601,334	VPL	3372663,701