

UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL
ÁREA DO CONHECIMENTO DE CIÊNCIAS EXATAS
E ENGENHARIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
E CIÊNCIAS AMBIENTAIS - PPGECAM

FRANCIS ANDRÉ TRICHES BARBOSA

AVALIAÇÃO DA GERAÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DO
TRATAMENTO ANAERÓBIO DE LIXIVIADO FRESCO,
PROVENIENTE DAS COLETAS DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS: UM ESTUDO DE CASO EM MUNICÍPIOS DO RS

Projeto RSUP

CAXIAS DO SUL

2025

FRANCIS ANDRÉ TRICHES BARBOSA

**AVALIAÇÃO DA GERAÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DO
TRATAMENTO ANAERÓBIO DE LIXIVIADO FRESCO,
PROVENIENTE DAS COLETAS DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS: UM ESTUDO DE CASO EM MUNICÍPIOS DO RS**

Projeto RSUP

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, da Universidade de Caxias do Sul, como requisito para obtenção de grau de Mestre em Engenharia e Ciências Ambientais com a orientação do Prof. Dr. Lademir Luiz Beal.

CAXIAS DO SUL

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Universidade de Caxias do Sul
Sistema de Bibliotecas UCS - Processamento Técnico

B238a Barbosa, Francis André Triches

Avaliação da geração de biogás a partir do tratamento anaeróbio de
lixiviado fresco, proveniente das coletas de resíduos sólidos urbanos [recurso
eletrônico] : um estudo de caso em municípios do RS / Francis André Triches
Barbosa. – 2025.

Dados eletrônicos.

Dissertação (Mestrado) - Universidade de Caxias do Sul, Programa de
Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, 2025.

Orientação: Lademir Luiz Beal.

Modo de acesso: World Wide Web

Disponível em: <https://repositorio.ucs.br>

1. Biogás. 2. Digestão anaeróbia. 3. Líquido percolado. 4. Resíduos
sólidos - Rio Grande do Sul - Estudo de caso. I. Beal, Lademir Luiz, orient.
II. Título.

CDU 2. ed.: 662.767.2

FRANCIS ANDRÉ TRICHES BARBOSA

**AVALIAÇÃO DA GERAÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DO
TRATAMENTO ANAERÓBIO DE LIXIVIADO FRESCO,
PROVENIENTE DAS COLETAS DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS: UM ESTUDO DE CASO EM MUNICÍPIOS DO RS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, da Universidade de Caxias do Sul, como requisito para obtenção de grau de Mestre em Engenharia e Ciências Ambientais com a orientação do Prof. Dr. Lademir Luiz Beal.

Dissertação apresentada a banca examinadora e aprovada no dia 19/09/2025.

Banca Examinadora

Prof. Dr. Lademir Luiz Beal – Orientador
Universidade de Caxias do Sul - PPGECAM

Prof^ª. Dra. Renata Cornelli - Banca
Universidade de Caxias do Sul - PPGECAM

Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda - Banca
Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

Prof^ª. Me. Ana Paula Rodrigues Tôrres - Banca
Petróleo Brasileiro S.A. – PETROBRAS/CENPES

AGRADECIMENTOS

Agradeço, com todo o meu coração, aos meus pais, Francisco Alberi Barbosa e Juçara Triches Barbosa, por todo o amor, dedicação e apoio incondicional ao longo da minha vida. Vocês sempre foram meu alicerce e inspiração, e essa conquista também é de vocês.

À minha namorada, Karine Sebben, minha eterna gratidão, seu amor, paciência e presença constante foram fundamentais para que eu superasse os desafios dessa jornada. Você foi meu refúgio e minha motivação diária, sua paciência, seu carinho e a fé inabalável que sempre teve em mim foram combustíveis essenciais para que eu seguisse firme nesta caminhada.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Lademir Luiz Beal, obrigado por acreditar no meu potencial desde o início e por me oferecer liberdade nos laboratórios, orientação e confiança. Sua amizade e generosidade fizeram toda a diferença, mais do que um orientador, você se tornou um grande amigo, e com certeza levarei a sua amizade e suas lições para a vida toda.

Agradeço também às colegas Isadora Gradaschi Zambon e Gabriela Tavares Santiago pela parceria nos laboratórios e nos auxílios nos experimentos, e ao Jéferson Luiz Alba pelas trocas valiosas sobre reatores UASBs e apoio técnico ao longo do projeto, sempre acompanhado de um bom café no LATAM.

Sou grato à AMESNE – Associação dos Municípios da Encosta Superior do Nordeste do Rio Grande do Sul, ao COREDE SERRA – Conselho Regional de Desenvolvimento da Serra e ao CISGA – Consórcio Intermunicipal de Desenvolvimento Sustentável da Serra Gaúcha, pelo financiamento e apoio ao projeto, e a todos que, de alguma forma, contribuíram para esta realização. Cada gesto fez a diferença.

SUMÁRIO

RESUMO	15
ABSTRACT	16
1. INTRODUÇÃO	17
2. OBJETIVOS	19
2.1 Objetivo Geral	19
2.2 Objetivos Específicos	19
2.3 Justificativa.....	20
3. REFERENCIAL TEÓRICO	23
3.1 Crescimento populacional e impactos na geração de resíduos.....	23
3.2 Matriz energética	27
3.2.1 Matriz energética mundial.....	27
3.2.2 Matriz energética brasileira	28
3.3 Resíduos sólidos urbanos - RSU	30
3.3.1 Disposição final dos RSU.....	34
3.3.2 Lixiviado de RSU	37
3.3.3 Lixiviado: Abordagens diversificadas de tratabilidade	39
3.4 Digestão anaeróbia	43
3.4.1 Atividade Metanogênica Específica – AME	49
3.4.2 Teste do potencial bioquímico de metano – BMP.....	51
3.5 Biodigestores e biorreatores anaeróbios	55
3.5.1 Reator de manta de lodo anaeróbio de fluxo ascendente - UASB.....	57
3.6 Biogás	62
4. METODOLOGIA	65
4.1 ETAPA 1	66
4.1.1 Caracterização do lixiviado fresco proveniente das coletas de RSU.....	66
4.2 ETAPA 2	70
4.2.1 Teste da atividade metanogênica específica (AME)	71
4.2.2 Teste do potencial bioquímico de metano (BMP).	74
4.2.3 Caracterização do lodo anaeróbio de reator UASB.....	75

4.2.3.1	Velocidade de sedimentação do lodo anaeróbio.....	76
4.2.3.2	Tamanho de partícula do lodo anaeróbio	78
4.3	ETAPA 3	79
4.3.1	Reator UASB piloto em regime de fluxo contínuo	79
4.3.2	Análises de monitoramento do reator UASB piloto.....	81
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	84
5.1	ETAPA 1	84
5.2	ETAPA 2	94
5.2.1	Teste da atividade metanogênica específica (AME)	104
5.2.2	Caracterização do lodo anaeróbio de reator UASB.....	106
5.2.2.1	Concentração de sólidos no lodo anaeróbio	107
5.2.2.2	Tamanho de partícula do lodo anaeróbio	108
5.2.2.3	Velocidade de sedimentação do lodo anaeróbio.....	109
5.3	ETAPA 3	111
5.3.1	Teste de fluxo contínuo em reator UASB piloto	111
5.3.1.1	Análise de pH no reator UASB piloto	112
5.3.1.2	Remoção DQO e produção biogás no reator UASB piloto	113
5.3.1.3	Análises de sólidos no reator UASB piloto	117
5.3.1.4	Análises de alcalinidade e ácidos voláteis no reator UASB piloto.....	120
5.3.1.5	Análises cromatográficas de AGV no reator UASB piloto.....	127
6.	CONCLUSÕES.....	133
7.	SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS.....	135
	REFERÊNCIAS	136

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Poder calorífico inferior, conforme pureza do biogás produzido.	64
Tabela 2. Poder calorífico inferior, conforme tipo de gás utilizado.	64
Tabela 3. Estatísticas Municipais: Área, população, PIB e RSU	68
Tabela 4. Composição das amostras de lixiviado fresco de RSU.	69
Tabela 5. Composição da solução nutritiva utilizada nos reatores anaeróbicos.....	72
Tabela 6. Caracterização do lodo anaeróbio de reator UASB.	107

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Parâmetros e metodologias da caracterização do lixiviado fresco.	70
Quadro 2. Parâmetros e metodologias da caracterização do lodo anaeróbio.	75
Quadro 3. Parâmetros operacionais do reator UASB piloto.	81
Quadro 4. Parâmetros e metodologias no monitoramento do reator UASB piloto.	81

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Matriz energética mundial (ano base 2022).....	28
Figura 2. Matriz energética brasileira (ano base 2024).....	29
Figura 3. Composição dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)	32
Figura 4. Geração de RSU no Brasil, dividido em regiões (kg/hab./d).....	34
Figura 5. Disposição e tratamento de RSU em países do mundo (2011/17).....	35
Figura 6. Disposição final de RSU adequada x inadequada no Brasil (t/ano)	36
Figura 7. Esquema das etapas e rotas da digestão anaeróbia	47
Figura 8. Teste da AME em reator anaeróbio de bancada	50
Figura 9. Biodigestor tipo canadense	55
Figura 10. Biorreator tipo CSTR.....	56
Figura 11. Desenho esquemático do funcionamento do reator UASB.....	57
Figura 12. Fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa	65
Figura 13. Municípios participantes do projeto.....	67
Figura 14. Reatores de bancada New Brunswick BioFlo/CelliGen 115	71
Figura 15. Cromatógrafo a gás Dani Master GC.....	73
Figura 16. Torre de sedimentação de sólidos	77
Figura 17. Analisador de partícula Horiba LA – 950 V2	78
Figura 18. Reator UASB piloto para o teste de fluxo contínuo.....	80
Figura 19. Cromatógrafo GC/MS – FID Shimadzu GC 2010 plus	83
Figura 20. Volume de metano produzido na AME do lodo anaeróbio – 7 dias	105
Figura 21. Percentual de metano e gás carbônico na AME do lodo anaeróbio.....	106
Figura 22. Coleta do lodo do reator UASB na UCS - Fazenda Escola	106
Figura 23. Tamanho de partícula, pelo Horiba LA – 950 V2. Fonte: O autor, 2022.	109
Figura 24. Resultado de velocidade de sedimentação do lodo anaeróbio	110
Figura 25. Amostras completas e simples do estudo em fluxo contínuo	111
Figura 26. Resultados de pH de entrada e saída do lixiviado fresco no reator UASB.....	112
Figura 27. Concentração de DQO na entrada e saída do reator UASB e sua eficiência...	113
Figura 28. Volume de produção de biogás.....	114
Figura 29. Concentração de metano e dióxido de carbono no biogás produzido.....	116

Figura 30. Concentração de sólidos sedimentáveis na entrada e saída do reator UASB ..	118
Figura 31. Concentração de sólidos totais no reator UASB	119
Figura 32. Concentração de sólidos suspensos no reator UASB	120
Figura 33. Resultados de alcalinidade parcial, intermediária e total	122
Figura 34. Relação AV/AT na entrada e saída do reator UASB	123
Figura 35. Concentração de Ácidos Voláteis (AV) na entrada e saída do reator UASB ..	124
Figura 36. Remoção de DQO, AV e sua contribuição na remoção de DQO	126
Figura 37. Concentração de AGV na entrada e saída do reator UASB.....	127
Figura 38. Comparação da concentração de ácido acético (Entrada/Saída).....	129
Figura 39. Comparação da concentração de ácido propiônico (Entrada/Saída).....	130
Figura 40. Comparação da concentração de ácido isobutírico (Entrada/Saída).....	130
Figura 41. Comparação da concentração de ácido butírico (Entrada/Saída).....	130
Figura 42. Comparação da concentração de ácido isovalérico (Entrada/Saída)	131
Figura 43. Comparação da concentração de ácido valérico (Entrada/Saída)	131

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SIMBOLOS

%	Porcentagem
[SV]	Concentração sólidos voláteis
A.C.	Antes de cristo
AGVs	Ácidos graxos voláteis
AME	Atividade metanogênica específica
AT	Alcalinidade Total
AVs	Ácidos voláteis
AV/AT	Ácidos voláteis/alcalinidade total
BMP	Biochemical methane potential
BOD	Biochemical oxygen demand
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de carbono
COD	Chemical oxygen demand
CSTR	Reator contínuo de tanque agitado
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DIN	Instituto alemão para normatização
DNA	Ácido desoxirribonucleico
DQO	Demanda química de oxigênio
FID	Detector de ionização de chama
g	Gramas
g/L	Gramas/litro
g/SV	Gramas/sólidos voláteis
g/SV.h	Gramas/sólidos voláteis hora
GC	Cromatografia gasosa
GW	Gigawatts
H ₂ O	Água
Hab.	Habitantes
HCO ₃	Bicarbonato

HNO ₃	Ácido Nítrico
IBGE	Instituto brasileiro de geografia e estatística
IWA	International water association
Kcal	Quilocaloria
Kg/d	Quilograma/dia
Kg/hab./d	Quilograma/habitante/dia
Kg/m ³	Quilograma/metro cúbico
Kg/Nm ³	Quilograma/normal metro cúbico
KWh	Quilowatts hora
L	Litro
LATAM	Laboratório de tecnologia ambiental
mg	Miligrama
mg/L	Miligrama/litro
mL	Mililitro
mL/min	Mililitro/minuto
MSW	Municipal solid waste
mSV	Massa sólidos voláteis
N	Normalidade
NaOH	Hidróxido de sódio
NBR	Norma brasileira de regulamentação
NH ₃	Amônia
Nmol	Normal molaridade
NTP	Normal temperature and pressure
O ₂	Oxigênio
°C	Graus celsius
pH	Potencial de hidrogênio
PNRS	Política nacional de resíduos sólidos
R ²	Coeficiente de determinação
RSU	Resíduos sólidos urbanos
qPCR	Reação em cadeia da polimerase em tempo real
S ₀	Concentração de matéria orgânica (DQO/DBO ₅)

S ₀ /SV	Concentração de matéria orgânica (DQO/DBO ₅)/concentração de sólidos voláteis
S ₂	Sulfeto
SILUBESA	Simpósio luso-brasileiro de engenharia sanitária e ambiental
SMA	Specific methanogenic activity
SMWW	Standard methods for the examination of water and wastewater
SO ₄	Sulfato
SSV	Sólidos suspensos voláteis
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
t/ano	Tonelada/ano
TCD	Thermal conductivity detector
UASB	Reator anaeróbio de fluxo ascendente
V	Volume
VDI	Associação de engenheiros alemães
VFA	Volatile fatty acids
VS	Volatile solid

RESUMO

A gestão adequada do lixiviado proveniente de resíduos sólidos urbanos (RSU) representa um desafio técnico e ambiental, especialmente devido à sua elevada carga orgânica e variabilidade composicional. Nesse cenário, tecnologias de tratamento de baixo custo e alta eficiência, como os reatores anaeróbios, têm sido amplamente estudadas. A digestão anaeróbia, além de promover a remoção de matéria orgânica, permite a geração de biogás como fonte alternativa de energia. Contudo, a aplicação desse processo ao lixiviado fresco requer etapas de adaptação da biomassa e controle rigoroso das condições operacionais. Este estudo teve como objetivo avaliar o desempenho de um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB), em escala laboratorial, operando em regime contínuo com lixiviado fresco de RSU como substrato. A pesquisa foi dividida em três etapas experimentais. Na Etapa 1, caracterizou-se o lixiviado proveniente da coleta urbana de 16 municípios da região nordeste do Rio Grande do Sul. As análises físico-químicas indicaram elevada variabilidade entre os municípios e destacaram a sua complexidade, com concentração média de DQO total de 157.425 mg/L. A Etapa 2 incluiu testes do substrato por meio de ensaios de Potencial Bioquímico de Metano (BMP) em diferentes relações S_0/SV e a avaliação da Atividade Metanogênica Específica (AME) do lodo utilizado como inóculo. Os resultados demonstraram aumento progressivo na produção de metano conforme a carga orgânica aumentava, com valores de BMP variando de 17,2 a 614,1 NmLCH₄·gSV e chegando a 1.524 NmLCH₄·gDQO nas maiores cargas testadas. A concentração de metano no biogás atingiu valores superiores a 75% nas faixas 1,0 e 2,0, com coeficientes de correlação R^2 superiores a 0,995, evidenciando a excelente conversão dos ácidos voláteis (AVs) e a estabilidade microbiológica do processo. A atividade metanogênica específica (AME) do lodo alcançou 0,702 LCH₄·gSV·d, valor considerado elevado, indicando o bom potencial do inóculo utilizado. Adicionalmente, a caracterização do lodo revelou boas propriedades físico-químicas, como velocidade média de sedimentação de 0,027 m/s e predominância de partículas acima de 300 µm, favoráveis à retenção de biomassa. A Etapa 3 teve como objetivo avaliar o desempenho de um reator UASB em escala piloto, operando em regime contínuo para o tratamento de lixiviado fresco de resíduos sólidos urbanos (RSU). Ao longo de seis meses de operação, foram realizadas 210 análises, com controle de temperatura a 37 °C. O sistema apresentou alta estabilidade, com pH de saída levemente alcalino (~8,4) e razão AV/AT estabilizada abaixo de 0,3 após a fase inicial, indicando equilíbrio entre acidogênese e metanogênese. As eficiências de remoção de DQO ultrapassaram 80% após o período de adaptação. A produção de biogás cresceu de forma contínua, com teores de metano superiores a 65%, evidenciando conversão eficiente da matéria orgânica. Os sólidos sedimentáveis decresceram de >100 mg/L para <10 mg/L nas primeiras semanas, e os sólidos voláteis e suspensos também apresentaram um decréscimo significativo, refletindo uma boa biodegradação dos compostos. A análise cromatográfica evidenciou um acentuado decréscimo dos ácidos graxos voláteis, especialmente do ácido acético. A elevada concentração desse ácido se confirma um efluente acidificado, condição típica de lixiviados jovens, ainda nas fases iniciais de decomposição. A conversão consistente desses intermediários metabólicos reforça a adaptação e robustez da microbiota metanogênica. Os dados confirmam a viabilidade técnica do reator UASB para o tratamento de lixiviado fresco, com elevado desempenho na remoção de matéria orgânica e na geração de biogás.

PALAVRAS-CHAVE: Digestão Anaeróbia, Lixiviado Fresco, Resíduos Sólidos Urbanos.

ABSTRACT

The proper management of leachate generated from municipal solid waste (MSW) represents a technical and environmental challenge, particularly due to its high organic load and compositional variability. In this context, low-cost and high-efficiency treatment technologies, such as anaerobic reactors, have been widely investigated. Anaerobic digestion, in addition to promoting the removal of organic matter, enables the production of biogas as an alternative energy source. However, applying this process to fresh leachate requires biomass adaptation steps and strict control of operational conditions. This study aimed to evaluate the performance of a laboratory-scale Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor operating in continuous flow with fresh MSW leachate as substrate. The research was divided into three experimental phases. In Phase 1, the leachate collected from urban solid waste in 16 municipalities in the northeastern region of Rio Grande do Sul was characterized. The physicochemical analyses revealed high variability among municipalities and highlighted the complexity of the leachate, with an average total COD concentration of 157,425 mg/L. Phase 2 included substrate evaluation through Biochemical Methane Potential (BMP) assays with different S_0/SV ratios, as well as the assessment of the Specific Methanogenic Activity (SMA) of the sludge used as inoculum. The results showed a progressive increase in methane production as organic loading increased, with BMP values ranging from 17.2 to 614.1 NmLCH₄·gSV and reaching 1,524 NmLCH₄·gCOD at the highest loads tested. Methane concentrations in the biogas exceeded 75% in the 1.0 and 2.0 ratios, with correlation coefficients (R^2) greater than 0.995, evidencing excellent conversion of volatile acids (VAs) and high microbiological stability. The sludge displayed a high specific methanogenic activity (0.702 LCH₄·gSV·d), indicating strong inoculum potential. Additionally, sludge characterization showed favorable physicochemical properties, including an average settling velocity of 0.027 m/s and dominance of particles above 300 μm, both conducive to biomass retention. Phase 3 aimed to evaluate the performance of a pilot-scale UASB reactor operating in continuous flow for the treatment of fresh MSW leachate. Over six months of operation, 210 analyses were conducted, with temperature controlled at 37 °C. The system demonstrated high stability, with effluent pH slightly alkaline (~8.4) and the VA/TA ratio stabilized below 0.3 after the initial phase, indicating a balanced relationship between acidogenesis and methanogenesis. COD removal efficiencies exceeded 80% after the adaptation period. Biogas production increased consistently, with methane contents above 65%, demonstrating efficient conversion of organic matter. Settleable solids decreased from >100 mg/L to <10 mg/L within the first weeks, and volatile and suspended solids also dropped significantly, reflecting effective biodegradation. Chromatographic analysis showed a marked reduction in volatile fatty acids, particularly acetic acid. The high initial concentration of this acid confirmed an acidified effluent, typical of young leachate in the early stages of decomposition. The consistent conversion of these metabolic intermediates reinforces the adaptation and robustness of the methanogenic microbiota. Overall, the results confirm the technical feasibility of the UASB reactor for treating fresh leachate, achieving high performance in organic matter removal and biogas generation.

KEYWORDS: Anaerobic Digestion, Fresh Leachate, Municipal Solid Waste.

1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento econômico e o avanço industrial estão intrinsecamente ligados ao aumento populacional, resultando em um consumo excessivo que gera um aumento significativo na produção de resíduos sólidos. Este aumento na geração de resíduos tem levado a uma busca por métodos adequados de descarte, onde hoje, os aterros sanitários são amplamente utilizados como destino final, sendo projetados para evitar danos à saúde pública e minimizar os impactos ambientais nos locais de implementação desta técnica (Recesa, 2010; Torres & Lange, 2022).

No entanto, essa abordagem apenas alivia temporariamente o problema, evidenciando a necessidade de soluções mais sustentáveis. Nesse contexto, o tratamento de resíduos sólidos torna-se essencial, envolvendo processos de transformação em subprodutos ou materiais inertes, onde, entre os métodos mais conhecidos e utilizados estão a reciclagem, compostagem e digestão anaeróbia (Mota *et al.*, 2021).

A digestão anaeróbia, por exemplo, refere-se ao processo microbiológico de decomposição da matéria orgânica sem a presença de oxigênio, oferecendo uma alternativa viável para a gestão dos resíduos gerados em um cenário de crescimento populacional e industrial. Dessa forma, a implementação de técnicas de tratamento de resíduos não apenas contribui para a redução do volume destinado aos aterros, mas também promove a sustentabilidade e a proteção ambiental a longo prazo (Chernicharo, 2015).

Durante o armazenamento e coleta dos resíduos, ocorre a formação do lixiviado fresco, um líquido resultante da decomposição da matéria orgânica. Este lixiviado fresco é um problema ambiental significativo, devido à sua alta carga de poluentes, porém, pode ser transformado em uma fonte de energia através da digestão anaeróbia, gerando subprodutos, como o biogás e o digestato, que pode ser utilizado como biofertilizante (Pereira, 2020).

O biogás, predominantemente composto de metano e dióxido de carbono, é uma fonte de energia renovável que pode ser convertida em geração de eletricidade e calor. Além disso, o biogás contribui para a redução da emissão de gases de efeito estufa, ao capturar o metano gerado na decomposição dos resíduos, evitando que ele seja liberado diretamente para a atmosfera (Novotny, 2022).

Isso torna o biogás uma alternativa sustentável e eficiente, tanto para a produção de energia quanto para a mitigação dos impactos ambientais associados ao tratamento de resíduos orgânicos. Sua utilização em sistemas de cogeração, por exemplo, permite a produção simultânea de eletricidade e calor, o que aumenta a eficiência energética e pode ser aplicado em diversas instalações, como aterros sanitários, estações de tratamento de águas residuais e outras fontes de matéria orgânica (Penteado *et al.*, 2017).

O presente estudo tem como objetivo avaliar as condições ideais para o processo de digestão anaeróbia, buscando maximizar a produção de metano a partir do tratamento do lixiviado fresco gerado pela coleta de resíduos sólidos urbanos. Para garantir a qualidade e a representatividade do lixiviado utilizado, verificou-se a necessidade de assegurar a estanqueidade dos sistemas de drenagem dos caminhões de coleta, adotando inspeções e manutenção preventiva das linhas, conexões e tanques de armazenamento dos veículos.

Nesse sentido, o uso do lixiviado fresco foi realizada por meio de amostras coletadas de 16 municípios integrantes de um consórcio localizado na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul. Esses municípios são: Antônio Prado, Bom Jesus, Carlos Barbosa, Cotiporã, Farroupilha, Flores da Cunha, Garibaldi, Montauri, Monte Belo do Sul, Nova Araçá, Nova Bassano, Nova Petrópolis, São José dos Ausentes, São Marcos, Serafina Corrêa e Veranópolis.

Este consórcio, foi formado com o intuito de otimizar os recursos no gerenciamento de resíduos e promover soluções coletivas, onde, proporcionou uma base representativa para a análise do lixiviado gerado a partir da coleta de resíduos sólidos urbanos municipais. Com o intuito de determinar as melhores práticas para o tratamento do lixiviado, o estudo analisou variáveis como temperatura, pH e carga orgânica, visando otimizar a produção de metano, um combustível renovável de grande potencial energético.

Os resultados obtidos deste estudo não apenas buscam aprimorar a eficiência do tratamento de resíduos, mas também fomentar práticas alinhadas aos princípios da economia circular, modelo que visa manter recursos em uso pelo maior tempo possível e transformar resíduos em novos produtos ou fontes de energia. Ao converter o lixiviado de RSU em energia renovável por meio do processo anaeróbio, este estudo contribui para a redução de passivos ambientais e para a mitigação das emissões de gases de efeito estufa, fortalecendo estratégias sustentáveis de gestão de resíduos.

2. OBJETIVOS

Neste capítulo, são apresentados os objetivos que norteiam a pesquisa, delineando a importância da investigação e suas metas específicas para contribuir com o entendimento e aprimoramento da produção de biogás a partir do lixiviado fresco de resíduos sólidos urbanos, enfatizando seu potencial como fonte de energia renovável.

2.1 Objetivo Geral

Avaliar as condições ideais da utilização dos processos de digestão anaeróbia, para alcançar maior eficiência na produção de biogás, com ênfase na produção de metano, a partir do lixiviado fresco proveniente das coletas de resíduos sólidos urbanos municipais.

2.2 Objetivos Específicos

- a) Caracterizar, os parâmetros físico-químicos e inorgânicos, do lixiviado fresco proveniente das coletas de resíduos sólidos urbanos dos municípios integrantes do consórcio, localizados no nordeste do estado do Rio Grande do Sul;
- b) Avaliar as condições ideais para o uso do lixiviado fresco de RSU em processos de digestão anaeróbia, através do potencial bioquímico de metano (BMP), em diferentes faixas de relações de S_0/SV , relacionando a produção de metano e gás carbônico (CH_4/CO_2);
- c) Em um estudo de caso, avaliar o desempenho em fluxo contínuo, utilizando a tratabilidade por digestão anaeróbia em um reator UASB em escala piloto, avaliando a eficiência do processo quanto a remoção de DQO, utilizando como substrato o lixiviado fresco de RSU dos municípios participantes.

2.3 Justificativa

A pesquisa sobre a avaliação das condições de aplicação da digestão anaeróbia, com foco na produção eficiente de biogás a partir do lixiviado fresco proveniente de resíduos sólidos urbanos (RSU), justifica-se por sua relevância energética, ambiental, social e tecnológica. Em um cenário de crescente esgotamento das fontes fósseis e de necessidade de transição para matrizes energéticas mais sustentáveis, o biogás surge como uma alternativa renovável promissora, capaz de contribuir significativamente para a segurança e diversificação energética (Mata-Alvarez *et al.*, 2000).

Além disso, o adequado tratamento do lixiviado fresco, efluente altamente carregado de matéria orgânica, metais pesados e substâncias tóxicas, é fundamental para evitar impactos ambientais severos, como a contaminação de corpos hídricos e do solo (Teixeira *et al.*, 2009). No processo de biodigestão anaeróbia, os metais pesados presentes no lixiviado não são degradados, mas sim redistribuídos entre as fases do sistema, onde, a maior parte (entre 60% a 90%) tende a se concentrar na fração sólida do reator, seja incorporada ao lodo granular ou precipitada como sulfetos metálicos, resultado da atividade microbiana (Lema & Omil, 2001).

Uma fração menor permanece no efluente líquido, geralmente complexada com a matéria orgânica dissolvida. A transferência para a fase gasosa é desprezível, uma vez que metais pesados não volatilizam em condições anaeróbias (Lema & Omil, 2001).

Estudos mostram que o uso de tecnologias baseadas em digestão anaeróbia pode reduzir substancialmente a carga poluente desses resíduos, além de proporcionar ganhos energéticos por meio da recuperação de metano, onde, após a biodigestão, os metais pesados não são degradados, mas tendem a se concentrar majoritariamente na fração sólida do sistema (lodo anaeróbio), por mecanismos de adsorção, precipitação como sulfetos e complexação na biomassa, resultando em menores concentrações na fase líquida tratada (Singh *et al.*, 2021).

A gestão eficiente de resíduos também é central para enfrentar os desafios impostos pelo crescimento urbano. A sobrecarga de aterros sanitários e a limitada capacidade de tratamento de lixiviados nas estações convencionais tornam urgente a adoção de soluções integradas, como a valorização energética de resíduos orgânicos (Chernicharo, 2007).

A produção de biogás, nesse contexto, representa não apenas uma solução técnica, mas também uma estratégia de impacto socioeconômico, ao fomentar cadeias locais de valor, gerar empregos e fortalecer tecnologias sustentáveis. Do ponto de vista ambiental, a substituição parcial de combustíveis fósseis por biogás pode contribuir diretamente para o cumprimento de metas climáticas internacionais, por meio da redução de emissões de gases de efeito estufa, especialmente metano, que possui potencial de aquecimento global 25 vezes superior ao do dióxido de carbono (IPCC, 2021).

Por fim, esta pesquisa contribui diretamente para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, especialmente o ODS 6 (Água Potável e Saneamento) e o ODS 7 (Energia Limpa e Acessível), ao demonstrar a eficiência do reator UASB na redução da carga poluente do lixiviado fresco e na recuperação energética via produção de biogás, onde em estudos recentes evidenciam o crescente interesse em tecnologias anaeróbias de baixo custo e alta eficiência aplicadas a substratos complexos, reforçando sua viabilidade ambiental e econômica (Shin *et al.*, 2001). Portanto, essa investigação se justifica não apenas pela necessidade de avanço científico na área de digestão anaeróbia, mas também pelo seu potencial transformador em termos de sustentabilidade urbana, inovação ambiental e fortalecimento das políticas públicas voltadas à gestão de resíduos sólidos.

Ao abordar o tratamento e a valorização energética do lixiviado fresco proveniente da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, o estudo propõe o desenvolvimento de soluções tecnológicas ambientalmente adequadas, com potencial de aplicação prática em contextos urbanos crescentemente pressionados por problemas ambientais, sociais e de infraestrutura. Além disso, a pesquisa contribui diretamente para o aprimoramento das estratégias de gestão integrada de resíduos, promovendo alternativas que associam eficiência energética à mitigação de impactos ambientais, tais como a emissão de gases de efeito estufa e a sobrecarga de sistemas convencionais de tratamento de efluentes.

Ao integrar a recuperação energética com a mitigação de impactos ambientais, os resultados obtidos demonstram aderência às diretrizes dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, especialmente o ODS 6 (Água Potável e Saneamento) e o ODS 7 (Energia Limpa e Acessível). As evidências experimentais sobre a eficiência do reator UASB no tratamento de lixiviado fresco e na produção de biogás contribuem para ampliar o conhecimento técnico necessário ao aprimoramento de estratégias de gestão de resíduos sólidos e de sistemas de

saneamento, que com o avanço científico pode subsidiar decisões técnicas e apoiar iniciativas voltadas à adoção de tecnologias de menor impacto ambiental em operações municipais e regionais.

Do ponto de vista acadêmico e científico, os resultados contribuirão para a ampliação da base de dados sobre a aplicabilidade da digestão anaeróbia em resíduos líquidos complexos, como o lixiviado fresco, ampliando o escopo de soluções viáveis para contextos latino-americanos. Trata-se, portanto, de uma iniciativa que integra ciência, inovação e sustentabilidade, promovendo práticas mais resilientes, circulares e socialmente inclusivas no campo da gestão de resíduos e geração de energia renovável.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

Este capítulo aborda os fundamentos teóricos que sustentam a pesquisa, explorando conceitos-chave e estudos anteriores relacionados à digestão anaeróbia, à produção de biogás e à gestão de resíduos sólidos urbanos, a fim de proporcionar uma base sólida para a análise das condições de eficiência na produção de metano a partir do lixiviado fresco de RSU.

3.1 Crescimento populacional e impactos na geração de resíduos

A questão do aumento da população global tem sido amplamente discutida e é um tema frequente nas reuniões das principais potências mundiais, pois, essa expansão populacional tem sido apontada como uma das principais causas da degradação ambiental em nosso planeta. Os países em desenvolvimento frequentemente são responsabilizados por essa questão ambiental devido ao rápido crescimento populacional, que sobrecarrega a infraestrutura existente e dificulta a absorção desse grande número de habitantes (Lucci *et al.*, 2016).

Tornou-se uma prioridade o controle das taxas de natalidade, com o objetivo de promover um mundo mais sustentável e equilibrado, encontrando o ponto ideal entre a extração de recursos e o consumo desenfreado. No entanto, é fundamental destacar que, com o atual nível de consumo desenfreado, tornou-se incontestável cuidar da exploração dos recursos naturais, o que tem sido difícil de evitar devido ao crescimento constante da população (Lucci *et al.*, 2016).

O rápido avanço tecnológico tem acelerado a obsolescência de produtos, resultando em aumento significativo da geração de resíduos sólidos urbanos, o que desafia seu gerenciamento e tratamento adequados. Esse fenômeno é mais pronunciado em países desenvolvidos, especialmente nos Estados Unidos, que apresentam altos índices de consumo per capita (Lucci *et al.*, 2016).

Os Estados Unidos, com apenas cerca de 6% da população mundial, são responsáveis por aproximadamente 25% do consumo global de produtos e pela emissão de cerca de 25% dos gases poluentes do efeito estufa. O crescimento econômico e populacional das áreas urbanas contribui para o aumento da geração de resíduos sólidos urbanos, intensificando a produção de lixiviados com elevada carga orgânica e potencial poluente, o que ressalta a

necessidade de tecnologias eficientes de tratamento, como a digestão anaeróbia em reatores UASB (Cunha & Augustin, 2014).

No entanto, foi durante a Revolução Industrial que os problemas relacionados aos resíduos atingiram níveis alarmantes. A concentração massiva de pessoas nas cidades deu origem a sérios problemas de poluição, e a preocupação aumentou quando as doenças começaram a ser relacionadas à presença abundante desses resíduos (Cunha & Augustin, 2014).

No decorrer do século XIX e no início do século XX, surgiu o primeiro serviço de coleta de resíduos urbanos, limpeza de ruas e sistemas de drenagem de águas. No entanto, os métodos de disposição desses resíduos eram ainda insuficientes, frequentemente envolvendo a simples deposição em lixeiras a céu aberto (Cunha & Augustin, 2014).

O manejo de resíduos sólidos evoluiu historicamente da incineração, introduzida na Inglaterra em 1874 e posteriormente nos Estados Unidos, para os aterros sanitários na década de 1920, considerados mais eficazes para a disposição final desses resíduos (Lucci *et al.*, 2016). Essa evolução reforça a necessidade de técnicas modernas de tratamento, como a digestão anaeróbia, que permitem não apenas a redução da carga orgânica, mas também a recuperação de energia a partir de lixiviados gerados em aterros.

Na década de 1960, países como Estados Unidos, Canadá e França iniciaram programas de reciclagem envolvendo coleta porta a porta e transporte público de resíduos, antecipando estratégias de manejo integrado que, atualmente, incluem tratamento de lixiviados e recuperação energética via digestão anaeróbia. Conseqüentemente, a gestão de resíduos evoluiu para se tornar interdisciplinar, abrangendo uma variedade de áreas, entre elas, administração, finanças, legislação, planejamento e engenharia, onde, as soluções passaram a ser fruto da colaboração entre diferentes campos científicos e tecnológicos, envolvendo disciplinas como engenharia, economia, sociologia, geografia e saúde pública (Lucci *et al.*, 2016).

Em relação à população brasileira, o dado mais atualizado, em outubro de 2023, o Brasil contava com um contingente populacional de 214,3 milhões de pessoas. Desde o último censo demográfico realizado em 2010, o país registrou um incremento de 5,5% em sua população, equivalente a um acréscimo de 11,235 milhões de cidadãos (IBGE, 2023).

Esse acréscimo populacional resulta em uma taxa de crescimento anual de 0,526%, marcando o índice mais reduzido já registrado desde o início da série histórica, em 1872, porém mostra um valor jamais alcançado no número de habitantes desde a primeira operação censitária no território brasileiro. No período que abrange os 150 anos transcorridos entre o primeiro censo e a mais recente, a população do Brasil registrou um aumento de proporções notáveis, totalizando um acréscimo de 193,1 milhões de habitantes no território nacional (IBGE, 2023).

O Rio Grande do Sul, assim como outras regiões do Brasil, enfrenta desafios significativos em relação ao crescimento populacional e à geração de resíduos. Com uma população crescente, as cidades gaúchas, especialmente na Região Metropolitana de Porto Alegre, têm observado um aumento na produção de resíduos sólidos (IBGE, 2023).

A Serra Gaúcha, famosa por sua beleza natural e pelo turismo, também enfrenta desafios relacionados ao crescimento populacional e à geração de resíduos. Com o aumento da atividade turística e a migração de pessoas em busca de qualidade de vida, cidades como Gramado e Canela têm visto um crescimento significativo na produção de resíduos sólidos (IBGE, 2023).

Este aumento é impulsionado não apenas pela atividade turística, mas também pela urbanização e pelo crescimento de empreendimentos imobiliários na região, que exigem uma gestão adequada dos resíduos gerados. Além disso, a Serra Gaúcha apresenta características específicas que complicam a gestão de resíduos (Bregolin, 2003).

A combinação de áreas urbanas e rurais, bem como a diversidade econômica que inclui vinícolas, indústrias e comércio, resulta em uma variedade de resíduos que precisam ser gerenciados de forma eficiente. A implementação de políticas públicas voltadas para a coleta seletiva, compostagem e educação ambiental é crucial para promover práticas sustentáveis e mitigar os impactos ambientais decorrentes do aumento da geração de resíduos (Bregolin, 2003).

Esse fenômeno é impulsionado pelo urbanismo acelerado, mudanças nos hábitos de consumo e a concentração populacional em áreas urbanas. O crescimento demográfico não apenas intensifica a pressão sobre os serviços de coleta e manejo de resíduos, mas também demanda políticas públicas eficazes para garantir uma gestão sustentável (IBGE, 2023).

Além disso, o Rio Grande do Sul apresenta particularidades que influenciam a gestão de resíduos sólidos. A diversidade econômica da região, abrangendo agricultura, indústria e serviços, contribui para a variedade na composição dos resíduos (IBGE, 2023).

O estado possui aproximadamente 11,5 milhões de habitantes, o que dá uma dimensão significativa ao volume potencial de resíduos e lixiviados gerados, se considerarmos os 16 municípios participantes do projeto, a população envolvida reforça a relevância e a escala da intervenção proposta. Ao considerar os 16 municípios que compõem o projeto, observa-se uma geração conjunta de aproximadamente 74,8 mil toneladas de resíduos sólidos urbanos por ano, refletindo a dimensão do desafio operacional na região (IBGE, 2023).

Essa massa de resíduos representa um potencial expressivo para recuperação energética: assumindo valores típicos de rendimento biogás/RSU presentes na literatura (100 a 200 m³/t). O conjunto dos municípios analisados apresenta um potencial teórico na ordem de 9 milhões de metros cúbicos de biogás por ano, equivalente a cerca de 54 GWh anuais de energia (IBGE, 2023; EPE, 2025).

Em termos comparativos, tal produção seria suficiente para suprir o consumo elétrico anual de aproximadamente 29 mil residências, demonstrando que a gestão adequada da fração orgânica dos resíduos no Rio Grande do Sul pode contribuir significativamente para estratégias de bioenergia e mitigação de emissões no estado. Além do potencial energético, a valorização da fração orgânica via digestão anaeróbia também reduz a emissão de metano não controlado em aterros, contribuindo diretamente para o cumprimento das metas de descarbonização previstas nas políticas estaduais e nacionais de mudança do clima (EPE, 2025).

Isso exige uma abordagem adaptativa e integrada nas políticas de gerenciamento de resíduos, incluindo reciclagem, compostagem e a implementação de tecnologias inovadoras. O desafio é equilibrar o crescimento urbano com práticas sustentáveis que minimizem os impactos ambientais, promovendo uma conscientização coletiva sobre a importância da redução, reutilização e reciclagem dos resíduos (Bregolin, 2003).

3.2 Matriz energética

Este subcapítulo aborda a matriz energética mundial e a matriz brasileira, analisando suas características, desafios e perspectivas, além de destacar a importância da diversificação e sustentabilidade no uso de fontes de energia renováveis.

3.2.1 Matriz energética mundial

As fontes de energia não renováveis são consideradas finitas em decorrência da lenta reposição pela natureza e pelos recursos de onde são originadas. Essas fontes são consideradas poluentes, por conta da liberação de gases do efeito estufa na atmosfera e do alto risco ambiental, alguns exemplos desse tipo de fonte são: Petróleo, carvão mineral, gás natural e energia nuclear (EPE, 2022).

Já as fontes renováveis são consideradas inesgotáveis, principalmente pois derivam de processos e recursos naturais continuamente reabastecidos, denominados como limpos, por emitirem menos e até mesmo, nenhum gás de efeito estufa. É o caso de fontes como: Energia solar, energia eólica, energia hídrica, entre outras (EPE, 2022).

A matriz energética é o panorama real de distribuição dos recursos energéticos dentro de uma determinada região de um país ou de uma forma global. Trata-se do conjunto total de fontes de energia disponíveis, como por exemplo, para mobilidade: rodoviária, ferroviária, marítima e aérea, e em gerações térmicas como: cocção ou aquecimento (industrial, comercial ou domiciliar), geração de energia elétrica, entre outras atividades de rotina, com isso não se deve confundir a matriz energética com a matriz elétrica (Moreira, 2021).

A matriz energética mundial é composta, principalmente, por fontes não renováveis, como o petróleo, carvão mineral e gás natural, como mostrado. Estes combustíveis, utilizados principalmente em termoelétricas, representam, respectivamente, 30,2%, 27,6% e 23,1% do total das fontes utilizadas conforme dados de 2023 (IEA, 2023).

Ainda dentro das energias não renováveis, temos a energia nuclear, que representa 4,7% de toda matriz energética mundial. Enquanto, as fontes renováveis como solar e eólica representam apenas 3,1% (indicadas como “outros” na Figura 1). Somando à participação da energia hidráulica e da biomassa (biocombustíveis), o uso de fontes renováveis na matriz mundial, totalizam apenas cerca de 14,4% de todos os usos de fontes energéticas (IEA, 2023).

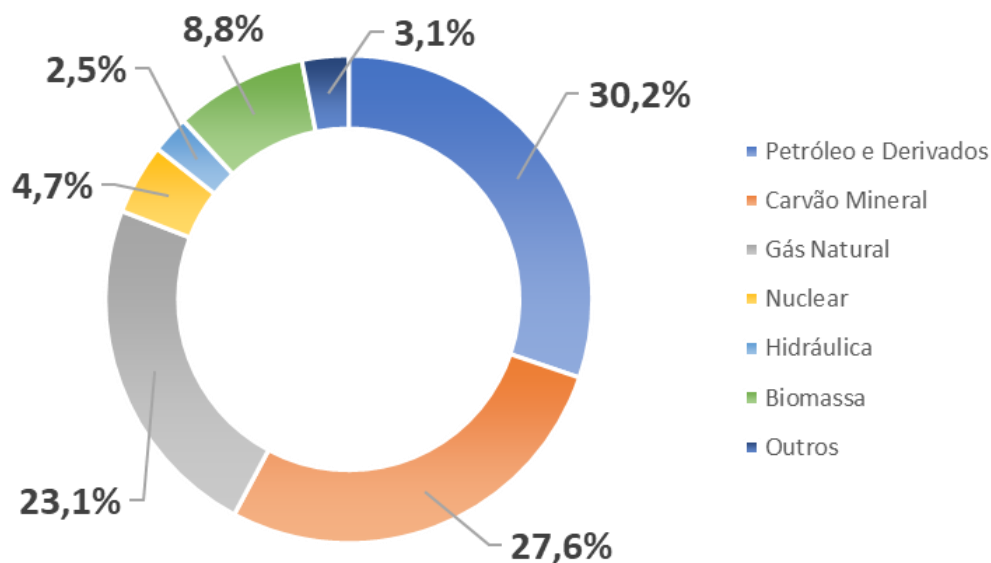


Figura 1. Matriz energética mundial (ano base 2022). Fonte: IEA, 2023.

3.2.2 Matriz energética brasileira

A matriz energética do Brasil é amplamente baseada em fontes renováveis, em contraste com a matriz energética mundial. Tem como destaque, o uso de lenha e carvão vegetal, uso de fonte hidráulica, derivados de cana-de-açúcar, eólica e solar e outras fontes renováveis, que traz um somatório que totalizam 50%, metade da matriz energética brasileira, conforme Figura 2 (EPE, 2025).

O mundo utiliza muito as fontes não renováveis, mas em contrapartida, há um grande interesse da sociedade, que vem impulsionando a comunidade científica a pesquisar e desenvolver estratégias para o aproveitamento das fontes alternativas de energia, menos poluentes, renováveis, e que reduza drasticamente o impacto ambiental. Há um grande destaque para a fonte hídrica, onde por meio das hidrelétricas se torna a principal base elétrica do país, que corresponde por 55,3% de toda matriz elétrica brasileira (IEA, 2023; EPE, 2025; Moreira, 2021).

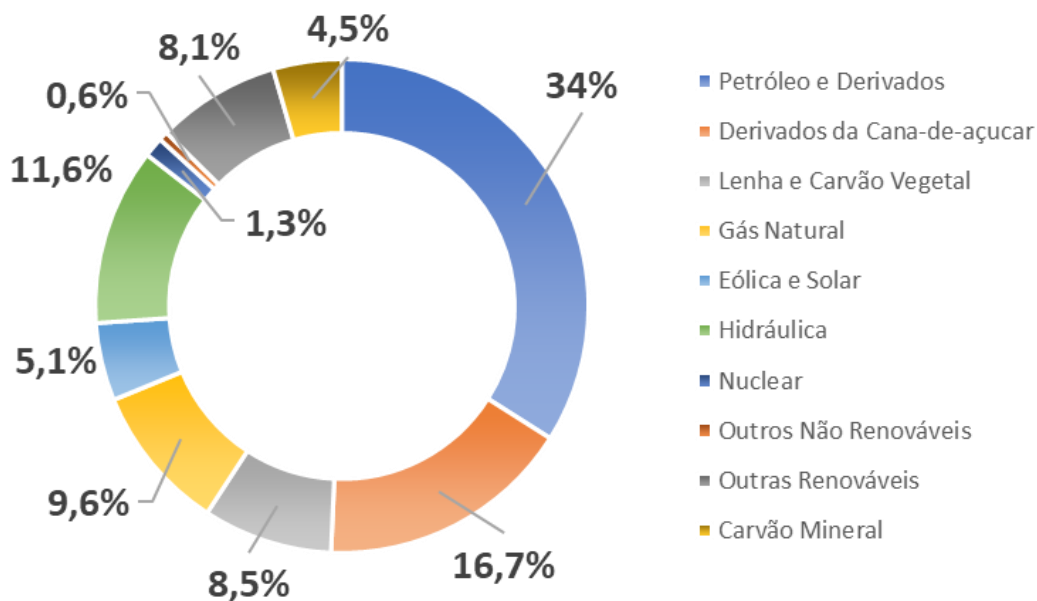


Figura 2. Matriz energética brasileira (ano base 2024). Fonte: EPE, 2025.

As fontes renováveis representam 84,5% da oferta interna de eletricidade no Brasil, que são essencialmente de origem renovável, contra uma média mundial de apenas 29%. Um exemplo disso pode ser observado no campo da energia solar que vem crescendo de forma exponencial desde 2012, onde no ano de 2024 a capacidade instalada de energia fotovoltaica alcançou cerca de 942 GW, enquanto em 2023 e 2022 foram de 760 GW e 623 GW, respectivamente (EPE, 2025; Moreira, 2021).

Além disso, existe uma estimativa significativa de geração elétrica a partir de biogás no Brasil, estudos apontam que esse potencial pode alcançar cerca de 19 GW de potência elétrica, se totalmente explorado a partir de resíduos orgânicos, entre eles considerando metano oriundo de suínos, bovinos e outras fontes rurais. Esses números reforçam o papel promissor do biogás como componente da matriz renovável brasileira (EPE, 2025; ANEEL,2015).

Considerando a matriz energética nacional, o Brasil é um país privilegiado por possuir um potencial energético consideravelmente limpo. Grande parte da energia elétrica gerada no país vem de usinas hidrelétricas, cerca de 11,6% como pôde ser observado anteriormente na Figura 2 (EPE, 2025; ANEEL,2015).

Por outro lado, é preciso levar em conta que a dependência excessiva de usinas hidrelétricas coloca em risco a segurança energética do país devido à sensibilidade às

condições climáticas. No período de 2020/2021, por exemplo, o país registrou uma estiagem histórica, a maior em 91 anos, afetando especialmente as regiões Sudeste e Centro-Oeste, onde estão instalados os principais reservatórios brasileiros (EPE, 2025).

Com isso, os reservatórios de diversas hidrelétricas atingiram níveis críticos, que não se via desde o ano de 2015, fazendo com que estratégias de emergências fossem implementadas. Uma das medidas adotadas foi a bandeira tarifária, que teve por objetivo desestimular o consumo por meio de sobretaxas ao custo do kWh do consumidor em função dos custos de geração da energia elétrica (ANEEL, 2015).

Como caracterizado, a matriz energética brasileira é muito diversificada em suas fontes, com forte presença das energias renováveis. O biogás, produzido a partir da decomposição anaeróbia de matéria orgânica, tem ganhado destaque como uma alternativa sustentável e promissora dentro dessa matriz (EPE, 2025).

Com a abundância de resíduos orgânicos gerados pela agropecuária, indústrias e até mesmo pelos centros urbanos, o Brasil possui um potencial significativo para a produção de biogás. Essa fonte energética não apenas contribui para a redução da dependência de combustíveis fósseis, mas também auxilia na mitigação dos impactos ambientais associados à disposição inadequada de resíduos (GEF Biogás Brasil, 2019).

Além de sua importância ambiental, o uso do biogás na matriz energética brasileira pode promover a inclusão social e o desenvolvimento econômico em áreas rurais. A implementação de projetos de geração de energia a partir de biogás pode beneficiar pequenos produtores e comunidades locais, proporcionando uma fonte de renda adicional e autonomia energética (GEF Biogás Brasil, 2019).

Com investimentos em tecnologias adequadas e políticas públicas que incentivem a utilização do biogás, é possível expandir sua contribuição para a matriz energética, promovendo a sustentabilidade e a segurança energética no país (ANEEL, 2015).

3.3 Resíduos sólidos urbanos - RSU

Resíduos sólidos urbanos (RSU), são aqueles resíduos originários de atividades domésticas em residências urbanas, como, varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpezas urbanas. A Lei nº 14.026/2020, estabelece diretrizes nacionais

para o saneamento básico, em relação aos resíduos originários de atividades comerciais, industriais e de serviços cujo manejo não é o gerador, que podem ser considerados resíduos sólidos urbanos (Brasil, 2010a; Brasil, 2010b).

Conforme a norma brasileira NBR 10.004/2004, resíduos sólidos são aqueles resíduos nos estados sólidos e semissólidos, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos de controle de poluição, determinados líquidos que se tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos hídricos, ou que exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis na melhor tecnologia disponível (ABNT, 2004; ABRELPE, 2021).

A Política Nacional dos Resíduos Sólidos, Lei nº 12.305/2010, define objetivos de prevenção da poluição a fim de reduzir e evitar a produção de resíduos e poluentes nocivos ao meio ambiente. De acordo com o Decreto nº 7.404/2010, foi definida uma escala de prioridades frente ao gerenciamento dos resíduos sólidos (Brasil, 2010a; Brasil, 2010b).

Entre essas prioridades estão o não gerar resíduos ou evitar a geração, reduzindo a geração na fonte, em seguida, reaproveitar os resíduos para outras finalidades como reutilizar, reciclar ou reprocessar para que o resíduo ainda tenha uma utilização e por último a disposição final dos rejeitos, quando se esgotarem todos os recursos de tratamentos possíveis (Brasil, 2010b). De acordo com a ABRAMA (2024), a fração orgânica é o principal componente dos RSU, com 45%, já os resíduos recicláveis secos somam 31,5% e os rejeitos somam 16%, conforme a Figura 3.

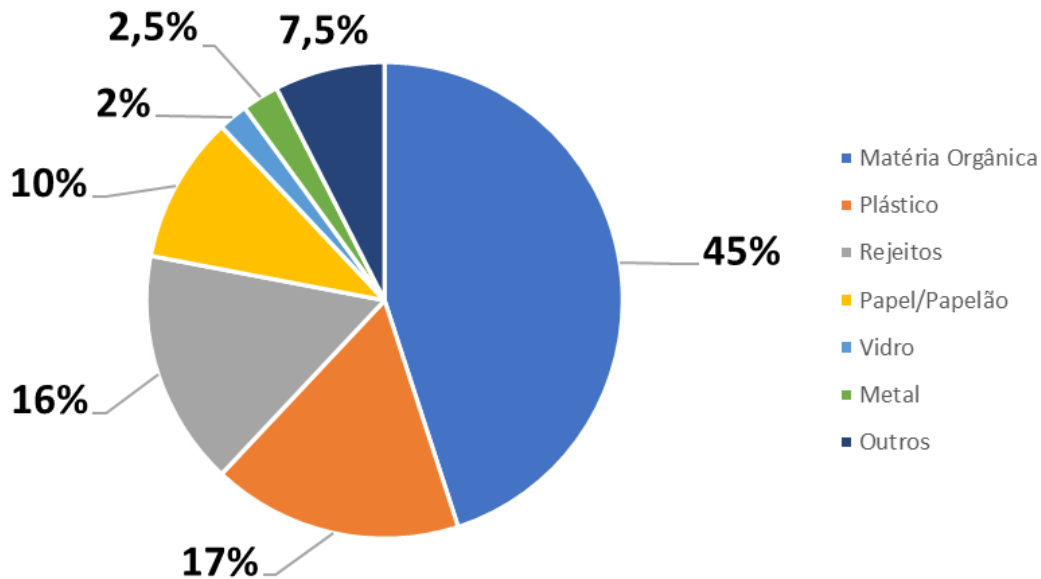


Figura 3. Composição dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). Fonte: ABRAMA, 2024.

Apesar de a queima de combustíveis fósseis ser o principal tema dos assuntos globais relacionado ao meio ambiente, os resíduos sólidos urbanos têm um papel fundamental nesse cenário, pois contribuem para a emissão desses gases na atmosfera (ABRAMA, 2025). O gerenciamento inadequado destes resíduos urbanos gera diretamente outros impactos importantes, tanto ambientais quanto na saúde da população, onde existe a grande preocupação com a destinação incorreta dos RSU, gerando problemas de contaminação no solo e nos meios hídricos (Gouveia, 2012).

Embora os aterros sanitários controlados constituam uma alternativa amplamente utilizada para a disposição final de resíduos sólidos urbanos, eles apresentam desvantagens significativas, entre as quais se destaca a geração de grandes volumes de lixiviado. Estudos indicam que, para cada tonelada de RSU disposta, podem ser produzidos aproximadamente 0,15 a 0,45 m³ de lixiviado, a depender das condições climáticas, grau de compactação e composição dos resíduos (ABRAMA, 2025; Pereira, 2020).

Assim, mesmo operações conduzidas de forma adequada podem gerar volumes significativos desse efluente, que, se não manejado corretamente, representam riscos ambientais relevantes. O lixiviado mal gerenciado, pode desencadear uma série de impactos, incluindo eutrofização, toxicidade para organismos aquáticos em função da presença de metais pesados e compostos orgânicos recalcitrantes, além da alteração das características

físico-químicas da água, como pH, turbidez e oxigênio dissolvido, somando-se a isso, o potencial de contaminação de aquíferos, comprometendo o abastecimento de água e a integridade dos ecossistemas subterrâneos (Pereira, 2020).

Contudo, devido à falta de alternativas robustas e à inevitável geração de resíduos, os aterros ainda são amplamente utilizados e aceitos como um método necessário para o gerenciamento de resíduos, enquanto se busca melhorar os processos de tratamento e minimizar os impactos ambientais associados (Garcia & Santos, 2019).

A geração de RSU no país teve um crescimento como consequência direta da pandemia da *COVID-19* durante o ano de 2020, onde alcançou um total de 82,5 milhões de toneladas geradas, ou 225.965 toneladas diárias, com uma média de geração de RSU de 1,07 kg/d por habitante. A razão para esse aumento expressivo foram as novas práticas sociais que foram transferidas para as residências, onde o consumo em restaurantes foi substituído pelo *delivery* e os demais descartes diários de resíduos passaram a acontecer nas residências (ABRELPE, 2021).

A região com maior geração de resíduos é a sudeste, com cerca de 113 mil toneladas diárias o que representa 50% da geração total de RSU do país (1,26 kg/hab./d). Em contraponto, a região norte representa aproximadamente 4% do total gerado no país, com cerca de 6 milhões de t/ano (0,89 kg/hab./d), porém, é a região sul que apresenta a menor média de geração de resíduos do país, com um valor médio de 0,8 kg/hab./d de RSU produzido, conforme a Figura 4 (ABRAMA, 2025).

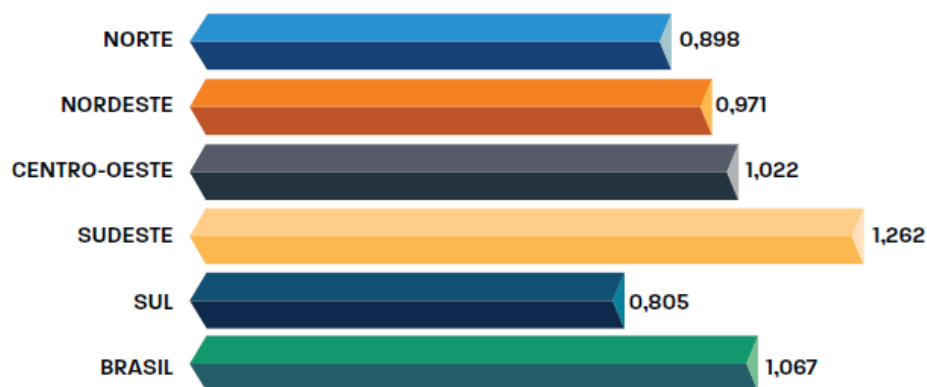


Figura 4. Geração de RSU no Brasil, dividido em regiões (kg/hab./d). Fonte: ABRAMA, 2024.

3.3.1 Disposição final dos RSU

Anualmente, o mundo gera aproximadamente 2,01 bilhões de toneladas de RSU, e é previsto que esse número alcance 3,4 bilhões de toneladas até 2050, indicando um aumento de quase 70% na produção, disposição e tratamento desses resíduos. Este aumento representa um desafio significativo para a gestão ambiental global, que em resposta a essa crescente preocupação, vários países estão adotando abordagens inovadoras e tecnológicas, com foco prioritário no tratamento dos resíduos, reconhecendo que prevenir é mais eficaz do que remediar (Szygethy & Antenor, 2020).

A gestão dos RSU varia consideravelmente entre os países, como ilustrado na Figura 5, englobando práticas como reciclagem, compostagem, aterro sanitário, aterro controlado, digestão anaeróbia, lixões, incineração e outros tipos de aterros não especificados. No Brasil, a maior parte dos resíduos é depositada em aterros, incluindo aterros não especificados, sanitários e controlados (Aguar *et al.*, 2021; Szygethy & Antenor, 2020).

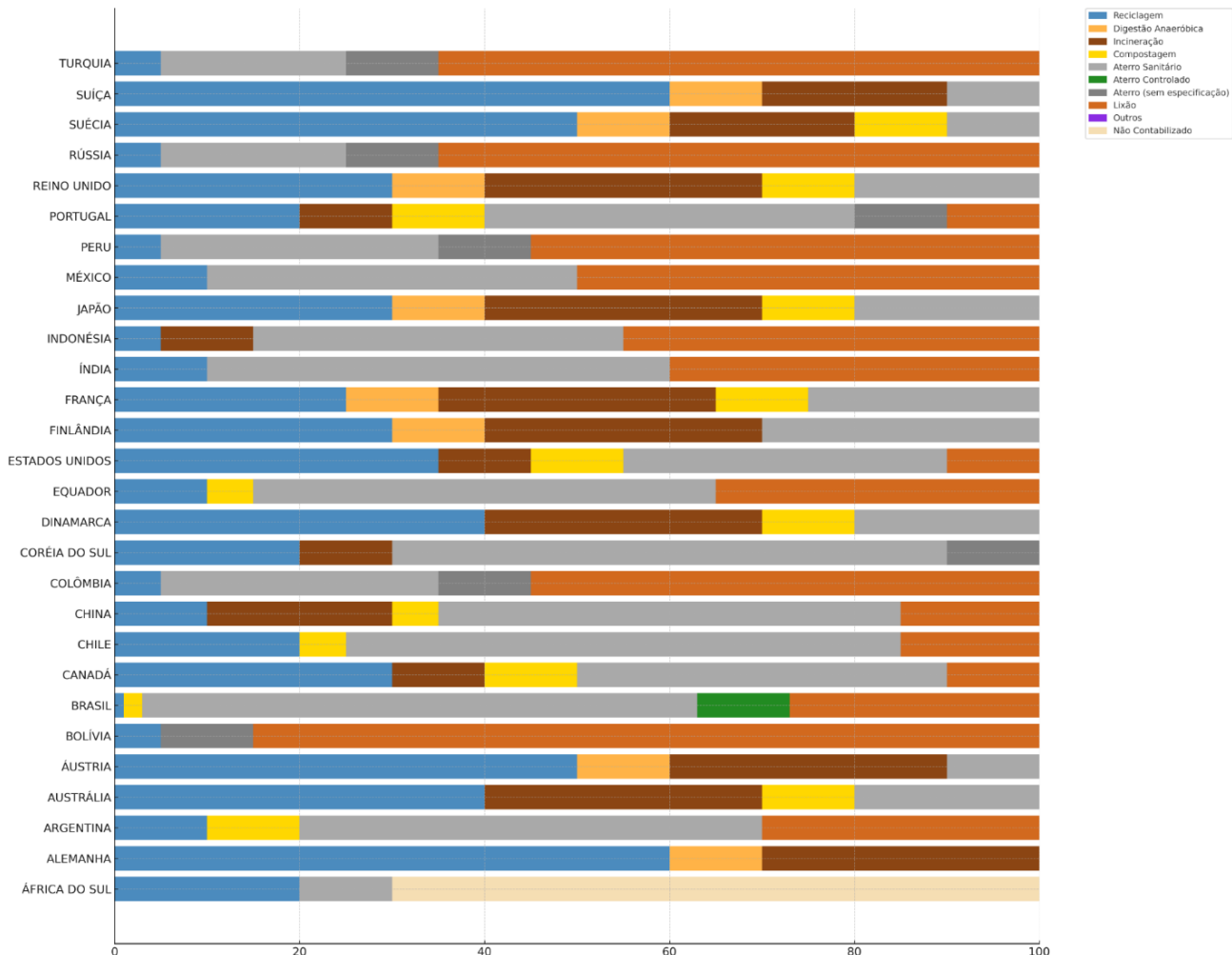


Figura 5. Disposição e tratamento de RSU em países do mundo (2011/17). Fonte: Szygethy & Antenor, 2020.

No entanto, ainda é preocupante o aparecimento do uso de lixões para disposição de resíduos no país. Alguns países, como a Alemanha, Finlândia, Suíça, adotaram medidas significativas para enfrentar esse desafio de disposição e tratamento de resíduos gerados em grandes centros urbanos (Izquierdo-Horna *et al.*, 2022).

Em 2005, a Alemanha proibiu o descarte de resíduos domésticos e industriais não tratados em aterros. Em 2012, aprovou a lei da economia circular, promovendo a utilização de matérias-primas recicladas, resultando em cerca de 13% dos produtos industriais sendo fabricados a partir de materiais reciclados, onde com isso, o setor de gestão de resíduos na Alemanha emprega mais de 250 mil pessoas (Izquierdo-Horna *et al.*, 2022).

O Japão também adotou estratégias ambientais desde 1995, promovendo a coleta seletiva e reciclagem por meio de legislação. Como resultado, o país produz garrafas PET feitas inteiramente de material reciclado, reduzindo drasticamente o uso de plásticos novos e as emissões de dióxido de carbono (Szygethy & Antenor, 2020).

Existem exemplos notáveis, como Estocolmo, na Suécia, onde todos os domicílios são equipados com sistemas de coleta seletiva por meio de lixeiras conectadas a uma rede subterrânea. Sensores detectam quando as lixeiras estão cheias, direcionando os resíduos através de tubos subterrâneos para os locais de armazenamento, onde são separados, compactados e encaminhados para reaproveitamento, compostagem ou incineração (Szygethy & Antenor, 2020).

A disposição final no Brasil é uma das alternativas de destinação final previstas na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) em aterros sanitários licenciados e monitorados, desde que observadas as normas operacionais de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e minimizar os impactos ambientais (Aguiar *et al.*, 2021). A maior parte dos RSU coletados é encaminhada diretamente para a disposição final em aterros sanitários, totalizando 40,5 milhões de toneladas em 2023, volume que representa mais de 58% dos resíduos coletados que, embora não seja a destinação ideal, é a realidade atual no país, conforme Figura 6 (ABREMA, 2025).

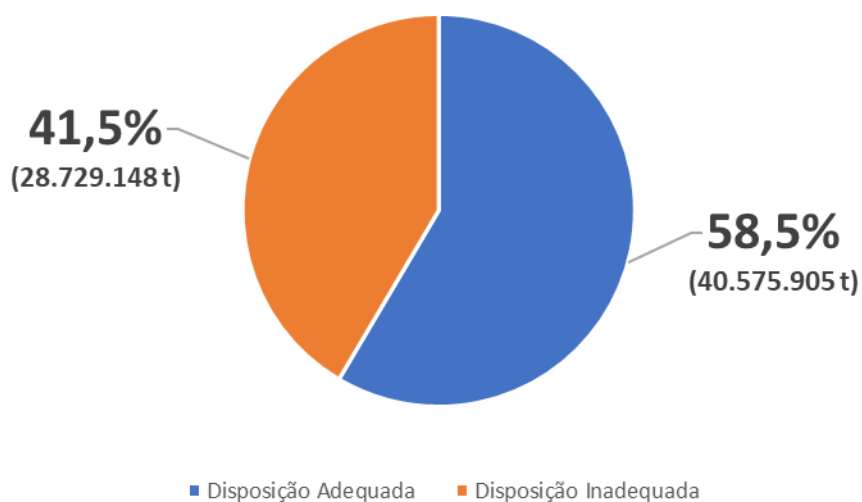


Figura 6. Disposição final de RSU adequada x inadequada no Brasil (t/ano). Fonte: ABREMA, 2024.

3.3.2 Lixiviado de RSU

Embora os aterros sanitários ajudem a mitigar alguns efeitos das práticas de disposição de resíduos sólidos urbanos, problemas como a geração de gás poluente (metano) e lixiviado (chorume) continuam sendo impactos significativos no uso dessa prática. Além disso, esses locais apresentam riscos à saúde, propensão a incêndios e explosões, danos à vegetação, odores desagradáveis, afundamento do solo, contaminação das águas subterrâneas, poluição do ar e contribuição para o aquecimento global (El Fadel *et al.*, 2002).

Os lixiviados ou conhecidos como líquido percolado e chorume, é caracterizado pela cor escura, com aspecto turvo com alto potencial poluidor, proveniente da degradação de matéria orgânica e inorgânica. Estão relacionados aos líquidos de aterro sanitário, onde são constituídos basicamente de uma mistura de substâncias orgânicas e inorgânicas, compostos em solução e em estado coloidal e diversas espécies de microrganismos (Gouveia, 2012).

A composição do lixiviado apresenta grande heterogeneidade porque reflete diretamente os processos físico-químicos e biológicos que ocorrem no interior do aterro. Seus constituintes são determinados não apenas pelas características dos resíduos depositados, mas também por fatores como idade do aterro, estágio de decomposição da matéria orgânica, taxa de infiltração de água pluvial, condições de oxirredução, temperatura e grau de compactação (El Fadel *et al.*, 2002).

Dessa forma, o lixiviado pode apresentar concentrações expressivas de matéria orgânica (biodegradável e refratária), compostos nitrogenados, metais, sais, ácidos voláteis, fenóis, substâncias húmicas e fúlvicas, entre outros, variando ao longo do tempo conforme evoluem as etapas de biodegradação. O maior problema do lixiviado de RSU é que ele pode ser carregado para fora do local onde está sendo acondicionado e isso acarreta a contaminação de solos e águas subterrâneas e superficiais (El Fadel *et al.*, 2002; Costa, 2021).

O lançamento desse efluente altamente carregado nas águas é motivo de preocupação, pois pode causar sérios impactos ao meio ambiente e à saúde da população dos municípios. A quantidade de matéria orgânica presente no lixiviado é inversamente proporcional à sua idade, considerando que lixiviados mais antigos encontram-se em estágio avançado da fase metanogênica, enquanto lixiviados mais recentes ainda estão nas fases iniciais de decomposição (Pereira, 2020).

Com o passar do tempo, ocorre também uma perda significativa da biodegradabilidade da matéria orgânica presente, devido ao esgotamento dos compostos mais facilmente degradáveis e à consequente predominância de compostos orgânicos recalcitrantes, que são mais resistentes à decomposição biológica. Esses aspectos podem variar conforme o país, a região, o clima e os hábitos culturais locais, que por exemplo, em locais onde a compostagem é amplamente adotada, a quantidade de matéria orgânica descartada nos resíduos sólidos urbanos tende a ser menor, influenciando diretamente as características do lixiviado (Pereira, 2020).

A análise físico-química detalhada dos lixiviados é crucial para estabelecer correlações entre seus parâmetros e a toxicidade para os microrganismos. Dentre os parâmetros frequentemente estudados, destacam-se o pH e a temperatura, cujas medições são facilitadas por dispositivos portáteis que permitem avaliações precisas no momento da coleta (Silva *et al.*, 2020).

O uso de parâmetros como pH e temperatura na análise de lixiviados é crucial para avaliar a toxicidade desses líquidos para microrganismos. O pH, por exemplo, pode influenciar diretamente a solubilidade e a bioacessibilidade de substâncias tóxicas, como metais pesados e compostos orgânicos, tornando-os mais ou menos tóxicos dependendo das condições ambientais (Zamrisham *et al.*, 2023).

Além disso, o pH afeta o processo de degradação biológica e química dos lixiviados, podendo indicar alterações no comportamento dos resíduos. Já, a temperatura tem um impacto significativo na taxa de atividade microbiana, já que microrganismos tendem a ser mais ativos em temperaturas mais altas, o que pode aumentar a toxicidade dos lixiviados devido à aceleração de reações químicas e biológicas (Zamrisham *et al.*, 2023).

A temperatura também pode influenciar a estabilidade dos compostos presentes, modificando sua concentração e, conseqüentemente, a toxicidade. A utilização de dispositivos portáteis para medir esses parâmetros oferece a vantagem de permitir a coleta de dados precisos e em tempo real, diretamente no local da amostragem, o que assegura que as condições ambientais durante a coleta sejam refletidas nos resultados (El Fadel *et al.*, 2002).

Estudos como o de Gouveia (2012) aprofundam a compreensão sobre os impactos ambientais dos lixiviados e oferecem subsídios importantes para o desenvolvimento de estratégias eficazes de gestão e mitigação desses impactos. Dentre as alternativas de

tratamento, destaca-se o processo anaeróbio, que tem sido amplamente utilizado devido à sua capacidade de reduzir a carga orgânica e gerar subprodutos valiosos, como o biogás e o digestato, este último pode ser aproveitado na fertirrigação como biofertilizante, devido ao seu conteúdo de matéria orgânica e nutrientes essenciais ao crescimento vegetal.

O lixiviado, denominado fresco, é um subproduto dos resíduos sólidos urbanos, caracterizado como um efluente líquido que ocorre no armazenamento temporário dos resíduos, seja nas residências ou em contêineres e tanques de armazenamento dos caminhões das coletas. Esse líquido contém uma alta carga de poluentes, o que ocasiona um grande problema ambiental, quando descartado inadequadamente ou até mesmo despejado de forma inapropriada no momento da coleta e no transporte do material, torna-se um grande perigo de contaminação ao solo, lençol freático e a quem o manipula (Zhang *et al.*, 2015).

Muitas vezes a existência desse lixiviado fresco dos RSUs passa despercebido pela população, alguns municípios geram grandes quantidades diárias deste efluente, sendo assim, sua manipulação pode ser perigosa se disposto em lugares impróprios. Tratando-se de resíduos sólidos urbanos, a disposição amplamente utilizada é o aterro sanitário, onde, por vezes, este efluente é incorporado à percolação do lixiviado de aterro ali já existente, deixando-o ainda mais concentrado e dificultando o seu tratamento final (Masoner *et al.*, 2016).

3.3.3 Lixiviado: Abordagens diversificadas de tratabilidade

O tratamento do lixiviado gerado nos aterros sanitários e durante a coleta de resíduos sólidos urbanos (RSU) é um desafio ambiental de grande importância, devido ao seu alto potencial poluidor. Diversos métodos de tratamento têm sido propostos para reduzir os impactos ambientais do lixiviado, que contém compostos tóxicos e poluentes, como metais pesados, substâncias orgânicas, amônia, nitratos e metais pesados, além do metano gerado pela decomposição anaeróbia (Gouveia, 2012).

A escolha do método adequado depende das características específicas do lixiviado, como pH, temperatura, concentração de contaminantes e a idade do aterro, bem como dos custos e benefícios envolvidos no tratamento (Zhang *et al.*, 2015). Alguns métodos de tratamento são:

- a) Tratamento anaeróbico: É uma das opções mais comumente utilizadas, principalmente devido à sua capacidade de reduzir a carga orgânica e gerar biogás (principalmente metano). Sistemas como reatores de leito fixo e biodigestores são frequentemente empregados, pois oferecem boas condições para a remoção de matéria orgânica de alta concentração, especialmente durante as fases iniciais da decomposição dos resíduos (Ilmasari *et al.*, 2022).

Contudo, esse processo apresenta limitações em termos de eficácia para a remoção de compostos inorgânicos, como metais pesados, e para o controle de odores. Além disso, a geração de metano no processo de decomposição é uma preocupação ambiental significativa, visto que o metano é um gás de efeito estufa com um potencial de aquecimento global muito superior ao do dióxido de carbono (Gouveia, 2012).

No estudo realizado por Gouveia (2012), o tratamento anaeróbico mostrou-se eficiente na redução da carga orgânica, mas com limitações na remoção de nitrogênio e metais pesados, o que exigiu o uso de pós-tratamento para alcançar os padrões exigidos para descarte.

- b) Tratamento aeróbico: O tratamento aeróbico tem sido proposto como uma alternativa ou complemento ao tratamento anaeróbico, com ênfase na remoção de compostos nitrogenados (como amônia) e metais pesados. Processos aeróbicos, como o reator de lodo ativado, são altamente eficazes na remoção de matéria orgânica de baixa concentração, como ocorre nos lixiviados com maior tempo de decomposição (Ilmasari *et al.*, 2022).

No entanto, este processo exige maiores custos operacionais devido à necessidade de oxigênio e ao controle da temperatura. Na pesquisa conduzida por Silva *et al.* (2020), o uso de um reator aeróbico foi eficaz na remoção de amônia e nitrogênio, apresentando uma taxa de remoção superior a 80% para esses contaminantes, mas com uma capacidade limitada para tratar concentrações mais altas de matéria orgânica.

- c) Tratamento físico-químico: Os métodos de tratamento físico-químico, como a adsorção e a precipitação, têm sido amplamente explorados para reduzir a carga de metais pesados e compostos tóxicos no lixiviado. A adsorção em carvão

ativado é uma técnica bem conhecida, devido à sua alta eficiência na remoção de compostos orgânicos e metais pesados (Wiszniewski *et al.*, 2006).

Este método pode ser utilizado como pré-tratamento ou pós-tratamento dos lixiviados. Outro processo físico-químico eficaz é a ozonização, que tem se mostrado promissora na degradação de compostos orgânicos recalcitrantes e na inativação de microrganismos patogênicos (Costa, 2021).

Além disso, a precipitação química pode ser usada para remover compostos como o fosfato, o que pode ser especialmente importante quando os lixiviados apresentam concentrações elevadas de nutrientes. Costa (2021) investigou a aplicação da ozonização no tratamento de lixiviados de aterros sanitários e observou uma redução significativa na carga de compostos orgânicos e amônia, embora a eficiência variasse conforme a composição do lixiviado.

- d) Tratamento combinado: O uso de tratamentos combinados tem mostrado resultados promissores, pois pode aproveitar os benefícios de cada tipo de processo, minimizando suas limitações individuais. Processos como sistemas híbridos de tratamento anaeróbio-aeróbio, ou a combinação de processos biológicos com tratamentos físico-químicos (como adsorção e ozonização) têm demonstrado alta eficiência na remoção de uma ampla gama de contaminantes, incluindo compostos orgânicos e inorgânicos (Wiszniewski *et al.*, 2006).

No estudo de Masoner *et al.* (2016) combinou processos anaeróbios seguidos de tratamento aeróbio e adsorção com carvão ativado, obtendo uma remoção eficiente de matéria orgânica, metais pesados e compostos nitrogenados em lixiviados de aterros sanitários.

- e) Tecnologias emergentes: Tecnologias emergentes têm sido estudadas para o tratamento de lixiviado. A eletrocoagulação, por exemplo, é uma técnica que utiliza corrente elétrica para promover a coagulação e a floculação de contaminantes no lixiviado, facilitando sua remoção (Ilmasari *et al.*, 2022).

Esta técnica tem mostrado eficácia na remoção de metais pesados e compostos orgânicos, além de ser mais econômica do que outros tratamentos físico-químicos convencionais. A biorremediação, que envolve o uso de microrganismos para

degradar ou transformar contaminantes, também tem sido estudada como uma alternativa para a gestão do lixiviado (Zhang *et al.*, 2015).

A utilização de microrganismos naturais ou modificados geneticamente para a degradação de compostos tóxicos apresenta uma abordagem mais sustentável e ecológica, embora ainda exija mais pesquisas para garantir sua eficiência em larga escala (Ilmasari *et al.*, 2022). Zhang *et al.* (2015) aplicaram a eletrocoagulação no tratamento de lixiviado fresco e obtiveram bons resultados na remoção de metais pesados e matéria orgânica, com a vantagem de ser um processo de baixo custo e de fácil implementação.

- f) Fertirrigação e aproveitamento do lixiviado tratado: Uma das opções promissoras para a gestão do lixiviado tratado é sua aplicação em fertirrigação. Após o tratamento adequado, o lixiviado pode ser utilizado como biofertilizante, aproveitando sua carga orgânica para a melhoria da qualidade do solo e o crescimento das plantas (Pereira, 2020).

No entanto, esse processo requer um controle rigoroso da concentração de nutrientes e compostos tóxicos para evitar impactos adversos à saúde humana e ao meio ambiente. Pereira (2020) também explorou o uso de digestato (subproduto da digestão anaeróbia) como biofertilizante e observou que, quando tratado adequadamente, pode ser uma alternativa eficaz e segura para a utilização agrícola.

O tratamento de lixiviado de aterros sanitários e das coletas de resíduos sólidos urbanos envolve uma série de desafios devido à diversidade de contaminantes presentes nesses efluentes. Embora os processos anaeróbios sejam amplamente utilizados, novas abordagens, como o tratamento aeróbio, físico-químico e combinado, além de tecnologias emergentes como a eletrocoagulação e a biorremediação, têm se mostrado eficazes para tratar uma gama mais ampla de contaminantes (Wiszniewski *et al.*, 2006).

A utilização de lixiviado tratado para fertirrigação também surge como uma opção sustentável, desde que os riscos à saúde sejam rigorosamente controlados. Essa diversidade de opções destaca a importância de um tratamento integrado e multifacetado, que leve em consideração as características específicas do lixiviado e as condições ambientais locais,

além de promover soluções que minimizem os impactos ambientais e maximizem os benefícios econômicos e sociais (Ilmasari *et al.*, 2022).

3.4 Digestão anaeróbia

Conforme mencionado por Karagiannidis (2012), há indícios de que a digestão anaeróbia já era praticada na Mesopotâmia por volta de 2000 anos a.C. No entanto, os primeiros registros científicos relacionados ao estudo do biogás surgiram na Itália, em 1776, através das pesquisas realizadas por Alessandro Volta, acerca dos gases produzidos durante a decomposição de matéria orgânica, que em suas investigações, destacou a identificação do metano no gás proveniente de pântanos.

No estudo conduzido por Angelidaki *et al.* (2003), destaca-se que Alessandro Volta realizou um experimento clássico no qual coletou gás de um lago raso e demonstrou sua inflamabilidade ao queimá-lo. Esse evento marcou o início da biometanização, uma disciplina científica dedicada à investigação dos processos biológicos que convertem matéria orgânica em metano, um biocombustível gasoso.

No processo de digestão anaeróbia, é notável a presença de micro-organismos pertencentes aos domínios *Bacteria* e *Archaea* (arqueias ou arqueas) (McCarty, 1964). Como salientado no estudo de Chernicharo (2007), as arqueias metanogênicas se distinguem das bactérias devido à sua estrutura de DNA e à sua fisiologia favorável ao desenvolvimento em ambientes desafiadores, especialmente associados à decomposição da matéria orgânica, mesmo que demonstrem uma notável resistência a ambientes com condições ambientais extremas, como amplas variações de temperatura e pH, por exemplo, essas arqueias são sensíveis a mudanças abruptas nas características do meio em que habitam.

A digestão anaeróbia, é o processo microbiológico complexo de degradação anaeróbia de matéria orgânica particulada, no qual microrganismos desempenham um papel fundamental. Neste contexto, ocorre a conversão catalítica enzimática de compostos orgânicos complexos em moléculas mais simples, tudo isso sob condições estritas de ausência de oxigênio (Chernicharo, 2015).

Este fenômeno bioquímico complexo é fundamental para entender a transformação de resíduos orgânicos em produtos de interesse, como metano (CH₄) e dióxido de carbono

(CO₂), sem a presença de oxigênio (O₂). Tipicamente, a eficácia da digestão anaeróbia é quantificada pela produção de metano, isto é, a geração volumétrica de metano em condições padrão por unidade de material introduzido nos reatores (Carlsson *et al.*, 2012).

Esses valores podem ser expressos em relação aos sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e à demanda química de oxigênio (DQO). Nesse contexto, a otimização do desempenho da digestão reside na maximização da produção operacional de metano, visando se aproximar o máximo possível da produção potencial real de metano a partir do substrato, dentro dos limites da taxa de digestão viável (Chernicharo, 2007).

Esses fenômenos ocorrem de forma intrínseca e espontânea na biota natural, mas também são aplicados intencionalmente para a produção de uma variedade de produtos industriais. Esse uso é especialmente notável na decomposição de resíduos orgânicos, incluindo resíduos sólidos de origem urbana e industrial, onde, além disso, esses processos encontram aplicação significativa no tratamento de efluentes provenientes tanto de fontes domésticas quanto industriais. (Lovatel, 2016).

A digestão anaeróbia emerge como uma alternativa ecoeficiente e sustentável em comparação com os combustíveis derivados do petróleo. Estudos científicos ressaltam inúmeras vantagens associadas a essa técnica quando utilizada em conjunto com resíduos agroindustriais (Angelidaki *et al.*, 2003).

Primeiramente, destaca-se a notável redução na demanda química de oxigênio (DQO), que por consequência, traz uma redução significativa da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), que são indicadores cruciais da qualidade do efluente, indicando a eficácia desse processo no seu tratamento. Outra vantagem significativa desse processo é a baixa produção de lodo, o que reduz a necessidade de tratamento e disposição desse resíduo secundário (Carlsson *et al.*, 2012).

A operação de sistemas de digestão anaeróbia, embora envolva custos iniciais de implantação, pode ser financeiramente mais vantajosa a longo prazo quando comparada a outras tecnologias de tratamento de resíduos. A principal vantagem desse processo está na capacidade de gerar biogás, uma fonte de energia renovável que pode ser utilizada para a produção de eletricidade ou aquecimento (Liao *et al.*, 2014).

Isso não só reduz os custos operacionais, mas também transforma o resíduo em um recurso valioso, criando uma fonte adicional de receita (Carlsson *et al.*, 2012). Estudos, como

o de Mata-Alvarez *et al.* (2000), apontam que, ao considerar a geração de biogás, o custo de operação de sistemas anaeróbios pode ser significativamente inferior ao de métodos convencionais, como a compostagem ou a incineração.

Além disso, a digestão anaeróbia oferece uma série de benefícios econômicos indiretos, como a redução de custos com disposição de resíduos em aterros sanitários, uma vez que o volume de resíduos processados é consideravelmente reduzido. Isso se deve à decomposição de matéria orgânica no processo anaeróbio, resultando em um resíduo final (digestato) que ocupa um volume bem menor do que o resíduo original, o que pode reduzir os custos com transporte e disposição final (Liao *et al.*, 2014).

O biogás gerado também pode ser purificado e comercializado como biometano, substituindo combustíveis fósseis e contribuindo para a redução das emissões de gases de efeito estufa, o que pode representar uma vantagem adicional para empresas ou países que buscam atender a regulamentos ambientais mais rigorosos. A rentabilidade da digestão anaeróbia é ainda mais otimizada quando se considera a possibilidade de utilizar os resíduos orgânicos como matéria-prima para a produção de biocombustíveis ou outros subprodutos de valor agregado, como fertilizantes (Mata-Alvarez *et al.*, 2000).

O digestato, produto do processo, pode ser utilizado como fertilizante orgânico, reduzindo a necessidade de aditivos químicos e agregando valor ao sistema. Além disso, o processo de digestão anaeróbia pode ser projetado para tratar uma ampla gama de resíduos, incluindo resíduos alimentares, agrícolas e industriais, tornando-o uma solução flexível e adaptável para diferentes contextos de gestão de resíduos (Carlsson *et al.*, 2012).

Embora a instalação de um sistema de tratamento a partir de digestão anaeróbia exija um investimento inicial, seus custos operacionais são geralmente mais baixos a longo prazo, especialmente quando se considera a geração de biogás como uma fonte de energia renovável e a redução de custos com disposição de resíduos. Essa abordagem, ao transformar resíduos em recursos valiosos, oferece não apenas benefícios econômicos diretos, mas também contribui para a sustentabilidade ambiental, tornando-se uma alternativa vantajosa para a gestão de resíduos em muitos cenários (Liao *et al.*, 2014).

A literatura destaca que, para maximizar a eficiência do processo, é fundamental manter condições ideais de temperatura, pH e carga orgânica, assegurando que o sistema opere dentro dos parâmetros adequados para a geração de energia e o manejo eficaz de

resíduos. Além de manter as condições operacionais adequadas, como o tempo de retenção hidráulica, é fundamental controlar os parâmetros físico-químicos do meio reacional para garantir a estabilidade e o desempenho do sistema (Schnürer & Jarvis, 2009).

A digestão anaeróbia apresenta maior eficiência sob condições de pH em faixa neutra, entre 6,8 e 7,2, especialmente para a etapa de metanogênese, na qual arqueias metanogênicas são mais sensíveis às variações de acidez. Desvios significativos desse intervalo podem inibir a atividade microbiana, principalmente na fase final do processo (Chernicharo, 2007).

Esse tipo de tratamento, pode também ser classificada conforme a temperatura operacional, sendo dividida em três categorias principais: psicofílica (< 20 °C), mesofílica (30 – 40 °C) e termofílica (50 – 60 °C). A operação em regime mesofílico é a mais comum, devido à sua maior estabilidade e menor demanda energética, embora o regime termofílico possa proporcionar maior taxa de degradação e produção de biogás, desde que o controle de temperatura e a resistência dos microrganismos às condições mais severas sejam assegurados (Angelidaki *et al.*, 2003; Liao *et al.*, 2014).

Um fator limitante importante na eficiência da digestão anaeróbia está associado ao potencial tóxico do meio, especialmente em função da presença de compostos inibidores que, em concentrações elevadas, afetam negativamente a atividade dos microrganismos envolvidos nas diferentes etapas do processo. Embora diversas substâncias possam estar naturalmente presentes no substrato, é a sua concentração acima de certos limiares que determina o efeito tóxico (Liao *et al.*, 2014).

Compostos como amônia livre (NH₃), ácidos graxos voláteis acumulados, íons metálicos pesados (como cobre, zinco e níquel), detergentes, solventes orgânicos, compostos fenólicos e sais são exemplos de agentes que, quando em excesso, podem provocar desde a redução da taxa de crescimento microbiano até a inibição completa da atividade metanogênica. Esse efeito pode comprometer seriamente o equilíbrio entre as fases do processo anaeróbio, especialmente entre as etapas acidogênica e metanogênica, levando à acidificação do meio, acúmulo de intermediários e queda na produção de biogás (Souza *et al.*, 1986).

Portanto, o monitoramento e o controle das concentrações desses potenciais inibidores são fundamentais para garantir a estabilidade operacional e o desempenho do

reator, como a amônia, por exemplo, que pode ser tóxica em concentrações acima de 1.500 a 3.000 mg/L, especialmente sob pH elevado e temperaturas mais altas, que favorecem a formação da amônia livre (Chen *et al.*, 2008). O acúmulo de ácidos voláteis, com consequente redução do pH, também é um indicativo de instabilidade e pode comprometer o equilíbrio entre as populações microbianas envolvidas nas diferentes etapas do processo (Chernicharo, 2015).

O processo de digestão anaeróbia é dividido em quatro etapas da digestão e algumas rotas metabólicas que dependerão dos diversos grupos microbianos existentes, aparecem como grandes etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, conforme demonstrado na Figura 7 (Gujer & Zehnder, 1983). Essas etapas são cruciais para a eficiência do processo e estão alinhadas com parâmetros técnicos que garantem a produção adequada de biogás e a estabilização do material residual (Chernicharo, 2007).

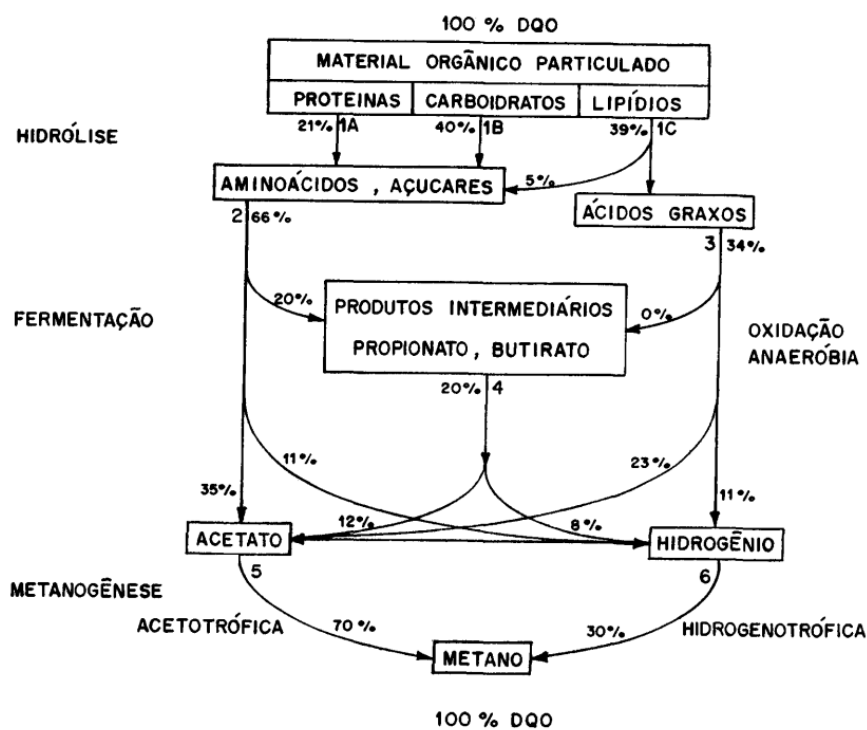


Figura 7. Esquema das etapas e rotas da digestão anaeróbia. Fonte: Adaptado de Gujer & Zehnder, 1983.

A hidrólise é a etapa inicial da digestão anaeróbia, na qual bactérias fermentativas excretam enzimas extracelulares capazes de degradar compostos orgânicos complexos, como

carboidratos, lipídeos e proteínas, transformando-os em moléculas mais simples e solúveis, como monossacarídeos, ácidos graxos de cadeia curta e aminoácidos (Cardoso, 2019). Na sequência, ocorre a acidogênese, em que bactérias facultativas e estritamente anaeróbias convertem esses produtos em ácidos graxos voláteis, principalmente ácido acético, ácido butírico, ácido propiônico e ácido valérico, além de gases como hidrogênio e dióxido de carbono (Amaral *et al.*, 2014).

Nessa etapa o material orgânico formado ainda não é estável, porém a produção é necessária já que os microrganismos que ali estão irão utilizar o material como substrato. Na etapa da acetogênese, é o estágio no qual as bactérias acetogênicas são responsáveis por oxidar os ácidos orgânicos voláteis produzidos na etapa anterior, propiciando substratos que serão utilizados na próxima etapa (Amaral *et al.*, 2014).

O hidrogênio, dióxido de carbono e o acetato são os produtos resultantes dessa etapa da digestão anaeróbia. Na fase da metanogênese, é onde as arqueas metanogênicas realizam a produção do metano propriamente dito (Eastman & Ferguson, 1981).

Cerca de 60% a 80% de toda a produção de metano em ambientes anaeróbios é atribuída aos microrganismos metanogênicos, que pertencem ao domínio Archaea e atuam na conversão de precursores como H_2/CO_2 , acetato e compostos metilados em metano. Esses organismos desempenham papel essencial na etapa final da digestão anaeróbia, que pode ocorrer no consórcio microbiano, chamado de sulfetogênese, notadamente em ambientes com elevada concentração de íons sulfato, onde bactérias sulforredutoras competem com os metanogênicos pelos mesmos substratos, resultando na produção de sulfeto de hidrogênio (H_2S) (Plugge *et al.*, 2011).

Essa fase é caracterizada pela formação de sulfetos através da redução de enxofre 6+ a enxofre 2-. Na digestão anaeróbia, ocorre a obtenção de diversos subprodutos essenciais a partir desse processo (Lovatel, 2016).

O biogás, que representa uma fonte valiosa de energia, mas além disso, há a produção de uma fração líquida com uma carga orgânica reduzida, que pode ser tratada e devolvida ao meio ambiente com menor impacto. Isso tudo, junto ao lodo, que é a parte sólida, que decanta durante o processo, podendo ser posteriormente utilizado como fertilizante ou em outros processos industriais. (Chernicharo, 2015).

3.4.1 Atividade Metanogênica Específica – AME

A avaliação da atividade metanogênica específica (AME) de lodos anaeróbios desempenha um papel crucial em diversas aplicações. Em primeiro lugar, essa metodologia é fundamental para compreender o comportamento da microbiota em resposta a diferentes compostos potencialmente inibidores (Monteggia, 1991).

A capacidade de avaliar a toxicidade relativa de compostos químicos presentes em efluentes líquidos e resíduos sólidos permite uma análise detalhada do impacto dessas substâncias no processo anaeróbio, facilitando a identificação de fontes de poluição e orientando estratégias de mitigação. Além disso, a AME é essencial para estabelecer o grau de degradabilidade de vários substratos, especialmente os rejeitos industriais (Monteggia & Beal, 1994).

Essa avaliação torna-se crucial para monitorar alterações na atividade do lodo ao longo do tempo, especialmente em situações em que há acumulação de materiais inertes após períodos prolongados de operação de reatores. Essa monitorização permite a identificação precoce de problemas operacionais, contribuindo para a eficiência e durabilidade dos sistemas de tratamento que usam a digestão anaeróbia (Monteggia, 1997).

A metodologia da AME desempenha um papel crucial na determinação da carga orgânica máxima que um tipo específico de lodo pode suportar, acelerando o processo de partida dos sistemas de tratamento e otimizando seu desempenho desde o início. Além disso, a AME desempenha um papel fundamental na avaliação de parâmetros cinéticos, fornecendo informações cruciais que contribuem para a otimização e aprimoramento contínuo dos processos anaeróbios (Mata-Alvarez *et al.*, 2000).

Assim, a metodologia proposta se estabelece como uma abordagem crucial no tratamento de efluentes e na gestão de resíduos, especialmente no contexto de processos de descontaminação e reaproveitamento de materiais. Sua aplicação prática é facilitada por um sistema de equipamentos de baixo custo e de fácil implementação, que inclui uma proveta para capturar e medir o volume do gás gerado (Figura 8), além de um reator hermeticamente fechado, no qual o lodo anaeróbio a ser analisado é introduzido (Poetsch & Koetz, 1998).

Este processo permite avaliar a eficiência de tratamento e a degradação de substâncias orgânicas presentes nos efluentes, sendo uma técnica valiosa para otimizar o manejo de resíduos em diversas condições operacionais (Poetsch & Koetz, 1998).



Figura 8. Teste da AME em reator anaeróbio de bancada. Fonte: O Autor, 2022.

De acordo com Beal (2004), a atividade metanogênica é avaliada por meio de testes em batelada, nos quais é medida a capacidade máxima de produção de metano. A análise da resposta da biomassa em condições padronizadas permite inferir diversos aspectos do processo e da qualidade da biomassa em estudo.

No que diz respeito ao cálculo dessa atividade, Beal (2004) destaca a existência de diversos métodos e abordagens para expressar os resultados. Monteggia (1997) por exemplo, emprega médias móveis, enquanto Poetsch & Koetz (1998) utilizam faixas de valores para calcular a maior tangente na curva de produção acumulada de metano, onde é comum utilizar a taxa de produção instantânea, que consiste no volume de metano produzido dividido pelo tempo necessário para sua produção.

Beal (2004) destaca a importância de aplicar modelos como os lineares ou realizar a linearização dos dados, por exemplo, através do uso de logaritmos, para representar de maneira precisa o comportamento dos dados dentro da distribuição normal de Gauss. Esses

modelos são fundamentais para descrever a produção acumulada de metano, pois permitem ajustes simples pela alteração da ordem do polinômio.

Esses princípios foram aplicados por Chernicharo (2007) em seus estudos sobre a produção de metano em reatores UASB tratando efluente doméstico, de 0,52 e 0,65 mmol CH₄ (g/SV.h) para a relação S₀/SV de 0,4 e 0,6 g DQO (g/SV), respectivamente, ilustrando como modelos matemáticos podem ser empregados para otimizar processos biológicos.

Por outro lado, nos estudos de Monteggia (1997), investigou o efeito da concentração de microrganismos no teste de AME sob agitação, foi observado que a faixa ideal de AME ocorreu entre 2 e 5 g/L. Além disso, destacou que concentrações crescentes de sólidos resultaram em redução significativa na duração do teste, evidenciando a sensibilidade desses resultados às condições específicas de concentração de microrganismos.

3.4.2 Teste do potencial bioquímico de metano – BMP

Os testes do Potencial Bioquímico de Metano (BMP) representam uma ferramenta fundamental na avaliação da capacidade máxima de produção de metano a partir de substratos orgânicos, tanto líquidos, quanto sólidos. Estes testes desempenham um papel crucial ao determinar a biodegradabilidade anaeróbia de um substrato orgânico específico, além de auxiliar na identificação do substrato mais adequado para certos tipos de processos (Santana *et al.*, 2021).

Seguindo a pesquisa de Angelidaki *et al.* (2003), o crescente interesse na sustentabilidade energética tem levado à progressiva adoção de tecnologias para a produção de bioenergia, destacando-se a relevância dos experimentos nesse campo. Conduzidos em escala de bancada, esses testes estabelecem um padrão essencial para o desempenho futuro de digestores biológicos anaeróbios em larga escala.

O modelo destes testes é empregado para aprimorar a digestão anaeróbia, permitindo a identificação do substrato com maior potencial, possibilitando a determinação da produção de metano em diferentes combinações. O grau e a velocidade de degradação, bem como o rendimento do biogás, são influenciados pelas propriedades químicas e físicas do substrato, assim como pelos parâmetros operacionais do processo, incluindo temperatura e tempo de

retenção, que influenciam a composição dos grupos microbianos e comunidades ativas no sistema (Moujanni *et al.*, 2018).

A probabilidade e a taxa de degradação do substrato são condicionadas pela concentração de microrganismos durante o ensaio, pelo pH e pela temperatura tanto do inóculo quanto das amostras de resíduos utilizadas. A aplicação global dos ensaios de BMP é um reflexo direto do reconhecimento da digestão anaeróbia como uma tecnologia viável para o tratamento de resíduos orgânicos (Angelidaki *et al.*, 2003).

Para padronizar esse processo, várias normas foram estabelecidas internacionalmente. Na Alemanha, a norma DIN 38414-8, define as condições para a realização de ensaios cinéticos em batelada de digestão anaeróbia de substratos orgânicos, utilizando testes volumétricos de produção de biogás (Wijffels *et al.*, 2003).

Paralelamente, a norma VDI 4630, estabelece diretrizes para ensaios cinéticos em batelada, semicontínuos e contínuos. Amplamente adotada por países da Europa, essa norma serve como base para avaliações de BMP em uma variedade de substratos, fornecendo uma referência vital para processos em escala de bancada e orientando a operação de plantas de produção de biogás em larga escala (Raposo *et al.*, 2011).

O teste de BMP em resíduos orgânicos é uma ferramenta crucial não apenas para entender a viabilidade técnica, mas também para otimização econômica em projetos de produção de biometano. Dada a natureza anaeróbia do processo, diversos fatores exercem influência direta na produção de metano (Santana *et al.*, 2021).

Manter o pH dentro da faixa de 6 a 8 é vital ao longo do processo, enquanto a complexidade e tamanho das partículas no substrato desempenham um papel crucial. Substratos com partículas maiores e mais complexas tendem a ter um potencial de produção de metano inferior (Moujanni *et al.*, 2018).

Além de fornecerem informações cruciais sobre a produção potencial de metano, esses testes desempenham um papel vital na pesquisa e desenvolvimento contínuos de tecnologias de digestão anaeróbia. Ao permitirem a análise minuciosa das características de diferentes substratos orgânicos, eles contribuem significativamente para a inovação em processos de produção de biogás (Raposo *et al.*, 2011).

Cientistas e engenheiros da área ambiental, utilizam dados obtidos por meio de testes BMP para explorar novas formas de melhorar a eficiência da digestão anaeróbia, desenvolver

técnicas avançadas de tratamento de resíduos e, conseqüentemente, reduzir o impacto ambiental de resíduos orgânicos. Além disso, os resultados dos testes de BMP desempenham um papel crucial no planejamento estratégico para a produção sustentável de biometano (Wijffels *et al.*, 2003).

Ao determinar quais substratos têm o potencial de produzir mais metano, as indústrias podem fazer escolhas informadas sobre as matérias-primas que utilizam. Isso não apenas otimiza os processos de produção, mas também contribui para a gestão eficaz dos recursos naturais (Moujanni *et al.*, 2018).

Ao focar em substratos com alto potencial de metano, as operações de produção de biogás podem maximizar sua produção, melhorar a rentabilidade e, ao mesmo tempo, minimizar o desperdício de recursos. Portanto, os testes de BMP não são apenas uma ferramenta de laboratório; eles são um pilar essencial para uma abordagem mais sustentável e eficiente na gestão de resíduos e produção de energia (Santana *et al.*, 2021).

Durante o processo de decomposição dos resíduos, especialmente os orgânicos, ocorre a formação de lixiviado, fluido que contém uma série de substâncias orgânicas e inorgânicas, além de compostos tóxicos como metais pesados. O lixiviado gerado em aterros sanitários é altamente poluente, refletindo, em grande parte, a quantidade de matéria orgânica em decomposição elevando seu BMP (Moujanni *et al.*, 2018).

Os aterros com menos idade de inclusão de resíduos, nos quais a decomposição ocorre de maneira mais ativa, apresentam BMP elevados, devido à presença de compostos orgânicos biodegradáveis com mais disponibilidade. Esse BMP é uma característica importante a ser monitorada, pois indica a capacidade do lixiviado de consumir oxigênio ao ser lançado em corpos hídricos ou no solo (Chelliapan *et al.*, 2020).

A quantidade de BMP no lixiviado de aterros sanitários, varia conforme o estágio de degradação dos resíduos. Em aterros jovens, o BMP tende a ser elevado, em razão da intensa atividade hidrolítica e acidogênica associada à elevada disponibilidade de matéria orgânica biodegradável (Chelliapan *et al.*, 2020).

À medida que o aterro evolui para fases mais avançadas de estabilização, a fração orgânica prontamente biodegradável se reduz, resultando em valores progressivamente menores de BMP. Ainda assim, mesmo após o encerramento das operações, aterros

estabilizados podem apresentar BMP relevante devido à presença de compostos orgânicos de degradação lenta ou fracionamento residual de processos anteriores (Santana *et al.*, 2021).

Em aterros mais antigos, onde a decomposição já não é tão intensa, os níveis de BMP geralmente são mais baixos. Contudo, esses valores ainda são considerados elevados quando comparado com outros substratos (Moujanni *et al.*, 2018).

A presença de compostos orgânicos no lixiviado pode causar eutrofização em corpos hídricos, um processo no qual o crescimento excessivo de algas e outros organismos aquáticos ocorre devido ao aumento de nutrientes. Esse desenvolvimento descontrolado consome grandes quantidades de oxigênio dissolvido na água, o que prejudica a fauna aquática, reduzindo a quantidade de oxigênio disponível e afetando negativamente os ecossistemas aquáticos (Chelliapan *et al.*, 2020).

O lixiviado proveniente da coleta de resíduos sólidos urbanos é um efluente gerado quando a água infiltra nos resíduos durante o transporte e armazenamento, extraindo compostos solúveis. Em comparação a lixiviados de aterros sanitários, esse efluente tende a apresentar concentrações mais elevadas de matéria orgânica prontamente biodegradável, o que se reflete em valores típicos de BMP significativamente maiores (Santana *et al.*, 2021).

Para fins de referência, lixiviados jovens de RSU podem apresentar BMP na faixa de 150 a 350 mL CH₄/gSV, valores considerados altos quando comparados a substratos de menor biodegradabilidade, como lodos biológicos estabilizados (20 a 80 mL CH₄/gSV) ou efluentes industriais com elevada fração refratária. Esses valores aproximam-se daqueles observados em substratos altamente biodegradáveis, como resíduos alimentares (350 a 500 mL CH₄/gSV), evidenciando o potencial energético do lixiviado de RSU para processos de digestão anaeróbia (Santana *et al.*, 2021).

O BMP desempenha um papel fundamental na gestão de resíduos sólidos e na avaliação dos impactos ambientais dos lixiviados. A gestão adequada do lixiviado gerado em aterros e pela coleta de resíduos urbanos requer estratégias de tratamento que permitam reduzir a carga orgânica e minimizar a contaminação ambiental (Moujanni *et al.*, 2018).

A implementação de sistemas de drenagem eficientes e o tratamento adequado dos lixiviados são essenciais para evitar a poluição de corpos hídricos e solos. O BMP, portanto, não só indica a necessidade de tratamento, mas também serve como um indicador de eficácia dos processos de manejo de lixiviados (Chelliapan *et al.*, 2020).

As políticas públicas voltadas para a gestão de resíduos devem, portanto, incorporar o monitoramento do BMP como uma ferramenta chave para assegurar que os lixiviados gerados em aterros e pela coleta de RSU sejam devidamente tratados e não resultem em impactos ambientais negativos. A adoção de tecnologias sustentáveis e a implementação de sistemas de controle eficientes são medidas cruciais para garantir a proteção dos recursos hídricos e do meio ambiente como um todo (Ilmasari *et al.*, 2022).

3.5 Biodigestores e biorreatores anaeróbios

A partir da década de 80, os biodigestores e biorreatores começaram a se expandir no Brasil, especialmente em áreas rurais e em indústrias. Os modelos mais comuns são os biodigestores de lagoa coberta, geralmente acompanhados por estruturas de cobertura plástica (Andrade *et al.*, 2002).

Entre os tipos mais populares estão o biodigestor tipo balão (modelo canadense) (Figura 9), o biodigestor com cúpula fixa (modelo chinês), o reator CSTR (agitação contínua) e o reator UASB (fluxo ascendente sem agitação). O biodigestor tipo balão, também conhecido como canadense, entre suas vantagens, estão o baixo custo de instalação, a simplicidade técnica em sua instalação no solo com profundidades reduzidas, além da facilidade de descarga, limpeza e manutenção (Pereira, 2020).

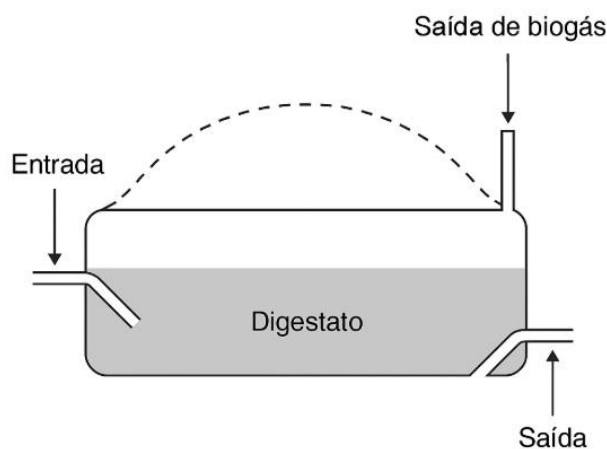


Figura 9. Biodigestor tipo canadense. Fonte: Adaptado de Holm-Nielsen *et al.* (2009).

No entanto, o sistema apresenta algumas limitações, como uma vida útil relativamente curta e uma suscetibilidade a danos, especialmente devido a cortes ou fissuras na estrutura plástica que envolve o reator. Além disso, o equipamento é particularmente sensível a variações térmicas, o que restringe sua aplicação em ambientes com temperaturas instáveis, por exemplo, em regiões com climas mais frios, torna-se recomendável a instalação de um sistema de aquecimento para garantir o desempenho adequado do reator e a estabilidade dos processos anaeróbios (Andrade *et al.*, 2002; Pereira, 2020).

O biodigestor de cúpula fixa, também conhecido como modelo chinês, é comumente construído abaixo do solo em alvenaria, apresentando um teto abobadado. Essa estrutura funciona como uma câmara de gás que tem a pressão interna aumentada à medida que o substrato é digerido e o gás é produzido (Holm-Nielsen *et al.*, 2009).

Esse aumento de pressão desloca o conteúdo do reator (digestato) para a caixa de saída à medida que o biogás é gerado. Quando a produção de gás diminui ou estabiliza, o gás acumulado se desloca para uma câmara de armazenamento, reduzindo a pressão no interior do reator e permitindo o retorno do digestato ao compartimento de digestão. Os reatores construídos em alvenaria geralmente apresentam baixo custo, mas é fundamental que sejam devidamente vedados para evitar vazamentos de biogás e de substrato (Neri *et al.*, 2024).

O reator com agitação contínua, também conhecido como CSTR (Figura 10), apresenta capacidade de conversão de biomassa em metano superior a biodigestores tradicionais, porém, mostra-se de complexa confecção. Caracteriza-se por dispor de um sistema para mesclar o conteúdo do digestor de forma contínua, através de equipamento mecânico, hidráulico ou pneumático (Andrade *et al.*, 2002).

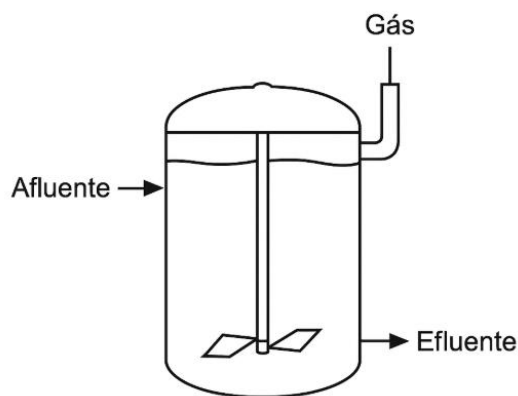


Figura 10. Biorreator tipo CSTR. Fonte: Adaptado de Neri *et al.*, 2024

Esse modelo utiliza um processo de biodigestão eficiente, operando na faixa mesofílica (entre 20 °C e 45 °C). Neste tipo de reator normalmente considera-se uma mistura perfeita, o que faz com que o produto na saída do reator tenha a mesma composição da mistura reacional dentro do reator (Chernicharo, 2007).

O reator de manta de lodo anaeróbico de fluxo ascendente, também conhecido como UASB, caracteriza-se por ter um fluxo contínuo baseado em agitação no sentido ascendente da corrente de rejeitos. Esse equipamento é denominado de manta de lodo devido à capacidade de receber elevadas concentrações de biomassas, o que favorece a redução do tempo de retenção hidráulica, tornando assim o sistema mais apropriado para degradação biológica de resíduos líquidos, como efluentes agroindustriais e domiciliares (Pereira, 2020).

3.5.1 Reator de manta de lodo anaeróbico de fluxo ascendente - UASB

O reator anaeróbico de manta de lodo e fluxo ascendente, conhecido como reator UASB, é um sistema de tratamento anaeróbico de efluentes, desenvolvida na década de 70 pelo professor Lettinga na Universidade de Wageningen, na Holanda. Seu dispositivo mais característico é um separador de fases que divide o reator em uma zona de digestão, mais inferior, e uma zona de decantação na parte superior, conforme apresentado na Figura 10 (Chernicharo, 2015).

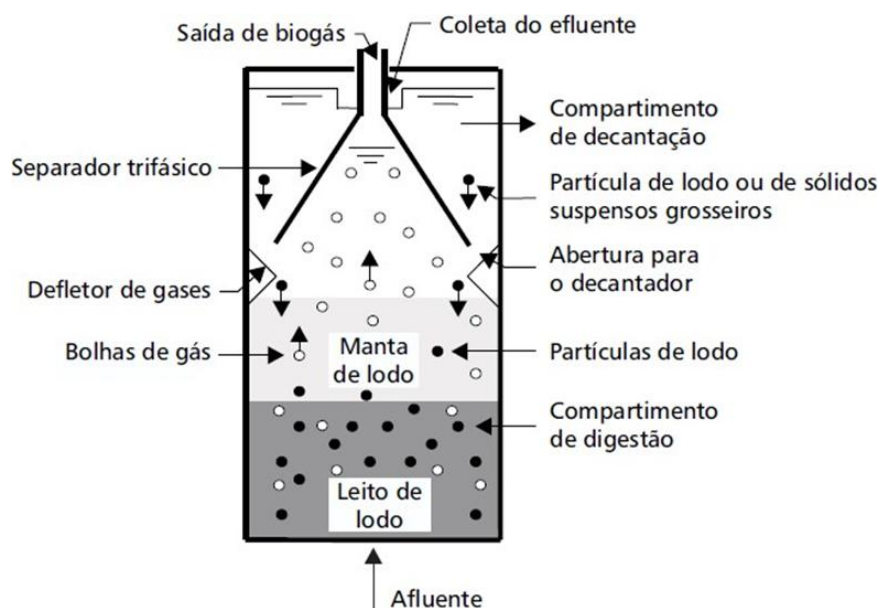


Figura 11. Desenho esquemático do funcionamento do reator UASB. Fonte: Chernicharo, 2015.

Dependendo das características do efluente a ser usado, das condições operacionais e do tipo de lodo utilizado como inóculo, é desenvolvido um leito de lodo bastante denso na camada mais profunda do reator e de elevada atividade. Nesse leito de lodo pode se desenvolver um lodo granuloso ou floculento com alta capacidade de sedimentação, principalmente em razão da formação de flocos granulados, a concentração de sólidos no fundo do reator pode variar de 50 a 100 kg/m³ (Lettinga & Hulshoff Pol, 1991).

Acima do leito de lodo se desenvolve uma manta de lodo menos densa e com menores velocidades de sedimentação. A concentração de sólidos nessa camada pode variar de 10 a 30 kg/m³ (Lettinga & Hulshoff Pol, 1991).

Conforme comentado anteriormente, um dos princípios fundamentais dos reatores UASB é sua habilidade em desenvolver uma biomassa de atividade elevada. O segundo princípio fundamental é a separação dos gases contidos na mistura líquida de tal forma que uma zona propícia à sedimentação seja criada na parte superior do reator (Senadheera *et al.*, 2025).

Outras características dos reatores UASB é sua capacidade de tratar altas cargas orgânicas em curto espaço de tempo, atingindo uma eficiência satisfatória de remoção de DQO e DBO. As principais preocupações associadas ao dimensionamento físico dos reatores UASB são o dispositivo de alimentação do reator, a separação do biogás e sua coleta, bem como a descarga do efluente tratado (Bal & Dhagat, 2001).

O projeto de alimentação do reator pelo efluente deve propiciar uma distribuição uniforme em toda a base do reator, principalmente quando opera com baixas cargas orgânicas, devido a menor produção de biogás, o que reduz a capacidade de mistura do reator. A separação do biogás e a remoção do efluente tratado são realizadas pelo dispositivo separador de fases, que faz com que as partículas sólidas retornem a camada de lodo e somente o gás saia do reator, propiciando um efluente tratado de qualidade e com um aproveitamento maior na produção de biogás (Senadheera *et al.*, 2025).

O uso de sistemas de reatores UASB para o tratamento de lixiviados tem ganhado destaque devido à sua alta eficiência na remoção de compostos orgânicos e à possibilidade de gerar biogás, uma fonte de energia renovável. O processo UASB funciona através da introdução do lixiviado e qualquer outro efluente, na parte inferior do reator, e após, com

fluxo ascensional, atravessa o manto de lodo, no qual ocorre a transferência de massa para o interior das células e ocorre a metabolização anaeróbia (Bal & Dhagat, 2001).

Esse processo resulta na produção de biogás, principalmente metano, que pode ser capturado e utilizado para gerar eletricidade ou aquecimento, o que contribui para a redução dos custos operacionais e ainda oferece uma fonte adicional de receita. A remoção de compostos orgânicos, medida por parâmetros como a DQO, pode atingir níveis superiores a 70%, dependendo das condições operacionais do reator (Chelliapan *et al.*, 2020).

Diversos estudos demonstram a eficiência dos sistemas UASB no tratamento de lixiviados. Por exemplo, Mata-Alvarez *et al.* (2000) relatam que o tratamento de lixiviados com sistemas UASB pode alcançar uma remoção de DQO superior a 80%, especialmente em lixiviados com altas concentrações de matéria orgânica.

Santos *et al.* (2019) também verificaram que, em um estudo com lixiviado proveniente de aterros sanitários urbanos, o sistema obteve uma remoção de DQO de 75%, além de gerar biogás com uma composição de metano entre 60% e 70%. Outros estudos, como o de Lima *et al.* (2016), também confirmam que sistemas UASB podem ser altamente eficientes, com remoções de DQO entre 70% e 80%, quando operados com tempos de retenção hidráulica ajustados adequadamente.

Apesar das vantagens dos reatores UASB, seu uso no tratamento de lixiviados apresenta limitações relevantes, como a alta variabilidade desse efluente, em termos de carga orgânica, nitrogênio amoniacal, substâncias húmicas, força iônica e compostos potencialmente inibitórios, onde pode comprometer a atividade microbiana e a estabilidade operacional do processo. Além disso, a presença de metais e compostos recalcitrantes pode afetar a formação da biomassa granular, reduzindo a eficiência de remoção, onde, o tratamento de lixiviados em UASB exige maior controle operacional e, muitas vezes, a adoção de etapas complementares para garantir desempenho adequado (Chernicharo, 2015).

Lixiviados com concentrações elevadas de compostos tóxicos ou com picos de carga orgânica exigem que o sistema se adapte constantemente, o que pode aumentar o tempo necessário para estabilização e reduzir a eficiência do processo em alguns casos. Além disso, o acúmulo de sólidos no fundo do reator e a necessidade de manutenção periódica também são pontos críticos que devem ser gerenciados adequadamente para garantir o bom funcionamento do sistema (Ilsamari, 2022).

Em termos econômicos, a implantação de um sistema UASB para o tratamento de lixiviados pode demandar um investimento inicial significativo, especialmente devido à necessidade de infraestrutura civil robusta e de controles operacionais específicos para efluentes de alta complexidade. No entanto, uma vez em operação, esses sistemas tendem a apresentar custos reduzidos, pois requerem menor aporte energético, baixa reposição de insumos e pouca necessidade de intervenção mecânica contínua (Pereira, 2020).

Assim, embora o investimento inicial possa ser elevado, o UASB se destaca pela operação economicamente eficiente ao longo do tempo. O biogás gerado pode ser utilizado internamente para atender às necessidades energéticas do processo ou ser comercializado, criando uma fonte de receita adicional (Pereira, 2020).

Em estudos de caso, como o realizado por Coelho *et al.* (2022) em Minas Gerais, a implantação de um UASB para tratamento de lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto doméstico, demonstrou não só alta eficiência de remoção de DQO, mas também uma produção significativa de biogás, o que justificou o investimento. A combinação de eficiência no tratamento e geração de biogás torna o sistema UASB uma opção atraente para a gestão de lixiviados de aterros sanitários, especialmente em termos de sustentabilidade financeira e ambiental.

Em resumo, os reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) representam uma tecnologia consolidada e amplamente utilizada no tratamento de efluentes com alta carga orgânica, incluindo o lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos. Esses sistemas apresentam como principais vantagens a elevada remoção de matéria orgânica, expressa principalmente pela demanda química de oxigênio (DQO), a geração de biogás com potencial energético e a baixa produção de lodo excedente (Mata-Alvarez *et al.*, 2000).

Além disso, trata-se de uma alternativa de baixo custo operacional, especialmente atrativa para países em desenvolvimento. No entanto, o desempenho eficiente do reator depende diretamente de um projeto adequado, ajustado à variabilidade físico-química dos lixiviados, que podem apresentar concentrações elevadas de compostos orgânicos, amônia, metais pesados e substâncias tóxicas (Pereira, 2020).

Para isso, é fundamental considerar os principais parâmetros de dimensionamento, tais como: tempo de detenção hidráulica (TDH), taxa de carga orgânica (TCO), velocidade ascensional, volume útil do reator e altura da zona de sedimentação. O tempo de detenção

hidráulica, geralmente adotado entre 6 e 24 horas para efluentes complexos como por exemplo, o lixiviado de aterro, deve ser suficiente para permitir a degradação anaeróbia da matéria orgânica e a separação eficiente das fases líquida, sólida e gasosa (Sharma *et al.*, 2012).

O volume útil do reator pode ser estimado pela equação de projeto conforme a equação 1 (Souza *et al.*, 1986):

$$V = \frac{Q \cdot TDH}{1000} \quad (1)$$

Onde: V: Volume útil do reator (m³);
Q: Vazão afluyente (m³/dia);
TDH: Tempo de detenção hidráulica (horas).

Outro parâmetro essencial é a taxa de carga orgânica (TCO), que relaciona a carga de matéria orgânica afluyente com o volume do reator. Ela deve ser mantida dentro de limites operacionais recomendados para evitar sobrecarga e inibição do processo biológico (Rodríguez-Gómez *et al.*, 2014).

A TCO pode ser calculada conforme a equação 2 (Souza *et al.*, 1986):

$$TCO = \frac{Q \cdot DQO_{afluyente}}{V} \quad (2)$$

Onde: TCO: Taxa de carga orgânica (kg DQO/m³·dia);
DQO *afluyente*: Concentração de DQO no afluyente (mg/L);
Q: Vazão afluyente (m³/dia);
V: Volume útil do reator (m³).

Para efluentes com alta concentração de matéria orgânica, a TCO inicial recomendada encontra-se na faixa de 1 a 5 kg DQO/m³·dia, podendo ser ajustada progressivamente conforme a adaptação da biomassa. A velocidade ascensional do fluxo, por sua vez, deve ser controlada para garantir a estabilidade da manta de lodo e a adequada separação de fases, geralmente mantendo-se abaixo de 1 m/h (Sharma *et al.*, 2012).

Portanto, embora os sistemas UASB ofereçam uma solução eficiente e sustentável para o tratamento de lixiviados, é imprescindível que o projeto considere cuidadosamente os parâmetros de operação e as características específicas do efluente a ser tratado. Quando bem projetado e operado, o reator UASB se mostra uma tecnologia vantajosa tanto do ponto de vista técnico quanto econômico, promovendo a valorização energética do resíduo, a redução da carga poluente e a contribuição para uma gestão ambiental mais integrada e eficiente (Rodríguez-Gómez *et al.*, 2014).

3.6 Biogás

O Biogás é uma mistura de compostos gasosos, constituído em sua maioria de metano (CH₄) seguido de dióxido de carbono (CO₂), que além deles, pode conter ainda concentrações baixas de água (H₂O), gás sulfídrico (H₂S), gás hidrogênio (H), gás amônia (NH₃) e alguns compostos orgânicos voláteis, proveniente de processos de degradação de substrato orgânicos que acontecem na digestão anaeróbia (Pereira, 2020).

O metano é principal constituinte do biogás, em sua formulação é um hidrocarboneto que pode ser utilizado como combustível por possuir um alto poder calorífico. A utilização do biogás como fonte de energia pode ser através da queima do gás ou pela conversão de energia térmica em energia elétrica (Novotny, 2022).

Considerado uma fonte de energia renovável, proporciona energia e contribui com a diminuição do lançamento de gases do efeito estufa na atmosfera. Embora bastante praticada em alguns países, a produção de energia a partir do metano, encontra-se ainda nos primeiros estágios no Brasil (Silva *et al.*, 2020).

A grande maioria dos aterros sanitários e das estações de tratamento de esgoto doméstico e de efluentes industriais, queima o biogás antes de lançá-lo na atmosfera, com o intuito de reduzir os impactos ambientais, mas principalmente, desperdiçando o seu potencial energético (Novotny, 2022).

O metano é um potente gás do efeito estufa, que em um período de 20 anos, é até 86 vezes mais potente que o dióxido de carbono como degradante da camada de ozônio. Conseqüentemente, o metano pode ser responsável por até 45% do aquecimento global causado pelo homem (Saunois *et al.*, 2020).

Desde 2000, as emissões de metano aumentaram ano a ano. Em 2017 aproximadamente 332 milhões de toneladas de metano foram emitidos de fontes artificiais em todo o mundo, onde sem ação imediata, as emissões continuarão a aumentar ao longo dos anos (Saunois *et al.*, 2020).

O biogás pode ser produzido a partir da decomposição anaeróbica de matéria orgânica, de resíduos agrícolas, esterco animal, resíduos de alimentos e tratamento de esgoto. Suas propriedades variam de acordo com alguns fatores, como a temperatura, pressão e concentração de diferentes componentes (Penteado *et al.*, 2017).

Semelhante a outros gases, suas características são altamente influenciadas pela temperatura, pressão, concentração de metano e presença de gases inertes e alguns ácidos. Uma das características notáveis do biogás é sua densidade inferior à do ar atmosférico, o que significa que ele tende a se dispersar facilmente no ambiente, reduzindo o risco de explosão à medida que sua acumulação se torna mais difícil (GEF Biogás Brasil, 2019).

Em condições normais de produção, o biogás não é considerado tóxico, pois geralmente contém baixas quantidades de monóxido de carbono, variando de 0% a 0,1%. No entanto, é importante mencionar que o biogás pode conter impurezas que o tornam corrosivo, especialmente devido à presença de gás sulfídrico (Pereira, 2020).

O gás sulfídrico pode oxidar materiais como cobre, latão e aço, tornando importante o controle e monitoramento rigoroso das impurezas presentes no biogás. Além disso, o valor energético do biogás está diretamente ligado à concentração de metano na mistura gasosa (Penteado *et al.*, 2017).

Quanto maior a quantidade de metano, maior será o poder calorífico do biogás, esta relação é crucial para a eficiência energética do biogás, tornando a análise e o ajuste da concentração de metano um aspecto essencial no seu uso como fonte de energia. Na Tabela 1, pode-se observar a mudança de valores de poder calorífico, conforme a composição do biogás se concentra em metano (Penteado *et al.*, 2017).

Tabela 1. Poder calorífico inferior, conforme pureza do biogás produzido.

Composição Química do Biogás	Peso Específico (Kg/Nm³)	Poder Calorífico Inferior (kcal/Nm³)
10% CH ₄ , 90% CO ₂	1,8393	856,06
40% CH ₄ , 60% CO ₂	1,4643	3.424,29
60% CH ₄ , 40% CO ₂	1,2143	5.136,46
65% CH ₄ , 35% CO ₂	1,1518	5.564,46
75% CH ₄ , 25% CO ₂	1,0268	6.420,59
95% CH ₄ , 5% CO ₂	0,7768	8.132,78
99% CH ₄ , 1% CO ₂	0,7268	8.475,23

Fonte: Adaptado de Penteado *et al.*, 2017.

O biogás pode ser aproveitado quanto ao seu poder de queima, na Tabela 2, é relacionado o seu poder calorífico na comparação com outros gases utilizados como combustível. A comparação pode ser feita em relação ao próprio metano quando purificado, que passa de 5.500 Kcal/Nm³ (biogás), para 8.500 Kcal/Nm³ (GEF Biogás Brasil, 2019).

Tabela 2. Poder calorífico inferior, conforme tipo de gás utilizado.

Tipos de Gás	Poder Calorífico Inferior (kcal/Nm³)
Biogás	5.500
Butano	28.000
Gás de Cozinha - GLP	25.775
Gás Natural	8.500
Biometano	8.500
Propano	22.000

Fonte: Adaptado de GEF Biogás Brasil, 2019; ABEGAS, 2023.

Em resumo, o biogás é um recurso valioso com diversas aplicações, desde a geração de energia até a produção de biocombustíveis. Suas propriedades físicas e químicas variam em função de diferentes fatores, sendo essencial compreender e controlar esses aspectos para garantir seu uso seguro e eficiente em várias aplicações industriais e residenciais (Novotny, 2022).

4 METODOLOGIA

Para a realização deste trabalho, foram utilizados os equipamentos e a estrutura do Laboratório de Tecnologia Ambiental – LATAM, localizado na Universidade de Caxias do Sul. Os procedimentos experimentais adotados em cada etapa estão descritos neste capítulo, assim como toda a metodologia empregada.

As metodologias incluem a caracterização do lixiviado fresco proveniente das coletas de resíduos sólidos urbanos (RSU) realizadas por um consórcio de municípios, a configuração dos reatores em batelada para os testes de Atividade Metanogênica Específica (AME) e Potencial Bioquímico de Metano (BMP), bem como a operação de um reator UASB piloto em regime de fluxo contínuo. Também foram utilizados métodos para avaliação do desempenho dos processos, considerando a remoção de matéria orgânica, a produção de ácidos graxos voláteis e a composição e volume de biogás gerado.

Com o objetivo de facilitar a compreensão da sequência experimental, a metodologia foi organizada em três etapas principais, conforme ilustrado no fluxograma da Figura 12.

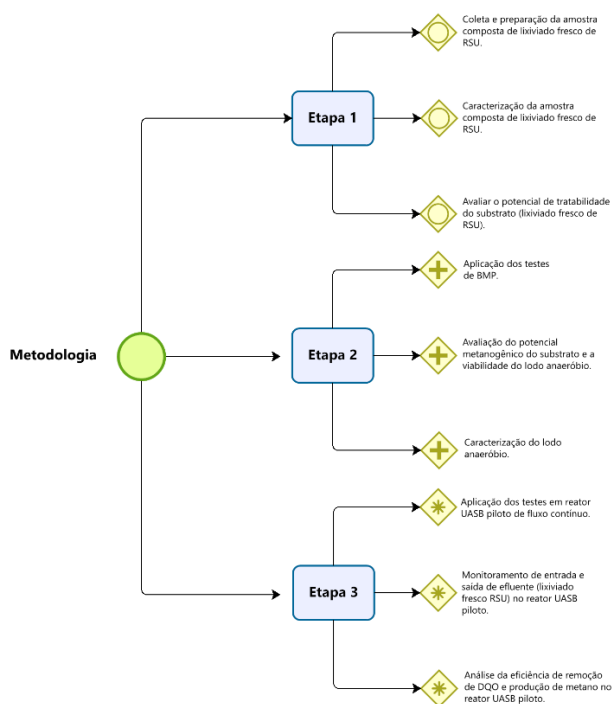


Figura 12. Fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa. Fonte: O autor, 2024.

A Etapa 1, corresponde à caracterização do substrato, o lixiviado fresco, utilizado como base para os ensaios de tratabilidade anaeróbia e produção de biogás. A Etapa 2, compreende a realização dos testes de BMP, em diferentes relações de S_0/SV , e dos ensaios de AME para avaliação do lodo anaeróbio utilizado como inóculo.

Por fim, a Etapa 3, contempla a operação de um reator UASB piloto, em regime de fluxo contínuo, utilizando o lixiviado como substrato e monitorando parâmetros de entrada e saída, com ênfase na remoção da carga orgânica e na produção de biogás.

4.1 ETAPA 1

Nesta etapa, são apresentadas as metodologias utilizadas para a caracterização do lixiviado fresco proveniente da coleta de RSU de um consórcio de municípios gaúchos. Essa caracterização é essencial para compreender as propriedades do material e seu potencial na tratabilidade anaeróbia e na produção de biogás, contribuindo para a otimização dos processos de gestão de resíduos.

4.1.1 Caracterização do lixiviado fresco proveniente das coletas de RSU

As amostras utilizadas nos testes de reatores de bancada e nos testes do reator UASB piloto, foram obtidas por meio da coleta de amostras do líquido (lixiviado fresco) dos caminhões de coleta urbana de cada município participantes do projeto, onde a amostragem ficou a cargo dos representantes das secretarias de meio ambiente, juntamente com os responsáveis das empresas prestadoras de serviço de coleta de resíduos sólidos urbanos, quando o município não presta esse serviço. As amostras foram coletadas em alíquotas individuais de cada município, armazenadas em recipientes específicos e entregues a Universidade de Caxias do Sul, onde foram armazenadas em câmara fria no laboratório LATAM, acondicionadas em temperatura controlada em câmara fria, sendo mantida na faixa de 4 °C a 6 °C.

Para a caracterização do lixiviado fresco, proveniente das coletas dos resíduos sólidos urbanos municipais, foram utilizadas as alíquotas (Figura 13) encaminhadas por dezesseis municípios integrantes do projeto, localizados na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul. Os municípios onde as amostras foram coletadas são: Antônio Prado, Bom Jesus,

Carlos Barbosa, Cotiporã, Farroupilha, Flores da Cunha, Garibaldi, Montauri, Monte Belo do Sul, Nova Araçá, Nova Bassano, Nova Petrópolis, São José dos Ausentes, São Marcos, Serafina Corrêa e Veranópolis.

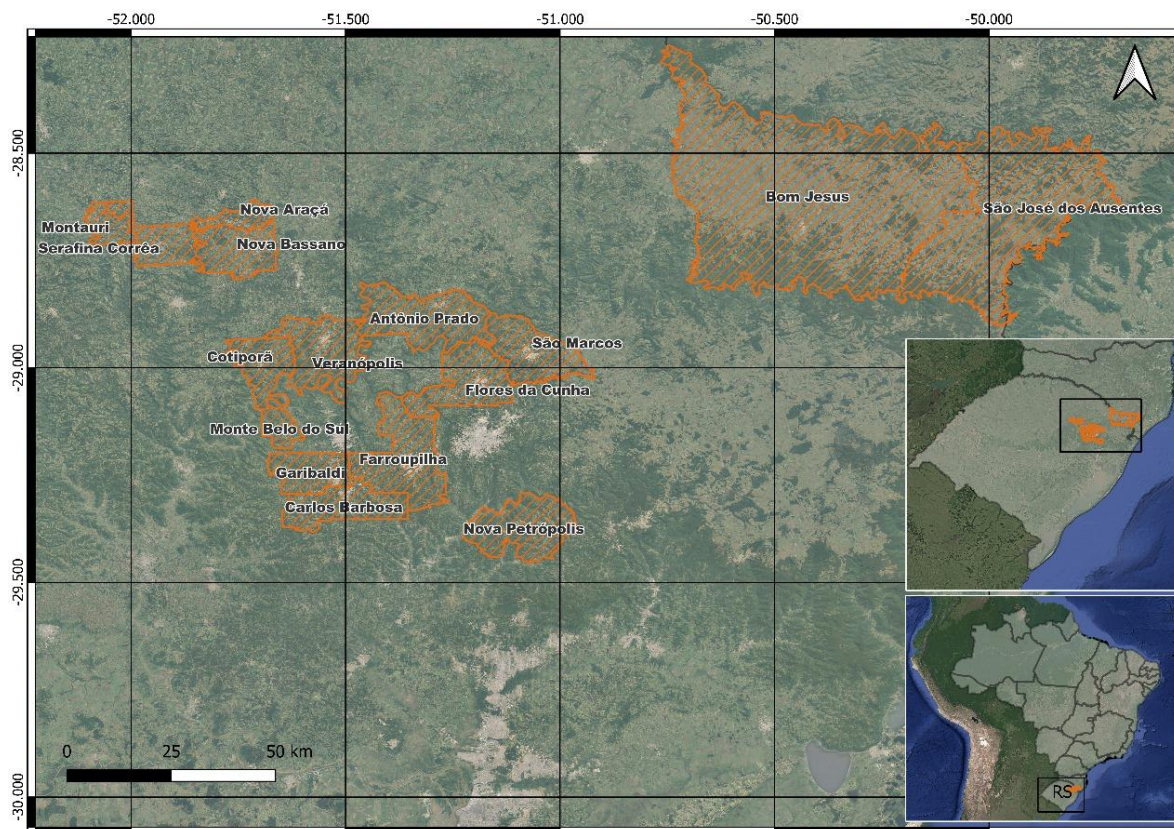


Figura 13. Municípios participantes do projeto. Fonte: O autor, 2022.

A partir destas alíquotas de lixo fresco de cada município, que juntos totalizam uma população urbana de 218.948 habitantes (IBGE, 2010). Foram elaboradas quatro amostras compostas para o estudo, onde, a contribuição de cada município foi definida proporcionalmente à sua população urbana, utilizando os dados do Censo do IBGE.

Assim, para cada amostra composta, adicionou-se um volume de lixo equivalente ao percentual de população urbana de cada município, garantindo representatividade da distribuição demográfica na composição final das amostras. Na Tabela 3 são apresentados dados estatísticos dos municípios participantes do estudo, incluindo informações como área territorial, área urbanizada, população estimada, densidade demográfica, PIB per capita e quantidade de RSU gerados por ano.

Esses dados são fundamentais para compreender aspectos como distribuição populacional, desenvolvimento econômico e impacto ambiental nas respectivas localidades.

Tabela 3. Estatísticas Municipais: Área, população, PIB e RSU

Municípios	Área Territorial (km ²)	Área Urbanizada (km ²)	População Estimada (hab.)	Densidade Demográfica (hab./km ²)	PIB per capita (R\$)	RSU (t/ano)
Antônio Prado	347,5	5,2	13.328	37,5	61.154,04	2.361
Bom Jesus	2.622,8	4,1	11.431	4,3	54.447,36	2.125
Carlos Barbosa	230,1	13,1	31.528	132,2	115.232,73	5.900
Cotiporã	173,2	2,2	3.926	22,2	43.914,10	675
Farroupilha	361,3	27,5	72.477	194,5	59.633,50	18.114
Flores da Cunha	276,2	13,5	31.973	111,8	80.956,10	8.870
Garibaldi	168,5	16,9	35.522	203,7	83.756,02	9.001
Montauri	82,2	0,7	1.530	18,2	68.627,31	398
Monte Belo do Sul	69,7	1,1	2.609	36,6	37.563,30	464
Nova Araçá	75,5	2,6	5.086	65,6	66.917,24	1.047
Nova Bassano	211,6	4,5	9.877	45,6	79.512,90	2.612
Nova Petrópolis	290,1	18,2	23.889	80,3	44.789,05	6.074
São José dos Ausentes	1.173,9	1,3	4.286	3,5	43.728,90	889
São Marcos	256,2	9,1	21.537	82,3	52.647,06	5.173
Serafina Corrêa	163,3	6,7	17.379	103,9	43.283,10	4.674
Veranópolis	289,4	9,7	24.540	83,1	64.845,47	6.439

Fonte: IBGE, 2010; O autor, 2022.

Com os dados apresentados na Tabela 3, é possível observar variações significativas entre os municípios em termos de área territorial, densidade populacional e indicadores econômicos. Alguns municípios destacam-se pela extensão de sua área territorial, como Bom Jesus, enquanto outros apresentam uma alta densidade demográfica, como Garibaldi.

Além disso, o PIB per capita e a quantidade de RSU refletem diferentes níveis de desenvolvimento econômico e desafios ambientais destes municípios. Essas informações são cruciais para orientar políticas públicas, planejamento urbano e iniciativas de sustentabilidade em cada localidade.

O estudo também revela que a composição da amostragem está diretamente relacionada à proporção da população urbana de cada município em relação à população urbana total dos 16 municípios participantes (Tabela 4). Para garantir a representatividade, o

volume de lixo coletado de cada localidade foi proporcional à sua população urbana relativa.

Dessa forma, os municípios com maior população urbana passaram a representar parcelas proporcionais maiores no volume total da amostra composta. Por exemplo, o município de Farroupilha, que possui a maior população urbana entre os municípios participantes, correspondeu por 25,15% do volume total da amostra, enquanto Garibaldi representou 12,62%.

Em contrapartida, municípios como Montauri e Monte Belo do Sul, com populações urbanas significativamente menores, contribuíram com apenas 0,29% e 0,35% do volume, respectivamente.

Tabela 4. Composição das amostras de lixo fresco de RSU.

Municípios	População Total (hab.)	População Urbana (hab.)	Porcentagem de cada alíquota (%)
Antônio Prado	12.837	9.235	4,22
Bom Jesus	11.556	8.595	3,93
Carlos Barbosa	25.193	19.993	9,13
Cotiporã	3.917	2.048	0,94
Farroupilha	63.641	55.057	25,15
Flores da Cunha	27.135	20.862	9,53
Garibaldi	30.692	27.638	12,62
Montauri	1.542	644	0,29
Monte Belo do Sul	2.670	770	0,35
Nova Araçá	4.003	2.882	1,32
Nova Bassano	8.840	5.514	2,52
Nova Petrópolis	19.058	14.146	6,46
São José dos Ausentes	3.290	2.062	0,94
São Marcos	20.105	17.601	8,04
Serafina Corrêa	14.243	12.054	5,51
Veranópolis	22.815	19.847	9,06
16 Municípios	271.537	218.948	100

Fonte: IBGE, 2010; O autor, 2022.

As amostras foram coletadas ao longo do período de janeiro a agosto de 2022. Os dados apresentados são fundamentais para caracterizar a representatividade dos municípios no projeto, destacando a distribuição populacional urbana entre eles.

Para o cálculo dos percentuais, foi considerada a razão entre a população urbana de cada município e a soma da população urbana dos 16 municípios, aplicando-se o mesmo critério para definir a proporção do volume coletado de lixo fresco em cada ponto. Esses dados

são fundamentais para entender a dinâmica populacional e podem influenciar decisões relacionadas a políticas públicas, desenvolvimento urbano e alocação de recursos voltados ao saneamento.

A partir destas amostras compostas dos municípios, foram realizados os ensaios físico-químicos e inorgânicos para a sua caracterização. Para as análises em laboratório, utilizou-se como metodologia, o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2022), onde foram avaliados alguns parâmetros específicos, conforme representado no Quadro 1.

Quadro 1. Parâmetros e metodologias da caracterização do lixiviado fresco.

Parâmetro	Unidade	Metodologia
Alcalinidade em Bicarbonatos e Total	mg/L	SMWW-Método 2320-B
Cloreto	mg/L	SMWW-Método 4500-Cl.G
Cromo Total	mg/L	SMWW-Método 3120-B
DBO ⁽⁵⁾ e DBO ⁽⁵⁾ Solúvel	mg/L	SMWW-Método 5210-B
DQO e DQO Solúvel	mg/L	SMWW-Método 5220-C
Ferro Total	mg/L	SMWW-Método 3120-B
Fósforo Total	mg/L	SMWW-Método 4500-P B e E
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	SMWW-Método 4500 NH3 B-C
Nitrogênio Total Kjeldahl e Orgânico	mg/L	SMWW-Método 4500 Norg-B
Óleos e Graxas Totais	mg/L	SMWW-Método 5520-D
pH	-	SMWW-Método 4500-H+ B
Sódio	mg/L	SMWW-Método 3120-B
Sólidos Dissolvidos - Totais, Fixos e Voláteis	mg/L	SMWW-Método 2540-C
Sólidos Sedimentáveis	mg/L	SMWW-Método 2540-F
Sólidos Totais - Totais, Fixos e Voláteis	mg/L	SMWW-Método 2540-B
Sulfatos	mg/L	SMWW-Método 4500-SO4 E
Sulfetos	mg/L	SMWW-Método 4500-S2-D
Surfactantes Aniônicos	mg/L	SMWW-Método 5540-C

Fonte: APHA, 2022; O autor, 2022.

4.2 ETAPA 2

Nesta etapa, é apresentada a metodologia de avaliação do potencial bioquímico de produção de metano (BMP), em diferentes concentrações de S_0/SV , utilizando o lixiviado fresco caracterizado. A análise abrange a produção de metano e seu comportamento no reator de batelada em escala de laboratório, além, da caracterização do lodo anaeróbico utilizado como inóculo, por meio da análise de AME.

4.2.1 Teste da atividade metanogênica específica (AME)

Os testes de atividade metanogênica específica (AME), foram realizados no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM), da Universidade de Caxias do Sul, utilizando reatores anaeróbios de bancada, de marca *New Brunswick BioFlo/CelliGen 115*, com volume total de 7,5 L (Figura 14). Durante os ensaios, os reatores foram operados com volume efetivo de 4,5 L, mantendo agitação constante fornecida pelo próprio equipamento.

O lodo anaeróbio utilizado como inóculo, foi coletado de um reator UASB, que trata dejetos suínos na unidade Fazenda Escola da UCS.



Figura 14. Reatores de bancada *New Brunswick BioFlo/CelliGen 115*. Fonte: O autor, 2022.

O volume de lodo adicionado foi calculado com base nas equações 3 e 4, utilizando uma faixa de concentração entre 3.000 e 4.000 mgSV/L (Monteggia, 1991). A equação 3 define a massa de sólidos voláteis como produto entre o volume do reator e a concentração de SV.

A equação 4 define o volume de lodo a ser adicionado a partir da massa de SV desejada.

$$m_{SV} = V_{Reator} \cdot [SV] \quad (3)$$

Onde: m_{sv} : Massa de sólidos voláteis (mg);
 V_{Reator} : Volume do reator (L);
 $[SV]$: Concentração de sólidos voláteis (mg/L).

$$V_{Lodo} = \frac{m_{SV}}{SV} \quad (4)$$

Onde: V_{Lodo} : Volume de lodo a ser adicionado (L);
 m_{sv} : Massa de sólidos voláteis (mg);
 SV : Sólidos voláteis da caracterização do lodo (mg/L).

Durante os testes de AME, o reator recebeu o lodo anaeróbio, a solução nutritiva (Tabela 5) e acetato de sódio a 10%, utilizado como substrato de referência. O controle de pH foi mantido automaticamente com adição de uma solução de hidróxido de sódio (NaOH) 1N e uma solução de ácido nítrico (HNO₃) 1N, mantendo o pH entre 6,9 e 7,1. A temperatura foi controlada a 37 °C por meio da circulação de água em camisa térmica, com controle contínuo de 24 horas por dia.

Tabela 5. Composição da solução nutritiva utilizada nos reatores anaeróbicos.

Reagentes	Quantidade
Fosfato de Potássio Monobásico - KH ₂ PO ₄	1,5 g
Fosfato de Potássio Dibásico - K ₂ HPO ₄	1,5 g
Cloreto de Amônio - NH ₄ Cl	0,5 g
Sulfeto de Sódio Nonahidratado - Na ₂ S.9H ₂ O	0,059 g
Extrato de Levedura	0,2 g
Volume final	1 L

Fonte: Adaptado de Monteggia, 1991.

A produção de metano foi quantificada por deslocamento de solução de NaOH a 10% em provetas invertidas, permitindo a absorção de gás carbônico (CO₂) e a medição exclusiva de metano (CH₄). As medições foram realizadas a cada 30 minutos entre 08:00 e 18:00, possibilitando a construção de curvas de produção acumulada.

A atividade metanogênica foi calculada por meio do método da maior tangente, ajustando-se uma curva polinomial às medições e utilizando-se a derivada para identificar a

maior taxa de produção de metano (BEAL, 2004). A composição do biogás gerado foi analisada por cromatografia gasosa, com coletas realizadas imediatamente após a adição do substrato no reator anaeróbio e, posteriormente, em intervalos regulares até o final do experimento por batelada.

As análises foram conduzidas com o objetivo de determinar a composição dos gases, presentes no *headspace* dos reatores, utilizando um cromatógrafo a gás *Dani Master GC*, equipado com detector de condutividade térmica (*TCD – Thermal Conductivity Detector*) e coluna capilar *Supelco Carboxen® 1006 PLOT (Sigma-Aldrich, USA)*, conforme ilustrado na Figura 15. Como condições de operação, o equipamento trabalhou em temperatura do injetor a 100°C; do detector de gás a 100°C e da coluna do cromatógrafo a 40°C.

Foi utilizando como gás de arraste o gás hélio, com um volume de amostra injetada de 250 µL, para analisar a formação de metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂) dentro dos reatores anaeróbios, aparecendo também nas análises o nitrogênio, utilizado para “selar” os reatores anaeróbios para garantir que não tenha oxigênio no *headspace* na hora do início dos testes de batelada.



Figura 15. Cromatógrafo a gás *Dani Master GC*. Fonte: O autor, 2022.

Com base nas curvas de produção cumulativa média de metano, a partir da derivada desta função, obtiveram-se os valores dos pontos de tangente à curva polinomial obtida e o maior valor da tangente foi utilizado (Beal, 2004). Segundo Aquino *et al.* (2007), a determinação da capacidade do lodo anaeróbio em produzir metano é importante pois a redução de compostos causadores de uma DQO alta, só irá acontecer a partir da formação do metano no reator.

4.2.2 Teste do potencial bioquímico de metano (BMP).

O teste de Potencial Bioquímico de Metano (BMP) foi conduzido com o objetivo de avaliar a capacidade do substrato lixiviado fresco de resíduos sólidos urbanos (RSU), em gerar metano, utilizando lodo anaeróbio como inóculo. Esse teste é fundamental para estimar a conversão da matéria orgânica presente no lixiviado em biogás, e assim prever o desempenho do processo anaeróbio em condições reais de operação.

A metodologia aplicada foi similar à utilizada nos testes de Atividade Metanogênica Específica (AME), com adaptações referentes ao substrato utilizado. Enquanto na AME, o substrato era composto por acetato de sódio a 10%, no BMP utilizou-se o lixiviado fresco, coletado em diferentes municípios e previamente caracterizado quanto aos parâmetros físico-químicos, como demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais e pH.

A alimentação dos reatores foi realizada com lodo anaeróbio, solução nutritiva (conforme Tabela 5 anterior) e o lixiviado fresco. Os volumes de cada componente foram determinados com base nas equações previamente descritas anteriormente (equações 3 e 4), garantindo a mesma faixa de concentração de sólidos voláteis (SV), adotada no teste de AME, entre 3000 e 4000 mg/L.

O controle operacional dos reatores incluiu a manutenção da temperatura constante em 37 °C por meio da circulação de água na camisa térmica, e o ajuste automático do pH na faixa de neutralidade (6,9 a 7,1), utilizando soluções de hidróxido de sódio (NaOH) 1N e solução de ácido nítrico (HNO₃) 1N. Esses parâmetros foram monitorados continuamente ao longo das 24 horas do dia, garantindo condições adequadas para a atividade dos microrganismos metanogênicos.

A produção de biogás foi acompanhada ao longo do tempo por meio da técnica de deslocamento de solução de NaOH a 10%, que permite a separação do metano (CH₄) do dióxido de carbono (CO₂), resultando, na quantificação do volume de biometano produzido. As medições foram realizadas em intervalos regulares, e os dados foram registrados para posterior modelagem da curva de produção acumulada.

Além da quantificação volumétrica, a composição do biogás, foi analisada por cromatografia gasosa, utilizando o mesmo equipamento empregado no ensaio de AME — o cromatógrafo a gás *Dani Master GC*, equipado com detector de condutividade térmica (TCD)

e coluna capilar *Carboxen® 1006 PLOT*. As análises foram realizadas ao longo da batelada, a partir de amostras coletadas do *headspace* dos reatores, permitindo a identificação dos principais constituintes do biogás: metano (CH₄) e gás carbônico (CO₂).

Essa etapa foi essencial para verificar não apenas a quantidade, mas também a qualidade do biometano produzido a partir do lixiviado de RSU. A integração entre a análise volumétrica e composicional proporcionou uma visão abrangente do desempenho do substrato em sistemas anaeróbios, contribuindo para a avaliação do potencial energético do lixiviado em escala laboratorial.

4.2.3 Caracterização do lodo anaeróbio de reator UASB

A caracterização do lodo anaeróbio foi conduzida a partir de amostras coletadas no reator UASB, instalado na unidade da Fazenda Escola da Universidade de Caxias do Sul, localizada na região de Fazenda Souza, no município de Caxias do Sul. Esse lodo foi selecionado por sua estabilidade operacional e pelo histórico de desempenho satisfatório na digestão anaeróbia de dejetos suínos, garantindo uma biomassa com atividade metanogênica consolidada para os ensaios em bancada.

As análises laboratoriais seguiram os procedimentos metodológicos descritos no Quadro 2, com foco na determinação de parâmetros físicos e químicos relacionados às frações de sólidos. Estes parâmetros são fundamentais para avaliar a qualidade e a capacidade de adaptação do lodo às condições experimentais impostas nos testes de Atividade Metanogênica Específica (AME) e de Potencial Bioquímico de Metano (BMP).

Quadro 2. Parâmetros e metodologias da caracterização do lodo anaeróbio.

Parâmetro	Unidade	Metodologia
pH	-	SMWW-Método 4500-H+B
Sólidos Sedimentáveis	mg/L	SMWW-Método 2540-F (cone Imhoff)
Sólidos Totais, Fixos e Voláteis	mg/L	SMWW-Método 2540-B
Sólidos Suspensos Totais, Fixos e Voláteis	mg/L	SMWW-Método 2540-B
Velocidade de sedimentação	m.s	SMWW-Método 2710-D

Fonte: APHA, 2022; O autor, 2022.

A medição do pH fornece um indicativo do ambiente químico do lodo, sendo relevante para prever possíveis interferências na atividade microbiana. Os sólidos sedimentáveis estão relacionados à fração particulada que pode decantar, refletindo a estabilidade e o comportamento físico do lodo no sistema.

A determinação de sólidos totais, fixos e voláteis permite quantificar a carga orgânica total e a fração biodegradável presente na biomassa, enquanto os sólidos suspensos totais fornecem informações sobre a dispersão das partículas, que influenciam diretamente a eficiência de contato entre microrganismos e substrato. Adicionalmente, a velocidade de sedimentação foi avaliada como um indicador do potencial de separação sólido-líquido, fator importante para o desempenho operacional de sistemas anaeróbios, especialmente em reatores que exigem boa retenção de biomassa.

O lodo caracterizado foi empregado como inóculo nos reatores de bancada, servindo como base para a condução dos ensaios de AME e BMP. A caracterização prévia assegurou que o material biológico utilizado apresentasse viabilidade e concentração adequada de microrganismos metanogênicos, sendo determinante para a confiabilidade dos resultados obtidos nos testes de biodegradabilidade.

4.2.3.1 Velocidade de sedimentação do lodo anaeróbio

A análise da velocidade de sedimentação do lodo anaeróbio foi conduzida com o objetivo de avaliar o comportamento físico do lodo frente à separação sólido-líquido, parâmetro essencial para o bom desempenho de reatores anaeróbios, especialmente em sistemas de fluxo contínuo. Este ensaio fornece subsídios importantes para estimar a capacidade de retenção de biomassa e a formação de um leito de lodo estável, condição fundamental para assegurar a eficiência do processo biológico (Neves *et al.*, 2015).

A manutenção de um leito de lodo com boa sedimentabilidade favorece a homogeneidade interna do reator, contribuindo para o contato adequado entre o substrato e os microrganismos, além de minimizar arraste de sólidos para a saída do sistema (Neves *et al.*, 2015). Assim, a caracterização da velocidade de sedimentação auxilia no dimensionamento e no controle operacional de reatores em escala piloto, como o UASB utilizado neste estudo.

O ensaio foi realizado no laboratório LATAM, utilizando-se uma torre de sedimentação (Figura 16) com capacidade de 50 L, composta por cinco níveis horizontais distribuídos ao longo de sua altura. Essa configuração permite o monitoramento da distribuição vertical do lodo conforme sua taxa de sedimentação, possibilitando a extração de amostras de diferentes alturas para análise comparativa.



Figura 16. Torre de sedimentação de sólidos. Fonte: O autor, 2022.

Durante o ensaio, o lodo foi introduzido na parte superior da torre e deixado em repouso para sedimentação natural. A coleta das amostras foi feita em tempos previamente definidos, permitindo o cálculo da velocidade de queda das partículas através da profundidade atingida em função do tempo.

Essa avaliação forneceu dados consistentes sobre a capacidade do lodo em manter sua estrutura e concentrar biomassa na base do reator ao longo da operação contínua.

4.2.3.2 Tamanho de partícula do lodo anaeróbio

Como parte da caracterização física do lodo anaeróbio, foi realizada a análise da distribuição de tamanho das partículas que compõem os flocos ou grânulos da biomassa. Esse parâmetro é relevante por influenciar diretamente a sedimentabilidade, a retenção de biomassa e a eficiência do processo de digestão anaeróbia, especialmente em sistemas que operam em regime de fluxo contínuo com formação de leito de lodo.

A análise foi conduzida com o auxílio do equipamento *Partica LA-950 V2*, da marca *Horiba* (Figura 17), baseado no princípio de difração a laser, com fundamentos na teoria de Mie. Essa técnica é amplamente utilizada para caracterização de partículas em suspensão, por permitir a obtenção rápida e precisa da distribuição de tamanhos em uma ampla faixa granulométrica (Silva *et al.*, 2020).



Figura 17. Analisador de partícula *Horiba LA – 950 V2*. Fonte: O autor, 2022.

O princípio da técnica consiste na dispersão da luz quando um feixe de laser incide sobre um conjunto de partículas. Partículas de maior diâmetro tendem a dispersar a luz em ângulos menores, enquanto partículas menores dispersam a luz em ângulos mais amplos (Silva *et al.*, 2020).

A intensidade da luz dispersa em diferentes ângulos é captada por um conjunto de fotodiodos, que transforma esse padrão de dispersão em uma distribuição estatística dos tamanhos presentes na amostra. O equipamento utiliza duas fontes de luz complementares e um sistema automatizado de manipulação da amostra, garantindo a dispersão adequada das partículas antes da leitura (Silva *et al.*, 2020).

Essa configuração assegura a uniformidade da análise e permite a identificação de eventuais aglomerações ou heterogeneidades na composição física do lodo. A caracterização granulométrica do lodo forneceu dados importantes sobre a estrutura dos flocos/grânulos, que influenciam diretamente a área superficial de contato com o substrato, a taxa de sedimentação e a estabilidade do lodo no interior do reator.

Tais informações são cruciais para o dimensionamento e otimização de reatores anaeróbios, contribuindo para a compreensão do comportamento hidrodinâmico e da retenção de biomassa ao longo do processo. Para a utilização do equipamento, seguiu-se o procedimento operacional do laboratório LATAM.

A etapa inicial consistiu na aplicação de ultrassom para dispersão das partículas, evitando aglomerações que poderiam comprometer a leitura. Posteriormente, foi inserido no software o índice de refração do material analisado.

O valor de 1,44 foi adotado com base na tabela de índices de refração disponibilizada pela própria *Horiba*, a qual recomenda esse parâmetro para materiais orgânicos de características ópticas semelhantes ao lodo anaeróbio. Esse valor tabelado pela *Horiba* também está de acordo com o utilizado em estudos como o de Silva *et al.* (2020), reforçando sua adequação ao tipo de biomassa analisada.

4.3 ETAPA 3

Nesta etapa, são apresentadas as metodologias de avaliações do comportamento de um reator anaeróbio UASB em escala piloto de fluxo contínuo, para a produção de biogás a partir do lixiviado fresco de RSU. Utilizando um lodo caracterizado, o experimento envolveu a análise de parâmetros de entrada e saída das amostras do reator, monitorando a tratabilidade do efluente e a composição e volume do biogás produzido.

4.3.1 Reator UASB piloto em regime de fluxo contínuo – Unidade Experimental

Para a realização das análises de fluxo contínuo, foi utilizado um reator UASB em escala piloto, com capacidade de 7,5 litros, composto por defletor e separador trifásico para a separação do biogás e do efluente tratado pelo reator. Foi confeccionado no laboratório LATAM para sua operação em fluxo contínuo de entrada e saída de amostra.

O reator foi montado e operado, composto pelo reator UASB em acrílico (Figura 18), um tanque de água, um aquecedor, para manter o manto de lodo do reator a 37 °C, uma bomba peristáltica para introduzir a amostra, um tanque de armazenamento de amostra acoplado com uma sonda de pH para monitoramento constante em pH neutro (7,0), uma bomba controladora de dosagem de NaOH 10% para ajuste conforme a amostra se acidifica ao longo do tempo, um agitador e bags para armazenamento do biogás produzido.



Figura 18. Reator UASB piloto para o teste de fluxo contínuo. Fonte: O autor, 2022.

Para o início dos testes, foram utilizados alguns parâmetros para dar a partida do reator UASB de fluxo contínuo, levando em consideração alguns dados, conforme Quadro 3. Ao longo do estudo a concentração de DQO de entrada do reator foi mantido a resultados próximos a 31.500 mg/L, deixando uma concentração de matéria orgânica para avaliar o comportamento do estudo.

Para o início dos testes, foram definidos parâmetros operacionais para dar partida ao reator UASB de fluxo contínuo, conforme apresentado no Quadro 3. O sistema foi operado com alimentação diária de lixiviado fresco de resíduos sólidos urbanos (RSU), mantendo

uma concentração média de DQO de entrada em torno de 31.500 mg/L, com o objetivo de avaliar o comportamento da biomassa frente a uma carga orgânica elevada.

Com base nos dados operacionais, a carga orgânica volumétrica aplicada ao reator foi calculada em 2,01 gDQO/L.dia, valor compatível com a faixa recomendada para reatores UASB em fase inicial de operação, permitindo boa adaptação do lodo às condições de alimentação contínua (Mainardis *et al.*, 2020).

Quadro 3. Parâmetros operacionais do reator UASB piloto.

Parâmetros	Reator UASB Piloto
Velocidade da bomba de vazão de entrada	Faixa 0,6 (bomba peristáltica)
Ciclo de alimentação (<i>Timer</i>)	8 tempos de 15 min. (total 120 min.)
Volume lixiviado fresco RSU/dia	480 mL – 0,48 L
DQO média na entrada	31.411 mg/L – 31,41 g/L
Carga orgânica aplicada diária	15,08 g DQO/dia
Carga orgânica volumétrica (COV)	2,01 g DQO/L.dia

Fonte: O autor, 2023.

4.3.2 Análises de monitoramento do reator UASB piloto

Foi realizado análises de monitoramento do reator, principalmente para avaliar a sua eficiência de remoção de carga orgânica e seu comportamento quanto a tratabilidade anaeróbia e produção de biogás. Conforme apresentado no Quadro 4, foram utilizados como parâmetros físico-químicos de entrada e saída do efluente as análises de pH, sequência de sólidos e a demanda química de oxigênio.

Quadro 4. Parâmetros e metodologias no monitoramento do reator UASB piloto.

Parâmetro	Unidade	Metodologia
pH	-	SMWW-Método 4500-H+ B
Sólidos Sedimentáveis	mg/L	SMWW-Método 2540-F
Sólidos Totais, Fixos e Voláteis	mg/L	SMWW-Método 2540-B
Sólidos Suspensos Totais, Fixos e Voláteis	mg/L	SMWW-Método 2540-B
DQO e DQO Solúvel	mg/L	SMWW-Método 5220-C

Fonte: APHA, 2022; O autor, 2022.

As análises foram realizadas com a frequência de pH diariamente, sólidos e DQO (solúvel e total) realizadas na frequência de 3 vezes por semana. Também foram conduzidas análises de ácidos graxos voláteis (AGVs), tanto por titulação, seguindo o método de Dillalo (1961), quanto por cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas, avaliando as concentrações na entrada e saída do efluente.

O método de Dillalo (1961), baseia-se, em titulações sucessivas com ácido em pH 5,75 e pH 4,3, permitindo a determinação da alcalinidade parcial e total, respectivamente. A diferença entre esses dois pontos de titulação define a alcalinidade intermediária, relacionada principalmente à concentração de bicarbonatos.

Essa caracterização é fundamental para o monitoramento da estabilidade do processo anaeróbio, uma vez que a razão entre a alcalinidade intermediária e parcial é um dos indicadores da capacidade tampão do sistema frente ao acúmulo de AGVs. As análises das amostras líquidas de entrada e saída do reator UASB piloto utilizando o lixiviado fresco de RSU, foram realizadas por cromatografia gasosa, em cromatógrafo *Shimadzu GC 2010 plus* (Figura 19), utilizando a coluna *DB-FFAP 11448* da *Agilent J&W GC Columns*, acoplado com um detector de ionização de chama *FID*.

O equipamento foi operado nas seguintes condições: temperatura do injetor, 200 °C; do detector, 250 °C e da coluna, 100 °C. Para realizar o arraste do gás utilizou-se gás nitrogênio, em fluxo de 3 mL/min e o volume de amostra injetada foi de 0,25 µL.

Para a quantificação dos ácidos, foi utilizado uma curva de calibração, composta por: ácido acético, ácido propiônico, ácido isobutírico, ácido butírico, ácido isovalérico e ácido valérico. Como padrão de qualidade, foram considerados os coeficientes de correlação das retas de curva de calibração utilizadas $R^2 > 0,995$ e a recuperação dos padrões de 90% a 110%, adaptado de Lovatel (2016).



Figura 19. Cromatógrafo GC/MS – FID Shimadzu GC 2010 plus. Fonte: O autor, 2023.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo, são apresentados os resultados da pesquisa organizados em três etapas: primeiramente, a caracterização do lixiviado fresco de RSU; em seguida, o teste de BMP para avaliação da produção de metano em reatores de bancada; e, por fim, o estudo de caso em fluxo contínuo com um reator UASB piloto. Essa estrutura visa proporcionar uma compreensão clara e concisa dos resultados obtidos e das publicações a eles relacionadas.

5.1 ETAPA 1

Os resultados para a etapa 1, podem ser conferidos por meio do artigo aceito para apresentação oral no 21º SILUBESA – Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, realizado em Recife, Brasil, entre os dias 28 e 30 de agosto de 2024, conforme comprovante de aceite.



DECLARAÇÃO
RESULTADO DE AVALIAÇÃO



21º SILUBESA
SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO
DE ENGENHARIA SANITÁRIA
E AMBIENTAL

A Comissão Organizadora do **21º SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** tem o prazer de comunicar que o trabalho técnico foi selecionado.

Código: 392

Título: CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO FRESCO PROVENIENTE DE COLETAS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

Formato de apresentação: Oral

Autores: Francis André Triches Barbosa, Isadora Gradaschi Zambon, Lademir Luiz Beal



392 - CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO FRESCO PROVENIENTE DE COLETAS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

Francis André Triches Barbosa⁽¹⁾

Mestrando, Programa de Pós-Graduação (Mestrado) em Engenharia e Ciências Ambientais, Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, BR.

Isadora Gradaschi Zambon⁽²⁾

Mestranda, Programa de Pós-Graduação (Mestrado) em Engenharia e Ciências Ambientais, Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, BR.

Lademir Luiz Beal⁽ⁿ⁾

Professor Dr. em Rec. Hídricos e Saneamento Ambiental (IPH/UFRGS), Programa de Pós-Graduação (Mestrado) em Engenharia e Ciências Ambientais, Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, BR.

Endereço⁽¹⁾: Rua Alexandre Sachet, 714, Sobrado 02 – Bairro Santa Catarina - Farroupilha – Rio Grande do Sul - CEP: 95176-168 - Brasil – Tel.: +55 (54) 98134-8921 - e-mail: fatbarbosa@ucs.br.

RESUMO

O desenvolvimento econômico e o avanço industrial, traz consigo um expressivo aumento populacional, onde a principal consequência é a grande geração de resíduos sólidos urbanos, chamados de RSU. O lixiviado fresco, é um subproduto destes resíduos, caracterizado como um efluente líquido que ocorre no armazenamento, seja nas residências, nos contêineres de coleta e principalmente nos tanques dos caminhões que realizam as coletas dentro do município. A disposição inadequada desse líquido representa um risco ambiental substancial, contaminando o solo e as águas subterrâneas. Foi utilizado alíquotas de 16 municípios do estado do Rio Grande do Sul, onde a partir da população urbana foi realizado 4 amostras compostas de lixiviado fresco de RSU. Foram realizadas diversas análises físico-química e inorgânica, para caracterizar o efluente líquido do consórcio de municípios. Uma discrepância significativa foi observada ao comparar o lixiviado fresco com o lixiviado de aterro de RSU. Os valores médios de demanda química de oxigênio (DQO) para lixiviado fresco foram de 157.425 mg/L, enquanto o lixiviado de aterro exibiu uma média de 25.000 mg/L. Essa disparidade destaca o potencial do lixiviado fresco no tratamento por digestão anaeróbia. A utilização desse líquido altamente poluente não apenas facilita o consumo de matéria orgânica, mas também reduz os valores de DQO, podendo gerar metano e gás carbônico no biogás gerado através da digestão anaeróbia. A pesquisa destaca a importância de abordar o gerenciamento de lixiviado de RSU em regiões de rápido desenvolvimento, oferecendo insights sobre práticas sustentáveis de tratamento de resíduos e mitigando os riscos ambientais associados ao crescimento populacional e à industrialização.

PALAVRAS-CHAVE: Lixiviado Fresco, Risco Ambiental, Gestão de Resíduos, Impacto Ambiental, Resíduos Sólidos Urbanos – RSU.

INTRODUÇÃO

O desenvolvimento econômico, juntamente com o avanço industrial, traz consigo um expressivo aumento populacional, que ocasiona um alto consumo por parte da população, onde a principal consequência é a grande



demanda na geração de resíduos sólidos urbanos, chamados de RSU (Torres; Lange, 2022). A norma brasileira NBR 10.004/2004, define resíduos sólidos como resíduos nos estados sólidos ou semissólidos, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição, onde, ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, bem como, determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou nos corpos d'água (ABNT, 2004).

Os RSUs constituem uma variedade de materiais, caracterizados por sua heterogeneidade (misturas entre compostos orgânicos e inorgânicos), resultantes das atividades humanas e de processos naturais no contexto urbano, gerados tanto em pequenos quanto em grandes centros urbanos dentro dos municípios, os quais podem ser parcialmente reutilizados, principalmente em relação a materiais recicláveis, gerando, entre outros aspectos, economia de recursos naturais e uma fonte de renda relacionado a trabalhadores que são responsáveis pela separação deste resíduos (RECESA, 2010). A sua composição é formada por uma mistura de substâncias que vai desde as facilmente degradáveis, até as que são dificilmente ou até mesmo não degradáveis, pelo motivo de que sua composição varia de acordo com fatores sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos da sua região de origem (FUNASA, 2004).

Em relação ao acondicionamento destes resíduos, a norma brasileira NBR 8.419/1992, define aterro sanitário de RSU como a técnica para dispor esses materiais no solo, sem causar danos à saúde e a segurança pública, principalmente, minimizando os impactos ambientais, empregando princípios de engenharia para dispor os resíduos sólidos na menor área possível e reduzi-los ao menor volume permitido. O método utiliza materiais para impermeabilizar a área, trazendo segurança para o local de armazenamento, cobrindo-o com uma camada de terra na superfície, completando cada vala encerrada, ou em intervalos menores, se necessário, a depender do volume e frequência de uso do terreno designado para disposição final de materiais de caráter urbanos (ABNT, 1992).

Um aterro sanitário é o método mais simples, fácil, rápido e barato para dispor de resíduos sólidos urbanos em um ambiente controlado e seguro. Em muitos países de baixa e média renda, essa técnica é amplamente adotada para a disposição final de resíduos de pequenos e grandes centros urbanos; no Brasil, é muito utilizada pelos municípios no gerenciamento de resíduos sólidos de centros urbanos (Naves, 2019).

Mesmo em países desenvolvidos, onde políticas fortes enfatizam a minimização, reciclagem, reutilização e incineração, o aterramento permanece uma opção preferida para o tratamento de RSU. No Brasil, 58% do volume total de tratamento e disposição de resíduos sólidos urbanos corresponde a aterros sanitários controlados, 39% ainda utilizam métodos inadequados para tratamento e disposição final, incluindo lixões (ABRELPE, 2021).

Lixiviados, também conhecidos como percolados, estão associados aos líquidos de aterro sanitário, compreendendo uma mistura de substâncias orgânicas e inorgânicas, compostos em solução e em estado coloidal e várias espécies de microrganismos. A composição química do lixiviado é complexa e variável, dependendo das características dos resíduos, das condições ambientais e, principalmente, da dinâmica dos processos de decomposição durante o armazenamento (El-Fadel *et al.*, 2002).

O lixiviado fresco é um subproduto de resíduos sólidos urbanos, caracterizado como um efluente líquido que ocorre no armazenamento de resíduos, seja em residências ou em contêineres e tanques de armazenamento de caminhões de coleta. Este líquido contém uma carga elevada de poluentes, o que representa um grande problema ambiental quando descartado de forma inadequada ou mesmo despejado imprópriamente no momento da coleta e transporte do material, tornando-se um perigo substancial de contaminação do solo e, especialmente, do lençol freático (Zhang *et al.*, 2015).



A existência desse lixiviado fresco de RSU muitas vezes passa despercebida pela população. Alguns municípios geram grandes quantidades diárias desse efluente, tornando seu manuseio perigoso se descartado em locais inadequados. Tratando-se de resíduos sólidos urbanos, a disposição amplamente utilizada é o aterro sanitário, por vezes este efluente é incorporado à percolação do chorume existente, deixando-o ainda mais concentrado e dificultando o seu tratamento final (Masoner *et al.*, 2016).

OBJETIVO

O objetivo principal deste estudo foi de caracterizar os parâmetros físicos, químicos e inorgânicos das amostras de lixiviado fresco coletadas de caminhões que transportam resíduos sólidos urbanos (RSU) em municípios do estado do Rio Grande do Sul. Foi comparado os parâmetros do lixiviados com dados da literatura nacional e internacional, fornecendo informações cruciais para o desenvolvimento de estratégias de gestão de resíduos e proteção ambiental.

Além disso, o estudo avaliou a geração de RSU, destacando como o desenvolvimento econômico e o progresso industrial contribuem para o aumento populacional e, conseqüentemente, para a produção significativa de RSU. Também abordou o risco ambiental associado ao lixiviado fresco, um subproduto líquido dos RSU, cujo descarte inadequado pode contaminar o solo e os lençóis freáticos.

A discrepância na demanda química de oxigênio (DQO) entre o lixiviado fresco e o lixiviado de aterro é discutida, evidenciando uma diferença substancial nos níveis de DQO, com o lixiviado fresco apresentando valores significativamente mais elevados. Por fim, o estudo explorou o potencial da digestão anaeróbica como método de tratamento para o lixiviado fresco altamente poluente, destacando sua capacidade de consumir matéria orgânica, reduzir os níveis de DQO e gerar metano e dióxido de carbono no biogás resultante do processo de digestão anaeróbica.

METODOLOGIA UTILIZADA

As amostras de lixiviado fresco foram coletadas por representantes das secretarias de meio ambiente de cada município, juntamente com responsáveis pelas empresas que prestam serviços de coleta de resíduos sólidos quando o município não o realiza. Amostras representativas de cada município foram coletadas dos tanques dos caminhões que coletam e transportam resíduos sólidos urbanos, dentro dos municípios até o descarte final, de dezesseis (16) municípios na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

Os municípios dos quais as amostras foram coletadas são: Antônio Prado, Bom Jesus, Carlos Barbosa, Cotiporã, Farroupilha, Flores da Cunha, Garibaldi, Montauri, Monte Belo do Sul, Nova Araçá, Nova Bassano, Nova Petrópolis, São José dos Ausentes, São Marcos, Serafina Corrêa e Veranópolis. Todas as alíquotas dos municípios foram recebidas e armazenadas para formar a amostra composta usada no estudo.

Com base nas alíquotas de cada município, representando uma população urbana de 218.948 habitantes no total, de acordo com dados do IBGE (2010), foram realizadas quatro (4) amostras compostas. Foi utilizado para a base da composição a população urbana de cada município, para garantir uma representação confiável do lixiviado fresco.

Na composição da amostra, foi adicionado um volume de lixiviado fresco com base na população urbana de cada município participante em relação ao total, conforme indicado na Tabela 1. Notavelmente, Farroupilha, tendo a maior população urbana entre os municípios, representou 25% da amostra composta de seu município, representando a maior porcentagem entre os municípios participantes do estudo.



Com base nas populações urbanas de cada município, conforme Censo 2010 (IBGE, 2022), foram realizadas as amostragens compostas englobando as 16 alíquotas recebidas, para se obter uma amostragem representativa entre a população urbana e a geração de lixiviado no município. As amostras compostas foram coletadas entre janeiro e agosto de 2022. A partir destas amostras compostas dos municípios, foram realizados os ensaios físico-químicos e inorgânicos para caracterizar o lixiviado fresco proveniente de RSU.

Para as análises em laboratório, tanto físico-químicas, quanto inorgânicas, utilizou-se como metodologia o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2022), onde foram avaliados alguns parâmetros específicos, conforme representado no Quadro 1.

Tabela 1. Composição da amostra composta do lixiviado fresco dos municípios.

MUNICÍPIOS	POPULAÇÃO TOTAL	POPULAÇÃO URBANA	ALÍQUOTA (%)
Antônio Prado	12.837	9.235	4,22
Bom Jesus	11.556	8.595	3,93
Carlos Barbosa	25.193	19.993	9,13
Cotiporã	3.917	2.048	0,94
Farroupilha	63.641	55.057	25,15
Flores da Cunha	27.135	20.862	9,53
Garibaldi	30.692	27.638	12,62
Montauri	1.542	644	0,29
Monte Belo do Sul	2.670	770	0,35
Nova Araçá	4.003	2.882	1,32
Nova Bassano	8.840	5.514	2,52
Nova Petrópolis	19.058	14.146	6,46
São José dos Ausentes	3.290	2.062	0,94
São Marcos	20.105	17.601	8,04
Serafina Corrêa	14.243	12.054	5,51
Veranópolis	22.815	19.847	9,06
16 MUNICÍPIOS	271.537 HABITANTES	218.948 HABITANTES	100 %

Fonte: IBGE, 2010; O autor, 2023.

Para apresentar os resultados, foram encontrados os valores máximos e mínimos encontrados em cada parâmetro, a média aritmética, o desvio padrão e a porcentagem de desvio padrão das quatro amostras combinadas, utilizando a composição de lixiviado fresco dos municípios com base em sua população urbana. Para o parâmetro de pH, a média aritmética não foi aplicada; em vez disso, foi utilizada a média logarítmica com base nos valores encontrados nas análises realizadas.

**Quadro 1.** Parâmetros e metodologias utilizados na caracterização do lixiviado fresco de RSU.

PARÂMETRO	UNIDADE	METODOLOGIA*
Alcalinidade em Bicarbonatos e Total	mg/L	SMWW-Método 2320-B
Cloreto	mg/L	SMWW-Método 4500-Cl.G
Cromo Total	mg/L	SMWW-Método 3120-B
DBO ⁽⁵⁾ e DBO ⁽⁵⁾ Solúvel	mg/L	SMWW-Método 5210-B
DQO e DQO Solúvel	mg/L	SMWW-Método 5220-C
Ferro Total	mg/L	SMWW-Método 3120-B
Fósforo Total	mg/L	SMWW-Método 4500-P B e E
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	SMWW-Método 4500 NH3 B-C
Nitrogênio Total Kjeldahl e Orgânico	mg/L	SMWW-Método 4500 Norg-B
Óleos e Graxas Totais	mg/L	SMWW-Método 5520-D
pH	-	SMWW-Método 4500-H+ B
Sódio	mg/L	SMWW-Método 3120-B
Sólidos Dissolvidos - Totais, Fixos e Voláteis	mg/L	SMWW-Método 2540-C
Sólidos Sedimentáveis	mg/L	SMWW-Método 2540-F
Sólidos Totais - Totais, Fixos e Voláteis	mg/L	SMWW-Método 2540-B
Sulfatos	mg/L	SMWW-Método 4500-SO4 E
Sulfetos	mg/L	SMWW-Método 4500-S2-D
Surfactantes Aniônicos	mg/L	SMWW-Método 5540-C

*Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, APHA, 2022. Fonte: O autor, 2023.

• RESULTADOS OBTIDOS

Os resultados do estudo são apresentados na Tabela 2, que foi distribuída entre as análises físico-químicas e análises inorgânicas. Foram utilizadas as amostragens compostas realizadas dentro o período de janeiro de 2022 a agosto de 2022, totalizando 4 amostras compostas das dezesseis (16) alíquotas de municípios.

Todas as alíquotas dos municípios participantes do estudo e as amostras compostas realizadas para caracterizar o lixiviado fresco das coletas de RSU, foram acondicionadas em frascos específicos e com as preservações necessárias com base nos parâmetros analisados, conforme a metodologia do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Esses materiais foram armazenados em um local adequado em temperatura controlada (6°C), com o objetivo de obter confiabilidade nos resultados obtidos, mantendo armazenadas as amostras para repetições e confirmações, seguindo a mesma metodologia de análise e coleta de amostras ambientais conforme o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2022).

**Tabela 2.** Caracterização do lixiviado fresco das coletas de RSU dos municípios participantes do estudo.

PARÂMETROS	MÁX.	MIN.	MÉDIA	DP	% DP
Alcalinidade em Bicarbonatos (mg/L)	< 3,50	< 3,50	-	-	-
Alcalinidade Total (mg/L)	< 3,50	< 3,50	-	-	-
Cloreto (mg/L)	3.688	2.184	2.982	549,13	18,4
Cromo Total (mg/L)	3,36	1,14	2,08	0,84	40,3
DBO ⁽⁵⁾ (mg/L)	82.000	69.267	75.534	4.739	6,3
DBO ⁽⁵⁾ Solúvel (mg/L)	58.800	25.217	43.637	12.235	28
DQO (mg/L)	177.408	135.608	157.425	15.093	9,6
DQO Solúvel (mg/L)	90.720	75.710	81.805	5.697	7
Ferro Total (mg/L)	736	659	692	32,11	4,6
Fósforo Total (mg/L)	271	102	161	65,53	40,8
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	410	278	343	50,59	14,7
Nitrogênio Orgânico (mg/L)	1.730	869	1.212	320,98	26,5
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L)	2.101	1.279	1.555	322,84	20,8
Óleos e Graxas Totais (mg/L)	6.968	6.829	6.887	55,88	0,8
pH	4,43	4,21	4,34	-	-
Sódio (mg/L)	7.135	2.156	4.631	1.863	40,2
Sólidos Dissolvidos Fixos (mg/L)	8.050	7.745	7.917	113,77	1,4
Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L)	31.760	31.475	31.598	108,08	0,3
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	39.740	39.220	39.515	188,34	0,5
Sólidos Sedimentáveis (mg/L)	600	200	400	158,11	39,5
Sólidos Totais Fixos (mg/L)	18.500	17.320	17.941	428,72	2,4
Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	67.720	60.110	63.430	2.793	4,4
Sólidos Totais (mg/L)	86.220	77.430	81.371	3.210	3,9
Sulfatos (mg/L)	16.010	2.366	7.592	5.158	67,9
Sulfetos (mg/L)	16,38	2,86	7,79	5,23	67,2
Surfactantes Aniônicos (mg/L)	3,86	3,48	3,69	0,14	3,8

* DP = Desvio Padrão, % DP = Porcentagem Desvio Padrão. Fonte: O autor, 2023.

Os resultados revelam que o parâmetro da Demanda Química de Oxigênio (DQO) obteve concentrações médias de 157.425 mg/L, indicando uma carga substancial de matéria orgânica presente no efluente estudado. Esta concentração é significativamente mais elevada em comparação com as 21.531 mg/L reportados por Mohseni *et al.* (2016), que utilizaram lixiviado fresco proveniente de resíduos sólidos urbanos da cidade de Karaj, no Irã, com uma população de 1.592.492 habitantes.

A grande diferença entre os valores de DQO pode ser atribuída às características e ao tratamento dos resíduos nos diferentes contextos. Além disso, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) observada no presente estudo foi a média



de 75.534 mg/L, o que sugere que a maior parte da carga orgânica encontrada no efluente é biodegradável, ou seja, passível de ser decomposta por microrganismos.

No entanto, a diferença substancial entre DQO e DBO indica que também há uma fração significativa de matéria orgânica não biodegradável. Isso implica que o efluente contém compostos que não podem ser facilmente degradados por processos biológicos, exigindo tratamentos químicos mais intensivos para reduzir seu impacto ambiental.

Esses valores elevados de DQO e DBO sugerem que os efluentes provenientes de municípios brasileiros, ao contrário do caso de Karaj, apresentam uma carga orgânica considerável, representando desafios no gerenciamento e no tratamento adequado, com potencial para afetar a qualidade da água e os ecossistemas aquáticos."

Em relação ao estudo de Moujanni *et al.* (2018), na cidade de Beni Mellal, no Marrocos, foi encontrado uma concentração média de DQO de lixo fresco de RSU, proveniente das coletas, de 42.600 mg/L, valor inferior ao encontrado no presente estudo. Beni Mellal possui uma população de 192.676 habitantes, número de habitantes próximo ao do conjunto de municípios brasileiros avaliados no presente estudo.

A DQO do lixo fresco de RSU apresentou concentração elevada, em relação aos outros estudos, sugere a potencial utilização do lixo fresco proveniente das coletas de RSU em tratamento em reator de digestão anaeróbia, principalmente pela alta concentração de matéria orgânica presente nas amostras, com potencial de produção de produtos oriundos da digestão anaeróbia, como o metano (CH₄).

Tabela 3. Média de valores de lixiviado de aterro e resultados do lixiviado fresco de RSU.

PARÂMETROS	LIXIVIADO ATERRO RSU	LIXIVIADO FRESCO RSU
Cloreto (mg/L)	500 - 3.500	2.982
Cromo Total (mg/L)	0,005 - 0,500	2,08
DBO (mg/L)	20 - 9.000	75.534
DQO (mg/L)	200 - 25.000	157.425
Ferro Total (mg/L)	0,01 – 65,0	692
Fósforo Total (mg/L)	0,1 – 15,0	161
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	0,5 - 1.800	343
Óleos e Graxas Totais (mg/L)	10 - 170	6.887
pH	7,2 - 8,6	4,34
Sólidos Totais (mg/L)	3.200 - 15.000	81.371
Sólidos Totais Fixos (mg/L)	630 - 5.000	17.941
Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	2.100 - 8.500	63.430
Sulfato (mg/L)	0 - 1.800	7.592
Sulfeto (mg/L)	0 - 10	7,79

Fonte: Adaptado de Souto & Povinelli, 2007; O autor, 2023.

Conforme apresentado na Tabela 3, a caracterização do lixiviado fresco de RSU difere significativamente dos resultados encontrados na literatura, especialmente quando comparado a lixiviado de aterro. Conforme Souto & Povinelli (2007), a caracterização de lixiviado de aterros sanitários demonstra ainda mais essa disparidade se comparado entre eles.



Os parâmetros que mostraram a diferença mais significativa foram a demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), com concentração elevadas em relação aos resultados médios obtidos a partir do lixiviado de aterro. Essa disparidade entre eles também é evidente nos resultados para óleos e graxas totais, que apresentam um valor 40 vezes acima da média encontrada no lixiviado de aterro.

O valor de pH também apresenta uma diferença notável entre as amostras, com o lixiviado de aterro exibindo valores mais elevados, enquanto o lixiviado fresco permanece em uma faixa de pH inferior, evidenciando a distinção entre os estágios de degradação dos materiais presentes. Singh (2023) apoia essa observação ao notar valores de pH ácidos encontrados em estudos de lixiviado fresco de RSU na cidade de Nagpur, Índia.

Os resultados de pH começam em 4,32 no lixiviado fresco, aumentando para 5,19 no lixiviado de aterro com 3 meses de idade, 5,80 no lixiviado de aterro com 6 meses de idade e atingindo 8,54 no lixiviado de aterro com 3 anos de idade. Estes dados mostram como o pH no lixiviado fresco é muito ácido e se torna básico ao longo do tempo.

Os parâmetros de sólidos totais, sólidos fixos totais e sólidos voláteis totais apresentaram concentrações elevadas em relação ao lixiviado de aterro. Isso sugere que, por ser fresco e ter um envelhecimento limitado, a matéria orgânica está muito presente e acaba deixando a amostra carregada de sólidos.

Os resultados obtidos neste estudo indicam uma concentração significativamente maior de sólidos totais e sólidos voláteis totais no lixiviado fresco de RSU em comparação aos valores relatados por Castilhos Junior *et al.* (2010) para lixiviados de aterros sanitários. Enquanto os autores encontraram concentrações de sólidos totais entre 9.500 mg/L e 10.900 mg/L, o presente estudo revelou um valor médio de 81.371 mg/L, representando uma diferença expressiva.

A discrepância é ainda mais acentuada para os sólidos voláteis totais, com valores médios reportados entre 2.200 mg/L e 2.780 mg/L no estudo de referência, em contraste com os 63.430 mg/L encontrados no lixiviado fresco analisado. Essa diferença pode estar relacionada à maior carga orgânica presente no lixiviado recém-gerado, antes de processos de degradação e diluição típicos de aterros sanitários, indicando um potencial significativo para tratamento por processos biológicos, como a digestão anaeróbia.

CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos no estudo de caracterização do lixiviado fresco proveniente de coletas de resíduos sólidos urbanos em municípios do nordeste do estado do Rio Grande do Sul, é possível obter uma visão geral da composição do efluente líquido encontrado em a coleta de RSU, que apresenta características distintas da literatura brasileira e principalmente quando comparada a artigos científicos internacionais que tratam do tema lixiviado de RSU fresco. O uso do tratamento anaeróbio do lixiviado fresco como substrato em testes de digestão anaeróbia em reatores bateladas é evidente, conforme Angelidaki *et al.* (2009), que indica perspectivas promissoras.

Compostos com alta carga orgânica (DQO) tendem a apresentar resultados positivos quando inoculados com lodo anaeróbio em reatores em batelada, resultando na remoção da carga orgânica do efluente. Essa abordagem aprimora a tratabilidade de efluentes altamente poluentes, apresentando uma solução ambientalmente amigável.

No horizonte, estudos futuros poderiam propor testes de digestão anaeróbia, utilizando este lixiviado fresco de RSU como substrato, para alcançar uma biodegradação bem-sucedida. A alta concentração de COD encontrada nas amostras sugere o potencial para obtenção de interesse energético e produtos renováveis, principalmente metano e hidrogênio.



Esses produtos poderiam servir como substitutos viáveis para fontes de energia não renováveis, adicionando ainda mais interesse à perspectiva de utilizar resíduos gerados por centros urbanos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. *Apresentação de Projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Classificação. NBR 8419*. Rio de Janeiro. 1992.
2. ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. *Resíduos sólidos – Classificação. NBR 10.004*. Rio de Janeiro. 2004.
3. ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil*. 2021. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama/2021>.
4. ANGELIDAKI, I.; ALVES, M.; BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J. L.; GUWY, A. J.; KALYUZHNYI, S.; JENICEK, P.; VAN-LIER, J. B. *Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. Water Science and Technology*, 59 (5), 927-934. 2009. IWA Publishing. DOI: <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2009.040>.
5. APHA. American Public Health Association. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 24° ed. Washington. 2023.
6. BRITO, G. C. B.; LANGE, L. C.; SANTOS, V. L.; AMARAL, M. C. S.; MORAVIA, W. G. *Long-term evaluation of membrane bioreactor inoculated with commercial baker's yeast treating landfill leachate: pollutant removal, microorganism dynamic and membrane fouling. Water Science and Technology*, 79 (2), 398-410. 2019. IWA Publishing. DOI: <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2019.067>.
7. CASTILHOS-JUNIOR, A. B.; DALSSASSO, R. L.; ROHERS, F. *Landfill leachate pre-treatment by upflow direct filtration and column of activated carbon. Engenharia Sanitária e Ambiental*, 15 (4), 385-392. 2010. SciELO. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522010000400011>.
8. EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. *Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. Waste Management*, 22, 269-282. 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(01\)00040-X](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(01)00040-X).
9. FUNASA. Fundação Nacional de Saúde. *Manual de saneamento*. 5.ed. Brasília. ISBN 978-85-7346-060-5, 547. 2019. Disponível em <https://repositorio.funasa.gov.br/handle/123456789/506>.
10. GOUVEIA, N. *Solid urban waste: socio-environmental impacts and prospects for sustainable management with social inclusion. Ciência & Saúde Coletiva*, 17 (6), 1503-1510. 2012. SciELO. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-81232012000600014>.
11. IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Cidades e Estados*. 2023. Disponível em <https://www.ibge.gov.br>.
12. MANGIERI, V. L.; TAVARES-FILHO, J. *Evaluation of organic matter, density and porosity of Oxisol in contact with leachate from urban solid waste. Engenharia Sanitária e Ambiental*, 24 (6), 1251-1258. 2019. SciELO. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019100204>.
13. MASONER, J. R.; KOLPIN, D. W.; FURLONG, E. T.; COZZARELLI, I. M.; GRAY, J. L. *Landfill leachate as a mirror of today's disposable society: Pharmaceuticals and other contaminants of emerging concern in final leachate from landfills in the conterminous United States. Environmental Toxicology and Chemistry*, 35 (4), 906-918. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1002/etc.3219>.
14. MOHSENI, S. M.; REZAEI, S.; NAZARI, S.; FAKHRI, Y.; SAGHI, M. H.; AHMADI, E.; VOSOGUI, M.; ATAFAR, Z.; SARKHOSH, M. *Treatment of fresh leachate from municipal solid waste landfill using horizontal rouching filter. International Journal of Pharmacy and Technology*, 8 (2), 12629-12637. 2016. DOI: <http://irdoi.ir/589-467-569-442>.



15. MOUJANNI, A.; QARRAEY, I.; OUTMANE, A. *Anaerobic codigestion of urban solid waste fresh leachate and domestic wastewaters: Biogas production potential and kinetic. Environmental Engineering Research*, 24 (1), 38-44, Korean Society of Environmental Engineering, 2018. DOI: <https://doi.org/10.4491/eer.2018.082>.
16. NAVES, L. C. *Influence of soil compaction on the production and potential pollution of leachate of urban solid. Engenharia Sanitária e Ambiental*, 24 (5), 949-958. 2019. SciELO. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019118989>.
17. RECESA. Rede de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental. *Gestão integrada de resíduos sólidos urbanos*. 2 ed., 96 p. Belo Horizonte. 2010. Disponível em https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos_PDF/recesa/gestaointegradaderesiduosolidosurbanos-nivel11.
18. SINGH, D.; TEMBHARE, M.; MACHHIRAKE, N.; KUMAR, S. *Impact of municipal solid waste landfill leachate on biogas production rate. Journal Of Environmental Management*, 336, 117643, Elsevier. 2023. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.117643.
19. SOUTO, G. B.; POVINELLI, J. *Características de lixiviados de aterros sanitários no Brasil. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, ABES, Belo Horizonte, 2007.
20. TORRES, V. A.; LANGE, L. C. *Technological routes, challenges and potential for municipal solid waste energetic valorization by coprocessing in Brazil. Engenharia Sanitária e Ambiental*, 27 (1), 25-30, 2022. SciELO. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-415220210221>.
21. ZHANG, W.; ZHANG, L.; LI, A. *Anaerobic co-digestion of food waste with MSW incineration plant fresh leachate: process performance and synergistic effects. Chemical Engineering Journal*, 259, 795-805. 2015. Elsevier. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2014.08>.

5.2 ETAPA 2

Os resultados para a etapa 2, podem ser conferidos por meio do artigo aceito para apresentação oral no *18^o IWA AD18 World Conference on Anaerobic Digestion* – Conferência Mundial de Digestão Anaeróbia, com sede em Istanbul, Turquia, realizado entre os dias 02 a 06 de junho de 2024, conforme comprovante de aceite.



**Bridging waste to value
through anaerobic digestion**

Abstract Title: **Biochemical methane potential (BPM) of fresh leachate: A study based on collections of municipal solid waste (MSW)**
Reference No: **394**

Dear Francis André Triches Barbosa,

Following the review of your conference submission, we are pleased to inform you that your paper entitled "**Biochemical methane potential (BPM) of fresh leachate: A study based on collections of municipal solid waste (MSW)**" with the Reference No: "**394**" has been selected as an Oral Presentation for the **18th IWA World Conference on Anaerobic Digestion (IWA AD18)** in Istanbul, Türkiye, on June 2-6, 2024.

To confirm your acceptance, kindly respond to the [conference secretariat \(secretariat@iwa-ad18.org\)](mailto:secretariat@iwa-ad18.org) by **February 26, 2024**. In your confirmation e-mail, please indicate the "Subject" line containing the text "IWA-##### Accept," wherein ##### corresponds to your abstract number. Your prompt attention to this matter is greatly appreciated.

We would like to notify you that the full paper submission deadline is **March 18, 2024**, through the [Full Paper Submission and Review System](#). The full paper template can be found [here](#). If you wish to revise your submission according to reviewers' comments, if any, please [login](#) to "Full Paper Submission and Review System". Click on "My Abstract". Once there, click on the "Edit" menu and upload your full paper.

Please note that the due date for early bird registration to the conference is **April 1, 2024**. The presenter-author should be fully registered before this date to ensure inclusion in the final conference program. If an abstract is selected for Oral/Short Oral/Poster Presentation, **at least one author** must register for the conference and present the paper.

Biochemical methane potential (BMP) of fresh leachate: A study based on collections of municipal solid waste (MSW)

F. A. T. Barbosa¹, I. G. Zambon², L. L. Beal³.

^{1,2,3} Environmental Technology Laboratory, Postgraduate Program in Engineering and Environmental Sciences, University of Caxias do Sul, Brazil.

E-mail: ¹fatbarbosa@ucs.br; ²igzambon@ucs.br; ³llbeal@ucs.br.

Abstract: This study addresses the global issue of increased waste generation due to technological advances and population growth. The focus is on fresh leachate from MSW collections, an emerging byproduct, emphasizing the importance of sustainable waste management approaches. Employing BMP tests, the research identifies substrates with high potential for methane production. The strategic use of biomethane, from MSW, is highlighted as a promising technology for converting biomass into bioenergy. The study carried out in a group of municipalities in southern Brazil uses anaerobic reactors to evaluate anaerobic digestion for biomethane production. Notably, the study reports methane concentrations exceeding 75% and correlation coefficient (R^2) above 0.995 in specific ranges, affirming the viability of fresh leachate as a specific substrate for methane production.

Keywords: Fresh Leachate; Municipal Solid Waste; Methane.

Introduction

Economic development and industrial progress have been identified as determining factors in the substantial increase of the global population, leading to a higher consumption pattern among individuals. As discussed by Torres and Lange (2022), this population expansion has directly contributed to a notable generation of municipal solid waste (MSW), presenting significant challenges in terms of environmental management and sustainability.

Municipal solid waste, mentioned by Almeida *et al.* (2013), encompasses a wide variety of materials characterized by the amalgamation of organic and inorganic compounds from human activities and natural phenomena in urban environments. This waste, ranging from both modest municipalities and sprawling metropolises, demonstrates potential for partial reutilization, particularly concerning recyclable materials.

The increasing global production of wastes discussed by Torres and Lange (2022), is a complex and multifaceted phenomenon, reflecting not only technological advancements but also global population growth on a global scale. This exponential rise in urban waste generation has significant implications for the environment and the sustainability of urban systems.

As cities continue to expand and urban centers become increasingly densely populated, the demand for resources and consumer goods also intensifies. This accelerated economic growth often coincides with a corresponding increase in waste production as consumption patterns intensify and demands for goods and services escalate, as highlighted by the research from Zhang *et al.* (2015).

A concerning consequence of urban waste generation is the emergence of harmful by-products, such as leachate. In the studies conducted by Almeida *et al.* (2013), there is an emphasis on leachate, a percolating liquid formed when solid waste is collected, stored, and even deposited for decomposition, releasing toxic and polluting chemicals into the environment.

Addressing the challenges posed by urban waste generation requires the adoption of sustainable methodologies, as previously indicated by Almeida *et al.* (2013). The study reiterates that the emergence of this by-product represents an additional challenge for waste management systems, necessitating specific measures to mitigate its negative impact on the environment and public health.

Angelidaki *et al.* (2009) explored the importance of methane emissions in the context of waste management, primarily focusing on a crucial aspect of these approaches involving the identification of substrates within the waste stream with high methane production potential. This is particularly significant due to the environmental impact associated with methane emissions, a potent greenhouse gas that contributes directly to climate change.

To achieve this goal, Biochemical Methane Potential (BMP) tests play a crucial role in determining the methane production potential of organic matter, as described by Zhang *et al.* (2015). These tests involve exposing waste samples to anaerobic digestion conditions with the purpose of quantifying the methane production potential of the organic matter in question.

By conducting BMP tests, researchers and waste treatment managers can identify the specific components of urban solid waste most conducive to methane production, according to the aforementioned studies by Zhang *et al.* (2015). This brings about the essence of integrating BMP tests into waste management practices with a proactive and sustainable approach to addressing the environmental challenges associated with urban waste generation.

Through the identification and utilization of the inherent methane production potential in waste substrates, communities can effectively reduce their environmental impact while advancing the use of renewable energy sources. These assessments are observed by Moujanni *et al.* (2018), which not only assist industries in refining production processes but also facilitate the implementation of efficient waste management practices, linking energy production with a highly polluting material.

The utilization of biogas, particularly biomethane, derived from municipal solid waste, represents a strategic technology for converting residual biomass into bioenergy. This study focuses on conducting BMP tests on fresh leachate from municipal solid waste in a consortium of municipalities in the northeastern region of Rio Grande do Sul state, Brazil.

The aim is to assess the feasibility of anaerobic treatment for large-scale production of biomethane, with the potential for return in the form of electrical or thermal energy.

Material and Methods

The fresh leachate samples were collected by environmental representatives from each municipality. The samples were obtained from the reservoirs of the trucks responsible for collecting and transporting MSW within the municipalities to the final disposal site. A total of sixteen (16) municipalities in the northeastern region of Rio Grande do Sul state, Brazil, participated in the collection as detailed in **Table 1** below.

Table 1. Consortium of municipalities used in the study.

Antônio Prado	Bom Jesus	Carlos Barbosa	Cotiporã	Farroupilha
Flores da Cunha	Garibaldi	Montauri	Monte Belo do Sul	Nova Araçá
Nova Bassano	Nova Petrópolis	São José dos Ausentes	São Marcos	Serafina Corrêa
Veranópolis	Total urban population: 218,948 Inhabitants.			

From the aliquots of each municipality, totaling an urban population of 218,948 inhabitants, four (4) composite samples were prepared, using the urban population of each municipality as the basis for obtaining a reliable representation of fresh leachate. Subsequently, physical-chemical tests were conducted on these composite samples to characterize the fresh leachate.

The leachate sample underwent physical-chemical analyses for its characterization, following the methodology described in the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2022). The obtained results revealed the key parameters, which are elaborated upon in **Table 2**.

Table 2. Characterization of fresh leachate from MSW.

Parameter	Unit	Max.	Min.	Average
BOD ⁽⁵⁾	mg L ⁻¹	82,000	69,267	75,34
COD	mg L ⁻¹	177,408	135,608	157,425
pH	-	4.43	4.21	4.34
Soluble BOD ⁽⁵⁾	mg L ⁻¹	58,800	25,217	43,637
Soluble COD	mg L ⁻¹	90,720	75,710	81,805
Sulphide	mg L ⁻¹	16.38	2.86	7.79
Total Kjeldahl Nitrogen	mg L ⁻¹	2,101	1,279	1,555
Total Oils and Greases	mg L ⁻¹	6,968	6,829	6,887
Total Phosphorus	mg L ⁻¹	271	102	161
Volatile Total Solids	mg L ⁻¹	67,720	60,110	63,430

The experiments were conducted in two anaerobic reactors with a total volume of 7.5 L, utilizing the New Brunswick BioFlo/CelliGen 115 model, varying organic load per volatile solids (S_0/VS) within specified ranges. The reactors, operated with a total volume of 4.5 L, were equipped with agitation provided by the equipment itself on constant basis.

The anaerobic sludge obtained from a UASB reactor, inoculated with pig manure, served as inoculum. The volume of the sludge added was calculated using equations (1) and (2) below, with a concentration range between 3,000 to 4,000 mg of volatile solids (VS) per liter of sample placed in the reactor. Given that pig and cattle slurry are the primary substrates

used on rural properties in the participating municipalities of this study, anaerobic sludge with the characteristics was chosen for the experiments.

$$mVS = reactor\ V * [VS] \quad (1)$$

Where: mVS : mass of volatile solids (mg/L).
 $reactor\ V$: reactor volume (L).
 $[VS]$: volatile solids concentration (mg/L).

$$V\ sludge = \frac{mVS}{VS} \quad (2)$$

Where: $V\ sludge$: sludge volume to be added (L).
 mVS : mass of volatile solids (mg/L).
 VS : volatile solids from sludge characterization (mg/L).

The Specific Methanogenic Activity (SMA) test conducted on the anaerobic sludge resulted in a methane production rate of 0.702 LCH₄/gVS.day. This outcome confirms the viability of the anaerobic sludge as an inoculum in BMP tests in bench-scale reactors, attributable to the presence of methanogenic bacteria in full activity.

The bench-scale anaerobic reactors facilitated the determination and control of pH, temperature maintenance, and constant agitation of components within the reactor. The pH electrodes were calibrated with buffer solutions of pH 4.0 and 7.0, and constant maintenance was automated by adding 1N sodium hydroxide (NaOH) and 1N sulfuric acid (H₂SO₄), thereby adjusting it according to the incubation period of each study group.

The maintenance of the reactors was conducted around 24 hours a day until the conclusion of the experiments, keeping the pH constant within the neutral range, ranging from 6.9 to 7.1. All of this was implemented to ensure the effectiveness of the bacteria, maintaining an optimal environment for the experiment to proceed properly.

The temperature was maintained at 37°C by circulating water in the jackets of the reactors, ensuring uniform temperature distribution within the anaerobic systems. This process was monitored and controlled using probes and feed pumps for cold and hot water, enabling thermal adjustment as needed. This ensuring continuous and uninterrupted monitoring throughout the entire experimental period.

To quantify the methane generated in the experiment, measurement reservoirs consisted of 1-to-2-liter graduated cylinders filled and inverted over beakers containing a 10% sodium hydroxide (NaOH) solution, to neutralize the carbon dioxide (CO₂) produced in the biogas within the reactors. Consequently, only methane (CH₄) was quantified within the graduated cylinders, which were refilled and inverted throughout the days of the experiment, with their volumes summed up at the end of the study to determine the total methane production in the analysed range. In addition, the anaerobic sludge, a portion of fresh leachate sample from municipal solid waste (MSW), as per **Table 3**, was added in each range.

Table 3. Composition of the ranges for the tests in the benchtop anaerobic reactors (BMP).

S_0 /VS	UASB anaerobic sludge (mL)	Fresh leachate (mL)	Nutrient solution (mL)	Final volume (L)
0.1	483	10.15	4,006.9	4.5
0.5	483	50.70	3,966.3	4.5
1.0	483	101.5	3,915.5	4.5
2.0	483	203.0	3,814.0	4.5
3.0	483	304.4	3,712.6	4.5

At the onset of the tests, biogas samples were collected for organic instrumental analysis using gas chromatography. These analyses were conducted immediately after the substrate was added to the anaerobic reactor and periodically until the end of the experiment.

Gas chromatography was employed to determine the gas composition, analyzing the gases formed in the headspace of the anaerobic reactors using a gas chromatograph (Dani Master GC) equipped with a thermal conductivity detector (TCD) and a Supelco Carboxen® 1006 PLOT Capillary GC Column (Sigma-Aldrich, USA).

The operational conditions involved setting the injector and gas detector temperature to 100°C, and the chromatographic column temperature to 40°C, with helium gas as the carrier gas. A 250 µL sample was injected to analyse methane (CH₄) and carbon dioxide (CO₂) formation in the anaerobic reactors.

Nitrogen was also detected and utilized to purge the anaerobic reactors, ensuring the absence of oxygen in the headspace during batch testing. Measurements were taken every 30 minutes during daylight hours to determine methane production, using the displacement technique of NaOH solution to absorb the produced CO₂.

Thus, based on the known quantities of volatile solids (VS) in the sludge and the COD value of the substrate (leachate), the methane production of the anaerobic sludge and a known and characterized sample can be assessed. Composite samples of fresh leachate from sixteen municipalities in southern Brazil, served as the substrate, and the reactor volume was supplemented with a nutrient solution to ensure optimal study conditions, with the volatile solids concentration in the anaerobic sludge being 54,782 mg/L.

Results and Discussion

Fresh leachate from MSW was employed as a substrate, exhibiting mean COD values of 157.425 mg/L, indicating a high concentration of organic matter compared to previous studies investigating this MSW byproduct. The concentration ranges of fresh leachate for BMP testing were determined using S_0 /VS as a basis, indicating the relationship between COD concentration in fresh leachate and volatile solids (VS) concentration in anaerobic pig manure sludge.

In the study, yields exhibited a gradual increase following the analyzed ranges, where the highest value was found in the S_0 /VS range of 3.0, yielding 63.4%, and the lowest yield was in the initial range of 0.1, yielding 53.3%. The average yield across all ranges stood at 59% concerning the consumption of organic matter present in the studied fresh leachate.

The average methane percentage across all ranges was around 70%, indicating an attractive potential for energy production through anaerobic treatment, with values exceeding 65%, which is considered productive for maintaining quality in energy supply (Bilotta & Ross, 2016). According to **Figure 1**, it is evident that all concentration ranges studied yielded results above 60%, with an average of 70% methane and 30% carbon dioxide.

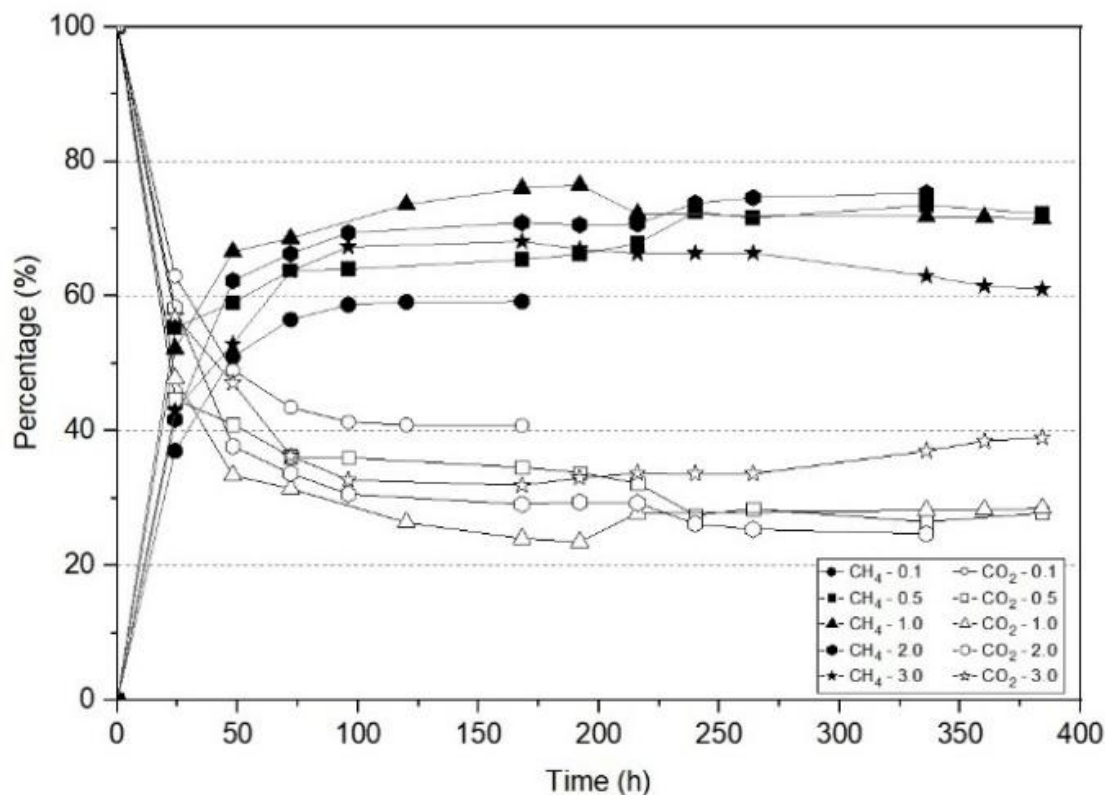


Figure 1. Percentage of methane (CH₄) and carbon dioxide (CO₂) in the studied ranges.

According to Zilotti (2012), the combustion of 1 Nm³ of biogas, based on a 65% CH₄ mixture, releases 23,400 kJ of heat, whereas 1 Nm³ of CH₄ as biomethane produces 36,000 kJ. It is evident that the gradual increase in the leachate concentration range also corresponded to the volume of methane produced in the reactor, demonstrating an interrelationship between the increase in volume produced and the time taken for the consumption of organic matter within the bench-scale reactor.

The S₀/VS 3.0 ratio presented a methane production of twelve Liters, resulting in an efficiency of 63.4% when compared to the theoretical value, with mean methane percentage of around 68,1% of the analyzed biogas. The application of BMP tests allowed for the observation of the cumulative methane production in different ranges of organic load concentration (S₀) by volatile solids (VS), with values ranging from 0.3 to 12.0 L/CH₄, (**Figure 2**). The methane volume obtained was normalized to Normal Temperature and Pressure (NTP).

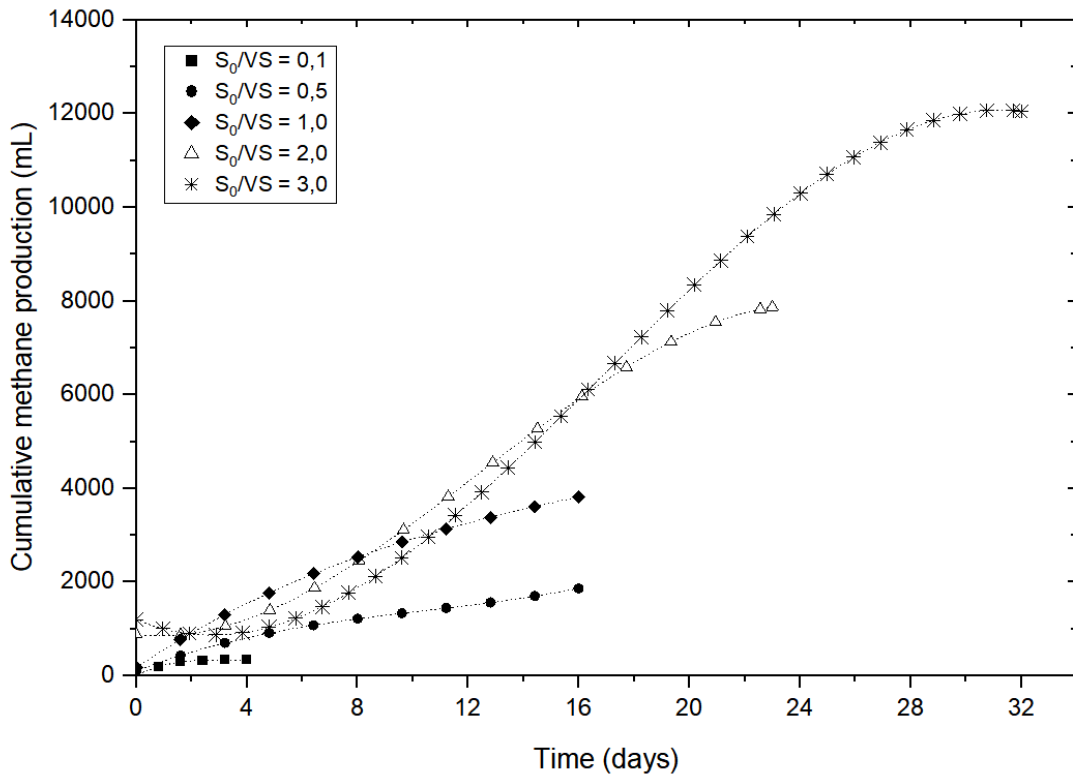


Figure 2. Accumulated methane production in different concentration ranges.

Em terms of BMP values, a natural variation was observed according to the concentration ranges, however, a volume of over 600 NmLCH₄/gVS was observed with the highest range of fresh leachate volume from MSW. This is consistent with the studies by Romagnoli *et al.* (2017), where a BMP value was found in batches of brown seaweed *Fucus vesiculosus* from the Baltic Sea, collected on the coast of Latvia, ranging from 116 to 172 NmLCH₄/gVS, indicating that fresh leachate from municipal solid waste is favorable at concentrations above S₀/VS 2.0, where it exhibits a higher methane production per gram of solids than seaweeds used as renewable energy alternatives.

According to Pereira *et al.* (2021), BMP values in biomass of craft beer malt waste were found to be between 135 and 218 NmLCH₄/gVS, indicating that fresh leachate from MSW is favourable at concentrations above S₀/VS 2.0, where it exhibits higher methane production per gVS with an R² above 0.995. In a study by Browne (2014) using food waste in similar S₀/VS ranges to those in the present study, BMP values between 348-869 NmLCH₄/gVS were found, suggesting that fresh MSW leachate showed promising results comparable to these previously studied wastes.

The comparisons made aim to contextualize the feasibility of fresh MSW leachate as an efficient substrate for methane production in anaerobic digestion processes. The BMP values found indicate that, at concentrations above S₀/SV 2.0, the biogas generation potential of fresh leachate is higher than that of some previously studied biomasses, such as seaweed and craft brewery malt residues, and comparable to food waste.

These results reinforce the relevance of fresh MSW leachate as a promising alternative for energy recovery from waste, contributing to the sustainable production of biogas and encouraging the use of high-organic-content substrates for renewable energy generation.

A notable aspect of the present study is the concentrations above 75% CH₄ and R² above 0.990 in the 1.0 and 2.0 ranges, as shown in Table 4. These results may be related to the increase in hydrogenotrophic methanogenic microorganisms that are responsible for the increase of methane content.

Table 4. Results of BMP within the ranges used in the study.

S ₀ /VS	R ² Polynomial	% Max. CH ₄	Max. CH ₄ Rate (mL/day)	BMP (NmLCH ₄ /gVS)	BMP (NmLCH ₄ /gCOD)
0.1	0.999	61.5	144	17.2	42.7
0.5	0.988	73.8	168	93.1	231.0
1.0	0.993	76.5	360	191.4	474.9
2.0	0.998	75.3	408	394.7	979.6
3.0	0.984	68.1	648	614.1	1,524.0

Based on Novotny (2022) studies, Hydrogenotrophic Methanogenic microorganisms are responsible for methane production in oxygen-free environments, where an increase in their presence can lead to higher methane levels. This is significant because methane is a greenhouse gas strongly linked to ozone layer degradation, making it a potent contributor to climate change. Therefore, understanding this relationship is crucial for addressing environmental and climatic issues.

Regarding the maximum methane production rate, the research by Menezes *et al.* (2018), using organic residue from a wafer biscuit industry as substrate, found a value of 60.45 mL methane/day. In contrast, concerning fresh leachate from MSW, the minimum value of 144 mL methane/day was found. This demonstrates the significant potential of this substrate using anaerobic digestion as treatment.

Utilizing human excreta treatment, the study by Gohil *et al.* (2018), presents a maximum methane production rate of 322.78 mL methane/day. The S₀/SV ranges of 1.0 and 2.0 using fresh leachate from municipalities show superior results (360-408 mL methane/day), suggesting that this highly polluting liquid yields higher methane production results compared to human excreta.

Conclusion

With fresh MSW leachate, BMP tests were conducted, which followed patterns of excellent yields, especially when compared to other studies, such as the one conducted by Santos *et al.* (2022) in Portugal, who used pig slurry as a substrate in the biochemical methane potential (BMP) test, revealing a methane production variation ranging from 329 to 568 NmLCH₄/gVS. This highlights that the results of the present study in the higher concentration ranges (394.7 to 614.10 NmLCH₄/gVS) using fresh MSW leachate as a substrate are comparable to pig slurry and, depending on its use and conditions, even showing better results in terms of methane production.

In the present study's framework, there exists a noteworthy accumulation of methane production across varying S_0/VS concentrations. Particularly notable is the performance observed within the 2.0 range, where a favorable outcome was evident, signifying enhanced methane generation.

Concentrations surpassing the threshold of 75% CH_4 underscore a significant potential for biomethane production, thereby aligning the observed performance with that of other extensively utilized substrates. This study explores methane production potential from organic waste, emphasizing fresh MSW leachate as a viable substrate for anaerobic treatment.

Results show promising methane production by anaerobic sludge, even under varying conditions, the comparison with pig slurry highlights the competitiveness of fresh MSW leachate for biogas production. Overall, the research contributes to sustainable waste management practices amid increasing challenges in waste management and climate change mitigation.

References

- Almeida, R. N.; Pedrotti, A.; Bitencourt, D. V.; Santos, L. C. P. (2013), The problem of urban solid waste. (in Portuguese), *Interfaces Científicas - Saúde e Ambiente*, 2, 1, 25-36.
- Angelidaki, I.; Alves, M.; Bolzonella, D.; Borzacconi, L.; Campos, J. L.; Guwy, A. J.; Kalyuzhnyi, S.; Jenicek, P.; Van Lier, J. B. (2009), Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology*, 59, 5, 927-934.
- Apha. American Public Health Association. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 23^o ed. Washington. 2022.
- Bilotta, P.; Ross, B. Z. L. (2016), Estimation of energy generation and avoided greenhouse gas emission in the recovery of biogas produced in a sewage treatment plant. (in Portuguese), *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21, 2, 275-282.
- Browne, J. D. (2014), *Biomethane production from food waste and organic residues*. PhD Thesis, University College Cork, Ireland.
- Gohil, S. N.; Shilpkar, P. G.; Shah, M. C.; Shah, A. J.; Acharya, P. B. (2018), Methane from Human Excreta: Comparative Assessment of Batch and Continuous Biomethanation Process. *Journal of Pure and Applied Microbiology*, 12, 4, 2143-2148.
- Menezes, I. C. L.; Costa, V. A. C.; Amorim, E. L. C. (2018), Production of methane from biscuit industry waste. (in Portuguese), In: Congress CONTECC, 21-24 ago 2018, Maceió, Brazil.
- Moujanni, A.; Qarraey, I.; Ouattmane, A. (2018), Anaerobic codigestion of urban solid waste fresh leachate and domestic wastewaters: biogas production potential and kinetic. *Environmental Engineering Research*, 24, 1, 38-44.
- Novotny, V. (2022), From biogas-to hydrogen–Based integrated urban water, energy and waste solids system–Quest towards decarbonization. *International Journal of Hydrogen Energy*, 47, 19, 508-530.
- Pereira, E. C.; Santos, N. M. S.; Formaggini, R. S.; Oliveira, R. G. (2021), Biogas generation from the biomass of craft beer malt. (in Portuguese), *Brazilian Journal of Development*, 7, 10, 99933-99946.
- Romagnoli, F.; Pastare, L.; Sabūnas, A.; Bāliņa, K.; Blumberga D. (2017), Effects of pre-treatment on Biochemical Methane Potential (BMP) testing using Baltic Sea *Fucus vesiculosus* feedstock. *Biomass and Bioenergy*, 105, 23-31.
- Santos, A. D.; Silva, J. R.; Castro, L. M.; Quinta-Ferreira, R. M. (2022), A Biochemical methane potential of pig slurry. *Energy Reports*, 8, 153-158.
- Torres, V. A.; Lange, L. C. (2022), Technological routes, challenges, and potential for energy recovery from urban solid waste through coprocessing in Brazil. (in Portuguese), *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 27, 1, 25-30.
- Zhang, W.; Zhang L.; Li, A. (2015), Anaerobic co-digestion of food waste with MSW incineration plant fresh leachate: process performance and synergistic effects. *Chemical Engineering Journal*, 259, 795-805.
- Zilotti, H.A.R. (2012), *Potential for biogas production at a sewage treatment plant in Cascavel for electricity generation*. (in Portuguese), Master's. Western Paraná State University, Brazil.

5.2.1 Teste da atividade metanogênica específica (AME)

Foi realizado a atividade metanogênica específica (AME), do lodo anaeróbio, principalmente para ter valores concretos da capacidade de produção de metano do lodo. Para isso foram utilizados os mesmos equipamentos e cálculos dos testes de BMP em batelada do lixiviado fresco de resíduos sólidos urbanos.

Para avaliar o potencial de produção de metano do lodo anaeróbio, utilizou-se uma solução de acetato de sódio a 10%, cuja carga orgânica apresenta DQO previamente conhecida. Esse procedimento permite verificar a atividade e a qualidade das populações metanogênicas presentes no lodo, assegurando sua adequação como inóculo para os experimentos subsequentes em regime de fluxo contínuo, onde, foi possível confirmar sua capacidade metabólica para dar continuidade ao estudo.

Foi obtido um volume esperado de 4,9 L de metano (Figura 20), enquanto o teste resultou em uma produção efetiva de 4,4 L no período de 168 horas (7 dias), o que corresponde a um rendimento de 89,8%. Esse desempenho evidencia que o lodo do reator UASB apresenta elevada atividade metanogênica específica (AME), caracterizada por uma capacidade eficiente de conversão do substrato em metano e pela resposta rápida dos consórcios metanogênicos presentes, rendimento confirma que a biomassa possui alto potencial metabólico, com microrganismos bem estabelecidos e ativos, capazes de sustentar a produção de biogás mesmo sob condições operacionais variáveis.

Com o teste finalizado, foi obtido um valor de 0,702 LCH₄/gSV.dia, indicando a produção de mais de 700 mL de metano por grama de sólidos voláteis por dia. Esse desempenho confirma que o lodo apresenta elevada atividade metanogênica, com consórcios microbianos robustos e metabolicamente ativos.

Embora o ensaio tenha sido realizado em regime de batelada, tal abordagem é amplamente utilizada para determinar o potencial metanogênico e a atividade dos microrganismos, fornecendo parâmetros confiáveis para a seleção de inóculos. Assim, mesmo obtido em batelada, o resultado demonstra que o lodo possui capacidade de conversão suficientemente elevada e estabilidade metabólica para ser empregado como inóculo em um reator UASB operando em fluxo contínuo, garantindo adequada partida e retenção de atividade metanogênica no sistema.

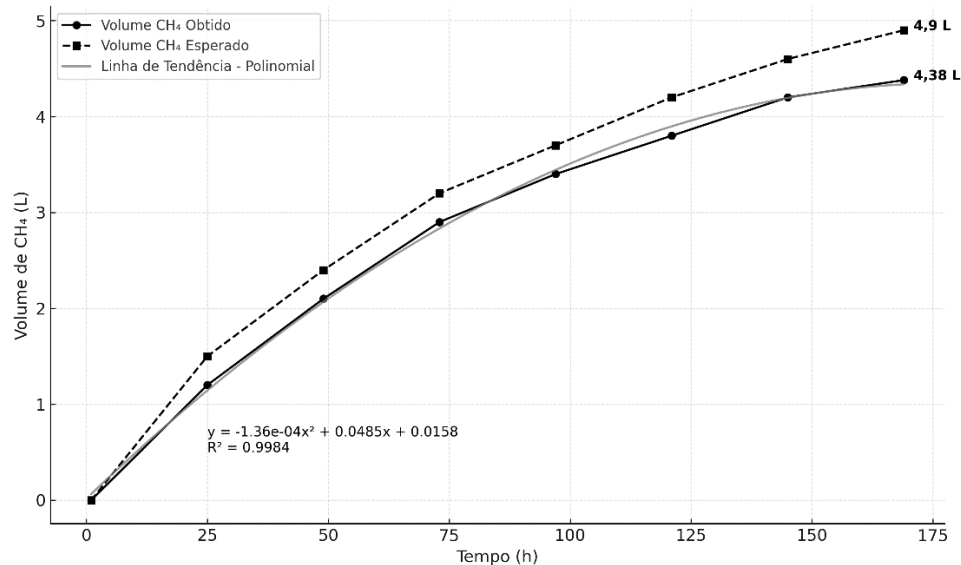


Figura 20. Volume de metano produzido na AME do lodo anaeróbico – 7 dias. Fonte: O autor, 2022.

Em relação a outros lodos anaeróbico, conforme estudo de Poetsch & Koetz (1998), que avaliou lodo de reatores de indústria de conservas vegetais, foram encontrados valores de atividade metanogênica específica (AME) entre 0,247 à 0,582 LCH₄/gSV.dia. Resultado próximo ao encontrado no presente estudo utilizando o lodo do reator UASB com dejetos suínos.

Na AME do lodo anaeróbico, o biogás gerado no interior do reator apresentou, em média, composição de 85% de metano (CH₄) e 15% de dióxido de carbono (CO₂). Essa proporção indica elevado desempenho da atividade metanogênica do lodo, uma vez que a maior parte dos gases produzidos corresponde ao metano, principal produto desejado do processo de digestão anaeróbia, conforme ilustrado na Figura 21.

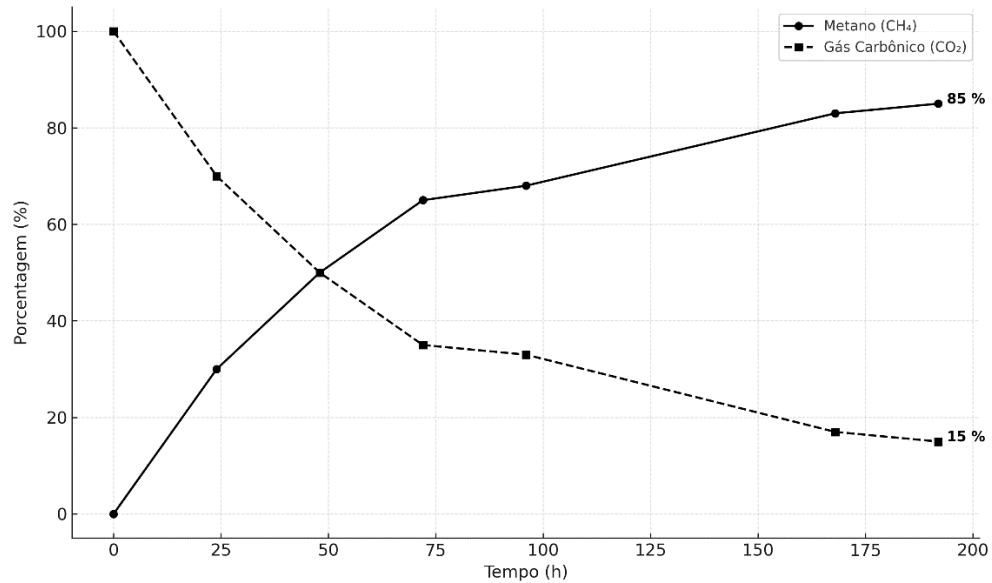


Figura 21. Percentual de metano e gás carbônico na AME do lodo anaeróbico. Fonte: O autor, 2022.

5.2.2 Caracterização do lodo anaeróbico de reator UASB

A partir da coleta do lodo anaeróbico proveniente do reator UASB operado com dejetos suínos, localizado na Fazenda Escola da Universidade de Caxias do Sul, em Fazenda Souza (Figura 22), foram realizados testes de caracterização físico-química e biológica no laboratório LATAM. O lodo foi utilizado como inóculo nos testes de atividade metanogênica específica (AME), potencial bioquímico de metano (BMP) e no *start-up* do reator UASB em escala piloto operado em regime de fluxo contínuo.



Figura 22. Coleta do lodo do reator UASB na UCS - Fazenda Escola. Fonte: O autor, 2022.

5.2.2.1 Concentração de sólidos no lodo anaeróbio

Os parâmetros de sólidos totais, fixos e voláteis, bem como sólidos suspensos e sedimentáveis, foram analisados conforme demonstrado na Tabela 6. Esses dados foram fundamentais para os cálculos da AME e para a definição da composição do inóculo nos testes subsequentes.

Tabela 6. Caracterização do lodo anaeróbio de reator UASB.

Parâmetro	Unidade	Resultados
pH	-	6,82
Sólidos Sedimentáveis	mg/L	950
Sólidos Totais	mg/L	126.256
Sólidos Totais Fixos	mg/L	71.474
Sólidos Totais Voláteis	mg/L	54.782
Sólidos Suspensos	mg/L	112.458
Sólidos Suspensos Fixos	mg/L	63.617
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	48.842
Velocidade de sedimentação	m.s	0,027

Fonte: O autor, 2022.

A elevada concentração de sólidos totais (126.256 mg/L), observada na amostra, indica que o lodo apresenta uma biomassa densa e potencialmente ativa, o que é desejável em processos anaeróbios, especialmente durante a partida de reatores. A separação entre frações fixas (71.474 mg/L) e voláteis (54.782 mg/L), é essencial para distinguir a porção mineral da fração orgânica biodegradável, sendo esta última diretamente relacionada à atividade biológica do lodo (Yi *et al.*, 2014).

A fração de sólidos voláteis é particularmente importante por representar a porção microbiana ativa do lodo, ou seja, a biomassa responsável pela degradação da matéria orgânica e pela geração de biogás. Um conteúdo expressivo de sólidos voláteis, como observado, reforça a viabilidade do lodo como inóculo nos testes de atividade metanogênica específica (AME) e potencial bioquímico de metano (BMP), além de ser indicativo da robustez da biomassa utilizada no reator piloto de fluxo contínuo (Presti *et al.*, 2021).

A relação entre sólidos suspensos totais (112.458 mg/L) e sólidos sedimentáveis (950 mg/L) também fornece informações relevantes sobre a dispersão das partículas na fase líquida, o que pode influenciar a claridade do efluente e a necessidade de etapas adicionais

de separação. Já os sólidos suspensos voláteis (48.842 mg/L) reforçam a representatividade da fração orgânica dispersa na suspensão, que pode contribuir ativamente na digestão anaeróbia, desde que bem retida no sistema (Yi *et al.*, 2014).

Além disso, a proporção entre sólidos voláteis e sólidos totais (aproximadamente 43%), se mostra coerente com valores esperados para lodos anaeróbios provenientes de resíduos de alta carga orgânica, como os de origem suinícola. Essa relação é frequentemente utilizada como critério de avaliação da qualidade biológica da biomassa, com valores superiores a 40% geralmente considerados adequados para o início de processos de digestão anaeróbia (Presti *et al.*, 2021).

Por fim, a caracterização detalhada dos sólidos forneceu os dados de base para os cálculos de dosagem de lodo nos ensaios experimentais. As concentrações obtidas permitiram ajustar com precisão o volume de inóculo necessário para atender às faixas de sólidos voláteis desejadas em cada reator de bancada, assegurando reprodutibilidade e comparabilidade dos resultados entre os diferentes testes realizados no estudo.

5.2.2.2 Tamanho de partícula do lodo anaeróbio

A análise granulométrica do lodo anaeróbio revelou partículas variando entre 200 e 1.532 μm , com predominância nas faixas de 229 μm (13,6%) e 452 μm (12,5%), conforme Figura 23. Esse comportamento, indica uma distribuição concentrada em partículas finas e médias, sugerindo uma biomassa com granulometria pouco desenvolvida e potencialmente menos densa.

Essa característica pode impactar a sedimentabilidade e a retenção da biomassa no reator UASB, uma vez que grânulos menores apresentam menor velocidade de decantação e maior susceptibilidade ao arraste hidráulico. Segundo Hulshoff Pol *et al.* (2004), partículas com diâmetros inferiores a 500 μm , apresentam menor tendência à formação de grânulos estáveis, favorecendo o arraste de sólidos e reduzindo a eficiência do processo anaeróbio.

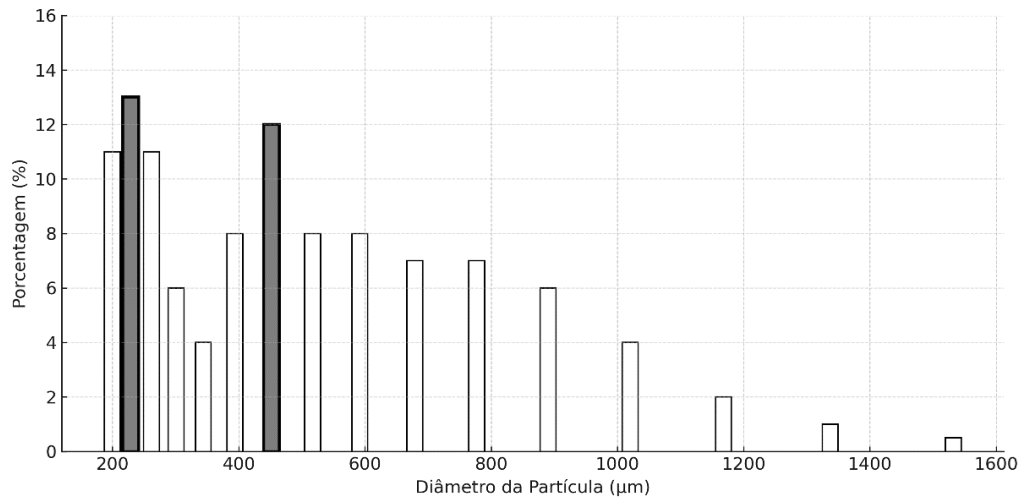


Figura 23. Tamanho de partícula, pelo Horiba LA – 950 V2. Fonte: O autor, 2022.

Comparando com dados da literatura, observa-se que lodos bem granulares operando eficientemente em reatores UASB apresentam faixas majoritárias entre 1,0 e 2,5 mm, conforme descrito por Viriato *et al.* (2015), sendo que grânulos acima de 1.000 µm demonstram maior resistência ao cisalhamento hidráulico e melhor retenção de biomassa. A predominância de partículas menores no presente estudo, pode estar associada à instabilidade do reator de origem, à baixa carga orgânica ou à idade do lodo, fatores que prejudicam a maturação de grânulos bem definidos.

Além disso, Pontes & Chernicharo (2010) destacam que partículas menores que 250 µm têm desempenho significativamente inferior quanto à produção de metano, uma vez que apresentam menor atividade metanogênica específica por unidade de massa. Essa característica, reforça a importância da seleção e adaptação do lodo inóculo em processos de digestão anaeróbia, especialmente quando se objetiva alta produtividade de biogás.

5.2.2.3 Velocidade de sedimentação do lodo anaeróbio

Seguindo as análises de caracterização do lodo anaeróbio proveniente do reator UASB, foi realizada a avaliação da velocidade de sedimentação das partículas, parâmetro essencial para prever o comportamento do leito de lodo em operação contínua. O ensaio foi conduzido no Laboratório LATAM, na UCS, por meio de uma torre de sedimentação com 2,20 metros de altura de coluna d'água, permitindo simular condições próximas às operacionais.

Foram utilizados 5 g de lodo por repetição, com um total de 20 repetições, resultando em valores médios confiáveis. Observou-se que as partículas de maior densidade apresentaram velocidade de sedimentação de 0,040 m/s, enquanto as mais lentas sedimentaram a 0,013 m/s, com uma média geral de 0,027 m/s (Figura 24).

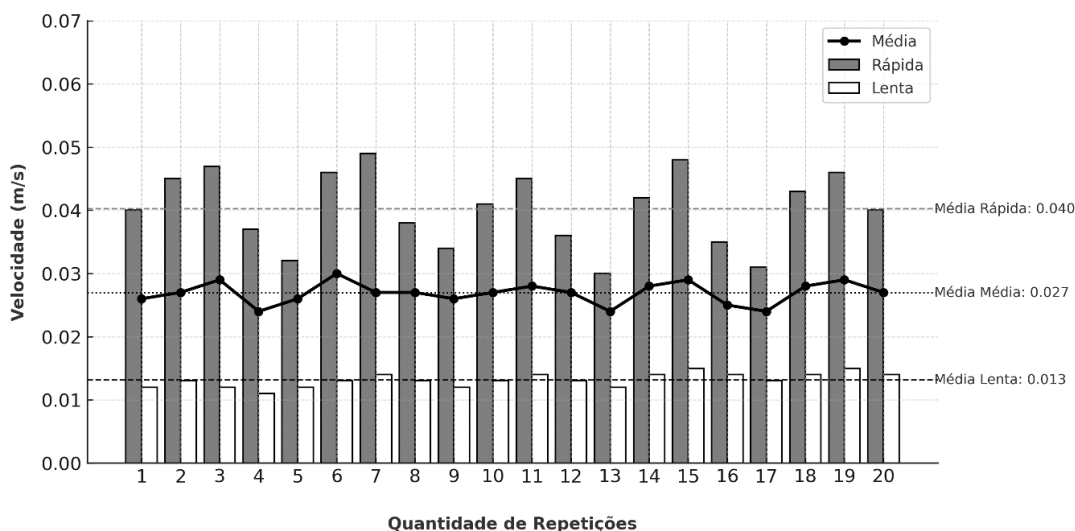


Figura 24. Resultado de velocidade de sedimentação do lodo anaeróbio. Fonte: O autor, 2022.

Este valor representa uma boa capacidade de sedimentação, indicando que a biomassa apresenta tendência à formação de leito estável, o que é desejável, para manter a biomassa retida dentro do reator UASB. Ao comparar esses resultados com os valores de velocidade ascensional típicos utilizados como parâmetro de projeto em reatores UASB, verifica-se que a sedimentabilidade do lodo é satisfatória (Yi *et al.*, 2014).

Conforme Chernicharo (2007), reatores UASB são normalmente projetados para operar com velocidade ascensional média entre 0,5 e 0,7 m/h, podendo atingir picos de até 1,5 m/h durante variações de vazão. Convertendo essas velocidades para m/s, temos: 0,5 m/h (0,000139 m/s); 0,7 m/h (0,000194 m/s) e 1,5 m/h (0,000417 m/s).

Comparando com a velocidade média de sedimentação obtida (0,027 m/s), nota-se que as partículas sedimentam com velocidades muito superiores à ascensional, o que garante a retenção eficiente da biomassa no reator, mesmo em condições de pico de alimentação. Esse comportamento é crucial para garantir a estabilidade do processo e evitar o arraste de sólidos junto ao efluente tratado.

5.3 ETAPA 3

A etapa 3 consistiu na operação do reator UASB piloto em fluxo contínuo para avaliar sua eficiência na remoção de DQO, produção e qualidade do biogás, parâmetros físico-químicos e atividade metanogênica, com dados que revelam seu potencial no tratamento do lixiviado de RSU.

5.3.1 Teste de fluxo contínuo em reator UASB piloto

O objetivo desta etapa experimental consistiu em avaliar o comportamento operacional e a eficiência do reator anaeróbio UASB piloto, em regime de fluxo contínuo, no tratamento do lixiviado fresco de resíduos sólidos urbanos (RSU). O período operacional do reator, abrangeu aproximadamente seis meses, totalizando 89 análises completas e 121 análises simples (Figura 25).

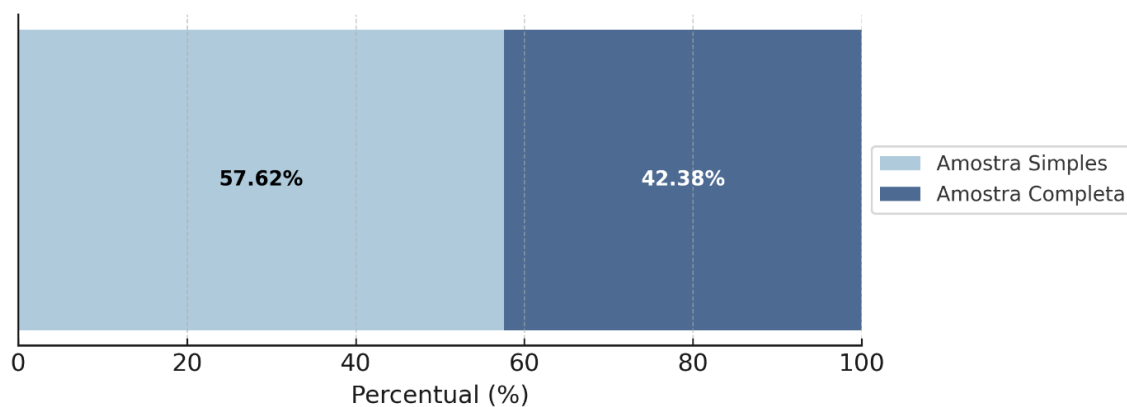


Figura 25. Amostras completas e simples do estudo em fluxo contínuo. Fonte: O autor, 2023.

As análises simples foram realizadas diretamente nas amostras coletadas no ponto de alimentação do reator e consistiram exclusivamente na medição do pH, com o objetivo de monitorar de forma rápida e contínua as condições de entrada do substrato. Já as análises completas foram conduzidas em amostras, as quais passaram por procedimentos laboratoriais mais abrangentes.

Essa abordagem analítica diferenciada permitiu o acompanhamento em tempo real das variáveis críticas de operação, ao mesmo tempo em que possibilitou uma caracterização mais detalhada do lixiviado ao longo do período experimental.

5.3.1.1 Análise de pH no reator UASB piloto

O monitoramento diário do pH revelou-se essencial para acompanhar a estabilidade do processo anaeróbio, uma vez que diferentes grupos microbianos apresentam atividade ótima em faixas específicas deste parâmetro. O lixiviado fresco de entrada manteve-se próximo ao pH neutro ($\sim 7,0$), enquanto o efluente tratado após a digestão anaeróbia apresentou um aumento no valor de pH, alcançando aproximadamente 8,4 (Figura 26).

Esse comportamento é típico de sistemas anaeróbios estáveis, pois a conversão dos ácidos graxos voláteis em metano reduz a acidez do meio, resultando em um pH mais elevado ao final do processo.

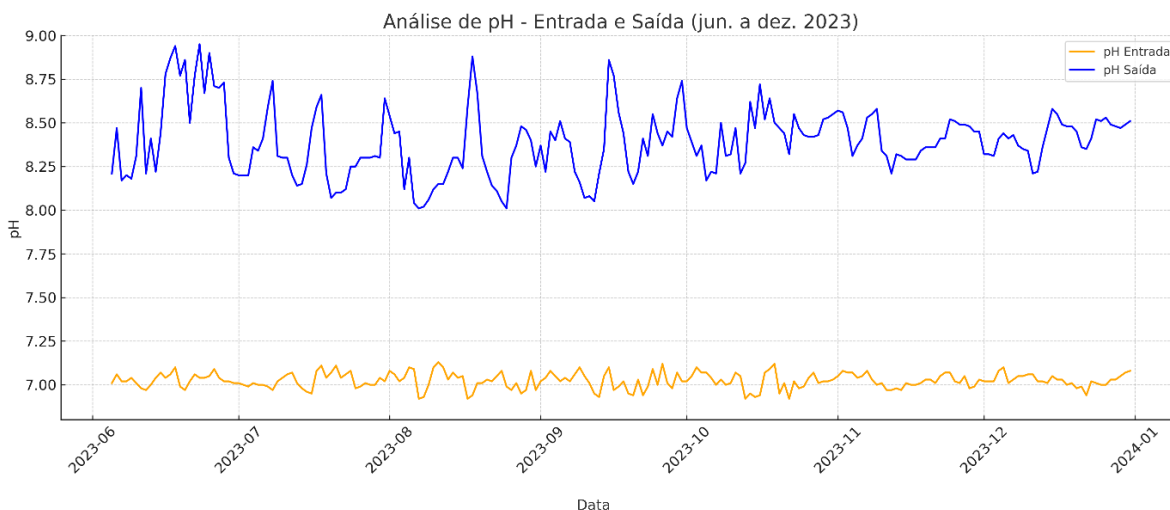


Figura 26. Resultados de pH de entrada e saída do lixiviado fresco no reator UASB. Fonte: O autor, 2023.

A elevação do pH observada no efluente tratado é uma característica típica de processos anaeróbios estáveis, resultante do consumo dos ácidos voláteis produzidos durante o tratamento. Essa condição de estabilidade é corroborada por Budiyo & Kusworo (2011), que destacam a importância do controle rigoroso e dos ajustes frequentes no pH das amostras para garantir condições adequadas à atividade microbiana.

Esses valores encontrados são semelhantes aos descritos por Chernicharo (2007), que reporta estabilidade operacional ideal em faixa de pH entre 6,5 e 7,5 para processos anaeróbios. A temperatura foi rigorosamente controlada e mantida em 37 °C durante todo o estudo, caracterizando o sistema como mesofílico.

Essa faixa de temperatura é reconhecida como ideal para maximizar a eficiência metabólica das bactérias metanogênicas, garantindo alta eficiência do processo anaeróbio. Resultados semelhantes foram observados por Budiyo & Kusworo (2011), que também relataram eficiência superior de reatores anaeróbios operados nesta faixa térmica.

5.3.1.2 Remoção DQO e produção biogás no reator UASB piloto

Na avaliação quantitativa da demanda química de oxigênio (DQO), foram registradas concentrações médias iniciais variando entre 30.000 a 35.000 mg/L (média de 31.411 mg/L). A eficiência do reator UASB na remoção dessa carga orgânica foi expressiva, removendo a DQO do efluente para valores inferiores a 5.000 mg/L, o que corresponde a uma remoção superior a 80%, ou seja, esse desempenho evidencia a capacidade do sistema em degradar eficientemente o material orgânico presente no lixiviado fresco (Figura 27).

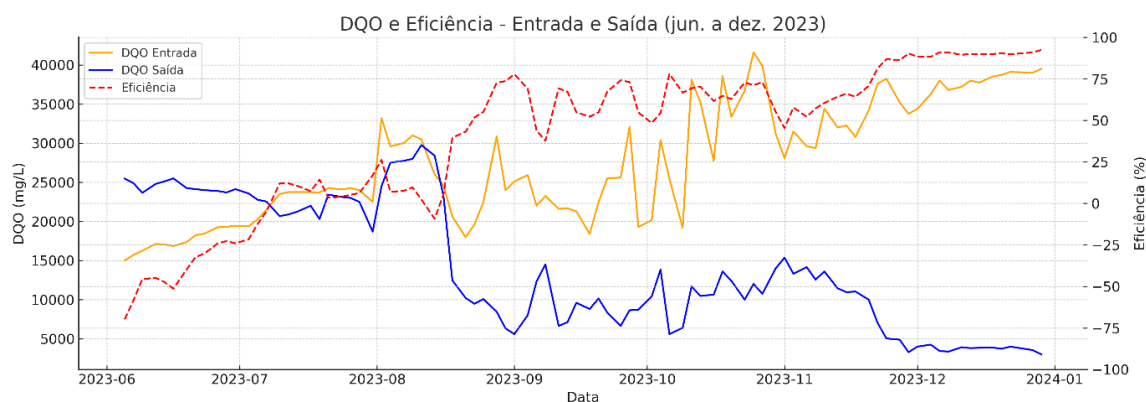


Figura 27. Concentração de DQO na entrada e saída do reator UASB e sua eficiência. Fonte: O autor, 2023.

Na avaliação quantitativa da DQO, as primeiras coletas revelaram um comportamento atípico. Os valores de DQO na saída do reator apresentaram-se superiores aos da entrada, com concentrações médias de 25.000 mg/L no efluente, frente a valores de entrada variando entre 15.000 e 22.000 mg/L.

Esse comportamento é característico da fase inicial de operação de reatores anaeróbios, quando a biomassa ainda se encontra em processo de adaptação ao substrato. Com isso, ocorre a possível solubilização de matéria orgânica acumulada no leito do reator, contribuindo para o aumento momentâneo da carga orgânica no efluente (Kumar & Chopra, 2012).

Com o avanço da operação, especialmente ao passar dos dias, observou-se uma mudança significativa no desempenho do sistema: a DQO de entrada passou a atingir valores superiores a 30.000 mg/L, enquanto a DQO de saída apresentou queda acentuada, estabilizando-se entre 5.000 e 10.000 mg/L. Essa mudança resultou em eficiências de remoção superiores a 80% durante esse intervalo, indicando, que a biomassa atingiu um estado de maturação adequado e que os microrganismos responsáveis pelas fases acidogênica e metanogênica estavam atuando de forma sinérgica e eficiente (Kheradmand *et al.*, 2010).

Ao longo das demais coletas, mesmo com oscilações na carga de entrada, a eficiência de remoção, manteve-se acima de 70% na maior parte do tempo, o que é compatível com a literatura para reatores UASB tratando efluentes carregados e complexos (Kumar & Chopra, 2012). Esses resultados demonstram não apenas a adaptação do sistema, mas sua resiliência e estabilidade operativa, aspectos fundamentais para processos de tratamento contínuo de efluentes com alta variabilidade composicional, como o lixiviado de resíduos sólidos urbanos.

Esses dados sustentam a capacidade do reator de tratar lixiviado fresco de RSU, com desempenho superior ao de outros estudos em condições similares. Em relação a produção de metano, observa-se uma tendência de crescimento gradual na produção, estabilizando-se após o período de adaptação inicial (Figura 28).

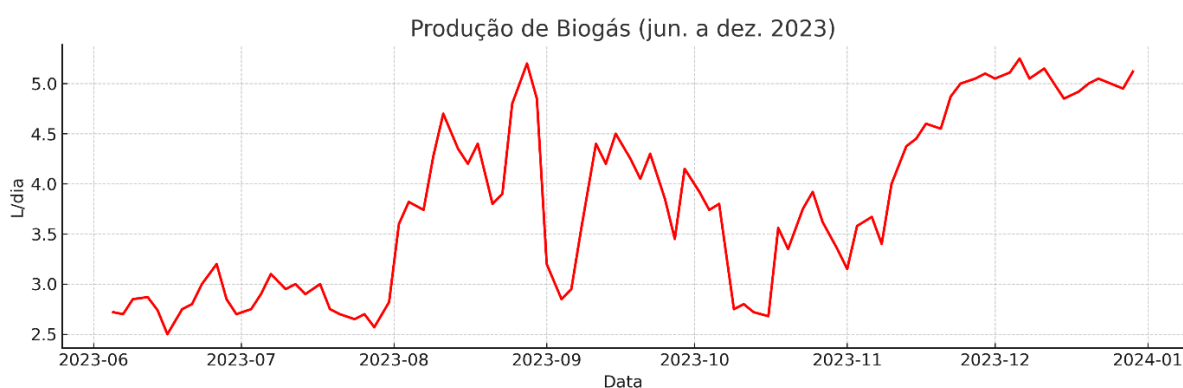


Figura 28. Volume de produção de biogás. Fonte: O autor, 2023.

Essa evolução está de acordo com o comportamento típico de reatores anaeróbios, nos quais a microbiota metanogênica demanda um tempo de adaptação ao substrato (Chernicharo, 2007). Esta eficiência foi comparada favoravelmente com resultados obtidos

em estudos semelhantes, reforçando a eficácia comprovada da tecnologia UASB em tratamentos de alta carga orgânica (Lovatel, 2016).

A produção contínua de biogás e o elevado teor de metano obtido confirmaram a viabilidade técnica e econômica do lixiviado fresco como substrato para geração energética por digestão anaeróbia. A produtividade observada está alinhada com valores reportados na literatura recente; contudo, essa convergência pode ser melhor interpretada à luz das condições experimentais aplicadas.

Estudos como os de Garcia & Santos (2019) e Budiyono & Kusworo (2011) demonstram que lixiviados com maior fração biodegradável e relação carbono/nitrogênio próxima ao ideal tendem a apresentar rendimentos superiores de metano, especialmente quando operados em reatores UASB sob carregamentos orgânicos moderados. No presente trabalho, o lixiviado utilizado possui concentração elevada de DQO e baixa recalcitrância, características que favorecem a ação das comunidades acidogênicas e metanogênicas, cenário semelhante ao descrito por esses autores e que ajuda a justificar o desempenho obtido.

Além disso, o teor de metano encontrado no biogás é compatível com o relatado por Kjeldsen *et al.* (2002) para substratos com alta disponibilidade de ácidos graxos voláteis, especialmente aqueles derivados da decomposição inicial de resíduos orgânicos. A manutenção de pH adequado ao longo da operação e a elevada atividade metanogênica específica do inóculo também contribuíram para a eficiência do processo, tal como discutido por Cheng *et al.* (2020), que observaram rendimentos similares em reatores UASB operando com lixiviado fresco sob condições de estabilidade microbiana.

Dessa forma, a concordância entre os resultados obtidos e a literatura não se restringe apenas aos valores de produção de metano, mas também às condições operacionais e às características do substrato, que se mostraram compatíveis com cenários já descritos como favoráveis ao desempenho otimizado da digestão anaeróbia.

Adicionalmente, a avaliação detalhada dos sólidos totais e sólidos voláteis no efluente de saída, demonstrou uma redução consistente ao longo do período operacional. O desempenho obtido reforça a viabilidade energética do sistema, como também destacado por Ghosh *et al.* (2000), ao demonstrar que lixiviados com alta carga orgânica podem gerar volumes significativos de biogás em sistemas bem operados.

A composição do biogás, apresentada na Figura 29, revelou concentração média de metano superior a 80%, sendo o dióxido de carbono o principal componente residual. Esse perfil é característico de digestão anaeróbia eficiente e condiz com dados obtidos por Budiyo & Kusworo (2011), que associam altas porcentagens de metano à predominância de microrganismos acetoclásticos e hidrogenotróficos bem estabelecidos.

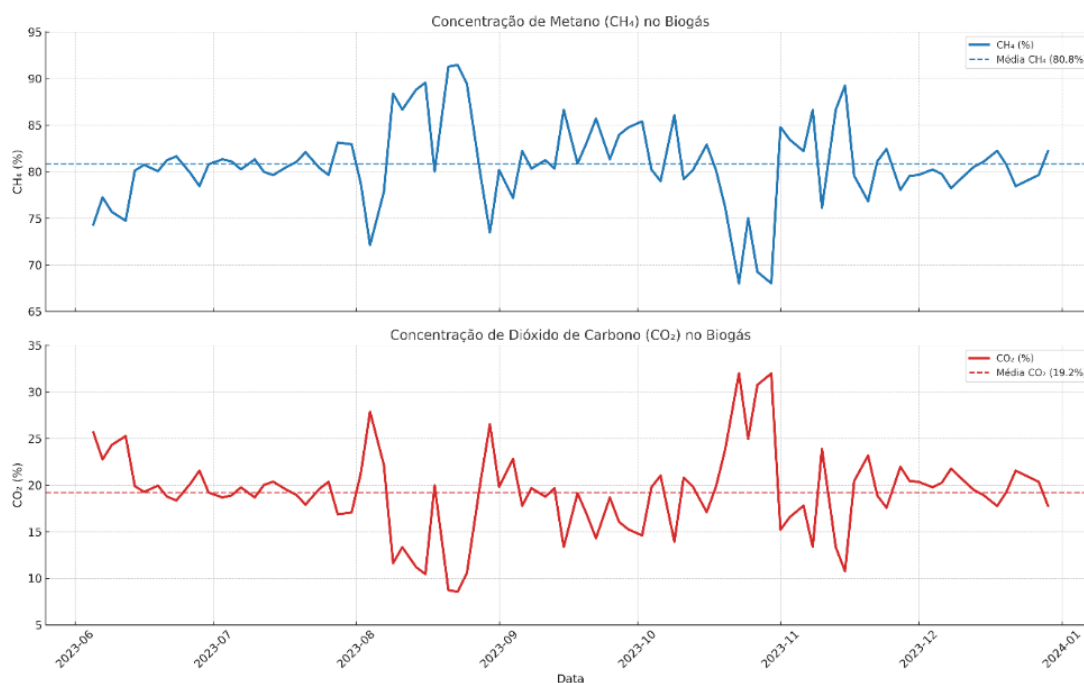


Figura 29. Concentração de metano e dióxido de carbono no biogás produzido. Fonte: O autor, 2023.

A concentração média diária de biogás produzida, também esteve dentro de faixas reportadas por estudos recentes em escala piloto, reforçando ainda mais a eficiência e viabilidade técnica do sistema estudado. Estudos como os de Browne *et al.* (2014) e Angelidaki *et al.* (2009), demonstram que sistemas anaeróbios bem projetados apresentam desempenho consistente, mesmo frente a substratos complexos.

Os resultados também sugerem que o lixiviado fresco, apesar de sua complexidade e elevada carga orgânica, pode ser adequadamente estabilizado por sistemas anaeróbios quando estes são devidamente dimensionados e operados. Embora o processo tenha demonstrado elevada capacidade de redução da carga orgânica e produção significativa de biogás, ele deve ser compreendido como uma etapa fundamental dentro de um conjunto de processos complementares.

Isso porque o atendimento pleno aos padrões de lançamento normalmente requer tratamentos adicionais, tais como etapas aeróbias, processos avançados de oxidação ou polimento físico-químico. Dessa forma, a digestão anaeróbia configura-se como uma tecnologia essencial para a gestão sustentável de lixiviados, mas atua principalmente como base para estabilização inicial e redução da carga, contribuindo de maneira expressiva, porém não suficiente isoladamente, para o cumprimento dos requisitos legais.

A redução dos sólidos voláteis, em particular, é indicativa da eficiente degradação biológica da matéria orgânica no reator, conforme observado também por Gohil *et al.* (2018) em estudos com biomassa altamente carregada, onde, esse comportamento reforça o papel da digestão anaeróbia como etapa essencial de estabilização inicial do lixiviado, promovendo significativa diminuição da carga orgânica antes de sua submissão a processos complementares. Assim, apesar do desempenho satisfatório observado, o tratamento anaeróbio deve ser entendido como parte de um arranjo integrado de tecnologias, necessário para que o efluente final atenda plenamente aos padrões de lançamento vigentes.

Também foi possível observar que a atividade metanogênica permaneceu estável ao longo de todo o experimento, destacando a adaptação e robustez da comunidade microbiana envolvida. Tal estabilidade contribuiu diretamente para a consistência nos resultados de remoção de matéria orgânica e produção de metano.

Estudos similares utilizando lixiviado de aterro sanitário como substrato em reatores UASB relatam eficiências comparáveis ou inferiores na remoção de DQO, destacando assim o desempenho superior obtido neste estudo.

5.3.1.3 Análises de sólidos no reator UASB piloto

O monitoramento dos sólidos presentes no lixiviado bruto é uma etapa fundamental para avaliar o desempenho de sistemas biológicos, como reatores UASB, especialmente quando se trata de efluentes com elevada carga particulada, como o lixiviado de resíduos sólidos urbanos (RSU). Os sólidos sedimentáveis e os sólidos totais (fixos e voláteis) representam frações críticas, pois podem comprometer tanto o transporte de massa quanto o desempenho microbiológico, afetando diretamente a clarificação, a digestão anaeróbia e a formação de lodo (Rajagopal *et al.*, 2013).

As Figuras 30 e 31, apresentam respectivamente, a remoção nas concentrações de sólidos sedimentáveis e sólidos totais ao longo da operação do reator piloto. Observa-se uma notável queda nos sólidos sedimentáveis já nas primeiras semanas, passando de valores acima de 100 mg/L para concentrações inferiores a 10 mg/L.

Essa tendência reflete a elevada eficiência do sistema, que alcançou remoção de 90% a 95% das partículas densas e flocculentas presentes no lixiviado fresco de RSU. A eliminação efetiva dessa fração sólida é fundamental não apenas para reduzir o volume de lodo acumulado, mas também para preservar a integridade da zona de clarificação e garantir a manutenção do fluxo ascendente característico do processo UASB.

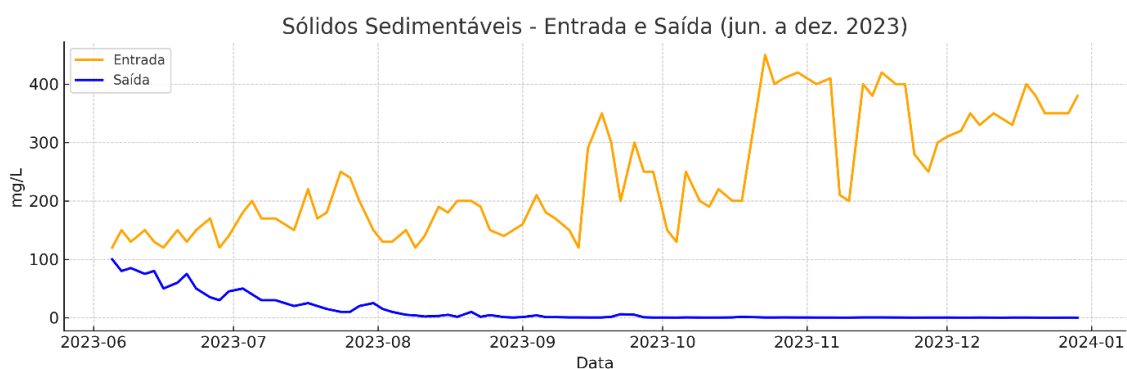


Figura 30. Concentração de sólidos sedimentáveis na entrada e saída do reator UASB. Fonte: O autor, 2023.

A manutenção de baixos níveis de sólidos sedimentáveis ao longo da operação, contribui diretamente para a estabilidade hidráulica do sistema e para a eficiência da microbiota metanogênica, uma vez que evita o encapsulamento dos grânulos por material inerte ou particulado. Tal observação é coerente com os princípios estabelecidos por Lettinga *et al.* (1980), que destacam o controle de sólidos como fator decisivo para o bom desempenho e longevidade operacional de reatores anaeróbios de fluxo ascendente.

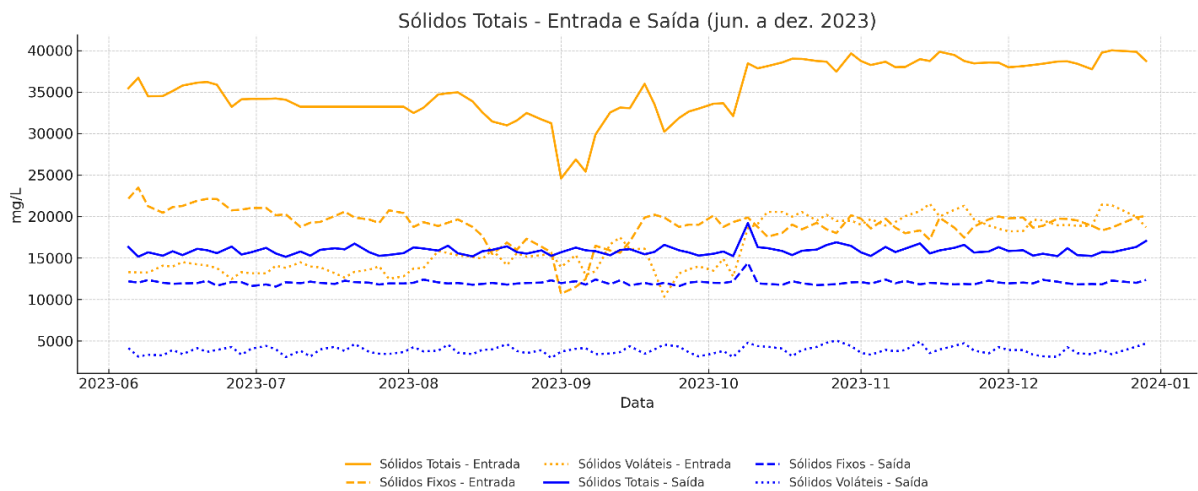


Figura 31. Concentração de sólidos totais no reator UASB. Fonte: O autor, 2023.

A queda significativa de sólidos voláteis, indica que grande parte da matéria orgânica particulada foi degradada biologicamente, o que está em consonância com os achados de Wang *et al.* (2008), que destacam a importância da remoção de sólidos para o sucesso na estabilização anaeróbia. Resultados semelhantes foram relatados por Rajagopal *et al.* (2013), que observaram correlação direta entre a redução de sólidos sedimentáveis e o aumento da estabilidade operacional em reatores anaeróbios tratando resíduos com elevada carga orgânica.

Complementando essa análise, a Figura 32 apresenta os resultados para sólidos suspensos totais. A tendência de queda progressiva, sugere a boa retenção de biomassa e degradação da matéria orgânica particulada no reator, ponto que foi também enfatizado por Lettinga *et al.* (2001) como um indicativo da eficiência hidráulica e microbiológica do sistema.

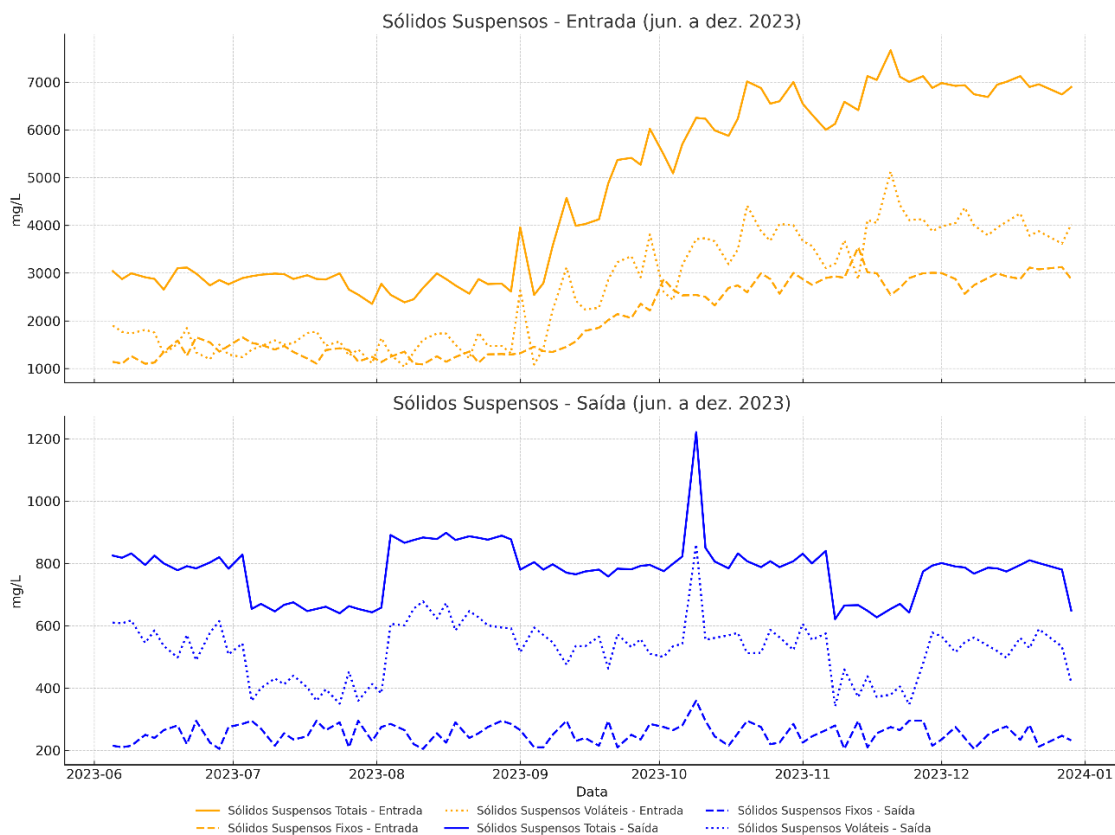


Figura 32. Concentração de sólidos suspensos no reator UASB. Fonte: O autor, 2023.

A redução contínua dos sólidos suspensos reflete não apenas a eficácia da separação física dos sólidos no leito, mas também a adaptação da comunidade microbiana ao substrato aplicado. Segundo Chernicharo (2007), a retenção adequada de biomassa em reatores do tipo UASB é essencial para a manutenção da atividade metanogênica e para o aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica em sistemas de fluxo contínuo.

Além disso, Hulshoff Pol *et al.* (2004) destacam que a sedimentação e adesão de partículas ao lodo granulado são mecanismos fundamentais para evitar a perda de sólidos ativos com o efluente, contribuindo diretamente para a estabilidade do processo a longo prazo.

5.3.1.4 Análises de alcalinidade e ácidos voláteis no reator UASB piloto

As análises de alcalinidade parcial, intermediária, total e ácidos voláteis permitiram uma avaliação aprofundada da estabilidade química do sistema ao longo do tratamento do

lixiviado. Observou-se uma redução significativa nos valores de alcalinidade, nas diferentes etapas do processo, especialmente após a transição do afluente para o efluente final.

Essa variação, indica a efetiva utilização dos íons alcalinos no tamponamento dos ácidos gerados durante a digestão anaeróbia, refletindo o equilíbrio entre produção de ácidos voláteis e sua conversão em metano. Tais resultados reforçam a estabilidade do processo biológico e estão alinhados com os achados de Boonapatcharoen *et al.* (2007), que destacam a importância da alcalinidade como indicador de desempenho em sistemas anaeróbios.

O método de Dillalo (1961), baseia-se em titulações sucessivas com ácido até pH 5,75 (alcalinidade parcial) e pH 4,3 (alcalinidade total), permitindo a determinação da alcalinidade parcial e total, respectivamente. A diferença entre esses dois pontos de titulação define a alcalinidade intermediária, relacionada principalmente à concentração de bicarbonatos.

As determinações de alcalinidade e ácidos voláteis foram realizadas conforme o método de Dillalo (1961), o que possibilitou uma avaliação precisa da capacidade tamponante da biomassa ao longo do processo. A alcalinidade parcial (pH 5,75), representada majoritariamente por íons bicarbonato (HCO_3^-), apresentou valores relativamente constantes após o primeiro mês de operação, com médias oscilando entre 36.000 e 38.000 mg de CaCO_3/L nas primeiras semanas e estabilizando-se em torno de 24.000 mg de CaCO_3/L nas fases finais do experimento.

Esse comportamento, evidenciou que o sistema atingiu uma condição de equilíbrio em sua capacidade de neutralizar os ácidos orgânicos produzidos nas fases iniciais da digestão. Tal estabilidade, é característica de processos anaeróbios bem adaptados, onde a produção de ácidos voláteis (AV) é acompanhada por sua eficiente conversão em metano.

Por outro lado, a alcalinidade intermediária, apresentou oscilações mais expressivas ao longo do tempo, variando de valores superiores a 30.000 mg de CaCO_3/L nas primeiras semanas até cerca de 10.000 a 15.000 mg de CaCO_3/L nos períodos finais. Essas flutuações refletem diretamente o comportamento dinâmico dos processos microbianos, especialmente, durante as transições metabólicas ou alterações na carga orgânica do reator (Figura 33).

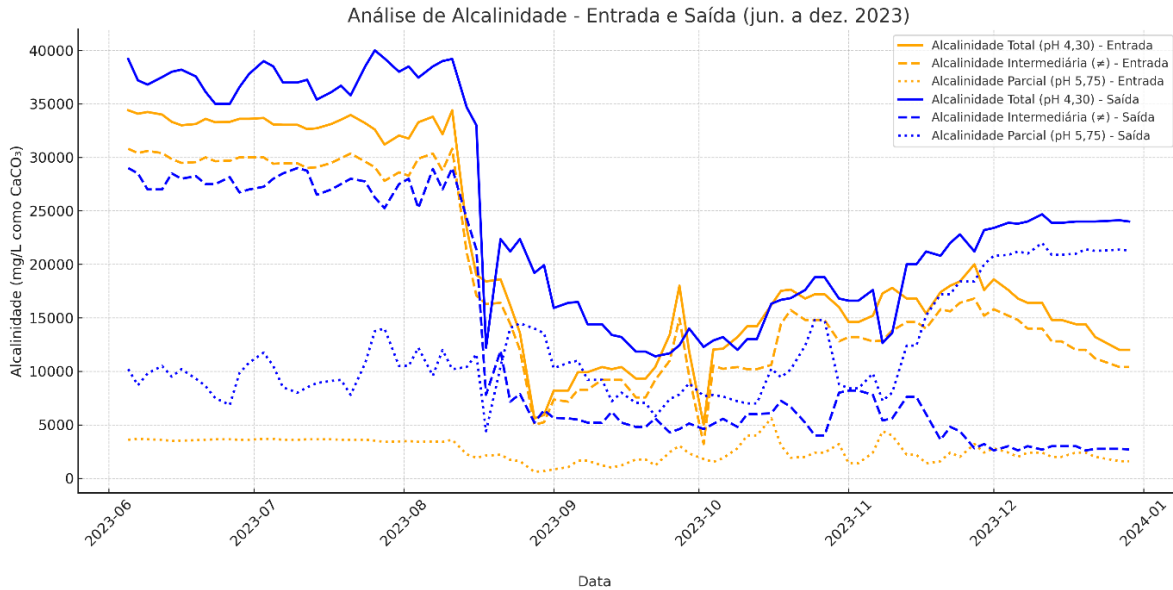


Figura 33. Resultados de alcalinidade parcial, intermediária e total. Fonte: O autor, 2023.

Essa faixa de variação pode indicar momentos de acúmulo transitório de ácidos intermediários, como o ácido propiônico, cuja conversão mais lenta pode impactar a estabilidade do sistema se não for devidamente tamponada. A análise conjunta dos três níveis de alcalinidade (total, intermediária e parcial), permitiu não apenas monitorar o equilíbrio ácido-base do reator, mas também identificar eventos críticos, validar a resiliência da biomassa frente a perturbações e orientar intervenções operacionais mais eficazes.

A alcalinidade total (pH 4,30), resultante da soma das alcalinidades parcial e intermediária, demonstrou elevada capacidade tamponante, assegurando a estabilidade operacional do reator. Esses resultados são comparáveis aos reportados por outros autores que utilizaram reatores UASB, como Budiyono & Kusworo (2011), os quais também destacaram a importância deste parâmetro como indicador crítico da estabilidade dos processos anaeróbios.

É importante ressaltar que as variações observadas na alcalinidade intermediária estão diretamente associadas às dinâmicas internas do reator. Especialmente relacionadas à produção e consumo de ácidos voláteis, algo também reportado por outros estudos focados na digestão anaeróbia.

A relação entre ácidos voláteis (AV) e alcalinidade total (AT) é um dos principais indicadores da estabilidade operacional de reatores anaeróbios, pois permite avaliar o equilíbrio entre a produção de ácidos e a capacidade tamponante do sistema. No início da

operação do reator UASB, os valores de entrada quanto os de saída apresentavam uma razão AV/AT relativamente alta, em torno de 0,9 a 1,0 (Figura 34), o que é característico de sistemas em fase inicial de adaptação, ainda sem completo domínio microbiológico (Boonapatcharoen *et al.*, 2007).

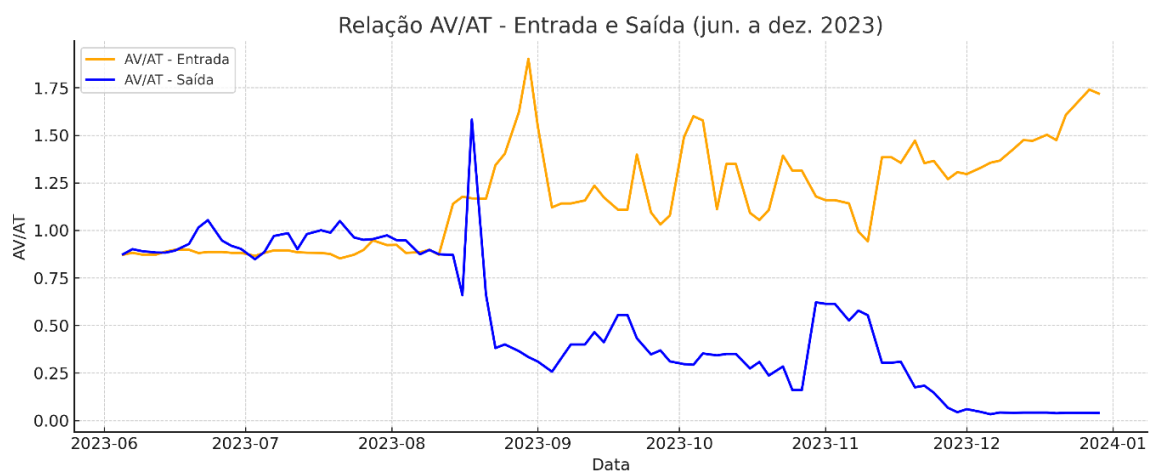


Figura 34. Relação AV/AT na entrada e saída do reator UASB. Fonte: O autor, 2023.

Esse comportamento sugere um acúmulo momentâneo de AV, possivelmente devido à atividade ainda limitada das populações metanogênicas, responsáveis pela conversão desses ácidos em metano. A partir da segunda quinzena de agosto, nota-se uma inflexão importante na curva da saída: a razão AV/AT despica para valores inferiores a 0,3, e posteriormente estabiliza-se em níveis ainda mais baixos.

Essa queda acentuada indica uma melhora significativa na eficiência do processo anaeróbico, com maior consumo de AV e fortalecimento da capacidade tamponante da biomassa. A curva de entrada, por outro lado, apresenta um leve aumento na razão AV/AT a partir desse mesmo período, atingindo valores próximos a 1,8.

Isso demonstra que, mesmo com o aumento da carga orgânica, o sistema foi capaz de manter um efluente estável e com baixa acidificação, evidenciando a maturação microbiana e a resiliência do reator frente às variações de carga. Ao longo dos meses de setembro a dezembro, a razão AV/AT na saída manteve-se consistentemente abaixo de 0,3, limite amplamente citado na literatura (Chen *et al.*, 2008) como indicativo de estabilidade, o que demonstra a eficiência do reator na condução das etapas de acidogênese e metanogênese de forma equilibrada.

Essa performance está diretamente relacionada à manutenção de condições químicas adequadas, como a presença de alcalinidade suficiente para neutralizar os ácidos formados, garantindo um ambiente favorável à atividade das arqueias metanogênicas. Esses resultados ilustram a evolução temporal da razão AV/AT nas amostras de entrada e saída do reator UASB.

O gráfico apresentado na Figura 35 demonstra a variação da concentração de ácidos voláteis totais (AV) ao longo do período de monitoramento, comparando os valores obtidos na entrada e na saída do reator UASB operado com lixiviado de resíduos sólidos urbanos. De modo geral, observa-se que os valores de AV na entrada se mantêm superiores aos da saída, refletindo a capacidade do sistema em degradar essa fração orgânica solúvel.

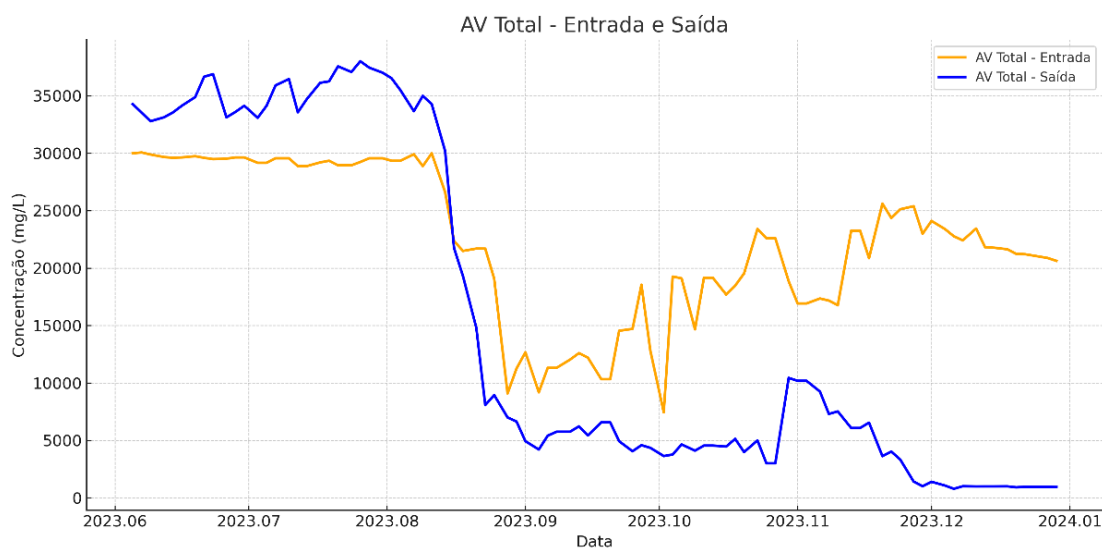


Figura 35. Concentração de Ácidos Voláteis (AV) na entrada e saída do reator UASB. Fonte: O autor, 2023.

Essa diferença evidencia o consumo dos AVs ao longo do processo anaeróbico, sendo um indicativo do desempenho bioquímico do reator, especialmente no que se refere à atividade dos microrganismos metanogênicos. Durante a maior parte do período avaliado, a remoção de AVs apresentou-se consistente, com variações pontuais atribuídas, possivelmente, à instabilidade da carga orgânica afluyente ou à dinâmica microbológica do sistema.

Em determinadas ocasiões, nota-se uma aproximação entre os valores de entrada e saída, o que pode sinalizar uma redução na taxa de conversão dos AVs ou uma sobrecarga

orgânica momentânea. Esse comportamento pode estar relacionado a oscilações na composição do lixiviado, tempo de detenção hidráulico, ou ainda, à adaptação da biomassa.

Assim, os dados reforçam a necessidade de avaliar os AVs de forma integrada com outros parâmetros operacionais e ambientais. Segundo a literatura, os ácidos voláteis, representam produtos intermediários fundamentais na digestão anaeróbia, sendo diretamente utilizados na etapa metanogênica para a geração de biogás (Ahring *et al.*, 1995; De Bok *et al.*, 2004).

A redução significativa desses compostos na saída do sistema indica a efetividade da conversão biológica e a manutenção da estabilidade do processo. Dessa forma, o monitoramento dos AVs torna-se uma ferramenta estratégica tanto para o diagnóstico precoce de instabilidades, quanto para a otimização do desempenho de reatores anaeróbios em escala laboratorial e aplicada.

Com base nos resultados obtidos e apresentados anteriormente, a Figura 36 evidencia uma variação significativa na contribuição dos ácidos voláteis (AVs) para a remoção da demanda química de oxigênio (DQO) ao longo do tempo. A partir de determinado ponto da operação, identificado no gráfico como o momento em que a contribuição dos AVs para a remoção da DQO atinge valores positivos (09/2023), verifica-se uma mudança no comportamento do reator.

Essa alteração pode estar associada a variações na composição do substrato, processos de adaptação da microbiota ou limitações operacionais que impactaram a eficiência da conversão biológica da matéria orgânica.

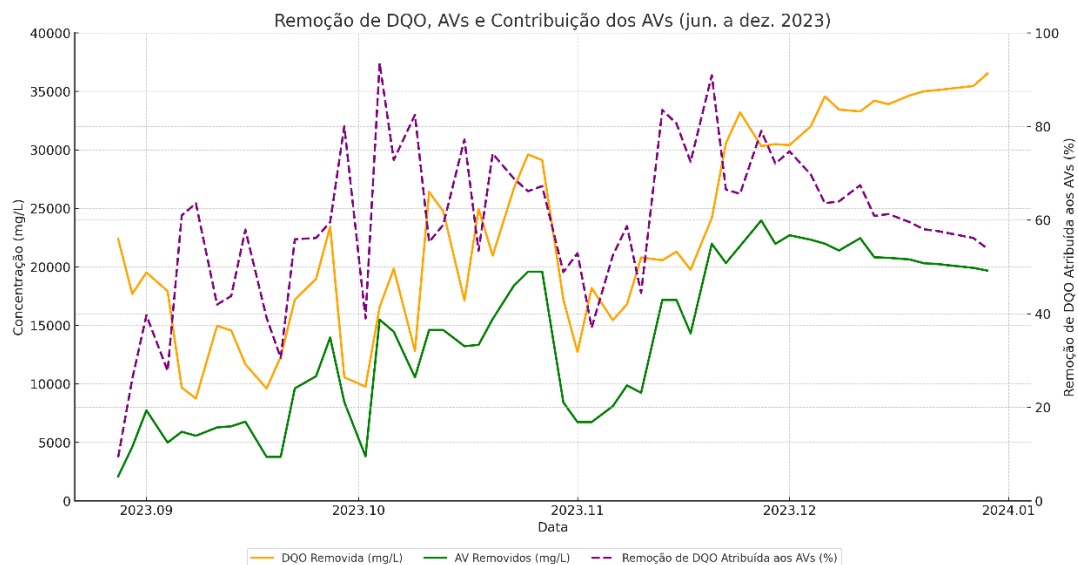


Figura 36. Remoção de DQO, AV e sua contribuição na remoção de DQO. Fonte: O autor, 2023.

Essa queda final, indica que, embora os AVs representem uma fração prontamente biodegradável da matéria orgânica, sua contribuição para a remoção total da DQO nem sempre é predominante em sistemas anaeróbios como o reator UASB. A literatura com foco em digestão anaeróbia, destaca que os AVs, especialmente o ácido acético, são intermediários-chave na rota metabólica da digestão anaeróbia e podem representar até 70% da carga orgânica efetivamente convertida em biogás durante as fases iniciais de estabilização do reator (Presti *et al.*, 2021; Cardoso, 2019).

No entanto, sua concentração e papel como indicadores de eficiência, variam de acordo com a carga orgânica afluyente, tempo de detenção hidráulico e maturação da biomassa. A redução de sua participação relativa na remoção de DQO, como observada nos dados, pode indicar um aumento da presença de compostos refratários no lixiviado ou uma limitação na acidogênese/metanogênese, afetando a conversão eficiente da matéria orgânica.

Esses resultados reforçam a necessidade de monitoramento integrado entre parâmetros clássicos (como DQO total) e específicos (como AVs) para melhor compreender a dinâmica da biodegradabilidade no tratamento de lixiviados de resíduos sólidos urbanos. A literatura também sugere que um desequilíbrio entre AVs e DQO total pode ser um sinal de sobrecarga orgânica ou de instabilidade do processo, indicando a importância de estratégias de controle como ajustes na alimentação, recirculação ou suplementação de nutrientes para reequilíbrio do sistema (Presti *et al.*, 2021).

5.3.1.5 Análises cromatográficas de AGV no reator UASB piloto

Os ácidos graxos voláteis (AGVs) representam intermediários metabólicos fundamentais no processo de digestão anaeróbia, sendo gerados principalmente durante a etapa acidogênica a partir da decomposição de matéria orgânica solúvel. Entre os AGVs mais comumente encontrados destacam-se o ácido acético, propiônico e butírico, os quais são posteriormente convertidos em metano por microrganismos metanogênicos.

Dessa forma, o monitoramento da concentração e do perfil dos AGVs constitui uma ferramenta importante para avaliação da estabilidade operacional e do desempenho de reatores anaeróbios, como o UASB. Segundo Chen *et al.* (2008), o acúmulo desses compostos pode indicar desequilíbrios entre as fases do processo, resultando em variações no pH e comprometendo a atividade microbiana metanogênica.

As análises cromatográficas realizadas ao longo do experimento permitiram a caracterização detalhada dos AGVs presentes no lixiviado fresco antes e após o tratamento. A Figura 37 apresenta a evolução da concentração total de AGVs na entrada e na saída do reator UASB, revelando uma redução progressiva desses compostos ao longo da operação.

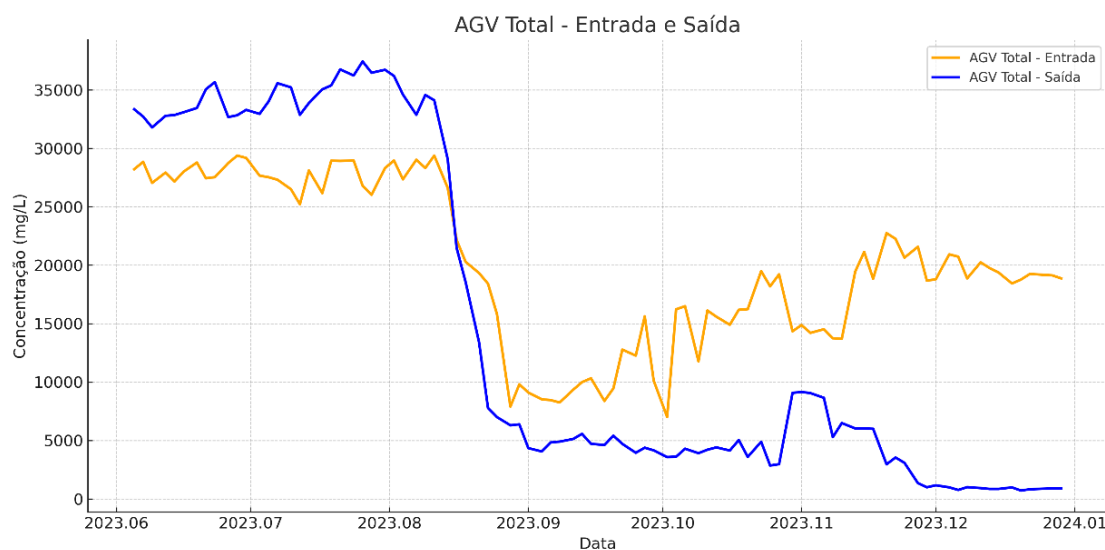


Figura 37. Concentração de AGV na entrada e saída do reator UASB. Fonte: O autor, 2023.

Destaca-se, nesse contexto, a expressiva remoção do ácido acético, principal componente detectado no afluente, cuja redução é compatível com a atividade metanogênica eficiente. Essa tendência de queda indica que o processo de conversão dos AGVs em biogás

transcorreu de forma satisfatória, corroborando os achados de Boonapatcharoen *et al.* (2007), que apontam a redução dos AGVs como um dos principais indicadores da eficiência bioquímica de sistemas anaeróbios.

Além disso, o comportamento observado dos AGVs foi acompanhado por níveis estáveis de alcalinidade parcial, intermediária e total, conforme apresentado anteriormente, reforçando, a estabilidade química do sistema e a adequada capacidade tamponante da biomassa. A correlação entre a redução contínua dos AGVs e a manutenção de valores adequados de pH sugere que o reator operou em condições favoráveis à conversão metanogênica durante a maior parte do experimento, evidenciando a adaptação da microbiota às características do substrato e às condições operacionais impostas.

Nesse contexto, a estabilização do ambiente reacional contribuiu diretamente para o favorecimento das etapas metanogênicas, mesmo diante da complexidade do lixiviado utilizado como substrato, onde, conforme apontado por Chen *et al.* (2008), a acumulação de AGVs é um dos principais fatores associados à acidificação do meio e à ocorrência de falhas operacionais em sistemas anaeróbios. Dessa forma, a redução consistente desses compostos ao longo do tempo constitui um indicativo direto do equilíbrio funcional entre as populações acidogênicas e metanogênicas, refletindo a maturação da biomassa e a resiliência do reator às variações da carga orgânica.

Complementando essa análise, Rajagopal *et al.* (2013) destacam que concentrações decrescentes e controladas de AGVs estão fortemente associadas ao bom desempenho da metanogênese, sobretudo em sistemas operando em regime contínuo, nos quais a adaptação microbológica exerce papel determinante para a estabilidade do processo. Entre os ácidos graxos analisados, o ácido acético foi o composto mais prevalente no efluente, apresentando, uma redução expressiva em sua concentração (Figura 38).

Esse comportamento é característico da atuação eficiente das arqueias metanogênicas acetoclásticas, responsáveis pela conversão direta de acetato em metano e dióxido de carbono, processo que, segundo Boonapatcharoen *et al.* (2007), pode ser responsável por até 70% da produção total de metano em reatores anaeróbios alimentados com substratos orgânicos complexos.

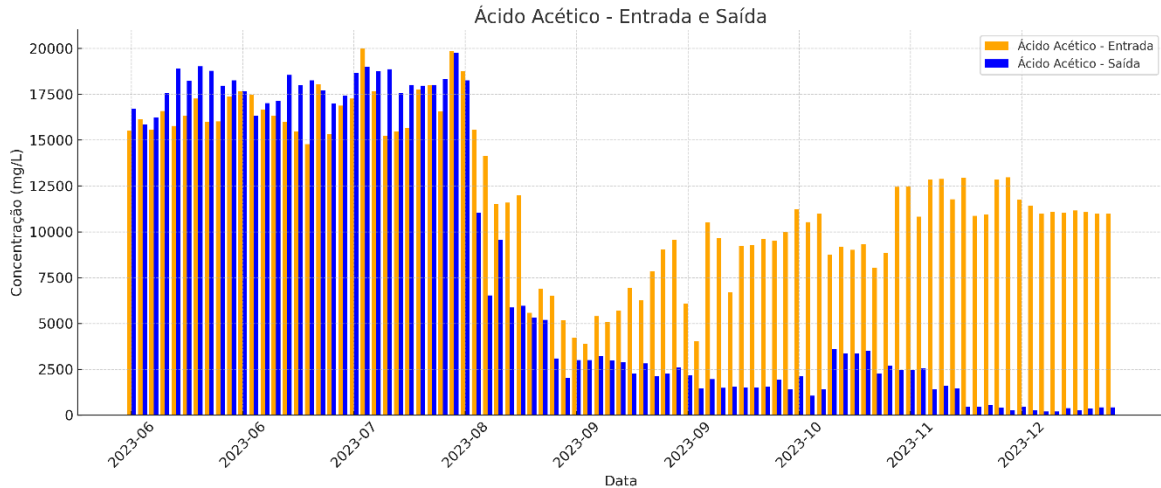


Figura 38. Comparação da concentração de ácido acético (Entrada/Saída).
Fonte: O autor, 2023.

Segundo Liu *et al.* (2002), a remoção eficiente do ácido acético está diretamente associada à predominância de metanogênicos do gênero *Methanosaeta*, cuja atividade é fundamental para a estabilidade em reatores de fluxo contínuo. Além disso, Demirel & Scherer (2008) ressaltam que o acúmulo de ácido acético pode ser um dos primeiros indicadores de desequilíbrio entre as fases acidogênica e metanogênica, podendo comprometer o desempenho do sistema caso não seja adequadamente convertido.

Os demais ácidos, propiônico (Figura 39), isobutírico (Figura 40), butírico (Figura 41), isovalérico (Figura 42) e valérico (Figura 43), também apresentaram reduções, embora com maior variabilidade, especialmente nos de cadeia ramificada. Essa oscilação sugere o envolvimento de diferentes vias fermentativas, dependentes da composição do lixiviado e da adaptação microbiana, conforme apontado por Henze *et al.* (2008).

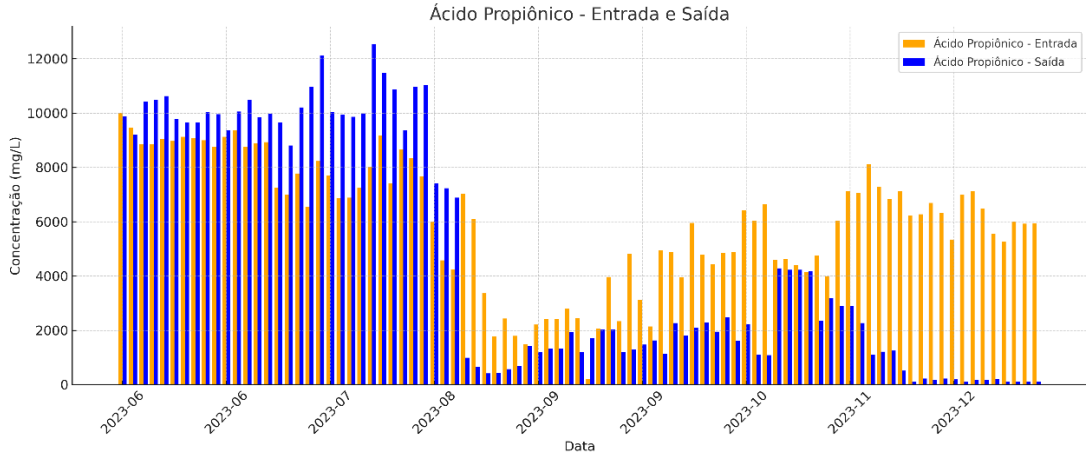


Figura 39. Comparação da concentração de ácido propiônico (Entrada/Saída). Fonte: O autor, 2023.

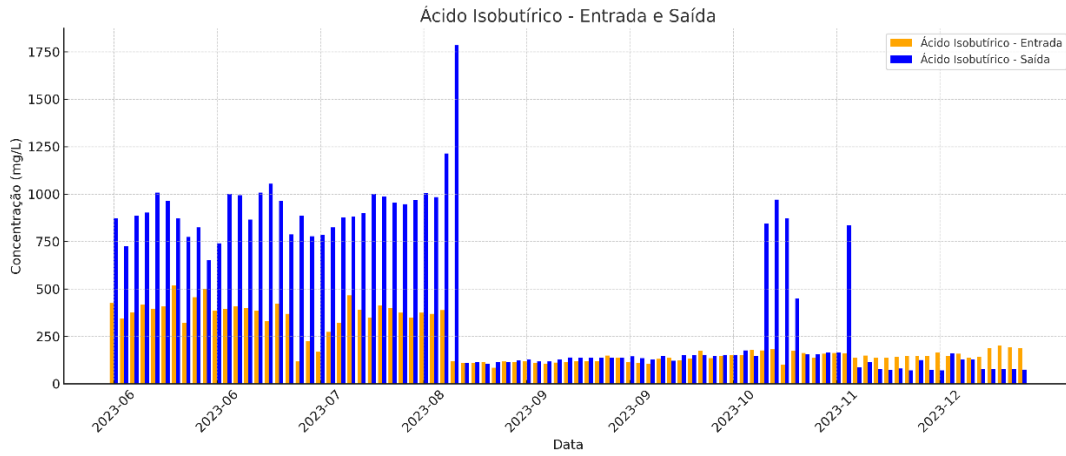


Figura 40. Comparação da concentração de ácido isobutírico (Entrada/Saída). Fonte: O autor, 2023.

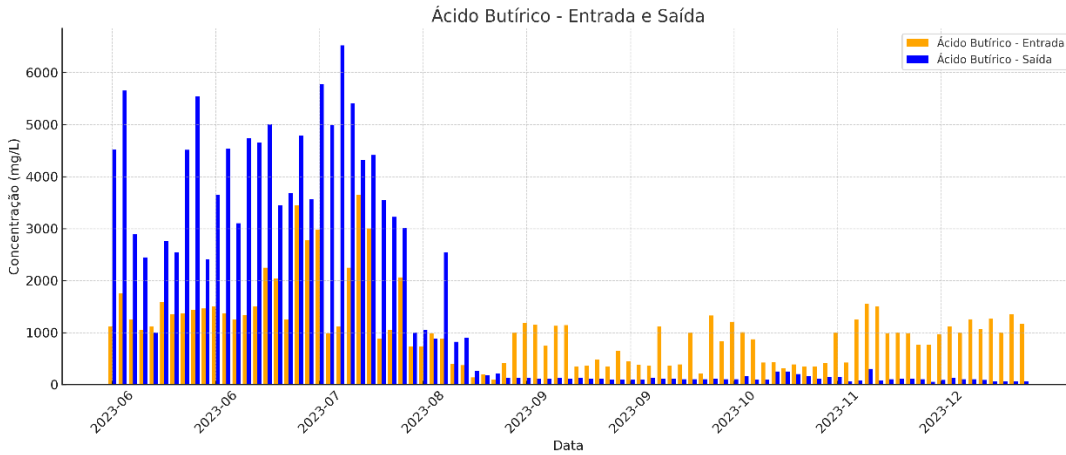


Figura 41. Comparação da concentração de ácido butírico (Entrada/Saída). Fonte: O autor, 2023.

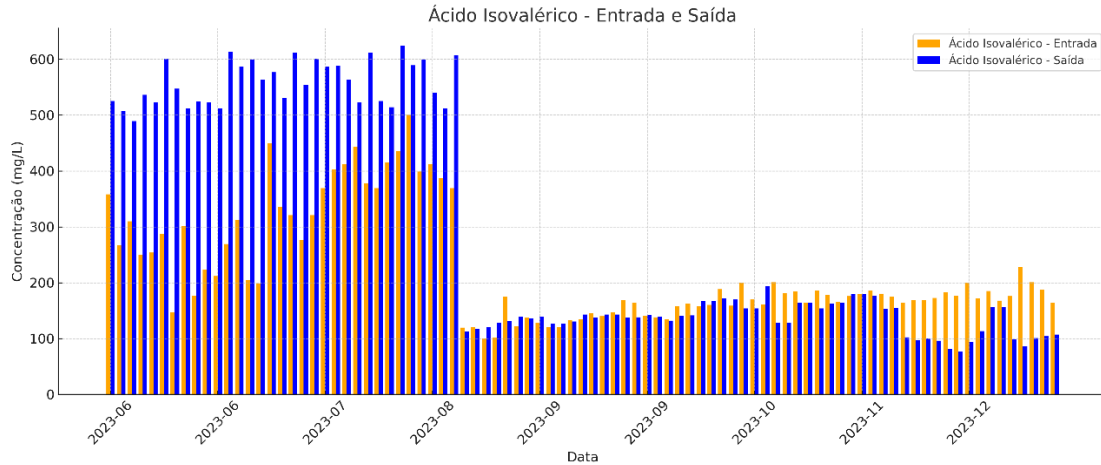


Figura 42. Comparação da concentração de ácido isovalérico (Entrada/Saída). Fonte: O autor, 2023.

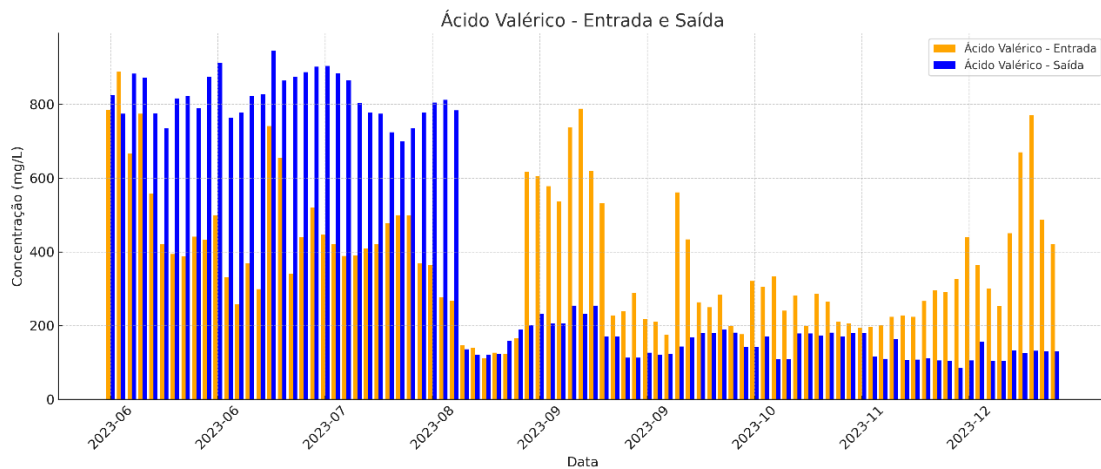


Figura 43. Comparação da concentração de ácido valérico (Entrada/Saída). Fonte: O autor, 2023.

Os ácidos propiônico e butírico, por exemplo, são frequentemente associados à fermentação secundária de proteínas e carboidratos, exigindo consórcios microbianos específicos para sua completa degradação, conforme descrito por Ahring *et al.* (1995). Já os ácidos isobutírico, isovalérico e valérico, são produtos típicos da fermentação de aminoácidos de cadeia ramificada, cuja presença e degradação estão fortemente ligadas à diversidade funcional das bactérias acidogênicas e à estabilidade do ambiente reacional (De Bok *et al.*, 2004).

A variação na concentração desses ácidos ao longo do experimento, reflete, a complexidade metabólica envolvida na conversão de compostos orgânicos mais específicos e evidencia a capacidade adaptativa da microbiota presente no reator. De modo geral, os resultados obtidos indicam uma microbiota robusta e resiliente no reator UASB em

regime de fluxo contínuo, capaz de atuar de forma eficiente mesmo diante da complexidade do substrato.

A manutenção de condições estáveis, a alta eficiência na remoção de matéria orgânica, a significativa produção de biogás e a composição rica em metano, demonstram que o sistema operou sob condições otimizadas, confirmando a viabilidade da aplicação dessa tecnologia em escala real. Esses achados estão em consonância com estudos como os de Sarathai *et al.* (2010) e Cavalcanti *et al.* (2016), que evidenciam os benefícios ambientais e energéticos da digestão anaeróbia aplicada a lixiviados de aterro sanitário de RSU.

Com a atuação consistente da microbiota metanogênica ao longo do tempo, reafirma o potencial do processo anaeróbio como alternativa sustentável para o tratamento de lixiviados e recuperação energética em sistemas de gestão de resíduos urbanos.

6. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste estudo permitem concluir que a digestão anaeróbia, empregada em reator UASB, é uma alternativa tecnicamente viável e energeticamente promissora para o tratamento de lixiviado fresco proveniente da coleta municipal de resíduos sólidos urbanos (RSU). A caracterização inicial do efluente comprovou seu elevado teor de matéria orgânica biodegradável e sua complexidade típica de lixiviados jovens, atendendo plenamente ao primeiro objetivo específico, que consistiu em compreender sua composição e o potencial de impacto ambiental.

O segundo objetivo específico, voltado à avaliação do potencial de produção de metano, também foi alcançado de forma consistente. Os ensaios de BMP demonstraram que o lixiviado fresco possui elevado potencial de conversão bioquímica, com forte tendência ao aumento da produção de metano conforme a carga orgânica aplicada.

Esse comportamento confirma que o lixiviado possui características adequadas para valorização energética e que pode ser incorporado a estratégias de biogás ou biometano, reforçando sua relevância como fonte alternativa de energia dentro de sistemas de gestão de resíduos. O terceiro objetivo, referente à operação contínua de um reator UASB piloto, foi igualmente atendido.

A unidade piloto demonstrou estabilidade operacional ao longo de mais de 200 dias, mantendo eficiências de remoção superiores a 80% após o período de adaptação, reduzindo substancialmente sólidos sedimentáveis e convertendo de forma eficiente os ácidos graxos voláteis. A produção contínua de biogás, com teores consistentes de metano, reforça a robustez microbiológica do sistema e confirma que o processo suporta variações naturais de carga e composição do lixiviado fresco.

De forma integrada, os resultados mostram que os três objetivos específicos foram cumpridos e se complementam ao demonstrar: a composição crítica e o elevado potencial poluidor do lixiviado fresco; sua capacidade significativa de geração de metano; e a eficiência e estabilidade do UASB em regime contínuo. Esses elementos reforçam tanto a viabilidade técnica quanto a coerência do encadeamento experimental proposto.

No âmbito econômico, o estudo indica que o processo possui potencial competitivo, uma vez que sistemas anaeróbios apresentam baixos custos operacionais, permitem a

recuperação energética do efluente e podem reduzir gastos municipais com transporte e tratamento convencional de lixo. Em escala real, especialmente em arranjos consorciados, como o dos 16 municípios avaliados, a tecnologia tende a se tornar ainda mais vantajosa devido ao compartilhamento de infraestrutura e ao aumento da escala de produção de biogás.

Em síntese, o presente estudo demonstra que o tratamento e a valorização energética do lixo fresco via digestão anaeróbia constituem uma solução ambientalmente adequada, economicamente atrativa e alinhada às políticas contemporâneas de economia circular e transição energética. Recomenda-se, análises detalhadas de viabilidade e estratégias de purificação do biogás para produção de biometano, de modo a apoiar a implementação da tecnologia em escala plena no contexto municipal e regional.

7. SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

Com base nos resultados obtidos neste estudo, diversas frentes de investigação podem ser exploradas em pesquisas futuras. Uma das principais recomendações é a caracterização aprofundada da comunidade microbiana presente no reator UASB durante o tratamento de lixiviado fresco, utilizando ferramentas de biologia molecular, como sequenciamento de DNA (metagenômica) ou análises por qPCR.

Essa abordagem permitiria identificar grupos microbianos-chave envolvidos nas etapas de acidogênese, acetogênese e metanogênese, além de elucidar a dinâmica populacional ao longo do tempo e sob diferentes condições operacionais. Estratégias de estímulo seletivo, via suplementos nutricionais ou bioaugmentação, também representam alternativas promissoras para aumentar a estabilidade e eficiência do processo.

Outra linha relevante consiste na exploração de ensaios de co-digestão anaeróbia, combinando o lixiviado fresco com outros resíduos orgânicos, como frações agroindustriais ou efluentes da indústria de alimentos, de modo a avaliar sinergias metabólicas que possam ampliar a produção de metano e melhorar o balanço nutricional do sistema. Estudos de otimização operacional em escala piloto e plena também podem contribuir para aprofundar o entendimento do comportamento do processo em condições reais de campo.

Além dos aspectos técnicos e microbiológicos, destaca-se a necessidade de estudos sistemáticos sobre viabilidade econômica, incluindo análises de CAPEX, OPEX e retorno energético nos diferentes cenários de implantação. A modelagem econômico-financeira, incorporando custos de transporte, manutenção, tratamento alternativo e receitas potenciais com biogás ou biometano, permitirá avaliar a competitividade da tecnologia frente às soluções convencionais de manejo de lixiviado.

A integração de análises de ciclo de vida (ACV) e de pegada de carbono também pode fortalecer a tomada de decisão sobre rotas mais sustentáveis. A incorporação de análises, aliada à exploração de novas estratégias operacionais e estudos aprofundados de viabilidade econômica, poderá consolidar sua aplicabilidade em escala real, reforçando seu papel como solução ambiental e energeticamente sustentável para a gestão de lixiviados oriundos de resíduos sólidos urbanos.

REFERÊNCIAS

ABEGAS. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS EMPRESAS DISTRIBUIDORAS DE GÁS CANALIZADO – ABEGÁS. *Potencial do biometano no Brasil*. Brasília, 2023.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Norma Brasileira. **NBR 10.004: Classificação de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 2004.

ABRAMA. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2024*. São Paulo: ABREMA, 2024. Disponível em: <https://static.poder360.com.br/2024/12/panorama-dos-residuos-solidos-no-brasil-2024.pdf>. Acesso em: 14 mai. 2025.

ABRELPE. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil*. São Paulo, 2021. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama-2021>. Acesso em: 10 out. 2022.

AGUIAR, E. S.; RIBEIRO, M. M.; VIANA, J. H.; PONTES, A. N. Panorama da disposição de resíduos sólidos urbanos e sua relação com os impactos socioambientais em estados da Amazônia brasileira. *Revista Brasileira de Gestão Urbana*, v. 13, n. 1, p. 1-12, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2175-3369.013.e20190263>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/urbe/a/ChsQCLZPmGcXnLd5fjnpqph/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 12 jul. 2023.

AHRING, B. K.; SANDBERG, M.; ANGELIDAKI, I. Volatile fatty acids as indicators of process imbalance in anaerobic digesters. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 43, n. 3, p. 559–565, 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00218466>. Acesso em: 07 abr. 2024.

AMARAL, A. C. do; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; CANTELLI, F.; SCUSSIATO, L. A.; JUSTI, K. C. Tratamento de efluente da suinocultura utilizando progressão de carga orgânica em biodigestor anaeróbico de fluxo ascendente. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 34, n. 3, p. 567-576, maio/jun. 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/eagri/v34n3/19.pdf>. Acesso em: 14 mai. 2024.

ANDRADE, M. A. N.; RANZI, T. J. D.; R. N. MUNIZ; SILVA, L. G. S.; ELIAS, M. J. Biodigestores rurais no contexto da atual crise de energia elétrica brasileira e na perspectiva da sustentabilidade ambiental. Coordenadoria de Gestão Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, p. 12. 2002. *In: Anais do 4º Encontro de Energia no Meio Rural*, 2002, Campinas (SP). Disponível em: http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=MSC0000000022002000100030&lng=pt&nrm=iso. Acesso em: 15 jul. 2022.

ANEEL. AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. *Bandeiras Tarifárias*. São Paulo, 2015. Disponível em: https://www2.aneel.gov.br/cedoc/aren20221003_Proret_Submod_6_8_V1_9C.pdf. Acesso em: 28 mar. 2023.

ANGELIDAKI, I.; ALVES, M., BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J. L.; GUWY, A. J.; KALYULHNYI, S.; JENICEK, P.; VAN LIER, J. P. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology*, v. 59, n. 5, p. 927–934, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2009.040>. Acesso em: 12 mai. 2024.

ANGELIDAKI, I.; ELLEGAARD, L.; AHRING, B. K. Applications of the Anaerobic Digestion Process. *In: AHRING, B. K. Biomethanation II*, Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology, Volume 82. Denmark: Springer Berlin Heidelberg, 2003. pp 1-33. ISBN 978-3-540-44321-6. DOI: 10.1007/3-540-45838-7_1. Acesso em: 17 ago. 2024.

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 23^o ed. Washington. 2022.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; FORESTI, E.; SANTOS, M. L. F.; MONTEGGIA, L. O. Metodologia para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 12, n. 2, p.192-201. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522007000200010>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/rnJVzVS3RgG3BthVkh64PHQ/>. Acesso em: 01 nov. 2022.

BAL, A. S.; DHAGAT, N. N. Upflow anaerobic sludge blanket reactor - a review. *Indian J Environ Health*. 2001, 43(2):1-82. PMID: 12397675. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/12397675/>. Acesso em: 15 set. 2024.

BEAL, L. L. *Tratamento anaeróbio de efluente de curtume de acabamento associado a membranas de micro e ultrafiltração*. 2004. 313 f. Tese (Doutorado Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul.

BILOTTA, P.; ROSS, B. Z. L. Estimativa de geração de energia e emissão evitada de gás de efeito estufa na recuperação de biogás produzido em estação de tratamento de esgotos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 2, p. 275-282, 20 jun. 2016. FapUNIFESP (SciELO). DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016141477>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/9FZgZyXyXNKbZcq9b38jVRQ/?format=pdf>. Acesso em: 14 jul. 2022.

BOONAPATCHAROEN, N.; MEEPIAN, K.; CHAI PRASERT, P.; TECHKARNJANARUK, S. Molecular Monitoring of Microbial Population Dynamics During Operational Periods of Anerobic Hybrid Reactor Treating Cassava Starch Wastewater. *Microbial Ecology*, v. 54, p.21-30, 2007. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/eagri/a/LcHSJbjscK8yZTKM84X47Hk/?lang=en>. Acesso em: 25 jul. 2024.

BOONAPATCHAROEN, N.; PHAIROT, P.; CHAI PRASERT, P. Anaerobic treatment of landfill leachate by UASB reactors: Effect of organic and nitrogen loading rates. *Water Science and Technology*, v. 55, n. 10, p. 127–133, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.152>. Acesso em: 05 mai. 2024.

BUDIYONO, B.; KUSWORO, T. D. Biogas production from cassava starch effluente using microalgae as biostabilisator. *International Journal of Science and Engeneering*. v. 2, n. 1, p.4-8, 2011.

BUDIYONO; KUSWORO, T. D. Biogas production from anaerobic co-digestion of cassava starch effluent with livestock manure. *Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology*, v. 3, n. 6, p. 500–505, 2011.

BRASIL. (a) **Decreto 7.404, de 23 de dezembro de 2010**. Regulamenta a Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010, Política Nacional de Resíduos Sólidos. 2010a. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>. Acesso em: 01 ago. 2022.

BRASIL. (b) **Lei 12.305, de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. 2010b. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>. Acesso em: 01 ago. 2022.

BREGOLIN, M. As potencialidades da aglomeração urbana do nordeste do Rio Grande do Sul e a criação de rotas turísticas temáticas. *In: I Seminário de pesquisa em turismo do Mercosul*. 2003, Caxias do Sul. 6 e 7 de novembro de 2003.

BROWNE, J. D. **Biomethane production from food waste and organic residues**. PhD Thesis, University College Cork, Irlanda, 2014. Disponível em: <https://cora.ucc.ie/server/api/core/bitstreams/1a27f024-f6d1-4ba5-8d25-a9ef33fe7634/content>. Acesso em: 02 fev. 2024.

CARDOSO, E. M. **Digestão anaeróbia para produção de ácidos graxos voláteis de cadeia curta e de hidrogênio**. 78 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciências Ambientais) - Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul/RS, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ucs.br/xmlui/bitstream/handle/11338/5558/Dissertacao%20Eduardo%20Muller%20Cardoso.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 05 jul. 2022.

CARLSSON, M.; LAGERKVIST, A.; MORGAN-SAGASTUME, F. The effects of substrate pre-treatment on anaerobic digestion systems: A review. *Waste Management*, v. 32, n. 9, p. 1634–1650, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.04.016>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X1201808?via%3Dihub>. Acesso em: 15 ago. 2023.

CASTILHOS JUNIOR, A. B.; DALSSASSO, R. L.; ROHERS, F. Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, n. 4, p. 385-392, dez. 2010. FapUNIFESP (SciELO). DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522010000400011>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/QhtXnhmSVXhVPyFKC VR4tj/>. Acesso em: 20 mar. 2023.

CAVALCANTI, R. B.; ALVES, J. P. H.; MARINHO, A. B. Avaliação do reator UASB na digestão de lixiviado de aterro sanitário: estudo em escala piloto. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 2, p. 329–336, 2016.

CHELLIAPAN, S.; ARUMUGAM, N.; MD DIN, M. F.; KAMYAB, H.; EBRAHIMI, S. S. Anaerobic treatment of municipal solid waste landfill leachate. *Bioreactor*. 2020. 10.1016/B978-0-12-821264-6.00011-5. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/340535631_Anaerobic_treatment_of_municipal_solid_waste_landfill_leachate. Acesso em: 15 out. 2024.

CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 10, p. 4044–4064, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>. Acesso em: 07 jun. 2024.

CHENG, S.; ZHENG, J.; LI, Q.; LIU, X. Development and application of prefabricated biogas digesters in developing countries. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 52, p. 1393–1401, 2020. Disponível em: <https://repositorio.unifesp.br/bitstreams/0108e855-efb7-4ce5-aa3d-892c2528846a/download>. Acesso em: 05 jul. 2022.

CHERNICHARO, C. A. L. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, v. 14, n.4, p. 649–679, set. 2015. DOI: DOI:10.1007/s11157-015-9377-3 Disponível em: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s11157-015-9377-3.pdf>. Acesso em: 05 out. 2022.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores Anaeróbios: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. 2ª Ed., vol. 5. Belo Horizonte, Brasil: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

COELHO, C. J.; FREITAS, A. S.; MARQUES, R. F. P. V; OLIVEIRA, A. S. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em reator UASB seguido por filtro aeróbio percolador. *Ver. Brasil. de Gestão Ambiental e Susten.*, v. 9, n. 22, p. 737-749, 2022. ISSN 2359-1412. DOI: [https://doi.org/10.21438/rbgas\(2022\)](https://doi.org/10.21438/rbgas(2022)). Disponível em: <https://revista.ecogestaobrasil.net/v9n22/v09n22a14.pdf>. Acesso em: 20 mar. 2024.

COSTA, N. M. *Efeitos de lixiviado de resíduos sólidos urbanos em organismos aquáticos: uma revisão integrativa*. 90 f. Dissertação (Mestrado) - Pós-Graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente, Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2021. Disponível em: https://www.arca.fiocruz.br/bitstream/handle/icict/50646/nicolle_martins_costa_pres_profsa%c3%bade_2021.pdf?sequence=2&isAllowed=y. Acesso em: 11 out. 2022.

CUNHA, B. P.; AUGUSTIN, S. *Sustentabilidade ambiental: Estudos jurídicos e sociais*. 2. ed. Caxias do Sul: EDUCS, 2014. 486 p. Disponível em: https://www.ucs.br/site/midia/arquivos/Sustentabilidade_ambiental_ebook.pdf. Acesso em: 11 jun. 2023.

DE BOK, F. A. M.; STAMS, A. J. M.; DIJKEMA, C. Pathways of propionate degradation by anaerobic microorganisms. *FEMS Microbiology Ecology*, v. 47, n. 3, p. 329–341, 2004. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0168-6496\(03\)00296-2](https://doi.org/10.1016/S0168-6496(03)00296-2). Acesso em: 05 abr. 2024.

DEMIREL, B.; SCHERER, P. The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 7, n. 2, p. 173–190, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11157-008-9131-1>. Acesso em: 12 fev. 2025.

DILALLO, R.; ALBERTON, O. E. Volatile acids by direct titration. *Journal of Water Pollution Control Federation*, v. 33, n. 4, p. 356, 1961.

EASTMAN, J. A., FERGUSON, J. F. Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobe digestion. *Journal of Water Pollution Control Federation*. V. 53. 1981. Disponível em: <https://www.osti.gov/biblio/7152148>. Acesso em: 21 jul. 2022.

EL FADEL, M.; BOU ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*, v.22, p.269-282, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(01\)00040-X](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(01)00040-X). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X0100040X?via%3Dihub>. Acesso em: 15 ago. 2023.

EPE. EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA – BEN 2025. *Balanço Energético Nacional (BEN) 2025: relatório síntese 2024*. Brasília: EPE, 2025. Disponível em: https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dadosabertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-885/topico-767/BEN_Síntese_2025_PT.pdf. Acesso em: 14 mai. 2025.

EPE. EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA – BEN 2024. *Balanço Energético Nacional (BEN) 2023: Ano base 2022*. Rio de Janeiro. EPE, 2023. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-675/topico638/BEM 2023>. Acesso em: 05 abr. 2023.

EPE. EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. *Matriz Energética e Elétrica*. Brasília, 2022. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/pt/abcdenergia/matriz-energetica-e-eletrica>. Acesso em: 25 fev. 2023.

GARCIA, C., SANTOS, D. 2019. Assessment of leachate generation and composition in controlled landfills: Implications for groundwater quality. *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (15), 14943-14958. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04917-2>. Acesso em: 10 mar. 2023.

GEF BIOGÁS BRASIL. ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO INDUSTRIAL; CENTRO INTERNACIONAL DE ENERGIAS RENOVÁVEIS; UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ. *Potencial de produção de biogás no sul do Brasil*. Brasília: MCTI, 2019. Ebook. (Projeto Aplicações do Biogás na Agroindústria Brasileira). Disponível em: <https://datasebrae.com.br/wp-content/uploads/2022/09/REVIS%C3%83O-OK121B-Potencial-de-producao-de-biogas-Sul-do-Brasil.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2023.

GHOSH, S.; CLASSEN, J. J.; SHARMA, M. P. Anaerobic digestion of municipal solid waste: Development of process technology. *Water Science and Technology*, v. 41, n. 3, p. 197–204, 2000. Acesso em: 10 jun. 2023.

GOHIL, S. N.; SHILPKAR, P. G.; SHAH, M. C.; SHAH, A. J.; ACHARYA, P. B. Methane from Human Excreta: Comparative Assessment of Batch and Continuous Biomethanation Process. *Journal of Pure and Applied Microbiology*, 12, 4, 2143-2148, 2018. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.22207/JPAM.12.4.52>. Acesso em: 05 fev. 2024.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 17, n. 6, p. 1503-1510, jun. 2012. SciELO/UNIFESP. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-81232012000600014>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/csc/a/y5kTpqkqyY9Dq8VhGs7NWwG/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 01 ago. 2022.

GUJER, W., ZEHNDER, A.J.B. Conversion processes in anaerobic digestion. *Water Science and Technology*. Oxford, V. 15, p. 127-167.1983

HENZE, M.; HARREMOËS, P.; LA COUR JANSEN, J.; ARVIN, E. *Wastewater treatment: biological and chemical processes*. 3. ed. Berlin: Springer, 2008.

HOLM-NIELSEN, J. B.; AL SEADI, T.; OLESKOWICZ-POPILSKI, B. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource Technology*, v. 100, n. 22, p. 5478–5484, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.046>. Acesso em: 14 mai. 2024.

HULSHOFF POL, L. W.; DE CASTRO LOPES, S. I.; LETTINGA, G.; LENS, P. N. L. Anaerobic sludge granulation. *Water Research*, v. 38, n. 6, p. 1376–1389, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.002>. Acesso em: 12 dez. 2024.

IEA. INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. *World Energy Outlook 2023*. Paris: IEA, 2023. Disponível em: <https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2023>. Acesso em: 07 abr. 2024.

IEA. INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. *World total energy supply by source*. 2021. Disponível em: <https://www.iea.org/reports/key-world-energy-statistics-2021/supply>. Acesso em: 17 out. 2022.

ILMASARI, D.; KAMYAB, H.; YUZIR, A.; RIYADI, F.; KHADEMI, T.; AL-QAIM, F.; IRINA, K.; KRISHNAN, S. A Review of the Biological Treatment of Leachate: Available Technologies and Future Requirements for the Circular Economy Implementation. *Biochemical Engineering Journal*. 187. 108605. 2022. 10.1016/j.bej.2022.108605. Disponível em: <https://scholar.ui.ac.id/en/publications/a-review-of-the-biological-treatment-of-leachate-available-techno>. Acesso em: 23 out. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Áreas dos Municípios*. Rio de Janeiro: IBGE, 2023. Diretoria de Geociências. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/estruturateritorial/15761-areas-dos-municipios.html>. Acesso em: 05 jun. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Censo Brasileiro de 2010*. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/>. Acesso em: 08 out. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Cidades e Estados*. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/>. Acesso em: 08 out. 2022.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1017/9781009157896>. Acesso em: 08 out. 2023.

IZQUIERDO-HORNA, L.; KAHHAT, R.; VÁZQUEZ-ROWE, I. Reviewing the influence of sociocultural, environmental and economic variables to forecast municipal solid waste (MSW) generation. *Sustainable Production and Consumption*, [S.L.], v. 33, p. 809-819, set. 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.spc.2022.08.008>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2352550922002135>. Acesso em: 20 ago. 2023.

KARAGIANNIDIS, A. *Waste to Energy: Opportunities and Challenges for Developing and Transition Economies*. Series: Green Energy and Technology. Springer. 2012, VIII, 372 p. ISBN 978-1-4471-2306-4.

KHERADMAND, S.; KARIMI-JASHNI, A.; SARTAJ, M. Treatment of municipal landfill leachate using a combined anaerobic digester and activated sludge system. *Waste Management*, v. 30, n. 6, p. 1025–1031, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.01.021>. Acesso em: 18 maio 2024.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 32, n. 4, p. 297–336, 2002. Disponível em: <https://cues.rutgers.edu/bioreactor-landfill/pdfs/15-kjeldsenetall2002critrevenvscilandfillleachat.pdf>. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>. Acesso em: 15 set. 2024.

KUMAR, M.; CHOPRA, A. K. Performance of UASB reactor treating leachate from an Indian sanitary landfill. *Journal of Environmental Research and Development*, v. 6, n. 3, p. 653–660, 2012.

LEMA, J. M.; OMIL, F. Anaerobic treatment of landfill leachates. *Water Science and Technology*, v. 44, n. 8, p. 153-160, 2001.

LETTINGA, G.; HULSHOFF POL, L. W. UASB-Process design for various types of wastewaters. Proc. IAWPRC Int. Specialized Workshop, Valladolid, 1991. *Water Science and Technology*, 24,8. 1991. pp. 87-109, v.2 4(8), p. 87-107. 1991.

LETTINGA, G.; VAN VELSEN, A. F. M.; HOBMA, S. W.; DE ZEEUW, W.; KLAPWIJK, A. Use of the upflow sludge blanket (UASB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 22, n. 4, p. 699–734, 1980. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/bit.260220402>. Acesso em: 05 jan. 2025.

LETTINGA, G.; VASQUEZ, R.; LOMANS, B.; KELLER, J.; HENZE, M. Anaerobic treatment of domestic sewage at ambient temperature in a one-stage UASB reactor. *Water Science and Technology*, v. 44, n. 4, p. 115–122, 2001.

LIAO, X.; ZHU, S.; ZHONG, D.; ZHU, J.; LIAO, L. Anaerobic co-digestion of food waste and landfill leachate in single-phase batch reactors. *Waste Manag.* 2014 nov; 34 (11): 2278-84. DOI: 10.1016/j.wasman.2014.06.014. Epub 2014 Jul 22. PMID: 25062938. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25062938/>. Acesso em: 22 set. 2024.

LIU, Y.; TAY, J. H.; IVANOV, V.; YANG, S. F. Mechanisms and models for anaerobic granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactors. *Water Research*, v. 36, n. 11, p. 2611–2622, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00349-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00349-8). Acesso em: 15 nov. 2024.

LOVATEL, E. R. *Produção de hidrogênio através da digestão anaeróbia de glicerol e vinhoto utilizando culturas mistas*. 52 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos e Tecnologia) - Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul/RS, 2016. Disponível em: <https://repositorio.ucs.br/xmlui/bitstream/handle/11338/1763/Dissertacao%20Eduardo%20Ribeiro%20Lovatel.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 10 jan. 2023.

LOVATEL, M. *Avaliação da digestão anaeróbia de lixiviado de aterro sanitário: operação de reatores UASB e filtros percoladores*. 2016. 113 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

LUCCI, E. A.; BRANCO, A. L.; MENDONÇA, C. *Território e sociedade no mundo globalizado: Geografia geral e do Brasil*. 3. ed. São Paulo: Editora Saraiva, 2016. 384 p. Disponível em: https://api.plurall.net/media_viewer/documents/1638064. Acesso em: 20 abr. 2023.

MAINARDIS, M.; BUTTAZZONI, M.; GOI, D. Up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) technology for energy recovery: a review on state-of-the-art and recent technological advances. *Bioengineering*, Basel, v. 7, n. 2, p. 43, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/bioengineering7020043>. Acesso em: 16 mai. 2024.

MASONER, J. R.; KOLPIN, D. W.; FURLONG, E. T.; COZZARELLI, I. M.; GRAY, J. L. Landfill leachate as a mirror of today's disposable society: Pharmaceuticals and other contaminants of emerging concern in final leachate from landfills in the conterminous United States. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 35, n. 4, p. 906–918, 1 abr. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1002/etc.3219> Disponível em: <https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/etc.3219>. Acesso em: 11 jul. 2023.

MATA-ALVAREZ, J., MACÉ, S., LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, 74(1), 3-16. 2000. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852400000237>. Acesso em: 15 jun. 2024

McCARTY, P. L. Anaerobic Waste Treatment Fundamentals - Part one - Chemistry and Microbiology, *Public Works*, v. 95, p. 107-112, 1964.

MENEZES, I. C. L.; COSTA, V. A. C.; AMORIM, E. L. C. Produção de metano a partir de resíduos da indústria de biscoitos. *In: Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia - CONTECC*, 21 a 24 de agosto de 2018, Maceió. 2018. Disponível em: https://www.confea.org.br/sites/default/files/antigos/contecc2018/civil/167_pdmmapdrdidb.pdf. Acesso em: 14 jan. 2024.

METCALF & EDDY. *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos*. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2017. 2008p. ISBN 9788580555233.

MOHSENI, S. M.; SARKHOSH, M.; ATAFAN, Z.; AHMADI, E.; REZAEI, S.; VOSOGUI, M.; NAZARI, S.; FAKHINI, Y. SAGUI, M. H. Treatment of fresh leachate from municipal solid waste landfill using horizontal roughing filter. *International Journal of Pharmacy and Technology*. New Delhi, v. 8, n. 2, p. 12629-12637, jun. 2016. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/77234931.pdf>. Acesso em: 11 set. 2022.

MONTEGGIA, L. O., BEAL, L. L. Avaliação da biomassa anaeróbia baseada no teste de atividade metanogênica específica *In: Simpósio Luso-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 6, Florianópolis, 12 a 16 de junho de 1994. Anais. Rio de Janeiro: ABES, p. 19-25, 2v. 1994.

MONTEGGIA, L. O. Proposta de metodologia para avaliação do parâmetro atividade metanogênica específica. *In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, ABES, 19., Foz do Iguaçu. Anais. p. 755-766. 1997.

MONTEGGIA, L. O. *The Use of Specific Methanogenic Activity for Controlling Anaerobic Reactors*. Newcastle: University of Newcastle Upon Tyne. England, 1991, 307f. Tese (Doutorado).

MOREIRA, J. R. S. *Energias Renováveis, Geração Distribuída e Eficiência Energética*. 2ª ed. Rio de Janeiro: LTC, 2021. ISBN: 9788521637356.

MOTA, J.; SILVA, A.; PEREIRA, C. Tratamento e gestão de resíduos sólidos: desafios e soluções sustentáveis. *Revista de Engenharia e Meio Ambiente*, v. 12, n. 3, p. 45-60, 2021.

MOUJANNI, A.; QARRAEY I.; OUATMANE, A. Anaerobic codigestion of urban solid waste fresh leachate and domestic wastewaters: biogas production potential and kinetic. *Environmental Engineering Research*. v. 24, n. 1, p. 38-44, mai. 2018. Korean Society of Environmental Engineering. DOI: <https://doi.org/10.4491/eer.2018.082>. Disponível em: <https://www.eeer.org/journal/view.php?doi=10.4491/eer.2018.082>. Acesso em: 15 out. 2022.

NERI, A.; HUMMEL, F.; BENALIA, S.; ZIMBALATTI, G.; GABAUER, W.; MIHAJLOVIC, I.; BERNARDI, B. Use of Continuous Stirred Tank Reactors for Anaerobic Co-Digestion of Dairy and Meat Industry By-Products for Biogas Production. *Sustainability*, v. 16, n. 11, p. 4346, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su16114346>. Acesso em: 14 dez. 2024.

NEVES, C. S.; CAMPOS, C. M. M.; PEREIRA, E. L. Partida de reator anaeróbio compartimentado em série com um reator anaeróbio de manta de lodo, utilizando parâmetros de sedimentabilidade para formação da biomassa. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, n. 4, p. 623–634, 2015. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/wVZwBDhm4Zb9bvWNTRM56QG>. Acesso em: 16 mai. 2024.

NOVOTNY, V. From biogas-to hydrogen–Based integrated urban water, energy and waste solids system-Quest towards decarbonization. *International Journal of Hydrogen Energy*, v. 47, n. 19, p. 10508-10530. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2022.01.085> Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0360319922001756>. Acesso em: 15 out. 2022.

PENTEADO, M. C.; SCHIRMER, W. N.; DOURADO, D. C.; GUERI, M. V. D. Análise do potencial de geração de biogás a partir da biodigestão anaeróbia da vinhaça e bagaço de cana. *Biofix Scientific Journal*, v. 3, n. 1, p. 26, 2017. Universidade Federal do Paraná. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/biofix.v3i1.56013>. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/biofix/article/view/56013>. Acesso em: 24 jun. 2023.

PEREIRA, E. C.; SANTOS, N. M. S.; FORMAGGINI, R. S.; OLIVEIRA, R. G. Geração de biogás a partir da biomassa do malte da fabricação de cervejas artesanais. *Brazilian Journal of Development*, v. 7, n. 10, p. 99933-99946, 2021. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/38289/pdf>. Acesso em: 07 jan. 2024.

PEREIRA, G. dos S. *Avaliação da biodegradabilidade do líquido percolado (chorume) proveniente do tratamento de resíduos sólidos orgânicos*. 35 f. TCC (Graduação) - Curso de Química Tecnológica, Universidade de Brasília, Brasília, 2020. Disponível em: <https://bdm.unb.br/handle/10483/23863>. Acesso em: 01 jun. 2022.

POETSCH, P. B.; KOETZ, P. R. Sistema de determinação da atividade metanogênica específica de lodos anaeróbios. *Revista Brasileira de Agrociência*, Pelotas, v. 4, n. 3, p. 161-165, 1998. Disponível em: <https://periodicos.ufpel.edu.br/index.php/CAST/article/view/216>. Acesso em: 14 jul. 2022.

PONTES, P. P.; CHERNICHARO, C. A. L. Efeito do retorno de lodo aeróbio sobre as características da biomassa presente em reatores UASB tratando esgoto sanitário. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, n. 1, p. 59–66, 2010. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/Wt7CcHm7pLSscBRJvV3cDmk>. Acesso em: 10 mai. 2024.

PRESTI, D.; COSENZA, A.; CAPRI, F. C.; GALLO, G.; ALDUINA, R., MANNINA, G. Influence of volatile solids and pH for the production of volatile fatty acids: batch fermentation tests using sewage sludge. *arXiv*, Ithaca, 2021. Disponível em: <https://arxiv.org/abs/2108.04681>. Acesso em: 17 mai. 2024.

RAJAGOPAL, R.; MASSÉ, D. I.; SINGH, G. A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. *Bioresource Technology*, v. 143, p. 632–641, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.030>. Acesso em: 04 fev. 2025.

RAPOSO, F.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; LARUBIA, M.A. de; BORJA, R.; BÉLINE, F.; CAVINATO, C.; DEMIRER, G.; FERNÁNDEZ, B.; FERNÁNDEZ-POLANCO, M.; FRIGON, J.C. Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. *Journal Of Chemical Technology & Biotechnology*, v. 86, n. 8, p. 1088-1098, 12 abr. 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/jctb.2622>. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/230165254_Biochemical_methane_potential_BMP_of_solid_organic_substrates_Evaluation_of_anaerobic_biodegradability_using_data_from_an_international_interlaboratory_study. Acesso em: 10 fev. 2023.

RECESA. REDE DE CAPACITAÇÃO E EXTENSÃO TECNOLÓGICA EM SANEAMENTO AMBIENTAL. *Gestão integrada de resíduos sólidos urbanos*. 2a. 2 ed. 2010. Disponível em: https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos_PDF/recesa/planodegestaointegradaderesiduosolidosurbanos-nivel2.pdf. Acesso em: 03 out. 2022.

RODRÍGUEZ-GÓMEZ, R.; RENMAN, G.; MORENO, L.; LIU, L. A model to describe the performance of the UASB reactor. *Biodegradation*, v. 25, n. 2, p. 239–251, 2014. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/251234840_A_model_to_describe_the_performance_of_the_UASB_reactor. Acesso em: 16 mai. 2024.

ROMAGNOLI, F.; PASTARE, L.; SABÜNAS, A.; BÄLINA, K.; BLUMBERGA D. Effects of pre-treatment on Biochemical Methane Potential (BMP) testing using Baltic Sea Fucus vesiculosus feedstock. *Biomass and Bioenergy*, v. 105, p. 23-31, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.06.013>. Acesso em: 16 jan. 2024.

SANTANA, M. S. A. de; CARVALHO, E. C. de; CALLADO, N. H. Influência do uso de inóculo na estimativa de gás metano dos resíduos orgânicos do aterro sanitário dos municípios do agreste alagoano. *Research, Society and Development*, v. 10, n. 6, p. e0110615407, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i6.15407. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/15407>. Acesso em: 2 nov. 2022.

SARATHAI, Y.; KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C. Performance evaluation of an anaerobic hybrid reactor treating strong wastewater from a food-processing factory. *Desalination*, v. 250, p. 1053–1059, 2010.

SAUNOIS, M.; STAVERT, A., R.; POULTER, B.; BOUSQUET, P.; CANADELL, J., G.; JACKSON, R., B.; RAYMOND, P., A.; DLUGOKENCKY, E., J.; HOUWELING, S.; PATRA, P., K.; CIAIS, P.; ARORA, V., K.; BASTYIKEN, D.; BERGAMASCHI, P.; BLAKE, D., R.; BRAILSFORD, G.; BRUHWILER, L.; CARLSON, K., M.; CARROL, M.; CASTALDI, S.; CHANDRA, N.; CREVOISIER, C.; CRILL, P., M.; COVEY, K.; CURRY, C., L.; ETIOPE, G.; FRANKENBERG, C.; GEDNEY, N.; HEGGLIN, M., I.; ISAKSSON, L., H.; HUGELIUS, G.; ISHIZAWA, M.; ITO, A.; MAENHOUT, G. J.; JENSEN, K., M.; JOOS, F.; KLEINEN, T.; KRUMMEL, P., B.; LANGENFELDS, R., L.; LARUELLE, G., G.; LIU, L.; MACHIDA, T.; MAKSYUTOV, S.; MCDONALD, K., C.; MCNORTON, J.; MILLER, P., A.; MELTON, J., R.; MORINO, I.; MÜLLER, J.; FLORES, F., M.; NAIK, V.; NIWA, Y.; NOCE, S.; O'DOHERTY, S.; PARKER, R., J.; PENG, C.; PENG, S.; PETERS, G., P.; PRIGENT, C.; PRINN, R.; RAMONET, M.; REGNIER, P.; RILEY, W., J.; ROSENTERER, J., A.; SEGERS, A.; SIMPSON, I., J.; SHI, H.; SMITH, S., J.; STEELE, L., P.; THORNTON, B., F.; TIAN, H.; TOHJIMA, Y.; TUBIELLO, F. N.; TSURUTA, A.; VIOVY, N.; VOULGARAKIS, A.; WEBER, T., S.; WEELE, M., V.; WERF, G., R., V.; WEISS, R., F.; WORTHY, D.; WUNCH, D.; YIN, Y.; YOSHIDA, Y.; ZHANG, W.; ZHANG, Z.; ZHAO, Y.; ZHENG, B.; ZHU, Q.; ZHU, Q.; ZHUANG, Q. The Global Methane Budget 2000–2017. *Earth System Science Data*, v. 12, n. 3, p. 1561-1623, 15 jul. 2020. Copernicus GmbH. Disponível em: <https://essd.copernicus.org/articles/12/1561/2020/>. Acesso em: 15 out. 2022.

SCHNÜRER, A. & JARVIS, Ä. Microbiological Handbook for Biogas Plants. *Swedish Gas Centre Report*. Swedish Waste Management. Malmö. 2009. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/285684745_Microbiological_Handbook_for_Biogas_Plants. Acesso em: 26 out. 2024.

SHARMA, P. K.; KHAN, N. A.; AYUB, S. Modelling of COD reduction in a UASB reactor. *Global Journal of Engineering & Applied Sciences*, v. 2, n. 2, p. 178–182, 2012. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/281267084_MODELLING_OF_COD_REDUCTION_IN_A_UASB_REACTOR. Acesso em: 16 mai. 2024.

SENADEHEERA, U. E.; ABEYKOON, A. M. W. D. C. B.; SEWMINI, P. M. N.; WEERASEKARA, W. M. R. B.; DARSHANI, N. P.; JAYASANKA, J.; WEERASEKARA, N. A.; HEWAWASAM, C.; SANJEEWA, K. K. A.; JAYAWARDENA, T. U. Up-Flow Anaerobic Sludge Bed Reactors for Sustainable Wastewater Management: Challenges, Innovations, and Future Directions. *Water*, v. 17, n. 4, p. 476, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w17040476>. Acesso em: 14 mai. 2025.

SHIN, H. S.; HAN, S. K.; SONG, Y. C.; LEE, C. Y. Performance of UASB reactor treating leachate from acidogenic fermenter in the two-phase anaerobic digestion of food waste. *Water Research*, v. 35, n. 14, p. 3441–3447, 2001. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)00041-0. Acesso em: 15 ago. 2023

SILVA, A. F.; MARTILDES, J. A. L.; CEZÁRIO, J. A.; SILVA, T. J. R. D.; NASCIMENTO, M. B.; MEDEIROS, J. L. S.; PAIVA, W. Técnicas utilizadas para o tratamento do lixiviado gerado por aterros sanitários. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, v. 7, n. 17, p. 1231-1239, 2020. DOI: 10.21438/rbgas (2020)071714. Disponível em: <http://revista.ecogestaobrasil.net/v7n17/v07n17a14.pdf>. Acesso em: 01 ago. 2022.

SINGH, D.; TEMBHARE, M.; MACHHIRAKE, N.; KUMAR, S. Impact of municipal solid waste landfill leachate on biogas production rate. *Journal Of Environmental Management*, v. 336, p. 117643, jun. 2023. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117643>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479723004310>. Acesso em: 17 ago. 2023.

SINIR. SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE A GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS. *Resíduos Sólidos*. 2022. Disponível em: <https://www.sinir.gov.br/mapas/gestao-residuos-solidos/>. Acesso em: 4 abr. de 2022.

SOUTO, G. B.; POVINELLI, J. Características de lixiviados de aterros sanitários no Brasil. In: *24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, ABES, Belo Horizonte/MG, Brasil, 2007.

SOUZA, M. E.; VIEIRA, S. M. M.; CATANI, C. H. Criteria for the utilization, design and operation of UASB reactors. *Water Science and Technology*, v. 18, n. 12, p. 55–69, 1986.

SZIGETHY, L.; ANTENOR, S. *Resíduos sólidos urbanos no Brasil: desafios tecnológicos, políticos e econômicos*. Rio de Janeiro, IPEA (Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada), 12 pag. 2020. Disponível em: <https://www.ipea.gov.br/cts/pt/central-de-conteudo/artigos/artigos/217-residuos-solidos-urbanos-no-brasil-desafios-tecnologicos-politicos-e-economicos>. Acesso em: 12 mai. 2023.

TEIXEIRA, A. R.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOUTO, T. F. S.; PAULA, F. S. Influência da alteração da distribuição do tamanho de partículas no desempenho de reator UASB tratando esgoto doméstico. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 14, n. 2, p. 159–166, 2009. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/4MNKQr5gZwg6cqMVKFMzRZS>. Acesso em: 14 mai. 2024.

TORRES, V. A.; LANGE, L. C. Rotas tecnológicas, desafios e potencial para valoração energética de resíduo sólido urbano por coprocessamento no Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 27, n. 1, p. 25-30, fev. 2022. FapUNIFESP (SciELO). DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-415220210221>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/txchYmR58KStRMSqT59Kkvb/?lang=pt>. Acesso em: 20 jul. 2023.

VIRIATO, C. L.; LEITE, V. D.; SOUSA, J. T. de; LOPES, W. S.; OLIVEIRA, E. G. de; GUIMARÃES, H. S. Influência da granulometria e da concentração de sólidos totais na codigestão anaeróbia de resíduos orgânicos. *Revista de Estudos Ambientais*, v. 17, n. 1, p. 6–15, 2015. Disponível em: <https://ojsrevista.furb.br/ojs/index.php/rea/article/download/4521/3193>. Acesso em: 14 mai. 2024.

WANG, K. S.; CHIOU, I. T.; TANG, Y. H. Effects of leachate recirculation on anaerobic digestion of solid wastes. *Biodegradation*, v. 19, p. 369–378, 2008.

WIJFFELS, R. H.; BARTEN, H.; REITH, R. H. *Bio-methane & Bio-hydrogen: Status and Perspectives of Biological Methane and Hydrogen Production*. Netherlands: Dutch Biological Hydrogen Foundation and the Netherlands Agency for Energy and the Environment. 2003.165p. ISBN: 90-9017165-7. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/MarcelJanssen/publication/40129041_Biomethane_Biohydrogen_Status_and_perspectives_of_biological_methane_and_hydrogen_production/links/5419520a0cf203f155add976/Bio-methane-Bio-hydrogen-Status-and-perspectives-of-biological-methane-and-hydrogen-production.pdf. Acesso em: 02 set. 2022.

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GÓRSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J. V. Landfill Leachate Treatment Methods: A Review. *Environmental Chemistry Letters*. 4. 51-61. 2006. 10.1007/s10311-005-0016-z. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/226736557_Landfill_Leachate_Treatment_Methods_A_Review. Acesso em: 22 set. 2024.

YI, J.; DONG, B.; JIN, J.; DAI, X. Effect of increasing total solids contents on anaerobic digestion of food waste under mesophilic conditions: performance and microbial characteristics analysis. *PLoS ONE*, San Francisco, v. 9, n. 7, e102548, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102548>. Acesso em: 17 mai. 2024.

ZAMRISHAM, N. A. F.; WAHAB, A. M. A.; ZAINAL, A.; KARADAG, D.; BHUTADA, D.; SUHARTINI, S.; MUSA, M. A.; IDRUS, S. State of the Art in Anaerobic Treatment of Landfill Leachate: A Review on Integrated System, Additive Substances, and Machine Learning Application. *Water*. 2023; 15(7):1303. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w15071303>. Acesso em: 12 set. 2024.

ZHANG, W.; ZHANG, L.; LI, A. Anaerobic co-digestion of food waste with MSW incineration plant fresh leachate: process performance and synergistic effects. *Chemical Engineering Journal*, v. 259, p. 795-805. Elsevier BV. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2014.08.039>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894714010936>. Acesso em: 15 ago. 2023.

ZILOTTI, H.A.R. *Potencial de produção de biogás em uma estação de tratamento de esgoto de Cascavel para a geração de energia elétrica*. 52 f. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel/PR, 2012. Disponível em: https://www5.unioeste.br/portalunioeste/arq/files/PPGEA/Dissertacao_Helcio_A_Zilotti.pdf. Acesso em: 15 mar. 2024.