

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ – UNIOESTE
CAMPUS CASCAVEL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ÁGUA
RESIDUÁRIA DE FECULARIA VISANDO À PRODUÇÃO DE BIOGÁS

LUIZ GUSTAVO ZANOLLA GOTARDO

CASCAVEL – PARANÁ – BRASIL
2025

LUIZ GUSTAVO ZANOLLA GOTARDO

**CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ÁGUA
RESIDUÁRIA DE FECULARIA VISANDO À PRODUÇÃO DE BIOGÁS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), em cumprimento parcial aos requisitos exigidos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientadora: Prof^a Dr^a. Jackeline Tatiane Gotardo

**CASCADEL – PARANÁ – BRASIL
2025**

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Gotardo, Luiz Gustavo Zanolli

Codigestão anaeróbia de lixiviado de aterro sanitário e água residuária de feculária visando a produção de biogás / Luiz Gustavo Zanolli Gotardo; orientadora Jackeline Tatiane Gotardo. -- Cascavel, 2025.

73 p.

Dissertação (Mestrado Acadêmico Campus de Cascavel) -- Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 2025.

1. agroindústria. 2. metano. 3. reator de leito fixo. 4. sustentabilidade. I. Gotardo, Jackeline Tatiane, orient. II. Título.



unioeste

Universidade Estadual do Oeste do Paraná

Reitoria

CNPJ 78.680.337/0001-84

Rua Universitária, 1619, Jardim Universitário

Tel.: (45) 3220-3000 - www.unioeste.br

CEP: 85819-110 - Cx. P.: 701

Cascavel - PARANÁ



PARANÁ

GOVERNO DO ESTADO

LUIZ GUSTAVO ZANOLLA GOTARDO

CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ÁGUA RESIDUÁRIA DE FECULARIA VISANDO PRODUÇÃO DE BIOGÁS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Saneamento Ambiental, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:



Documento assinado digitalmente

JACKELINE TATIANE GOTARDO

Data: 12/02/2025 19:29:36-0300

Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Orientador(a) - Jackeline Tatiane Gotardo

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Documento assinado digitalmente

AIRTON KUNZ

Data: 14/02/2025 17:44:23-0300

Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Airton Kunz

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Documento assinado digitalmente

THIAGO MORAIS DE CASTRO

Data: 14/02/2025 07:38:24-0300

Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Thiago Moraes de Castro

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

Cascavel, 12 de fevereiro de 2025

BIOGRAFIA

Luiz Gustavo Zanolli Gotardo nasceu em 1º de março de 2000, no município de Cascavel, Paraná, Brasil. Formou-se em Engenharia Civil na Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, *campus* Cascavel, em 2022. Estagiou na empresa E5 Engenharia – LAUXEN e UHRY CIA LTDA, onde realizou acompanhamento de obras. Também estagiou na empresa Impertecno Obras e Impermeabilizações EIRELI, onde realizou trabalhos em projetos e orçamentos, acompanhamento de obras, relatórios de execução de serviços, e gestão de equipes. E foi efetivado como Auxiliar Técnico após o término da graduação. Ingressou no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola na UNIOESTE, *campus* Cascavel, no primeiro semestre de 2023, como aluno regular do mestrado na área de concentração de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (RHESA), na linha de pesquisa de Saneamento Ambiental, sob orientação da Professora Dra. Jackeline Tatiane Gotardo. Dedicou-se integralmente à pesquisa de mestrado e, após a defesa, foi contratado para o setor compras da construtora Bastian e Lora.

“Não existe triunfo sem perda, não há vitória sem sofrimento,
não há liberdade sem sacrifício”.

John Ronald Reuel Tolkien

Aos meus pais, Neuza e Valdecir, que me ensinaram a estudar e lutar,
Dedico

AGRADECIMENTOS

Agradeço sumariamente a Deus, pelo dom da vida, saúde, força, e dedicação, entregues a mim, para que eu pudesse realizar este trabalho;

Agradeço aos meus pais, Neuza Zanolla Gotardo e Valdecir Francisco Gotardo, por terem me ensinado tudo o que sei: a educação, o afeto, o amor, todo o apoio incondicional em toda minha vida, especialmente durante o mestrado. Sem vocês, nada teria sido possível;

À Jéssica Correia de Oliveira, minha namorada, meu amor, por todo apoio, força, compreensão, paciência e suporte;

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), *campus* Cascavel, especialmente ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PGEAGRI), pela estrutura disponibilizada, pelos professores e profissionais indispensáveis para a realização desta pesquisa, e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudos concedida;

À professora Dra. Jackeline Tatiane Gotardo, orientadora desta pesquisa, por todo apoio, ensinamentos, profissionalismo, auxílio, conhecimento e dedicação;

Aos meus amigos, Leonardo Guimarães Marques e Gustavo Henrique Pedroso, por terem compartilhado comigo todas as alegrias e dificuldades do laboratório, tornando os dias um pouco mais leves; e aos demais colegas de laboratório e alunos de iniciação científica que, de alguma forma, estiveram presentes;

Aos demais professores e técnicos do PGEAGRI, especialmente à professora Simone, e aos técnicos Edison e Euro, muito obrigado por todo o auxílio prestado para resolvermos as dificuldades e os desafios que essa pesquisa apresentou.

Aos integrantes da banca de defesa deste trabalho, professor Dr. Airton Kunz e professor Dr. Thiago Morais de Castro, pelo conhecimento compartilhado, dicas, correções, e demais contribuições para este trabalho.

Gotardo, Luiz Gustavo Zanolla. **Codigestão anaeróbia de lixiviado de aterro sanitário e água residuária de fecularia visando à produção de biogás**. Orientadora: Jackeline Tatiane Gotardo. 2025. 73 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel – Paraná, 2025.

RESUMO

A busca pela sustentabilidade, baseada em metas ambientais como os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, estabelecidos pela Assembleia Geral das Nações Unidas, traz desafios para entes públicos e privados que desejam aliar tais objetivos e metas com o equilíbrio financeiro de um empreendimento. Entre as metas, a geração de energia limpa recebe destaque, a qual pode ser obtida de diversas formas, como a partir da geração e da utilização de biogás. A digestão anaeróbia, processo biológico de decomposição de matéria orgânica realizado por microrganismos, pode ser utilizada tanto para o tratamento de efluentes líquidos como para a geração de biogás e metano. Esse último pode ser utilizado como fonte de energia limpa ou biocombustível, bem como permite suprir os custos de operação do tratamento, gerar lucro e assim cumpre objetivos sustentáveis. A maioria dos resíduos e efluentes orgânicos pode ser utilizada como substrato para a digestão anaeróbia, porém, nem sempre as condições necessárias são atingidas para realizar o processo de forma eficiente. Um exemplo é a água residuária de fecularia (ARF), rica em matéria orgânica, porém, apresenta pH ácido e baixa alcalinidade, características que dificultam a adaptação dos microrganismos e podem inibir a digestão anaeróbia. A codigestão com outros efluentes permite suprir essas dificuldades, como a utilização de lixiviado de aterro sanitário que, apesar de possuir pouca matéria orgânica, possui elevada alcalinidade e presença de nutrientes como ferro e níquel, que podem potencializar o processo. Ao se considerar a existência de aterros sanitários e fecularias em quantidade considerável na Região Intermediária de Cascavel, Paraná, o objetivo deste trabalho foi realizar a codigestão anaeróbia entre o lixiviado e a ARF, para a produção de biogás. A primeira etapa da pesquisa consistiu na elaboração de um delineamento simplex com cinco misturas de proporções entre lixiviado: ARF (100:0, 67:33, 50:50, 33:67, 0:100), em reatores em batelada com volume total de 1 L e volume útil de 50%. Os reatores foram incubados com lodo de UASB a uma relação substrato/inóculo de 0,4 gDQO.gSV⁻¹, em temperatura mesofílica, sem controle do pH da mistura, por 50 dias. A mistura com 67% de lixiviado permitiu o máximo rendimento de CH₄, 331,2 mL.gSV⁻¹, enquanto a mistura 50:50 permitiu a máxima remoção de DQO, 80%. A análise de desejabilidade indicou a proporção entre os substratos de 53:47 como a mais favorável. A segunda etapa da pesquisa consistiu em aplicar a proporção otimizada em um reator de leito fixo e fluxo contínuo ascendente, com volume útil de 3,6 L, mantido à faixa de temperatura mesofílica. Quatro condições experimentais foram elaboradas, com variação nos tempos de retenção hidráulica em ordem decrescente: 25, 20, 15 e 10 horas; e cada condição foi monitorada por 30 dias. Foram obtidas a máxima remoção de DQO e a máxima concentração de CH₄ no biogás na condição 1 (TRH de 25 horas), as quais foram respectivamente, 86,2 e 64,7%. A máxima produtividade de CH₄ foi obtida nas condições 3 e 4 (15 e 10 horas de TRH), as quais foram, respectivamente, 3,3 e 3,4 L.L_{reator}⁻¹.d⁻¹. Após a realização de teste comparativo de médias para avaliar se havia diferenças significativas entre os valores encontrados para cada condição, foi definida a terceira condição, com TRH de 15 horas, como a que melhor cumpriu os objetivos do trabalho, com produtividade de CH₄ de 3,3 L.L_{reator}⁻¹.d⁻¹, remoção de DQO de 75,4% e concentração de CH₄ no biogás de 62,5%. Portanto, foi possível estabelecer a codigestão anaeróbia entre os substratos selecionados, e obter resultados satisfatórios para as variáveis respostas avaliadas. Logo, a pesquisa demonstrou a possibilidade da utilização desses substratos para gerar metano, como alternativa sustentável de tratamento.

Palavras-chave: agroindústria; metano; reator de leito fixo; sustentabilidade.

Gotardo, Luiz Gustavo Zanolla. **Anaerobic codigestion from landfill leachate and cassava wastewater for biogas production.** Advisor: Jackeline Tatiane Gotardo. 2025. 73 p. Dissertation (Master's Degree in Agricultural Engineering) – Western Paraná State University, Cascavel – Paraná, 2025.

ABSTRACT

The search for sustainability, based on environmental goals such as Sustainable Development Goals, established by The United Nations, has been a challenge for both public and corporate sectors that aim at associating those goals with financial stability of an enterprise. Among those goals, clean energy generation has a spotlight, which can be achieved by several ways, such as by biogas generation. Anaerobic digestion, a biological process to decompose organic matter, which is carried out by microorganisms, can be used to achieve liquid effluent treatment as well as to produce biogas and methane. This last one can be applied as biofuel, which can generate clean energy. It can also cover the operating costs of the treatment, generate profits and meet environmental goals. Most of organic wastewaters can be applied as substrates for anaerobic digestion; however, sometimes the appropriate conditions are not achieved to carry out an efficient anaerobic digestion process. For example, cassava wastewater (CW) is rich in biodegradable organic matter, whose pH and alkalinity are both low. These features make microorganisms' stabilization difficult, and can inhibit anaerobic digestion. Applying co-digestion with other wastewaters allows overcoming those difficulties, as the application of landfill leachate, with low organic matter concentration, but high alkalinity and nutrients concentrations, such as iron and nickel, and can enhance the process. Thus, this trial aimed at applying anaerobic co-digestion of landfill leachate and cassava wastewater to produce biogas, since there are landfills and cassava industries in Cascavel Intermediate Region, Paraná state. The first phase was to elaborate a simplex design with five mixtures between leachate: CW (100:0, 67:33, 50:50, 33:67, 0:100) in batch reactors with 1 L volume and 50% of useful volume. The reactors were inoculated with UASB sludge in an S/I ratio of $0.4 \text{ gDQO.gSV}^{-1}$, and kept at mesophilic temperature without controlling pH of mixture for 50 days. The mixture with 67% leachate allowed for maximum CH_4 yield, $331.2 \text{ mL.gVS}^{-1}$, while mixture 50:50 allowed for maximum COD removal, 80%. The desirability analysis suggested the substrate ratio of 53:47 as the most favourable. The second phase of this research applied the ideal ratio in a fixed bed reactor with continuous upflow feeding, with a 3.6-L useful volume, kept at mesophilic temperature range. Four experimental conditions were developed, with hydraulic retention time variation in descending order: 25, 20, 15 and 10 hours; each condition was monitored for 30 days. Maximum COD removal and maximum CH_4 concentration in biogas were obtained under condition 1 (25 h of HRT), which were 86.2 and 64.7%, respectively. The maximum CH_4 productivity was obtained in conditions 3 and 4 (15 and 10 h of HRT), which were, respectively, 3.3 and $3.4 \text{ L.L}_{\text{reactor}}^{-1}.\text{d}^{-1}$. Mean comparison test was carried out to evaluate if there were significant differences among the studied conditions. Then, condition 3 was defined, with 15 hours of HRT, as the best condition to reach these researched goals, with a CH_4 yield of $3.3 \text{ L.L}_{\text{reactor}}^{-1}.\text{d}^{-1}$, COD removal of 75.4% and CH_4 concentration on biogas of 62.5%. Thus, it was possible to apply an anaerobic co-digestion for the chosen substrates, and obtain satisfactory results for the evaluated variable responses. Therefore, this research showed the possibility of applying these substrates to generate methane, as a sustainable treatment alternative.

Keywords: agroindustry; methane; fixed bed reactor; sustainability.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	12
LISTA DE FIGURAS	13
LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS	14
1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS	18
2.1 Objetivo geral.....	18
2.2 Objetivos específicos.....	18
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
3.1 Digestão anaeróbia	19
3.2 Fatores que influenciam a digestão anaeróbia.....	21
3.2.1 Composição do substrato	21
3.2.2 pH.....	21
3.2.3 Alcalinidade.....	22
3.2.4 Carga Orgânica Aplicada e Tempo de Retenção Hidráulica.....	22
3.2.5 Temperatura	23
3.2.6 Codigestão	24
3.3 Substratos utilizados nesta pesquisa.....	25
3.3.1 Lixiviado de Aterro Sanitário.....	25
3.3.2 Água Residuária de Fecularia	26
3.3.3 Panorama dos Substratos na Região de Execução da Pesquisa.....	27
3.4 Reatores biológicos	30
4 MATERIAL E MÉTODOS	33
4.1 Localização do experimento e coletas.....	33
4.2 Aparato experimental e condições experimentais	33
4.2.1 Reatores em batelada	33
4.2.2 Reator de Leito Fixo	36
4.3 Análises físico-químicas e aferição do biogás.....	38
4.4 <i>Softwares</i> e análises estatísticas	40
4.4.1 Modelo Matemático para Otimização das Misturas.....	40
4.4.2 Modelo Matemático para o Rendimento de CH ₄	40
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	42
5.1 Caracterização dos substratos e inóculo	42
5.2 Resultados da primeira etapa – Reatores em Batelada.....	44
5.2.1 Biogás Produzido.....	45

5.2.2 Remoção da Matéria Orgânica	48
5.2.3 Determinação da Mistura Otimizada	49
5.3 Resultados da segunda etapa – Reator de leito fixo	52
5.3.1 Carga Orgânica Aplicada	52
5.3.2 Estabilidade do Processo e Alcalinidade	53
5.3.3 Produção de Biogás e CH ₄	54
5.3.4 Remoção de Matéria Orgânica	56
5.3.5 Determinação da Melhor Condição Experimental	57
6 CONCLUSÕES	60
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	62
REFERÊNCIAS	63
APÊNDICE A FIGURAS NÃO CONTEMPLADAS NO CORPO DO TEXTO	70
APÊNDICE B TABELAS NÃO CONTEMPLADAS NO CORPO DO TEXTO	72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Panorama da destinação de RSU em diferentes níveis geográficos de abrangência	28
Tabela 2 Distâncias das indústrias feculárias aos aterros sanitários da RIC.....	29
Tabela 4 Misturas elaboradas para a primeira etapa do experimento, em proporção do volume	35
Tabela 5 Condições experimentais para o RALF em ordem de execução	36
Tabela 6 Dimensões do RALF.....	37
Tabela 3 Metodologias de análises físico-químicas.....	39
Tabela 7 Caracterização dos substratos e inóculo, para os parâmetros físico-químicos.....	42
Tabela 8 Concentrações de metais nos substratos, em mg.L ⁻¹	44
Tabela 9 pH e alcalinidade das misturas elaboradas para os reatores em batelada	45
Tabela 10 Rendimento de metano observado versus previsto pelo modelo.....	48
Tabela 11 Remoção de DQO e Sólidos dissolvidos totais e voláteis nos reatores em batelada	49
Tabela 12 Análise de variância para o modelo de rendimento de CH ₄ . R ² = 0,53.....	50
Tabela 13 Resíduos do modelo de rendimento de CH ₄	50
Tabela 14 Análise de variância para o modelo de remoção da DQO solúvel. R ² = 0,73.....	51
Tabela 15 Resíduos do modelo de remoção da DQO solúvel.....	51
Tabela 16 Resumo da Carga Orgânica aplicada no reator de leito fixo	53
Tabela 17 Alcalinidade e acidez volátil para a entrada e saída do reator de fluxo contínuo ..	53
Tabela 18 Produção diária de biogás e CH ₄ no reator, para diferentes parâmetros de rendimento.....	55
Tabela 19 Rendimentos de biogás encontrados na literatura para reatores de fluxo contínuo	55
Tabela 20 Remoção de matéria orgânica em termos de DQO e sólidos voláteis.....	56
Tabela 21 Teste comparativo de médias para as variáveis respostas avaliadas	58
Tabela B1 Teste de Shapiro-Wilk realizado para as variáveis respostas avaliadas, $\alpha = 0,05$	72
Tabela B2 Teste de Bartlett realizado para as variáveis respostas avaliadas, $\alpha = 0,05$	72

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Fluxograma das principais etapas e compostos da digestão anaeróbia.	19
Figura 2	Mapa da disposição de RSU e existência de feculárias na RIC.	29
Figura 3	Configurações esquemáticas de RALF	32
Figura 4	Modelo esquemático dos reatores (a) e foto de um dos reatores (b)	34
Figura 5	Meio-suporte de PEAD, de nome comercial MBBR PZE 665	34
Figura 6	Configuração esquemática do RALF	37
Figura 7	Aspecto visual da (a) Água Residuária de Fecularia e (b) Lixiviado.	42
Figura 8	Produção total de biogás nos reatores em batelada.....	46
Figura 9	Variação no percentual de gases componentes do biogás	46
Figura 10	Produção acumulada de CH ₄ nos reatores em batelada.....	47
Figura 11	Modelos de Gompertz modificado gerados para cada reator	48
Figura 12	Desejabilidade para determinação da mistura otimizada	52
Figura 13	Carga Orgânica Aplicada no reator de leito fixo.....	52
Figura 14	Produtividade diária de biogás e metano no reator de fluxo contínuo.....	54
Figura 15	Remoção de matéria orgânica em termos de DQO total e solúvel.....	56
Figura A1	Diferença visual entre as coletas de lixiviado.	70
Figura A2	Excesso de crescimento da biomassa, com entupimento do <i>HeadSpace</i>	70
Figura A3	Crescimento da biomassa no reator ao término do experimento.....	71
Figura A4	Aderência da biomassa no meio-suporte ao final do experimento	71

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

UASB: *Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor* – Reator de manta de lodo com fluxo ascendente

PEAD: Polietileno de Alta Densidade

S/I: Relação Substrato / Inóculo

RALF: Reator anaeróbio de leito fixo

DQO: Demanda Química de Oxigênio

1 INTRODUÇÃO

As metas de sustentabilidade propostas pela Organização das Nações Unidas, apresentadas na forma de Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) para a Agenda 2030, constituem um desafio para as autoridades das nações, tendo em vista a necessidade de mitigar os impactos das ações antropológicas no ecossistema terrestre. Especialmente, as metas 6.3, 7.a e 11.6, respectivamente, referentes à necessidade de tratamento de águas residuárias, em busca de energia limpa, redução e gestão dos resíduos urbanos.

No Brasil, ações foram tomadas referentes aos resíduos sólidos urbanos, com a criação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Federal nº 12.305/2010), e a consequente regulamentação da mesma por Decreto Federal nº 10.936/2022 (comumente denominado “Marco do Saneamento”), com determinação de prazos e locais para a destinação final dos resíduos.

Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) são definidos, pela Lei Federal nº 12.305/2010 e pela NBR 10004-1/2024, como:

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

De acordo com informações do Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS), estima-se que, em 2022, mais de 63,8 milhões de toneladas de resíduos sólidos foram coletadas nas áreas urbanas do país. Vale ressaltar que esta é a atualização mais recente do sistema governamental. Por outro lado, a Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente (ABREMA) publicou o Panorama 2024, com base nos dados de 2023, no qual estima-se que foram geradas quase 80 milhões de toneladas de resíduos urbanos no ano citado.

Os locais definidos para a disposição da parcela de rejeito dos resíduos sólidos são aterros sanitários, considerados com a “disposição final adequada”. No aterro, a decomposição da matéria orgânica sólida, em conjunto com a água da chuva percolada no aterro, favorece a formação de lixiviado, comumente denominado de chorume. Este líquido, se não tratado, constitui risco de contaminação para o solo ou os corpos hídricos, devido à carga poluidora que o chorume tem. A composição do lixiviado depende principalmente da fonte dos resíduos do aterro, da quantidade de precipitação e da idade do aterro (FARSAD *et al.*, 2023).

Assim como as atividades humanas geram resíduos, a indústria da mandioca também se apresenta como grande produtor de resíduos. O estado do Paraná é o principal

produtor de mandioca do país, em que foram produzidas mais de 2,9 milhões de toneladas de mandioca em 2022 (Departamento de Economia Rural, 2023). Estima-se que, em 2024, o Paraná tenha sido responsável por 19,82% de toda a produção de raízes de mandioca do Brasil (Companhia Nacional de Abastecimento, 2024). Ainda, o estado possui cerca de 60% de todas as fecularias do país.

A água utilizada em diferentes partes do processo industrial, denominada como água residuária de fecularia (ARF), possui potencial poluidor, devido à presença, principalmente, de carboidratos solúveis e de amido residual. Estima-se que para cada quilograma processado de raiz de mandioca, geram-se de 5 a 7 litros de ARF.

Como alternativa viável para tratamento dos efluentes líquidos citados, tem-se a digestão anaeróbia, processo no qual os microrganismos decompõem matéria orgânica em ambiente sem a presença de gás oxigênio, e transformam compostos orgânicos solúveis em H_2 e compostos como acetato e ácidos graxos, que são posteriormente transformados em compostos mais simples na forma de biogás, constituído por gases como CO_2 e CH_4 (AZEVEDO *et al.*, 2023), além de pequenas quantidades de H_2S , NH_3 , N_2 e CO (PINTO *et al.*, 2023). Assim, o potencial econômico para a implantação de um sistema de tratamento completo encontra-se nestes gases, especialmente o gás metano, pois o poder calorífico desse é tal que viabiliza sua utilização como combustível veicular ou como gerador de energia elétrica a partir da combustão do mesmo.

O gás metano produzido na digestão anaeróbia, denominado de biometano após purificação, também encontra justificativa de utilização no SBCE (Sistema Brasileiro de Comércio de Emissões de Gases de Efeito Estufa). Foi regulamentado pela Lei Federal 15.042/2024, que visa reduzir custos de ações para mitigação de gases de efeito estufa (GEE), incentivo econômico à redução de emissões de GEE e instalação gradual de prazos para cumprimento de limites máximos de emissões. Foi também regulamentado pelo Mercado Brasileiro de Redução de Emissões, regulamentado pelo Projeto de Lei 412/2022 e aprovado pelo Senado Federal em outubro de 2023. No PL, uma das finalidades do MBRE é “Ampliar a participação da indústria [...], incluídas as fontes alternativas de materiais de construção e energia elétrica, visando reduzir a emissão de gases de efeito estufa [...]”.

A efetiva implantação de sistemas de tratamento dos resíduos, de forma prática e realista, depende de discussões e negociações, que envolvem tanto os órgãos governamentais, como o setor industrial, comunidades locais, e representantes de setores impactados por essas políticas, como os setores agrícola e de transportes (THE WORLD BANK GROUP, 1999).

Os efluentes orgânicos selecionados para este trabalho devem ser considerados pelas empresas e poder público na região em que o estudo foi realizado, pois esta área possui diversas indústrias de fecularias e aterros sanitários. A água residuária de fecularia é composta por materiais orgânicos biodegradáveis, porém, possui pH ácido e baixa

alcalinidade, que dificultam a geração de metano a partir da digestão anaeróbia. O lixiviado, ainda que possua pouca matéria orgânica em comparação com outros efluentes, possui características favoráveis para garantir a estabilidade do processo. A codigestão entre os substratos escolhidos busca, portanto, aliar as características de cada um, além de apresentar uma solução para o tratamento desses resíduos no contexto geográfico e econômico da região em que o estudo foi realizado.

Tendo em vista o apresentado, este trabalho teve por objetivos avaliar a codigestão anaeróbia de lixiviado de aterro sanitário e água residuária de fecularia, com foco na produção de biogás e remoção de matéria orgânica, bem como apresentar este processo como alternativa viável para tratamento dos efluentes.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a codigestão anaeróbia de lixiviado de aterro sanitário e água residuária de fecularia, como rota para geração de biogás e tratamento dos efluentes.

2.2 Objetivos específicos

- Comparar misturas dos substratos selecionados de forma a determinar a melhor condição experimental, em termos de geração e de rendimento de metano e remoção de matéria orgânica, em reatores de batelada;
- Aplicar a melhor mistura determinada em um reator de fluxo contínuo com crescimento aderido, a fim de verificar a eficiência do tratamento e produtividade da geração de biogás, para diferentes tempos de retenção hidráulica e cargas orgânicas aplicadas e
- Monitorar a estabilidade do tratamento dos efluentes nas condições estabelecidas, com base nos parâmetros de alcalinidade, na remoção de matéria orgânica e na remoção de sólidos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo biológico de decomposição da matéria orgânica, no qual microrganismos como fungos e bactérias consomem matéria orgânica em seus processos metabólicos, para que possam gerar compostos como CO_2 e CH_4 . Este processo tem se tornado uma das tecnologias mais buscadas para o tratamento de resíduos, pois possui benefícios ambientais relacionados à produção de energia renovável, em comparação a aterros sanitários, incineração ou compostagem (WANG *et al.*, 2023).

Como vantagens da digestão anaeróbia em relação a outros tratamentos, podem-se citar o menor consumo de energia, a menor geração de lodo, menores dimensões de reatores, entre outros. A digestão anaeróbia apresenta desvantagens como o maior período de partida para desenvolvimento da biomassa, e não possibilita a remoção de nitrogênio ou fósforo. Ela também pode requerer tratamento aeróbio adicional para atingir os padrões de emissão de efluentes (METCALF e EDDY, 2016).

Quatro principais fases sequenciais compõem a digestão anaeróbia. São elas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. (AZEVEDO *et al.*, 2023; FERDES *et al.*, 2023; JASINSKA *et al.*, 2023; TSHEMESE *et al.*, 2023). Parkin & Owen (1986) sugerem que a organização do processo ocorra em três fases, todavia, consideram a acidogênese e acetogênese como única fase. Os autores enfatizam que, apesar da diferenciação do processo em fases ser possível, deve-se ter cuidado, pois cada grupo bacteriano possui metabolismo dependente dos produtos dos demais grupos. Logo, as fases estão conectadas entre si, pois o produto da fase anterior é o substrato utilizado pela fase seguinte, conforme Figura 1.

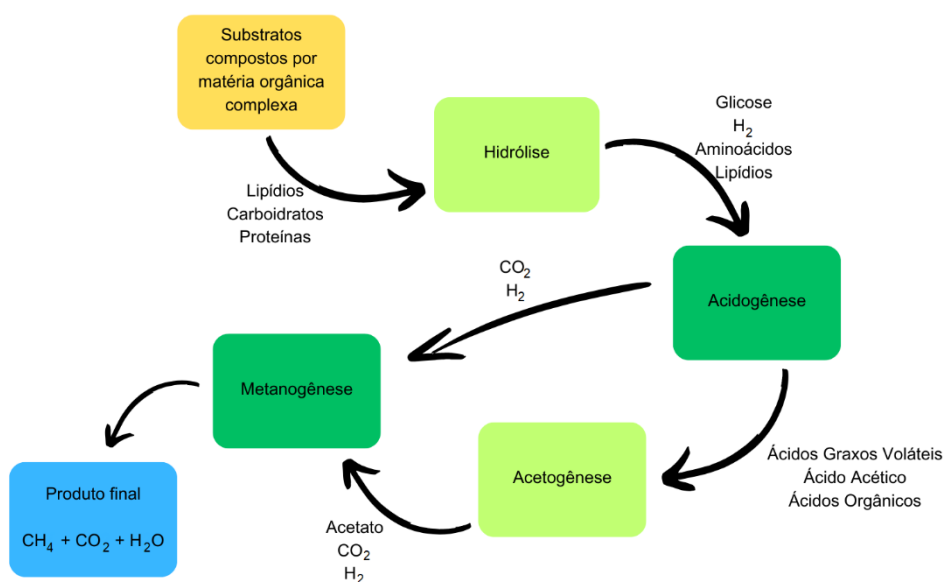


Figura 1 Fluxograma das principais etapas e compostos da digestão anaeróbia.
Fonte: Elaboração autoral a partir da revisão bibliográfica realizada.

A hidrólise, primeira fase da digestão, consiste na degradação dos compostos orgânicos complexos, como lipídios, carboidratos e proteínas, em compostos solúveis em água (FERDES *et al.*, 2023; JASINSKA *et al.*, 2023). É uma fase geralmente lenta e que limita a capacidade final da digestão, principalmente com substratos ricos em matéria sólida (TSHEMESE *et al.*, 2023). Os principais compostos gerados na hidrólise são glicose ($C_6H_{12}O_6$) e gás hidrogênio (H_2), além de aminoácidos. Tais compostos são consumidos em fases posteriores por microrganismos fermentadores para formar compostos de longa-cadeia, como ácidos graxos voláteis.

A acidogênese, segunda fase do processo, é responsável pela degradação de aminoácidos, lipídios, e glicose em ácidos graxos voláteis, ácidos orgânicos, CO_2 e H_2 , a partir da atividade de bactérias acidogênicas (JASINSKA *et al.*, 2023; TSHEMESE *et al.*, 2023). O ácido acético (CH_3COOH) é o composto orgânico mais notável gerado nessa fase, pois serve como substrato para a fase posterior da metanogênese (FERDES *et al.*, 2023).

A acetogênese é a fase na qual os compostos produzidos nas fases anteriores, notavelmente ácidos graxos voláteis, são convertidos em CO_2 , H_2 e acetato. Essa fase possui notável importância para o processo, considerando o objetivo de produção de biogás, visto que a redução dos íons acetatos compõe cerca de 70% da produção de metano (TSHEMESE *et al.*, 2023), enquanto o consumo do CO_2 , a partir de bactérias que utilizam H_2 como fonte de energia, é responsável pelo restante da produção de CH_4 (PARKIN e OWEN, 1986).

A metanogênese é a última fase da digestão anaeróbia e consiste na degradação dos compostos resultantes das fases anteriores em metano (CH_4) e gás carbônico (JASINSKA *et al.*, 2023). Parte do gás carbônico resultante reage com H_2 presente no meio, e produz mais metano. As arqueas metanogênicas são as mais rigorosas com relação ao substrato consumido para produção de metano, pois, a partir do entendimento da literatura, apenas os ácidos fórmico e acético, metanol, e o gás H_2 são utilizados como fonte de energia por essas bactérias (PARKIN e OWEN, 1986). Abdel-Shafy *et al.* (2024) comentam que a fase metanogênica inicia-se a partir do momento que o pH está neutro o suficiente para o crescimento das arqueas metanogênicas.

Paralelo às principais fases, um processo de tratamento em que exista concentração de sulfatos nos substratos, pode acarretar na ocorrência da fase sulfetogênica, decorrente dos processos metabólicos de bactérias redutoras de sulfato. Esses grupos bacterianos competem com os demais grupos bacterianos pelos ácidos voláteis, açúcares e outros produtos intermediários da digestão anaeróbia, cujos resultados são a diminuição da eficiência na geração de metano e o aumento na geração tanto de H_2S como de CO_2 (CHERNICHARO, 2007).

Os produtos finais da digestão anaeróbia são principalmente CH_4 e CO_2 , com resíduos de outros gases, como H_2 e N_2 (AZEVEDO *et al.*, 2023; TSHEMESE *et al.*, 2023).

De acordo com Morales-Polo *et al.* (2020), qualquer forma de energia utilizada para otimizar a digestão anaeróbia, seja controle de temperatura, de agitação, entre outros, é compensada pela produção de energia armazenada na forma de biogás, além de prover uma quantidade remanescente para ser utilizada em atividades externas.

3.2 Fatores que influenciam a digestão anaeróbia

Por se tratar de um processo biológico, a digestão anaeróbia é diretamente afetada pelas condições do meio em que se encontram os microrganismos, pelo substrato utilizado como alimento, entre outros. Esta seção discute sobre os fatores que influenciam o processo.

3.2.1 Composição do substrato

Diversos substratos podem ser utilizados para gerar biogás a partir da digestão anaeróbia. Além disso, reforça-se que a composição orgânica do substrato influencia diretamente no processo e na composição do biogás. Qualquer matéria orgânica que não possua nível considerável de substâncias inibidoras pode ser utilizada para produção de biogás (JASINSKA *et al.*, 2023).

Substratos ricos em proteínas possuem alto potencial para geração de metano, porém, geram como subproduto amônia (FERDES *et al.*, 2023; MORALES-POLO *et al.*, 2020). O aumento na alcalinidade (pela presença da amônia) pode inibir as atividades metanogênicas, se não controlada, porém, traz a possibilidade de utilizar o digestato como fertilizante (JASINSKA *et al.*, 2023; TSHEMESE *et al.*, 2023;). SERUGA *et al.* (2023) avaliam a alcalinidade como um dos fatores que comprovam a estabilidade do sistema de digestão anaeróbia utilizado, cujo objetivo era a produção de biogás.

Substratos ricos em lipídios possuem grande potencial de produção de metano, porém, a degradação de lipídios gera ácidos graxos de cadeia longa e causa o queda no pH do meio bem como pode inibir o processo, devido à natureza recalcitrante e estrutura heterogênea daqueles. Pré-tratamentos surgem como possibilidade de reduzir este problema, pois quebram as cadeias heterogêneas, aumentam a porosidade e a área superficial dos compostos, logo, melhoram a produção de biogás (TSHEMESE *et al.*, 2023).

3.2.2 pH

O pH do meio interfere diretamente na estabilidade do processo, pois é determinante na capacidade de reprodução das bactérias do meio, visto que cada grupo microbiano possui uma faixa ótima de operação. A faixa ideal para que a digestão anaeróbia ocorre entre 4 e 8,5, enquanto a faixa favorável para arqueas metanogênicas varia entre 6,2 e 7,8 (FERDES *et al.*, 2023; JASINSKA *et al.*, 2023; MORALES-POLO *et al.*, 2020; TSHEMESE *et al.*, 2023).

O pH interfere na composição dos ácidos graxos voláteis produzidos, que, por sua vez, podem se acumular, causar queda no pH do meio e gerar instabilidade no processo (JASINSKA *et al.*, 2023). Soluções-tampão podem ser utilizadas para compensar tal instabilidade (TSHEMESE *et al.*, 2023). Ferdes *et al.* (2023) sugerem a utilização de co-substratos com baixa razão C/N. Morales-Polo *et al.* (2020) sugerem a utilização de substratos com baixo pH inicial (e consequente maior produção de ácidos graxos) como co-substratos de outro substrato principal com pH mais neutro.

3.2.3 Alcalinidade

A alcalinidade de uma solução líquida representa sua capacidade de tamponamento, ou seja, resistir a mudanças bruscas no pH (KUNZ *et al.*, 2019). É aferida a partir da quantidade de ácido necessária para alterar o pH da solução de 7 para 4,3 (APHA, 2023). Ripley *et al.* (1986) sugerem a separação entre alcalinidade parcial, referente à atuação de carbonatos e bicarbonatos na solução, e alcalinidade intermediária, referente à atuação de ácidos orgânicos com capacidade de tamponamento.

A alcalinidade é de importância para a digestão anaeróbia, de forma a permitir que o pH do meio, durante o processo da digestão, permaneça nas faixas ideais. Elazhar *et al.* (2022) comentam que a alcalinidade total deve estar acima de $1,5 \text{ gCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ para compensar a elevada produção de ácidos voláteis durante a digestão anaeróbia.

Em efluentes constituídos por compostos que promovem alcalinidade, esta será maior ou menor em comparação com outras soluções. Ezieke *et al.* (2022) estudaram a possibilidade de suplementação da alcalinidade do sistema de tratamento de resíduos de fruta com a adição de cinzas de fibra de coco em contrapartida ao bicarbonato de sódio. Os autores notaram que a adição de cinzas promoveu aumento de até 210% no rendimento de metano em comparação com a monodigestão. Porém, o rendimento de metano ainda foi quase 50% menor do que o rendimento observado para o uso de bicarbonato como suplementação, principalmente devido à inibição causada por níveis significativos de ferro nas cinzas. Os autores comentam, portanto, que a escolha de um substrato como as cinzas para codigestão pode auxiliar na aplicação de um sistema circular de gerenciamento de resíduos, logo, deve-se considerar o menor rendimento em comparação à suplementação de bicarbonato.

3.2.4 Carga Orgânica Aplicada e Tempo de Retenção Hidráulica

A carga orgânica aplicada (COA) é a matéria orgânica disponibilizada para o reator, em determinado período. É consequência do equilíbrio entre a DQO do substrato e o Tempo de Retenção Hidráulica (TRH), que é o período de tempo em que o substrato permanece no reator, disponível para utilização pelas bactérias.

Em configurações de tratamento em que se apliquem baixos valores de carga orgânica, os microrganismos degradam rapidamente a matéria e assim comprometem negativamente a produção de biogás. Todavia, os valores elevados de COA podem possibilitar o aumento na produção de CH_4 , porém, caso sejam elevados em excesso, podem acidificar o reator, pela acumulação de ácidos graxos voláteis (AZEVEDO *et al.*, 2023; FRANCESCA *et al.*, 2024).

De acordo com Francesca *et al.* (2024), três tipos de estudos têm sido conduzidos com COA como ponto central para a produção de biogás: a investigação da COA, ideal para diferentes substratos, os efeitos da agitação dos substratos com a variação na COA, e os efeitos da COA em reatores de digestão anaeróbia em dois estágios.

A carga orgânica aplicada deve ser definida para cada substrato, para equilibrar os compostos produzidos em cada etapa da digestão anaeróbia, evitar inibições do processo, a fim de aliar-se com a produção de biogás e remoção da matéria orgânica. Zou *et al.* (2023) afirmam que, ainda que baixas cargas orgânicas consigam manter a digestão anaeróbia estável, a eficiência é baixa e, por consequência, menor é a produção de energia no sistema.

Zou *et al.* (2023) trabalharam com a codigestão entre lixiviado de aterro sanitário e resíduos domésticos e encontraram estabilidade no processo, bem como a maior produção de biogás na condição com COA de $15 \text{ g.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, sendo essa a maior resposta apresentada neste experimento. Em contrapartida, a maior remoção de matéria orgânica foi encontrada em condições experimentais com menores COAs.

Begum *et al.* (2018), em uma pesquisa para produção de biogás, utilizaram lixiviado e obtiveram como resultado a maior produtividade de biogás em reator com carga orgânica de 12 g.L^{-1} , sendo $0,34 \text{ LCH}_4.\text{gDQO}_{\text{removida}}^{-1}$, enquanto os reatores com maiores cargas orgânicas, apesar de produzirem maior volume de metano, obtiveram rendimentos menores. A remoção de DQO, por outro lado, foi maior para as condições com carga orgânica de 6 e 24 g.L^{-1} , contudo, a condição de 12 g.L^{-1} foi apenas a terceira maior remoção.

3.2.5 Temperatura

A temperatura influencia diretamente nas atividades microbiana e enzimática, especialmente nas fases da hidrólise e acidogênese, e há diversos estudos especialmente nas faixas de temperaturas mesofílica e termofílica (GONG *et al.*, 2021). As arqueas metanogênicas são as mais sensíveis para variações na temperatura, de forma que a temperatura de operação em um reator não deve variar mais do que 2°C bruscamente (KUNZ *et al.*, 2019).

Pereira *et al.* (2023) comentam sobre como a faixa mesofílica se apresenta mais eficiente na produção de biogás, quando comparada com a faixa psicrófila. Os autores conduziram o experimento de codigestão anaeróbia com resíduos de suínos e de galinhas

poedeiras e encontraram uma produção de biogás entre 34 e 75% maior para os reatores mantidos em temperatura mesofílica. A remoção de matéria orgânica também foi superior na temperatura mesofílica para todas as condições experimentadas.

A faixa termofílica tem sido foco de estudos recentes, devido a algumas vantagens, tais como maior destruição de patógenos, melhor hidrólise de materiais orgânicos complexos e redução na formação de espuma (ALONSO *et al.*, 2014). Comparada com a faixa mesofílica, a faixa termofílica apresenta-se como alternativa para um sistema robusto de tratamento. Porém, traz como desvantagem a acidificação do sistema em COAs elevadas, pois os microrganismos metanogênicos adaptam-se melhor às condições mesofílicas (WANG *et al.*, 2023). Ainda, a faixa termofílica desloca o equilíbrio das reações de amônio para amônia, que é tóxica às arqueas metanogênicas (KUNZ *et al.*, 2019).

3.2.6 Codigestão

A codigestão consiste em utilizar dois ou mais substratos em conjunto, para incrementar a produção de biogás. Como vantagens, podem-se citar a maior produção de CH₄, a viabilidade econômica e superar deficiências da digestão simples, como falta de nutrientes ou excesso de inibidores (FERDES *et al.*, 2023). Ainda, a codigestão pode trazer benefícios econômicos, a partir da possibilidade de compartilhar uma única estação de tratamento para os diversos resíduos (GONG *et al.*, 2021).

Ferdes *et al.* (2023) comentam que a codigestão entre resíduos com baixa razão Carbono-Nitrogênio (C/N) e com alta razão C/N pode auxiliar a obtenção de uma razão C/N otimizada. Como exemplo, os autores trazem os resíduos sólidos urbanos com alta razão C/N, e o esgoto doméstico com baixa razão C/N.

Arhoun *et al.* (2019) e Kunz *et al.* (2019) sugerem que a relação C/N final deve estar entre 20 e 30. Morales-Polo *et al.* (2020), ao caracterizarem três resíduos diferentes, inferiram que aquele com razão C/N próxima a 20 teria a melhor estabilidade do processo; o resíduo com razão próxima a 74 ocorreria de forma incontrolável, e aquele cuja razão estivesse próxima a 3,5 ocorreria de forma instável, devido à liberação de amônio.

A digestão do esgoto (ou outros substratos) de forma isolada, de maneira geral, não se apresenta como alternativa viável, devido à baixa concentração de nutrientes, à dificuldade de degradação dos materiais e à presença de contaminantes (FERDES *et al.*, 2023).

Restos de alimentos vegetais, por exemplo, não se apresentam como viáveis em uma monodigestão, devido aos elevados níveis de acidificação do meio, a partir da rápida acumulação de ácidos graxos voláteis e consequente inibição das arqueas metanogênicas. A utilização desse resíduo, de forma secundária em codigestão com o esgoto, pode, por outro lado, trazer impacto positivo para o tratamento, pois corrige a baixa razão C/N do esgoto, ao mesmo tempo em que os compostos de rápida degradação permitem aumento

da carga orgânica aplicada (AZEVEDO *et al.*, 2023), e ainda o aumento na produção de CH₄ (ARHOUN *et al.*, 2019).

Zao *et al.* (2023) apresentaram a codigestão como responsável por acelerar a cinética da digestão, e por reduzir o tempo da fase de latência (*lag phase*), quando comparada à monodigestão de resíduos alimentares, com a adição de lixiviado para codigestão.

3.3 Substratos utilizados nesta pesquisa

Para este estudo, foram utilizados dois substratos em codigestão anaeróbia: lixiviado de aterro sanitário e água residuária de fecularia. A escolha por esses substratos ocorreu a partir da possibilidade de interação sinérgica entre os mesmos, visto que possuem características distintas, em que um substrato pode suprir as necessidades do outro, bem como a alcalinidade do lixiviado pode permitir que ocorra a estabilidade do processo, enquanto a água residuária de fecularia pode fornecer a matéria orgânica necessária. Ainda, há geração de ambos os substratos na região em que este estudo é realizado, de forma a permitir avaliar a integração entre diferentes atividades econômicas e aplicação de economia circular.

3.3.1 Lixiviado de Aterro Sanitário

Aterros sanitários são estruturas projetadas e localizadas de forma estratégica, operadas de forma a tratar os resíduos perigosos. De acordo com Abdel-Shafy *et al.* (2018), cerca de 71% de todos os resíduos sólidos municipais, em nível mundial, são dispostos em aterros. No Brasil, a ABREMA indica que cerca de 50% dos resíduos sólidos são destinados para disposição em aterros, de acordo com o panorama de 2024. A principal ameaça ambiental de um aterro sanitário é a poluição das águas, seja superficial ou subterrânea, que deve possuir estruturas para coleta de lixiviado e monitoramento do lençol freático (THE WORLD BANK GROUP, 1999).

Lixiviado é o termo utilizado para denominar líquidos gerados a partir da decomposição de matéria sólida por microrganismos, em ambientes com presença de umidade. E, quando o lixiviado é oriundo de resíduos sólidos urbanos, sua composição inclui matéria orgânica dissolvida, sais inorgânicos, metais pesados, e outros compostos (BEGUM *et al.*, 2018; QIAN *et al.*, 2024). No contexto de aterros sanitários, o lixiviado pode ser denominado como o líquido percolado das células do aterro, que contém compostos oriundos da degradação dos resíduos sólidos (ABDEL-SHAIFY *et al.*, 2024).

Os materiais orgânicos presentes no lixiviado, juntamente com as diversas camadas de compactação dos RSU, formam um ambiente anaeróbio no aterro. Apesar de a principal fonte de lixiviado ser a decomposição da matéria orgânica, uma fração

considerável de sua composição é gerada por água superficial que infiltra e percola na célula do aterro. O lixiviado possui quatro grupos de componentes poluentes: xenobióticos orgânicos, matéria orgânica dissolvida, metais pesados, e macro componentes inorgânicos (CASTRO *et al.*, 2021). O maior risco ambiental causado por esses compostos é a contaminação de ambas as águas superficiais e subterrâneas (ABDEL-SHAIFY *et al.*, 2024).

Vários fatores influenciam quanto à produção e às características do lixiviado, como precipitação na área, composição e densidade dos resíduos sólidos, temperatura ambiente, profundidade do aterro, entre outros, inclusive a idade do aterro. De fato, a qualidade do lixiviado é diretamente influenciada por processos físicos, químicos e biológicos ocorridos no aterro (ABDEL-SHAIFY *et al.*, 2024). O lixiviado é altamente variável devido às condições citadas. Qian *et al.* (2024), em uma revisão sistemática de lixiviados provenientes de 24 países, encontraram valores de DQO que variaram de 0,33 a 15,42 gO₂.L⁻¹, em lixiviados da Índia e dos Estados Unidos. Por outro lado, na China, os autores encontraram valores de DQO cuja variação foi de 0,5 a 75,9 gO₂.L⁻¹.

A dificuldade em tratar o lixiviado está na baixa biodegradabilidade do carbono presente, que torna a codigestão com resíduos ricos em carbono biodegradável uma solução para superar as dificuldades e balancear os nutrientes (CASTRO *et al.*, 2021). Ainda, a efetividade de um tratamento biológico para o lixiviado está relacionada à composição do mesmo, com lixiviados jovens (provenientes de aterros com menos de cinco anos de operação), usualmente selecionados para este tipo de tratamento (TENG *et al.*, 2021).

Guzmán-Fierro *et al.* (2023) ainda ressaltam a necessidade de que se considerem as variações do lixiviado no projeto do sistema de tratamento, de forma que ele seja resiliente o suficiente para que se evitem perdas na eficiência devido às mudanças na concentração de nutrientes, como matéria orgânica ou nitrogênio.

A utilização do lixiviado como fonte de bioenergia, a partir da digestão anaeróbia, é uma opção biológica que auxilia a solucionar o problema de disposição final deste resíduo (BEGUM *et al.*, 2018).

3.3.2 Água Residuária de Fecularia

A água residuária de fecularia (ARF) é o líquido resultante dos processos de lavagem e beneficiamento da mandioca em indústrias. Para cada tonelada beneficiada, são gerados cerca de 5 a 7 m³ de ARF (MARI, 2018).

A ARF, ainda que se apresente diluída, e tenha a maior parte da composição com água, possui matéria orgânica em elevada concentração, notavelmente amido, fibras, minerais, e compostos cianogênicos (SÁNCHEZ *et al.*, 2017).

Um dos desafios para o tratamento da ARF está no fato de que a composição de matéria orgânica dela é variável, portanto, necessita de monitoramento contínuo durante o

processo de tratamento. Kuczman *et al.* (2011), em seus trabalhos, utilizaram ARF com DQO de 15,72 g.L⁻¹. Larsen *et al.* (2013), em seus trabalhos para geração de biogás a partir da ARF, utilizaram três lotes de substratos, e a DQO variou de 6,98 a 14,94 g.L⁻¹. Os autores defendem que a tecnologia utilizada no processamento pode ser a causa da diferença na composição da ARF.

Outro ponto de dificuldade para o tratamento da ARF está no fato de que o pH dela é ácido, geralmente na faixa de 4 a 5 (KUCZMAN *et al.*, 2011; LARSEN *et al.*, 2013). A monodigestão deste substrato, com vistas à produção de CH₄, acarreta na necessidade de correção do pH do meio. A codigestão com outro substrato de pH superior a 7 e elevada alcalinidade pode superar esta dificuldade.

3.3.3 Panorama dos Substratos na Região de Execução da Pesquisa

A escolha dos resíduos utilizados como substratos nesta pesquisa ocorreu não somente pelas características físico-químicas e composição, com potencial sinérgico, mas também pela disponibilidade na região. Este fato permitiu que esta pesquisa pudesse atuar como potencial alternativa tanto para o tratamento dos resíduos como para a dinâmica da região impactada. Assim, foi definida a Região Intermediária de Cascavel (RIC) como área deste estudo, sendo essa a divisão regional brasileira em que o projeto foi executado. As Regiões Intermediárias são definidas pelo IBGE (2017) como:

As Regiões Geográficas Intermediárias correspondem a uma escala intermediária entre as Unidades da Federação e as Regiões Geográficas Imediatas. (...) As Regiões Geográficas Intermediárias organizam o território, articulando as Regiões Geográficas Imediatas por meio de um polo de hierarquia superior diferenciado a partir dos fluxos de gestão privado e público e da existência de funções urbanas de maior complexidade.

Os resíduos sólidos urbanos são monitorados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), em que todos os municípios do país devem cadastrar os dados referentes aos indicadores de saneamento.

A RIC é composta por cem (100) municípios, dos quais 73 possuem aterros sanitários para disposição dos RSU (próprios ou externos, a partir de consórcios intermunicipais). Vinte e dois municípios possuem aterros controlados ou lixões, e cinco deles estão inadimplentes, visto que não forneceram informações para o último ano de referência para atualização do sistema, em 2022. Para os municípios que possuem aterro sanitário, 58 deles possuem mais da metade da população atendida por coleta dos RSU, e apenas dezesseis possuem mais de 90% da população atendida por coleta de RSU.

Aterros controlados são, por definição do SNIS, instalações em que há alguns cuidados com relação à segurança dos trabalhadores e ao trânsito de pessoas na unidade.

Porém, sem controle técnico ou operacional para evitar danos ao meio ambiente devido aos efluentes líquidos e gasosos gerados pela instalação. Como este estudo objetivou analisar o potencial de utilização do lixiviado para a produção de biogás, apenas os municípios atendidos por aterro sanitário foram considerados para as demais análises.

Vale ressaltar que as informações referentes ao panorama da destinação dos RSU para a Região Intermediária de Cascavel estão apresentadas na Tabela 1, e como esta se compara a outros níveis geográficos do Brasil. A população total de cada nível geográfico é referente ao Censo de 2022. É possível identificar que a geração de RSU *per capita* da RIC é próxima da estadual e abaixo da nacional. A população total atendida por coleta de RSU é menor na RIC do que no país, entretanto, a população cuja destinação dos RSU para aterros sanitários é superior ao observado no país, indica que há maior concentração de aterros sanitários na região, se comparada aos resultados observados no restante do país.

Tabela 1 Panorama da destinação de RSU em diferentes níveis geográficos de abrangência

	RSU gerados (kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)	População			RSU destinados ao aterro sanitário (milhões t.ano ⁻¹)
		Total (hab.)	Atendida por coleta de RSU (%)	Cuja destinação dos RSU é aterro sanitário (%)	
RIC ^{a, b}	0,83	2.171.146	85,36	76,28	0,51
Paraná ^c	0,80	11.444.380	91,23	81,90	2,49
Brasil ^{b, c}	0,98	203.080.756	90,39	63,43 ^d	46,08

^a Região Intermediária de Cascavel. Referências: ^b Diagnóstico SNIS. ^c Censo 2022.

^d Estimativa/dado calculado/não divulgado oficialmente.

Na Região Intermediária de Cascavel, há oito indústrias de beneficiamento de mandioca com licença ambiental ativa (INSTITUTO ÁGUA e TERRA - PARANÁ, 2024). Quando somadas, as indústrias possuem licença para receber 1.715 toneladas de mandioca diariamente, e podem gerar até 14,6 mil m³.d⁻¹ de ARF. Para tanto, foi elaborado um mapa com a situação de cada município da RIC, em relação à disposição dos RSU em aterros ou lixões, bem como da existência de feculárias. Estas informações estão apresentadas na Figura 2.

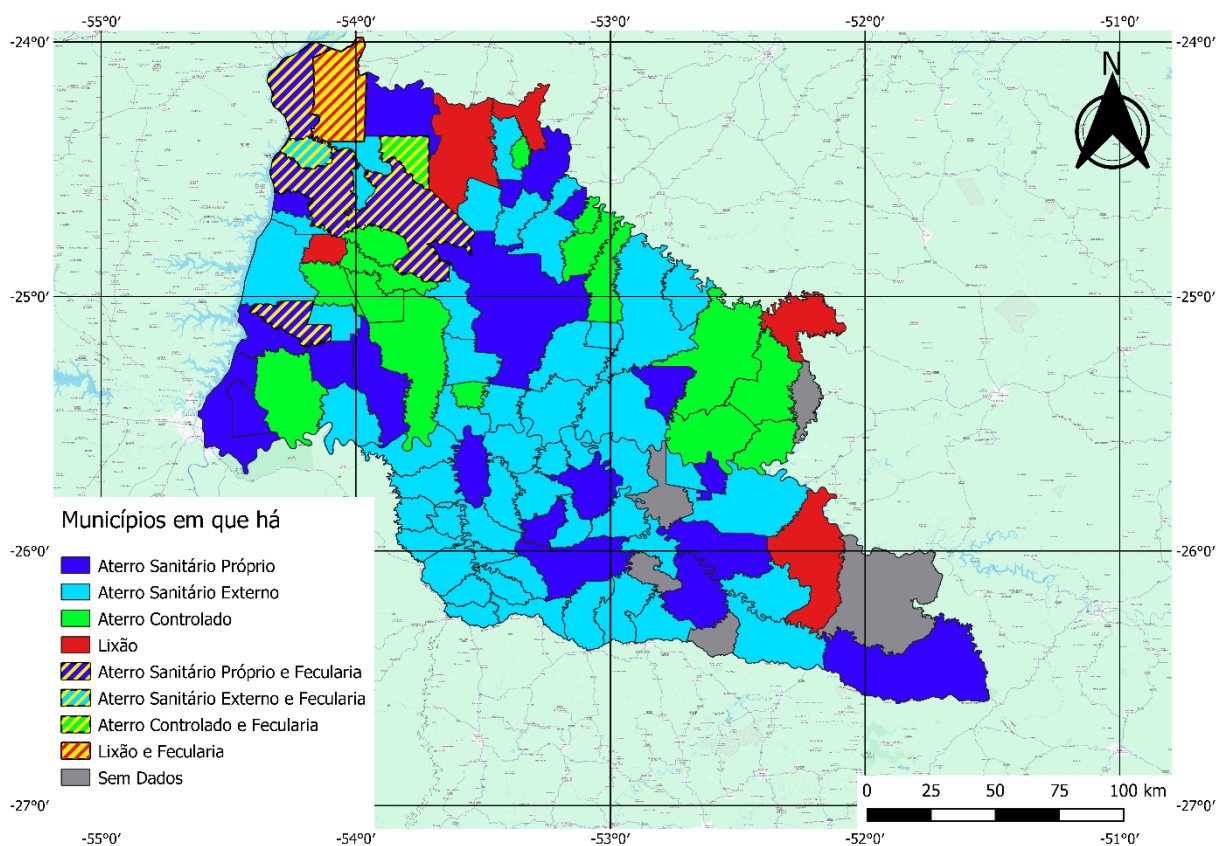


Figura 2 Mapa da disposição de RSU e existência de fecularias na RIC.

Fonte: Elaboração própria a partir dos dados fornecidos pelo SNIS e Sistema de Gestão Ambiental-PR.

DATUM: Sirgas 2000.

Na Tabela 2 estão apresentadas informações referentes à distância das indústrias de beneficiamento de mandioca aos aterros sanitários mais próximos de suas instalações, bem como as distâncias ao aterro sanitário de Cascavel, o maior da RIC em recebimento de RSU e consequente geração de lixiviado.

Tabela 2 Distâncias das indústrias fecularias aos aterros sanitários da RIC

	Distância ao aterro mais próximo (km)	Distância ao aterro de Cascavel (km)
Fecularia mais próxima	5,1	56,0
Fecularia mais distante	29,7	140,0
Média	15,7	100,3

Considerando-se a possibilidade de transporte de ARF para quaisquer aterros próximos às indústrias, não há distância para transporte maior que 30 km. Considerando-se o transporte exclusivamente para o aterro municipal de Cascavel, quatro fecularias estão a menos de 100 km de distância, sendo 140 km a distância máxima.

Conforme comentado, as licenças ambientais das fecularias da região autorizam uma geração máxima de 14,6 mil m³.d⁻¹ de ARF. Para estimar a geração de lixiviado, o grau

de complexidade é maior, pois levam-se em consideração as seguintes variáveis: grau de compactação da célula, precipitação, composição dos rejeitos, entre outras, as quais tornam esta estimativa difícil.

A melhor estratégia para determinar a vazão de lixiviado é a instalação de um dispositivo para esse fim, como uma calha Parshall, vertedores, ou outros medidores de vazão. Porém, muitos aterros sanitários, incluindo o aterro de Cascavel, maior da região analisada, não possuem qualquer dispositivo para aferição da vazão de lixiviado. Alguns autores, como Monte e Santos (2010) e Silva *et al.* (2022), sugerem a utilização de uma equação matemática denominada Método Suíço, para determinar a vazão. Gotardo (2022) utilizou o Método Suíço e obteve $5,64 \text{ L.s}^{-1}$ como valor médio da vazão de lixiviado do aterro sanitário de Cascavel, cujo resultado foi de $487,3 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$. Este valor não pode ser extrapolado para definir a vazão diária de outros aterros da região, pois o regime de chuvas interfere diretamente no resultado.

Considerando-se a vazão de ARF na fecularia que disponibilizou o substrato para este trabalho, bem como a vazão de lixiviado no aterro de Cascavel, a geração de ARF é 3,94 vezes maior que a geração de lixiviado. Logo, como as condições otimizadas para produção de CH_4 requerem quantidades aproximadamente iguais entre os substratos (conforme este trabalho apresenta), um gestor interessado em aplicar esse sistema deve estar atento a sistemas de tratamentos alternativos para o excedente de ARF produzida na região.

3.4 Reatores biológicos

No contexto da digestão anaeróbia, os reatores mais utilizados são aqueles denominados como sistemas de alta taxa, caracterizados por operação com baixo tempo de retenção hidráulica e alto tempo de retenção de sólidos para crescimento da biomassa (CHERNICHARO, 2007). Metcalf e Eddy (2016) comentam que os processos anaeróbios podem ocorrer com cargas orgânicas de até $32 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, em comparação ao limite de $3,2 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ para o sistema de tratamento aeróbio.

Vários são os tipos de reatores de alta taxa, divididos em dois grandes grupos: de crescimento aderido, e de crescimento disperso ou suspenso. E, no último tipo, as bactérias ficam suspensas no meio; no primeiro, materiais denominados como meio-suporte são inseridos no reator, para o crescimento da biomassa, com os nutrientes sendo removidos a partir da passagem da água residuária pelo biofilme (METCALF e EDDY, 2016).

Reatores anaeróbios de leito fixo (RALF) são um dos tipos de reatores de crescimento aderido em foco em recentes estudos, os quais permitem que a operação seja realizada com fluxo hidráulico ascendente, descendente ou horizontal. Wang *et al.* (2023) citam estes reatores como promissores, visto que eles permitem a utilização de materiais suportes como têxteis, plásticos e carvão ativado para a formação e crescimento da

biomassa, que favorecem o desenvolvimento de um microambiente para diferentes comunidades microbiais. Ainda, este tipo de sistema pode resultar em maior recuperação de energia do substrato por ser um esquema mais compacto e com maior estabilidade operacional (CARNEIRO *et al.*, 2022).

A distribuição da biomassa ao longo do reator é relativamente uniforme, pois o biofilme pode se desenvolver em qualquer superfície fornecida aos microrganismos. Este fenômeno é resultado de vários processos que ocorrem no reator, como a absorção dos microrganismos nas superfícies, o crescimento desses a partir do fornecimento de alimento, e a consequente tensão hidráulica gerada pela passagem do substrato, que causa destacamento do excesso de biomassa. Tais processos deixam o substrato suspenso e permitem nova absorção em superfícies (ALONSO *et al.*, 2014).

Há duas configurações possíveis para organizar o processo da digestão anaeróbia em reatores, independente do modelo utilizado: uma é a separação das fases em diferentes reatores conectados em série, e a outra é a elaboração de um sistema em que todas as fases ocorram no mesmo reator, denominada “fase única”. Parkin e Owen (1986) comentam que, apesar da separação de fases ser considerada vantajosa por alguns autores por permitir a otimização de cada grupo bacteriano em um ambiente propício, há pesquisas que indicam para a sinergia entre os grupos bacterianos, quando eles se encontram em um único ambiente. Além disso, a separação das fases pode levar ao acúmulo de produtos em níveis elevados que inibam as fases posteriores.

Mazareli *et al.* (2016) construíram um RALF com fluxo hidráulico horizontal, e citam esta configuração como possibilitadora de alta retenção de biomassa no meio suporte, fluxo hidráulico que se aproxima de um fluxo pistão, e baixos TRH para cargas orgânicas elevadas. Os autores ainda comentam que a utilização de mais de um reator deste tipo em série apresentaram resultados promissores para remoção de DQO, sólidos, metais, e incremento na produção de metano.

Castro *et al.* (2021) comentam que a configuração de um RALF com meio suporte auxilia a liberação do gás gerado e do excesso de biomassa, além de evitar o entupimento do sistema e o aparecimento de caminhos de fluxo preferencial no reator. Os autores comentam, porém, que mais estudos devem ser realizados com esta tecnologia, especialmente para maiores TRH e recirculação do efluente.

Diferentes configurações de RALF estão apresentadas na Figura 3, as quais demonstram a possibilidade de se configurar esse tipo de reator conforme as necessidades de cada pesquisa.

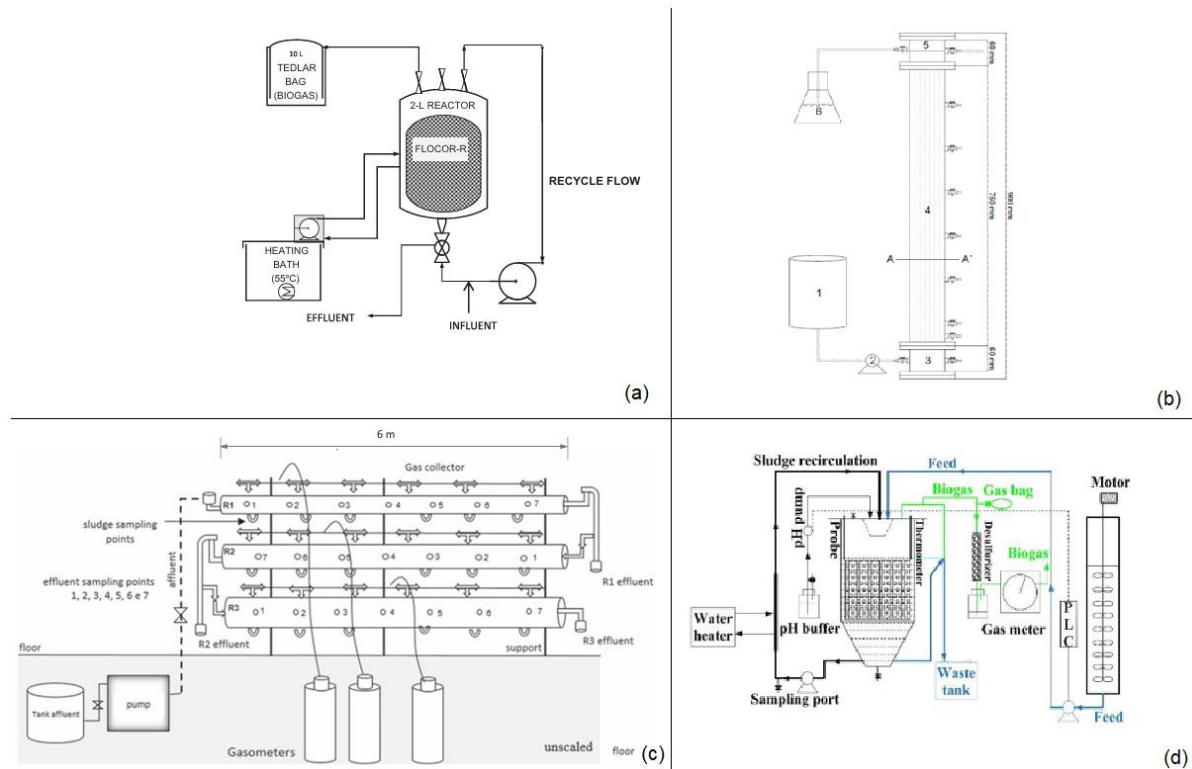


Figura 3 Configurações esquemáticas de RALF

Fonte: (a) Alonso *et al.* (2014), (b) Castro *et al.* (2021), (c) Mazareli *et al.* (2016), (d) Wang *et al.* (2023).

É possível observar que diferentes sentidos de fluxos foram adotados pelos autores. Alonso *et al.* (2014) e Castro *et al.* (2021) utilizaram reatores com fluxo ascendente, enquanto Mazareli *et al.* (2016) utilizaram fluxo horizontal, e Wang *et al.* (2023) utilizaram fluxo descendente.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Para este trabalho, adotou-se a mesma metodologia de coletas e análises em todo o período. Com relação ao aparato experimental, duas configurações distintas de reatores foram adotadas para duas etapas sequenciais do trabalho: uma etapa de reatores em batelada, seguida pela etapa de reatores anaeróbios de leito fixo.

4.1 Localização do experimento e coletas

O experimento foi conduzido nos laboratórios de Saneamento Ambiental da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), *campus* Cascavel. A coleta de lixiviado foi realizada no Aterro Municipal de Cascavel, Paraná, distante 23 km do *campus* da universidade, onde são dispostos resíduos sólidos Classe 2 – não perigosos.

A coleta de Água Residuária de Fecularia (ARF) foi realizada em indústria de amidos, localizada no município de Marechal Cândido Rondon, distante 100 km do *campus* da universidade. Esta indústria possui licença ambiental de operação para processar até 220 t.d⁻¹ de mandioca e gerar até 1,9 mil m³.d⁻¹ de ARF.

A coleta do lodo de UASB, enquanto biomassa para uso como inóculo, foi realizada pela prestadora de serviços de saneamento de Cascavel, nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), e entregue no *campus*.

As amostras de lixiviado e ARF foram armazenadas em freezer a -18 °C, no laboratório de Saneamento, até o momento de caracterização e utilização, a fim de se evitar a degradação da matéria orgânica, enquanto o lodo foi armazenado em temperatura ambiente no laboratório de Saneamento.

4.2 Aparato experimental e condições experimentais

O experimento ocorreu em duas etapas com procedimentos distintos, ambas para cumprir o objetivo geral do experimento. A primeira etapa consistiu na definição de misturas que envolvem os substratos, aplicadas em reatores em batelada, para obter como variáveis respostas à produção de biogás e ao seu rendimento com relação à matéria orgânica adicionada e removida, em termos de Demanda Química de Oxigênio (DQO). A segunda etapa consistiu na aplicação da melhor mistura determinada, em um reator de leito fixo, de forma a avaliar a carga orgânica aplicada que resultou na melhor produtividade de CH₄ e eficiência para a remoção de matéria orgânica.

4.2.1 Reatores em batelada

Foram utilizados como reatores frascos de vidro “Duran” com volume total de 1 L, vedados com septo de silicone e tampa, conforme Figura 4. Os reatores foram mantidos em ambiente fechado, em temperatura de 37 ± 2 °C, controlada por termostato e aquecedor.

Foi definido um total de 500 mL de volume do reator como *HeadSpace*, para acúmulo do biogás produzido. O restante do volume, denominado como volume útil, foi preenchido em 10% com meio-suporte, peças de PEAD, apresentados na Figura 5.

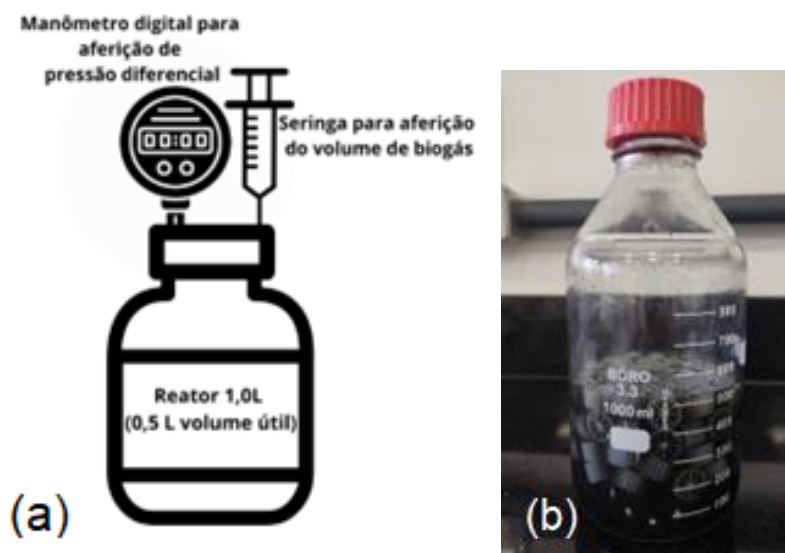


Figura 4 Modelo esquemático dos reatores (a) e foto de um dos reatores (b)

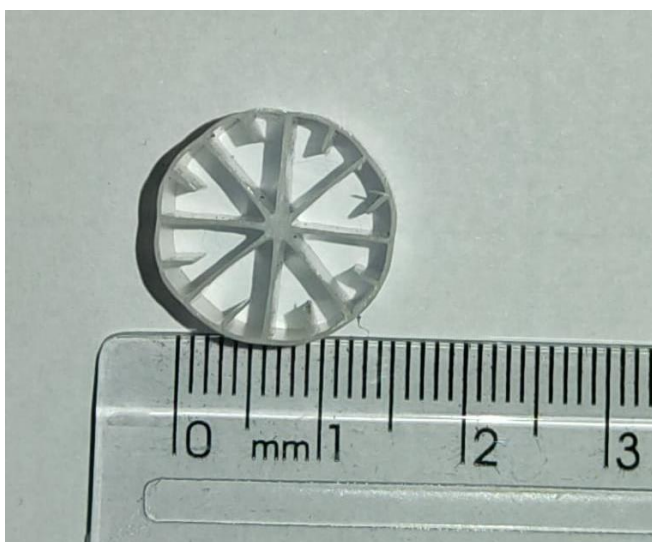


Figura 5 Meio-suporte de PEAD, de nome comercial MBBR PZE 665

As misturas elaboradas entre os substratos, para a primeira etapa do experimento, estão apresentadas na Tabela 4. A escolha das misturas foi baseada no delineamento simplex, com condições experimentais de cada substrato isolado, e uma mistura 50:50. De acordo com as revisões bibliográficas, ambos os substratos escolhidos não apresentam grande potencial para geração de CH_4 na monodigestão; portanto, mais duas misturas com pontos intermediários foram definidas, com base na alcalinidade e na relação C/N (a partir da caracterização dos substratos utilizados nesta etapa), para compor o delineamento.

A aferição do biogás produzido, de forma a permitir a correção para CNTP e coleta para determinação da concentração de gases, foi realizada com seringa e manômetro. Este

último, ao ser inserido no reator, afere a pressão interna e retorna o diferencial de pressão com relação à pressão atmosférica. O gás então é retirado com a seringa até que o diferencial se estabilize em zero (0), o qual significa que não há mais acúmulo de gás no *headspace*.

Tabela 4 Misturas elaboradas para a primeira etapa do experimento, em proporção do volume

Misturas	Lixiviado	ARF ^b	Repetições	Alcalinidade (gCaCO ₃ .L ⁻¹)	Relação C/N
M1	1	0	2	2,65	1,68
M2	2/3	1/3		1,75	11,08
M3	1/2	1/2		1,48	15,77
M4 ^a	1/3	2/3		1,05	20,47
M5 ^a	0	1		0	29,87

^a As misturas foram diluídas na proporção ½ com água destilada, de forma que a DQO aplicada no reator ficasse próxima a 10 g.L⁻¹. ^b Água Residuária de Fecularia

As misturas e o inóculo foram preparados de forma que a relação substrato/inóculo (S/I) fosse de 0,4 gDQO.gSSV⁻¹. Este valor está na faixa de S/I encontrado na literatura. Nadaleti *et al.* (2024), ao compararem a produção de metano entre reatores com 1,4 e 0,1 gDQO.gSSV⁻¹, comentaram que a maior relação S/I permite taxa máxima de produção de CH₄ maior, porém, menores S/I possuem maior rendimento, pois o reator com relação 0,1 atingiu 74,32% do máximo rendimento teórico. Li *et al.* (2022), em digestão de resíduos alimentares para a produção de CH₄, obtiveram os melhores resultados de rendimento de metano para relações S/I entre 0,5 e 0,25; e que relações maiores que um (1) causaram inibição ao sistema pelo acúmulo de ácidos.

Por outro lado, Filer *et al.* (2019) comentam que para substratos com baixa concentração de matéria orgânica, o rendimento na produção de CH₄ pode ser subestimado, e relações próximas a um (1) são recomendadas. Logo, um valor intermediário foi definido para este trabalho, com base na faixa apresentada por diferentes autores.

Após a fixação da relação S/I em 0,4 gDQO.gSSV⁻¹, foi verificada se esta relação, quando adaptada para ser expressa em gSSV_{substrato}.gSSV_{inóculo}⁻¹, respeita a recomendação da VDI 4630 (2006), de ser ≤ 0,5. Todas as misturas respeitaram este limite.

O ensaio foi conduzido conforme a VDI 4630 (2006), que sugere a execução do experimento até que o volume de gás produzido em um dia represente 1% do total acumulado. Este momento foi definido como o tempo de retenção hidráulica (TRH) dos substratos no reator. Todos os reatores foram mantidos em funcionamento até o último atingir o critério de parada, de forma a padronizar o TRH.

4.2.2 Reator de Leito Fixo

A partir dos resultados da etapa anterior, foi realizada análise estatística de desejabilidade para determinar a mistura que otimizasse simultaneamente a produtividade de CH_4 e a remoção de matéria orgânica, de forma a avaliar, para essa mistura, o TRH que resultasse na máxima produção e produtividade de CH_4 e maior remoção de matéria orgânica em termos de DQO. O detalhamento das condições experimentais está descrito na Tabela 5. O período mínimo de acompanhamento foi definido de forma a possibilitar um mínimo de 25 dias de dados coletados por cada condição.

Tabela 5 Condições experimentais para o RALF em ordem de execução

Mistura aplicada	TRH (h)	Período mínimo de acompanhamento
Mistura otimizada 53:47 (%lix:%ARF) ²	25	30 dias
	20	
	15	
	10	
Total	4 condições	120 dias ^a

^a O número total de dias não considera o período de adaptação entre as condições. ² Lix: Lixiviado, ARF: Água residuária de fecularia

A configuração esquemática do reator está apresentada na Figura 6 e uma fotografia está apresentada na Figura 7. O reator possui fluxo hidráulico ascendente, com saída de biogás na parte superior. O mesmo foi mantido em câmara com temperatura de $37\text{ °C} \pm 2$, controlada por termostato. O reator foi preenchido com 10% de seu volume útil com o meio-suporte apresentado na Figura 3. As dimensões do reator estão apresentadas na Tabela 6.

A mistura foi acondicionada em uma geladeira mantida a 4 °C para evitar a degradação dos substratos, e a alimentação foi realizada por bomba do tipo solenoide, DOSARE DFD-06-05-M, com vazão máxima de 6 L.h^{-1} a 5 bar de pressão. O volume de biogás foi aferido a partir do frasco Mariotte, conectado à saída de gás do reator. Este foi preenchido com solução salina (H_2SO_4 , 30 mL.L^{-1} e NaOH , 30 g.L^{-1}), e o volume de biogás produzido foi aferido como o equivalente ao volume de líquido deslocado do frasco para o medidor.

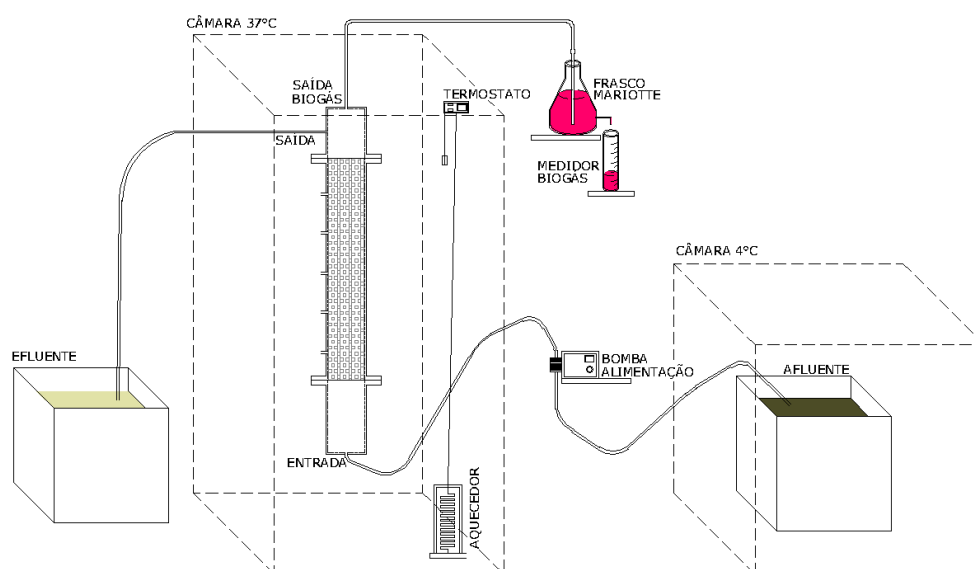


Figura 6 Configuração esquemática do RALF

Tabela 6 Dimensões do RALF

Dimensão		Valor
Dimensões externas	Altura total	75,63 cm
	Diâmetro total	14,39 cm
Dimensões internas	Altura	74,03 cm
	Diâmetro	8,12 cm
	Volume	3,83 L
	Relação altura/diâmetro	9,12
HeadSpace	Altura	4,6 cm
	Volume total	0,24 L
Volume útil	Altura	69,43 cm
	Volume útil	3,59 L
	Volume preenchido por meio-suporte	0,36 L



Figura 7 Aparato experimental do reator de fluxo contínuo

Antes da primeira condição experimental, o reator foi incubado e gradualmente acondicionado às condições operacionais. As peças de meio-suporte foram mergulhadas em solução de Agar (2 g.L^{-1} de água destilada), por 24 horas no dia anterior à incubação, de forma a promover maior aderência entre o suporte e os microrganismos. Os procedimentos descritos a seguir, de acordo com o disposto por Chernicharo (2007), referem-se à incubação do reator.

O reator foi preenchido com o meio-suporte e um *blend* de 75% lodo e 25% substrato. Este último estava na relação lixiviado:ARF, definida na etapa anterior do experimento. O reator foi disposto na câmara a 37°C , por um período de 48 horas. Após, foi iniciado o processo de alimentação, com carga orgânica aplicada (COA) de $0,5 \text{ gDQO.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$, e incremento progressivo na COA, de $0,5 \text{ gDQO.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ por vez, quando a remoção de DQO atingiu 60% para aquela COA. O incremento foi realizado até ser atingida a COA referente à primeira condição, sendo a carga resultante para um TRH de 25 horas e a mistura otimizada sem diluição.

A partir deste ponto, foram operadas as condições experimentais, em ordem decrescente de TRH, de forma que a COA teve incremento gradualmente. Foram realizadas vinte e cinco (25) coletas de amostras (enquanto repetições estatísticas), uma por dia, para cada condição. Entre a segunda e a terceira condição, foi necessário abrir o reator para remoção do excesso de biomassa, pois o crescimento desta causou entupimento na saída de biogás e de efluente do reator. Na Figura A2, do apêndice A, é apresentado o reator quando ocorreu essa situação. Nas Figuras A3 e A4, está apresentada a aderência da biomassa no reator e nas peças de meio-suporte ao final do experimento.

4.3 Análises físico-químicas e aferição do biogás

A caracterização dos substratos e biomassa bem como as análises posteriores das amostras dos reatores foram realizadas no Laboratório de Saneamento da UNIOESTE, *campus* Cascavel, de acordo com a metodologia proposta pelo livro *Standart Methods* (APHA, 2023), e outros autores, apresentadas na Tabela 3. Todas as análises foram realizadas para a caracterização dos substratos, e para a saída dos reatores em batelada. Para a segunda etapa do experimento (reator de fluxo contínuo), foram realizadas as análises para as amostras de entrada e saída do reator, conforme a coluna de periodicidade da Tabela 3.

Tabela 3 Metodologias de análises físico-químicas

Análises	Unidades de medida	Metodologias	Referências	Periodicidade (segunda etapa)
pH	-	Eletrométrico	APHA 4500-H ⁺	2x por semana
DQO	gO ₂ .L ⁻¹	Colorimétrico	APHA 5220 D	Diariamente
Sólidos	g.L ⁻¹	Gravimétrico	APHA 2540	2x por semana
Alcalinidade	g CaCO ₃ .L ⁻¹	Titulométrico	Ripley <i>et al.</i> (1986)	2x por semana
Acidez Volátil	g Hac.L ⁻¹	Titulométrico	Dilallo e Albertson (1961)	2x por semana
Metais	mg.L ⁻¹	-	APHA 3030 H	- ^a
N-Kjeldhal	mg.L ⁻¹	Semimicro Kjeldhal	APHA 4500-N _{org} C	- ^a
N-NH ₃	mg.L ⁻¹	Titrimétrico	APHA 4500-NH ₃ C	- ^a

^a Esta análise foi realizada apenas para caracterização dos substratos.

A aferição do volume de gás produzido foi realizada diariamente. Após, o volume de biogás foi corrigido para as Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP), utilizando a Equação 1, decorrente das leis de Boyle e Gay-Lussac. A temperatura e a pressão do laboratório foram aferidas utilizando-se termômetro e barômetro, instalados próximo à câmara de armazenamento dos reatores, e dados do Instituto Nacional de Meteorologia para a cidade de Cascavel, quando necessário.

$$\frac{P_0 V_0}{T_0} = \frac{P_1 V_1}{T_1} \quad \text{Eq. (1)}$$

Em que:

P₀ – Pressão atmosférica CNTP; 1,01325 bar;

V₀ – Volume de biogás normalizado, NmL;

T₀ – Temperatura CNTP; 273,15 K;

P₁ – Pressão atmosférica aferida no laboratório, bar;

V₁ – Volume de biogás aferido, mL;

T₀ – Temperatura aferida no laboratório, K.

Para a determinação da concentração dos gases produzidos, a metodologia da cromatografia gasosa foi utilizada com auxílio dos equipamentos GC-2014 e CG-2010 (*Shimadzu Scientific Instruments*, EUA). O primeiro foi utilizado durante a operação de reatores em batelada, devido à umidade presente na fase gasosa e à capacidade da coluna do equipamento em resistir a essa umidade. O segundo equipamento foi utilizado durante a operação do reator em fluxo contínuo.

O CG-2014 é equipado com detector de condutividade térmica e coluna Carboxen® 1000 (4,5 m e 2,1 mm), com temperaturas para o injetor e detector, respectivamente, de 100 e 150 °C. O CG-2010 é equipado com detector de condutividade térmica e coluna Carboxen® 1010 Plot (30 m e 0,53 mm), com temperaturas para o injetor e detector,

respectivamente, de 220 e 230 °C. Para ambos os equipamentos, é possível obter a concentração de gases no biogás a partir da injeção de amostra gasosa no equipamento, com posterior análise da curva de resposta.

4.4 Softwares e análises estatísticas

Os softwares MS Excel e Statistica 7.1 foram utilizados para a organização dos dados e das análises estatísticas. Em todas as análises estatísticas, foi utilizado intervalo de confiança de 90% (p-valor 0,1) como critério de aceitação ou rejeição dos modelos matemáticos.

4.4.1 Modelo Matemático para Otimização das Misturas

As variáveis respostas desejadas foram avaliadas matematicamente seguindo a suposição de um modelo quadrático. Foi gerado o modelo para as variáveis respostas de rendimento de CH₄ e remoção da matéria orgânica em termos de DQO. Verificou-se, então, se existe interação sinérgica ou antagônica entre os componentes da mistura. Após, foi gerada a otimização entre as variáveis respostas, a partir da análise de desejabilidade.

$$\hat{y} = b_1 * x_1 + b_2 * x_2 + b_{12} * x_1 * x_2 \quad \text{Eq. (2)}$$

Em que:

$\hat{y}$ – Variável resposta que se deseja obter a partir do modelo;

b_1 – Coeficiente relacionado ao primeiro componente da mistura;

b_2 – Coeficiente relacionado ao segundo componente da mistura;

b_{12} – Coeficiente relacionado à interação entre os componentes da mistura;

x_1 e x_2 – Componentes da mistura, lixiviado e ARF.

4.4.2 Modelo Matemático para o Rendimento de CH₄

O modelo de Gompertz modificado foi utilizado para gerar um modelo matemático que preveja o máximo rendimento de CH₄ ao longo do tempo. Este modelo foi proposto por Zwietering *et al.* (1990), de forma a traduzir os parâmetros para aplicações biológicas, até então puramente matemáticos, da equação de Gompertz, já consolidada na literatura.

Este modelo é costumeiramente utilizado por outros pesquisadores para descrever o rendimento de metano na digestão anaeróbia (SILLERO *et al.*, 2023; TAKEDA *et al.*, 2020). O modelo consiste em relacionar a produção de CH₄ com a atividade microbiana, baseando-se na suposição de que, após um período inicial de adaptação, a produção cresce de forma exponencial até atingir um nível máximo. O modelo de Gompertz modificado está apresentado na equação 3.

$$H = P * \exp \left\{ - \exp \left[\frac{R_m}{P} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad \text{Eq. (3)}$$

Em que:

H – Rendimento acumulado de CH₄ no tempo (t), mL.gSV⁻¹;

P – Potencial máximo de rendimento de CH₄, mL.gSV⁻¹;

R_m – taxa de rendimento de CH₄, mL.gSV⁻¹.d⁻¹;

λ – fase de latência (lag phase), d;

t – Tempo para se atingir o rendimento acumulado de CH₄ (variável H), d.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização dos substratos e inóculo

Os substratos (lixiviado e ARF) foram coletados e armazenados, seguidos de sua caracterização, conforme apresentado na Tabela 7, assim como a caracterização do inóculo, coletado uma única vez. Os substratos foram coletados quatro vezes durante o experimento. A primeira coleta foi referente à primeira etapa do experimento, enquanto as demais coletas foram referentes à segunda etapa. Na Figura 7 estão apresentados os substratos, de forma a permitir a caracterização visual.

Tabela 7 Caracterização dos substratos e inóculo, para os parâmetros físico-químicos.

Parâmetros	Lixiviados	ARF	Inóculos ^a
DQO Total (g.L ⁻¹)	1,76 ± 0,76	22,12 ± 3,15	3,36
DQO Solúvel (g.L ⁻¹)	1,15 ± 0,38	15,85 ± 1,80	-
Sólidos totais (g.L ⁻¹)	4,40 ± 1,28	15,46 ± 0,23	33,01 ± 6,58
Sólidos suspensos (g.L ⁻¹)	0,42 ± 0,51	3,45 ± 0,75	16,91 ± 2,28
Sólidos dissolvidos (g.L ⁻¹)	3,98 ± 0,79	12,01 ± 0,60	16,10 ± 4,30
Sólidos voláteis (g.L ⁻¹)	1,30 ± 0,46	12,27 ± 0,81	22,95 ± 4,34
pH	8,33 ± 0,27	4,47 ± 0,56	-
Alcalinidade (gCaCO ₃ .L ⁻¹)	3,63 ± 0,90	0,12 ± 0,25	-
Acidez Volátil (gHAc.L ⁻¹)	0,20 ± 0,05	1,85 ± 0,68	-
AV/DQO	0,12 ± 0,02	-	-
N-Kjeldahl (mg.L ⁻¹)	0,88 ± 0,25	0,53 ± 0,11	-
N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	0,81 ± 0,24	0,03 ± 0,02	-
Relação C/N	1,47 ± 0,24	23,63 ± 4,38	-

^a O desvio padrão do inóculo refere-se à utilização de duplicatas para a execução das análises, enquanto para os substratos, refere-se ao resultado obtido para diferentes coletas.

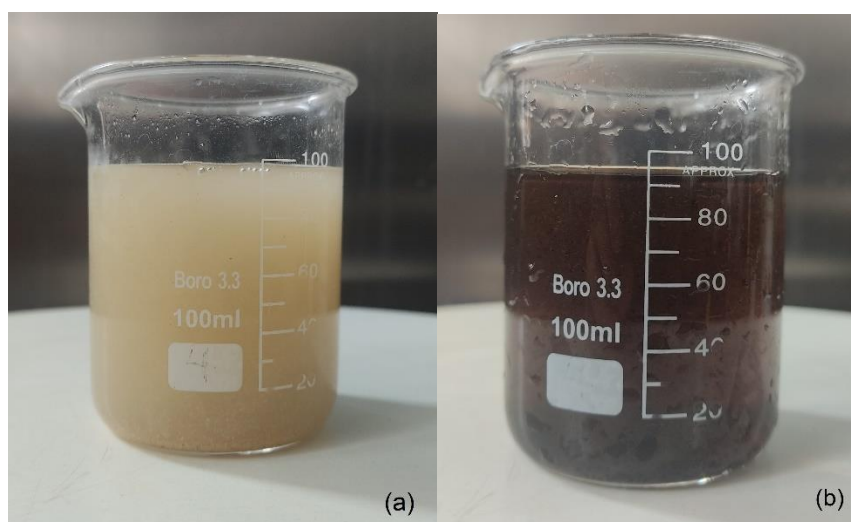


Figura 7 Aspecto visual da (a) Água Residuária de Fecularia e (b) Lixiviado.

É possível notar a baixa disponibilidade da matéria orgânica no lixiviado em comparação com a ARF, tanto no parâmetro de DQO quanto na proporção de sólidos voláteis para os sólidos totais. A relação AV/DQO do lixiviado também indica isso, na qual o substrato é considerado com baixa biodegradabilidade se esta relação é menor que 0,2 (CONTRERA, 2015). Por outro lado, ambos os substratos possuem a maior parcela de sólidos na forma dissolvida, com apenas uma pequena parcela suspensa.

O lixiviado possui grande variabilidade entre as coletas, especialmente nos parâmetros de DQO e Alcalinidade. Conforme Teng *et al.* (2021), o lixiviado possui diferentes valores para as características físico-químicas conforme o regime de chuvas no aterro, o tipo de resíduos depositados, grau de compactação da célula, clima, entre outros. Os autores ainda afirmam que as maiores temperaturas no verão resultam em menores valores de DQO. Neste estudo, de fato, o lixiviado com DQO mais diluída e menor alcalinidade refere-se à coleta realizada durante o verão (fevereiro), período chuvoso, enquanto o lixiviado com DQO mais concentrada e maior alcalinidade foi coletado durante o inverno (julho e agosto), após um período com poucas chuvas, dados que corroboram com a literatura sobre esse substrato. No apêndice A, é apresentada a Figura A1, com a diferença visual entre as coletas de lixiviado.

Guzmán-Fierro *et al.* (2023) também obtiveram resultados variáveis nas características do lixiviado a partir de coletas em diferentes épocas do ano, demonstrando o exposto. A DQO variou entre 3,3 e 9,1 g.L⁻¹, os sólidos suspensos entre 1,34 a 2,1 g.L⁻¹, o íon amônio de 0,4 a 2,3 g.L⁻¹, enquanto o pH manteve-se mais estável, entre 7,98 e 8,64. A maior disponibilidade de matéria orgânica no lixiviado dos autores, em comparação a este estudo, pode ser explicada devido à idade do aterro sanitário, que foi de 12 anos para os autores, e de 28 anos para este estudo. Tanto Guzmán-Fierro *et al.* (2023) quanto Teng *et al.* (2021) foram categóricos quando afirmaram que os lixiviados provenientes de aterros com maior tempo de operação possuem menor concentração de matéria orgânica, além de serem de biodegradação lenta ou simplesmente não biodegradáveis.

A ARF, por ser um efluente industrial, com maior rigor de procedimentos e equipamentos, além de ter sido coletada sempre na mesma indústria e ponto da cadeia produtiva de beneficiamento da mandioca, possui características mais estáveis e com menor variação entre as coletas, realizadas em diferentes épocas do ano. A última coleta de ARF, entretanto, apresentou alcalinidade de 0,5 g.L⁻¹, com um pH de 5,29; enquanto as outras coletas apresentaram zero alcalinidade e pH próximo a 4,20. A estabilidade dos parâmetros entre coletas indica a possibilidade de utilização da ARF em grandes quantidades como substrato para a digestão anaeróbia, que simplifica a operação de um reator.

Os valores encontrados para os parâmetros da ARF estão levemente acima de outros valores encontrados na literatura, como de Martins *et al.* (2023), que utilizaram ARF com DQO de 14,08 g.L⁻¹, sólidos voláteis a 10,72 g.L⁻¹, e relação C/N de 14,04. Kuczman *et*

al. (2011) utilizaram ARF com DQO de 15,72 g.L⁻¹ e sólidos voláteis a uma concentração de 7,51 g.L⁻¹; Larsen *et al.* (2013) utilizaram três lotes de ARF, com os valores de DQO que variaram entre 6,98 e 14,94 g.L⁻¹, e sólidos voláteis com variação entre 5,12 e 7,87 g.L⁻¹.

Na Tabela 8, estão apresentados os dados referentes à caracterização dos substratos para diferentes metais. Além dos metais citados na tabela, foram caracterizados cromo e chumbo, os quais não foram detectados nos substratos pela metodologia utilizada.

Tabela 8 Concentrações de metais nos substratos, em mg.L⁻¹

	Lixiviados ^a	ARF ^a
Al	5,70 ± 11,40	n/d
Ca	49,23 ± 46,58	15,72 ± 6,00
Cd	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,02
Cu	0,14 ± 0,28	2,07 ± 3,21
Fe	33,45 ± 30,71	27,60 ± 33,30
K	502,31 ± 115,43	822,74 ± 200,40
Mg	39,46 ± 14,59	98,04 ± 23,73
Mn	0,70 ± 0,88	0,70 ± 0,47
Na	1265,61 ± 785,47	26,82 ± 21,35
Ni	0,10 ± 0,17	0,02 ± 0,03
Zn	0,91 ± 0,01	4,44 ± 2,56

^a Média e desvio calculados a partir do resultado das quatro coletas de lixiviado e ARF.

É possível notar que em ambos os substratos, os metais alcalinos e alcalino-terrosos são os encontrados em maior concentração, especialmente Na e K para o lixiviado, e K e Mg para a ARF. Também há maior concentração de Fe para ambos os substratos, e Al para o lixiviado. Os demais metais estão presentes em menores concentrações. Estes resultados estão condizentes com a literatura. Qian *et al.* (2024) comentam que, de fato, Na, Ca, Mg, K e Fe são os elementos tipicamente encontrados em lixiviados.

Os níveis de Fe e Ni em ambos os substratos ficaram abaixo do limite máximo de inibição da digestão anaeróbia, de 1000 e 50 mg.L⁻¹, respectivamente, conforme sugerido por Zhang *et al.* (2015). Os autores ainda obtiveram as concentrações ideais de Fe e Ni para seu estudo, que foram, respectivamente, de 100 e 5 mg.L⁻¹. A existência desses metais representa um aspecto positivo para a geração de metano, pois os autores obtiveram incremento de 35,5% no rendimento de CH₄, em comparação com o controle, ao suplementar a digestão anaeróbia com a concentração ideal de Fe, Co, Mo e Ni.

5.2 Resultados da primeira etapa – Reatores em Batelada

As misturas foram elaboradas em fração de volume entre os substratos, apresentadas na Tabela 9. O pH do lixiviado é acima de 7, que apresenta elevada

alcalinidade, e representa que o lixiviado é o principal fator determinante para o pH e a alcalinidade de cada mistura. É possível verificar que à medida que a concentração de lixiviado diminui, a alcalinidade também diminui, sendo máxima concentração para o lixiviado puro (M1), e mínima para a ARF pura (M5).

Tabela 9 pH e alcalinidade das misturas elaboradas para os reatores em batelada

Misturas	pH inicial	Alcalinidade Parcial (gCaCO ₃ .L ⁻¹)	Alcalinidade Intermediária (gCaCO ₃ .L ⁻¹)	Alcalinidade Total (gCaCO ₃ .L ⁻¹)
M1	8,23	2,30	0,35	2,65
M2	7,65	1,35	0,40	1,75
M3	7,44	1,01	0,47	1,48
M4	7,20	0,53	0,52	1,05
M5	4,23	0	0	0

5.2.1 Biogás Produzido

O experimento foi conduzido por cinquenta (50) dias - período de tempo necessário para que a produção diária de biogás fosse apenas 1% da produção total acumulada até o momento, para todos os reatores. Algumas condições atingiram esse critério em menores períodos de tempo.

Na Figura 8, é possível visualizar a produção total de biogás no período, em que a ARF pura (M5) ou com pouca adição de lixiviado (M4) não são viáveis para a produção de CH₄, notado pelo platô iniciado próximo a 5 e 15 dias do experimento, respectivamente. Para a ARF pura, o pH do meio, próximo a 4, não favorece a metanogênese. Para a mistura quatro (4), apesar de possuir pH inicial próximo a 7, tem baixa alcalinidade. Isso prejudica a manutenção do pH na faixa ótima após a produção de ácidos orgânicos nas primeiras etapas da digestão anaeróbia (JASINSKA *et al.*, 2023).

O lixiviado puro não permitiu qualquer produção de gás, comprovando sua baixa biodegradabilidade, visto ser oriundo de aterro sanitário considerado velho. As misturas 2 e 3, respectivamente com 2/3 e 1/3 do volume lixiviado, apresentaram os melhores resultados.

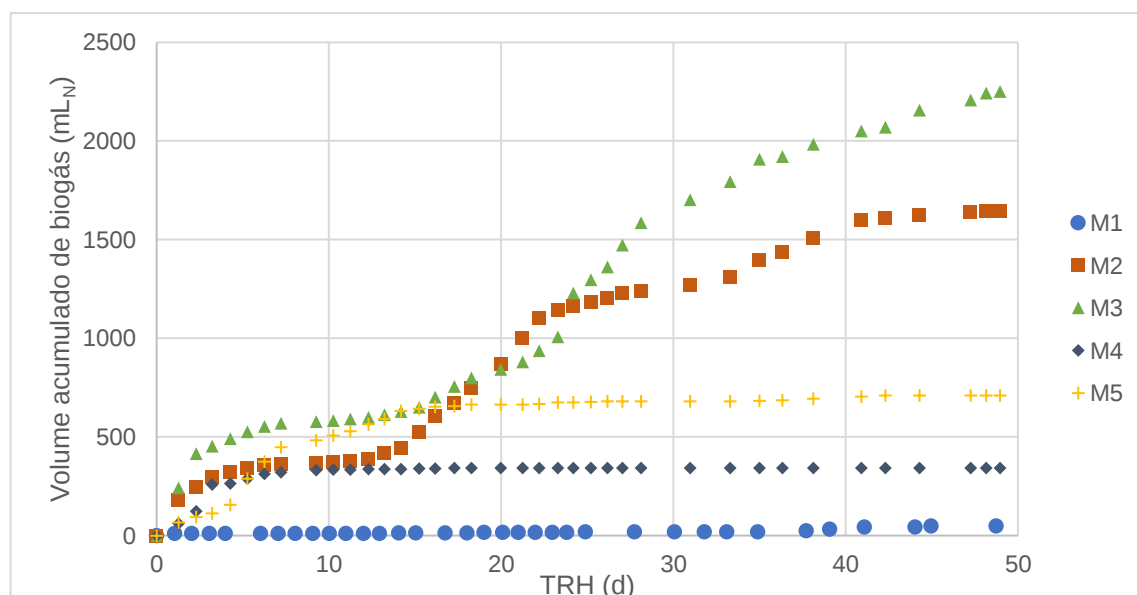


Figura 8 Produção total de biogás nos reatores em batelada

Na Figura 9, a variação no percentual da composição dos gases é apresentada no biogás ao longo do experimento. As misturas 4 e 5 encerraram a produção de biogás prematuramente, em comparação com as demais condições; por isso, só foi possível quantificar os percentuais dos gases nos primeiros dias do experimento.

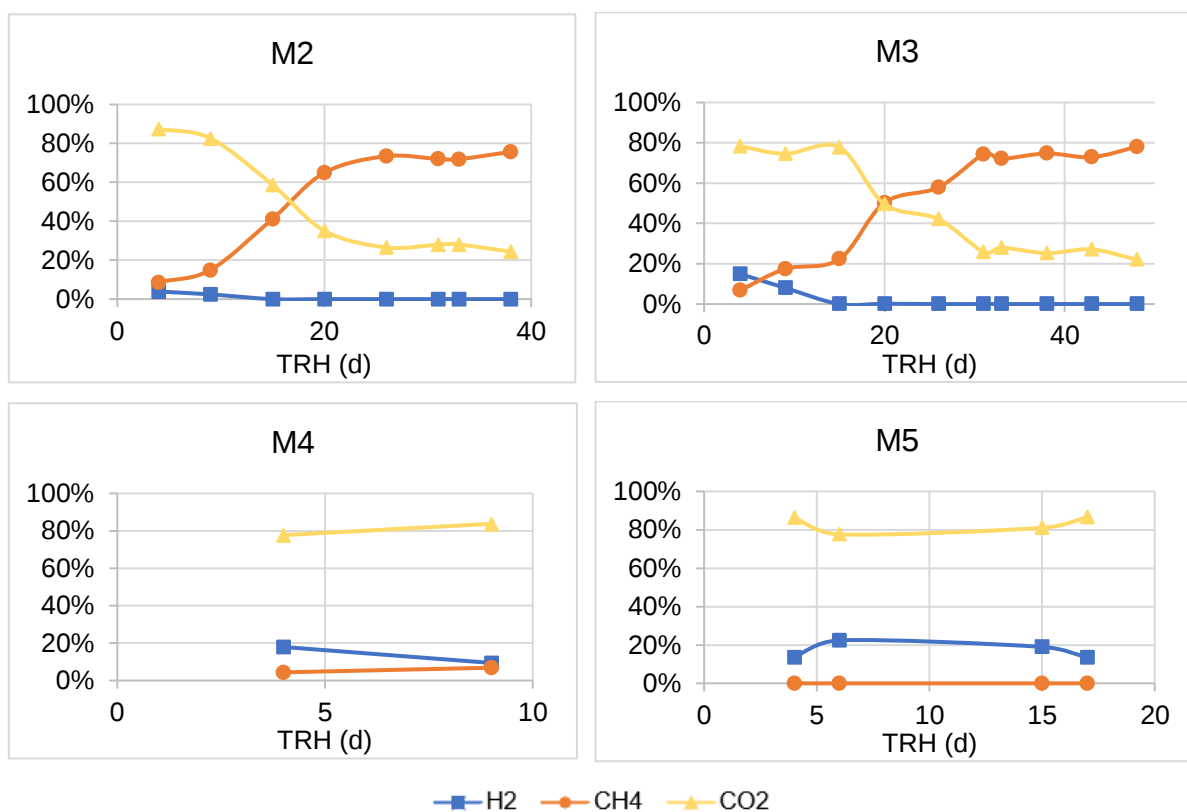


Figura 9 Variação no percentual de gases componentes do biogás

Apenas as misturas 2 e 3 obtiveram percentuais de CH_4 . Ambas as condições obtiveram H_2 apenas nas primeiras datas de coleta. Após isso, o biogás passou a ser composto apenas por CO_2 e CH_4 , com este último crescendo gradualmente até estabilizar próximo a 74% para a mistura 2 e próximo a 75% para a mistura 3. Assim, houve um pico de 78% no último dia de coleta.

Na Figura 10, está apresentado o perfil de produção de metano ao longo dos dias do experimento, para as duas condições que obtiveram volume significativo de produção de CH_4 . É possível notar que a produção de CH_4 foi semelhante para as repetições de cada condição. A mistura 3, que é referente à mistura 50:50, possuiu um período maior de latência para a produção de CH_4 , quando comparado com a mistura 2 (2/3 de lixiviado), porém, superou a mistura 2 em volume acumulado próximo aos 28 dias de experimento. A existência de um período de latência antes da produção de metano pode indicar a hidrólise como limitante para o processo da digestão anaeróbia (FILER *et al.*, 2019).

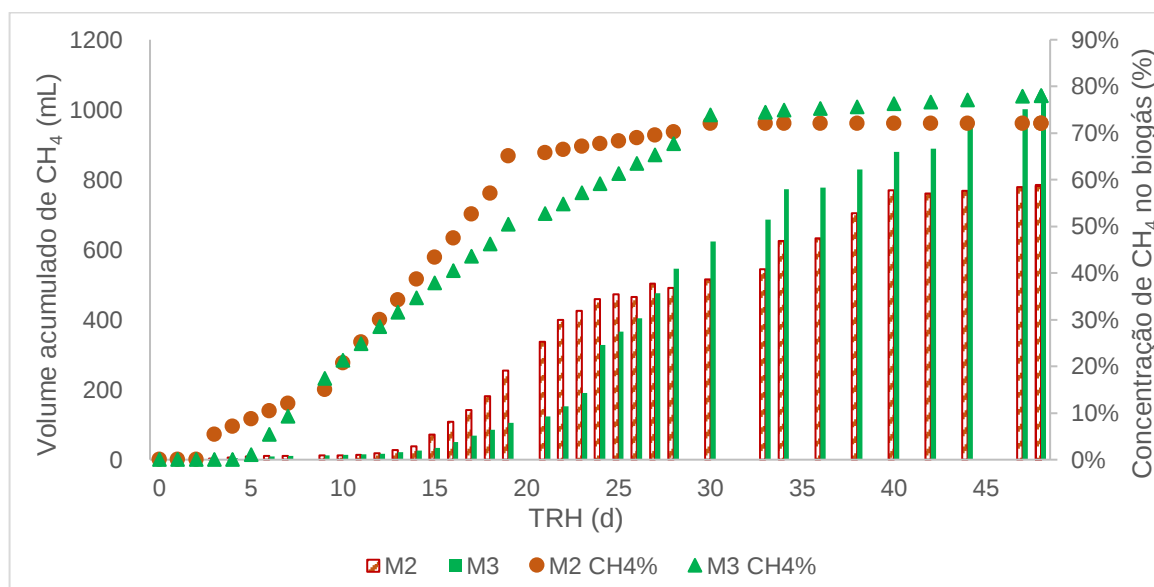
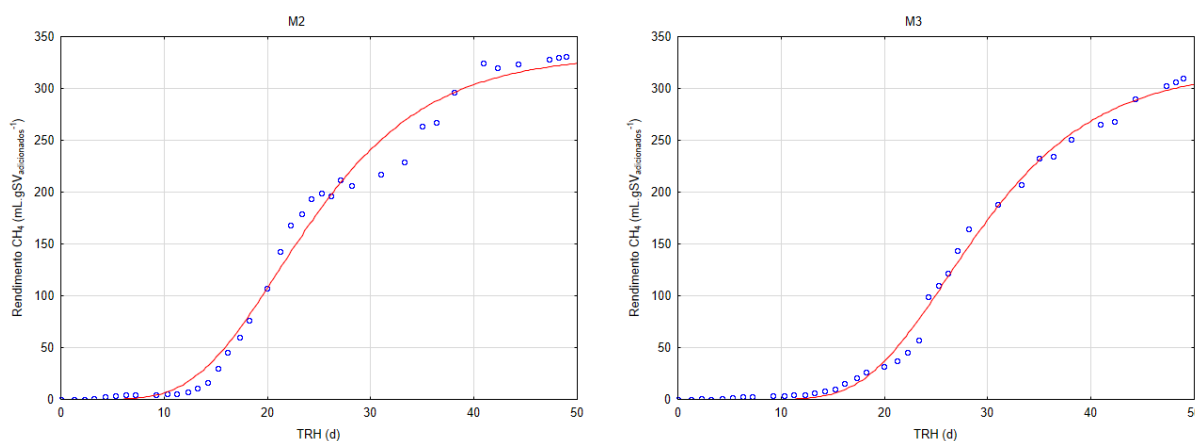


Figura 10 Produção acumulada de CH_4 nos reatores em batelada

O modelo de Gompertz modificado foi gerado para cada condição experimental, utilizando-se o rendimento de metano como parâmetro. É possível notar como o modelo possui bom ajuste, de acordo com o valor de R^2 . Na Tabela 10, pode-se observar o comparativo entre o rendimento total aferido e aquele previsto pelo modelo de Gompertz modificado, enquanto na Figura 11, estão apresentados os gráficos para cada modelo, com suas respectivas equações. É possível notar que os valores previstos e observados são próximos para todas as condições, logo, o experimento foi finalizado no momento correto, e este fato indica que maiores TRHs do que o utilizado (50 dias) não contribuiriam significativamente para elevar o máximo rendimento de metano.

Tabela 10 Rendimento de metano observado versus previsto pelo modelo

Reatores	Rendimentos observados (mL $\text{CH}_4 \cdot \text{gSV}_{\text{adicionados}}^{-1}$)	Rendimentos previstos (mL $\text{CH}_4 \cdot \text{gSV}_{\text{adicionados}}^{-1}$)	R^2 do modelo
M2	331,23	332,95	0,988
M3	309,92	319,17	0,996

**Figura 11** Modelos de Gompertz modificado gerados para cada reator

Os resultados obtidos para o rendimento de metano são satisfatórios e semelhantes a outros encontrados na literatura. Martins *et al.* (2023), em suas pesquisas, atingiram o rendimento máximo de CH_4 de $150,33 \text{ mL} \cdot \text{gSV}^{-1}$, a partir da monodigestão da ARF, com pH de entrada corrigido para 7 e relação S/I de um (1). A codigestão com o lixiviado, no presente estudo, além de adequar o pH da entrada sem a necessidade de adição de reagentes, permitiu obter valores superiores no rendimento de metano com relação aos autores citados.

Zhang *et al.* (2015) atingiram um rendimento máximo de CH_4 de $372 \text{ mL} \cdot \text{gSV}^{-1}$, a partir da digestão de resíduos de alimentos sem adição de nutrientes, e um rendimento máximo de $504 \text{ mL} \cdot \text{gSV}^{-1}$ com suplementação de nutrientes como Fe, Co, Mo e Ni.

5.2.2 Remoção da Matéria Orgânica

Após 50 dias de operação dos reatores, a massa líquida resultante foi centrifugada, para separação do lodo, e analisada, para comparação com as misturas na entrada. Os resultados estão apresentados na Tabela 11.

É possível verificar a baixa biodegradabilidade do lixiviado puro, no qual houve acréscimo da concentração de matéria orgânica no reator, devido a resíduos de matéria orgânica dissolvida, presentes no lodo que foi adicionado. As misturas 4 e 5, por outro lado, apresentaram baixa remoção de matéria orgânica devido à interrupção da digestão

anaeróbia antes da metanogênese; pois o pH de entrada das misturas estava fora da faixa ótima para a metanogênese. Este fato é corroborado pela concentração de gases destas misturas ter sido apenas H_2 e CO_2 . As misturas 2 e 3, portanto, apresentaram as melhores remoções de matéria orgânica (75,74% e 80%, respectivamente) em correspondência com o observado na produção de biogás.

Tabela 11 Remoção de DQO e Sólidos dissolvidos totais e voláteis nos reatores em batelada

Misturas	Análises	Entradas	Saídas	Remoções (%)
M1	DQO solúvel ($g.L^{-1}$)	0,80	$0,84 \pm 0,07$	$-4,49 \pm 9,34$
	Sólidos dissolvidos ($g.L^{-1}$)	3,50	$3,25 \pm 0,04$	$7,17 \pm 1,21$
	Sólidos dissolvidos voláteis ($g.L^{-1}$)	1,02	$0,86 \pm 0,06$	$16,26 \pm 6,23$
M2	DQO solúvel ($g.L^{-1}$)	4,20	$1,02 \pm 0,06$	$75,74 \pm 1,42$
	Sólidos dissolvidos ($g.L^{-1}$)	6,98	$2,92 \pm 0,23$	$58,17 \pm 3,24$
	Sólidos dissolvidos voláteis ($g.L^{-1}$)	4,60	$0,83 \pm 0,20$	$81,96 \pm 4,30$
M3	DQO solúvel ($g.L^{-1}$)	7,52	$1,50 \pm 0,00$	$80,00 \pm 0,00$
	Sólidos dissolvidos ($g.L^{-1}$)	8,62	$2,87 \pm 0,04$	$66,71 \pm 0,49$
	Sólidos dissolvidos voláteis ($g.L^{-1}$)	6,29	$0,86 \pm 0,07$	$86,33 \pm 1,12$
M4 ^a	DQO solúvel ($g.L^{-1}$)	6,18	$4,32 \pm 0,03$	$30,09 \pm 0,52$
	Sólidos dissolvidos ($g.L^{-1}$)	5,15	$2,34 \pm 0,11$	$77,33 \pm 1,03$
	Sólidos dissolvidos voláteis ($g.L^{-1}$)	3,97	$1,21 \pm 0,04$	$84,76 \pm 0,53$
M5 ^a	DQO solúvel ($g.L^{-1}$)	7,52	$6,48 \pm 0,58$	$13,81 \pm 7,69$
	Sólidos dissolvidos ($g.L^{-1}$)	6,76	$2,93 \pm 0,17$	$74,65 \pm 1,47$
	Sólidos dissolvidos voláteis ($g.L^{-1}$)	4,47	$1,76 \pm 0,16$	$80,29 \pm 1,74$

^a As misturas 4 e 5 foram diluídas em 1:2 com água destilada na incubação, de forma que a concentração de DQO não ultrapassasse $10 g.L^{-1}$, portanto, os valores absolutos DQO e sólidos na tabela, nessas misturas, são aqueles obtidos após esta diluição.

Os resultados de remoção de matéria orgânica para as duas condições que obtiveram o melhor desempenho nesse parâmetro (2 e 3) estão de acordo com o encontrado na literatura para sistemas semelhantes de tratamento. Kumar *et al.* (2023) utilizaram lixiviado de aterro sanitário antigo, em codigestão com esgoto sanitário, e obtiveram remoção de DQO em torno de 80%. Takeda *et al.* (2020) realizaram codigestão entre lixiviado e glicerol, e atingiram o máximo de 90,15% de remoção de DQO solúvel. Por outro lado, Albuquerque *et al.* (2020), ao realizar a codigestão entre soro de leite e glicerol, em temperatura termofílica, encontraram 68% de remoção máxima de matéria orgânica.

5.2.3 Determinação da Mistura Otimizada

Foram gerados os modelos matemáticos para o rendimento de CH_4 e remoção de DQO solúvel. A mistura entre os substratos que resulta no melhor valor resposta para cada

variável não coincide. Portanto, foi realizada a otimização para obter a proporção entre os substratos que se obtive a melhor condição para ambas as variáveis simultaneamente.

A Equação 4 traz o modelo otimizado para o rendimento de CH₄, seguido da ANOVA, apresentada na Tabela 12, e os resíduos entre os pontos observados e previstos segundo o modelo, na Tabela 13. O intervalo de confiança definido para esta análise foi de 90%.

$$\text{Rendimento CH}_4 = 0,4467 * \text{lix} - 0,5398 * \text{arf} + 0,096 * \text{lix} * \text{arf} \quad (4)$$

Em que:

Rendimento CH₄ – mL.gSV_{adicionado}⁻¹

lix – Lixiviado adicionado, %

arf – ARF adicionada, %

Tabela 12 Análise de variância para o modelo de rendimento de CH₄. R² = 0,53

Anova				Ajuste do modelo			
Efeitos	SS efeito	gL efeito	p-valor	Fontes	SS	gL	p-valor
Linear	10814,8	1	0,561	Modelo	130359,8	2	0,071
Quadrado	119544,9	1	0,031	Falta de ajuste	115493,0	2	0,000
Total ajustado	246234,5	9	-	Erro puro	381,7	5	-

Tabela 13 Resíduos do modelo de rendimento de CH₄

Reatores	Observados	Previstos	Resíduos
M1-1	0,0	44,7	-44,7
M1-2	0,0	44,7	-44,7
M2-1	344,2	225,2	119,0
M2-2	318,3	225,2	93,1
M3-1	314,7	235,4	79,3
M3-2	305,1	235,4	69,7
M4-1	2,1	192,3	-190,2
M4-2	2,8	192,3	-189,5
M5-1	0,0	-54,0	54,0
M5-2	0,0	-54,0	54,0

A Equação 5, a seguir, apresenta o modelo otimizado para a remoção de DQO solúvel, seguido da ANOVA, apresentada na Tabela 14 e os resíduos entre os pontos observados e previstos segundo o modelo, na Tabela 15. O intervalo de confiança para esta análise foi de 90%.

$$\text{Remoção de } DQO_s = 0,077 * \text{lix} + 0,056 * \text{arf} + 0,024 * \text{lix} * \text{arf} \quad (5)$$

Em que:

DQO_s – Remoção DQO solúvel, %;

lix – Lixiviado adicionado, %;

arf – ARF adicionada, %.

Tabela 14 Análise de variância para o modelo de remoção da DQO solúvel. $R^2 = 0,73$

Anova				Ajuste do modelo			
Efeitos	SS efeito	gL efeito	p-valor	Fontes	SS	gL	p-valor
Linear	5,2	1	0,951	Modelo	7549,5	2	0,011
Quadrado	7544,4	1	0,003	Falta de ajuste	2797,1	2	0,000
Total ajustado	10410,6	9	-	Erro puro	63,9	5	-

Tabela 15 Resíduos do modelo de remoção da DQO solúvel

Reatores	Observados	Previstos	Resíduos
M1-1	2,1	7,7	-5,6
M1-2	0,0	7,7	-7,7
M2-1	76,7	60,6	-16,1
M2-2	74,7	60,6	-14,1
M3-1	80,0	66,9	13,1
M3-2	80,0	66,9	13,1
M4-1	30,5	59,9	-29,4
M4-2	29,7	59,9	-30,2
M5-1	8,4	5,6	2,8
M5-2	19,3	5,6	13,7

Para ambos os modelos, é possível observar que os efeitos lineares, ou seja, a influência direta de cada substrato não foi significativa ($p\text{-valor} > 0,1$), porém, a interação entre os substratos, ou seja, os efeitos quadrados foram significativos.

Ambos os modelos foram significativos ($p\text{-valor} \leq 0,1$), logo, eles podem ser utilizados para representar o conjunto de dados observados. É importante notar que o modelo não foi ajustado em ambas variáveis respostas. Isto está relacionado ao fato de que o modelo representa satisfatoriamente a maioria dos pontos observados, porém, alguns pontos *outliers* são responsáveis pela falta de ajuste, pois há uma assimetria grande entre os valores observados para as condições 2 e 4, respectivamente, 2/3 e 1/3 de lixiviado. Como ambos os modelos obtiveram R^2 superior a 0,5, optou-se por aceitar ambos os modelos como significativos e representantes do conjunto de dados observados.

Por fim, a desejabilidade utilizada para se obter a mistura otimizada para ambas as variáveis está apresentada na Figura 12, conforme os modelos individuais gerados.

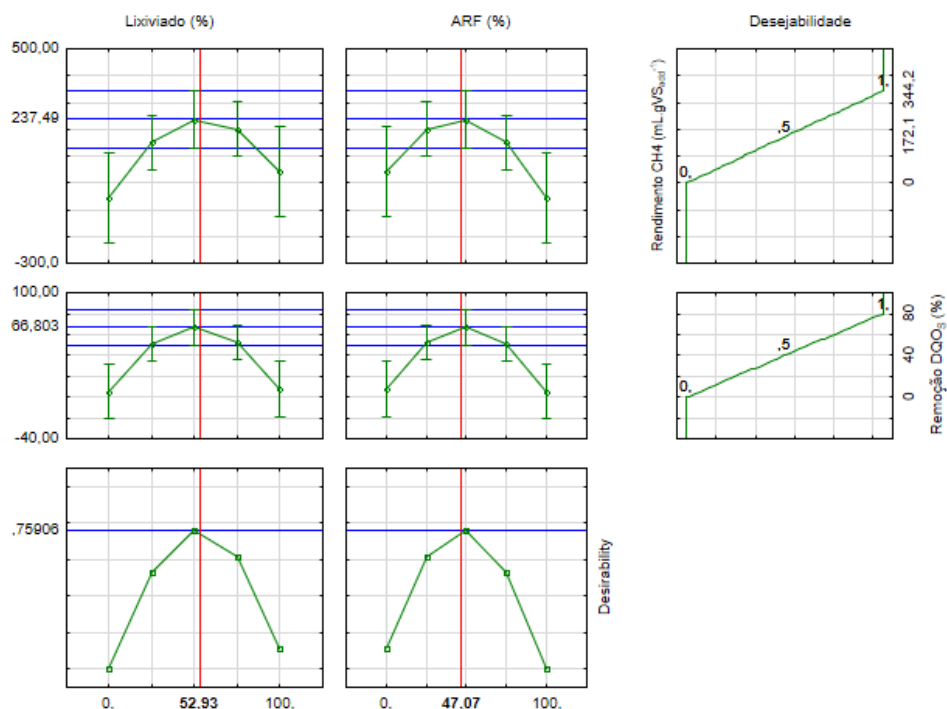


Figura 12 Desejabilidade para determinação da mistura otimizada

5.3 Resultados da segunda etapa – Reator de leito fixo

5.3.1 Carga Orgânica Aplicada

A Carga Orgânica Aplicada (COA) foi definida a partir da matéria orgânica aplicada no reator (em termos de DQO) e a vazão de alimentação, uma consequência do tempo de retenção hidráulica (TRH). A COA está apresentada na Figura 13 e na Tabela 16. As condições experimentais estão numeradas de 1 a 4, conforme a ordem de execução (de 25 a 10 horas de TRH).

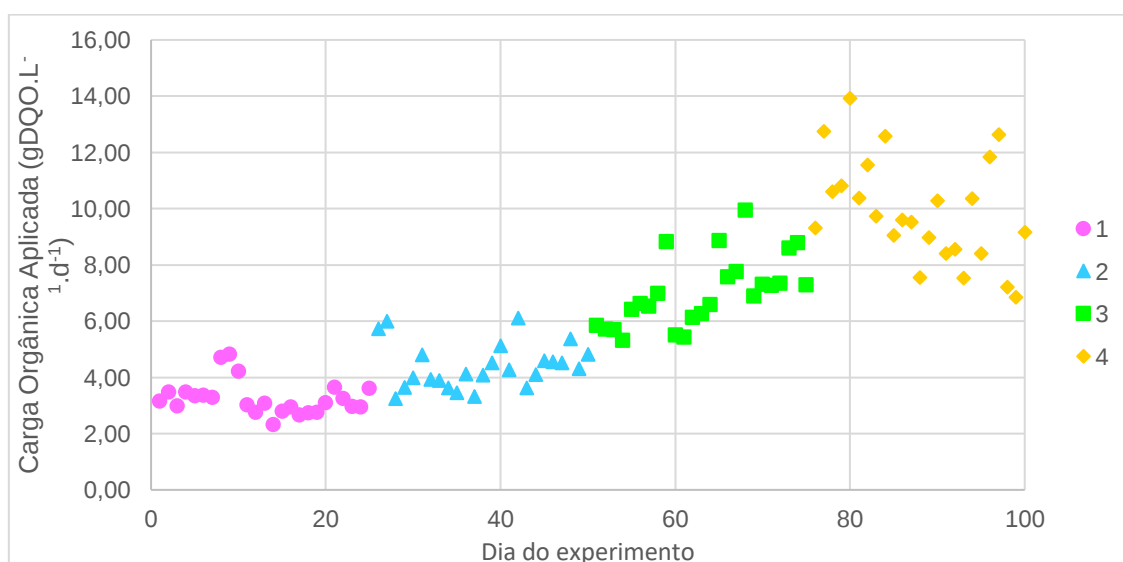


Figura 13 Carga Orgânica Aplicada no reator de leito fixo

Tabela 16 Resumo da Carga Orgânica aplicada no reator de leito fixo

Condição	TRH (h)	COA ($\text{gDQO.L}_{\text{reator}}^{-1}.\text{d}^{-1}$)	CV (%)
1	25	$3,26 \pm 0,60$	18
2	20	$4,40 \pm 0,80$	18
3	15	$7,02 \pm 1,24$	18
4	10	$9,91 \pm 1,87$	19

A carga orgânica aplicada está próxima a valores consolidados na literatura. Mazareli *et al.* (2016) variaram a carga aplicada entre 4,0 e 11,0 $\text{gDQO.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ para diferentes concentrações entre os substratos, em um sistema de três reatores em série. Chavadej *et al.* (2019) aplicaram uma carga de 10,29 $\text{g.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ para a codigestão de água residuária de fecularia e resíduos sólidos de fecularia em um reator UASB de duas fases, à temperatura mesofílica, e obtiveram resultados positivos. Os autores encontraram que, para o incremento da concentração de resíduos sólidos na mistura entre os substratos, de forma a aumentar a carga orgânica aplicada além da comentada, foram geradas instabilidade e perda de produtividade, devido ao acúmulo de ácidos orgânicos voláteis. O mesmo aconteceu no presente trabalho, no qual as próximas seções demonstram que a condição com COA de 9,91 $\text{g.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (TRH de 10 h) apresentou resultados estatisticamente significativos, decréscimo na remoção de matéria orgânica, sem acréscimo da produção de CH_4 , em comparação com as demais condições.

Wang *et al.* (2023), por outro lado, utilizaram uma configuração de reator de fluxo contínuo, em temperatura termofílica, que permitiu estabilizar a carga orgânica aplicada entre 18,4 e 23 $\text{gDQO.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ para a geração de metano. Os autores operaram também com cargas maiores, que chegaram ao pico de 32,9 $\text{gDQO.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$. Esta situação, porém, inibiu a produção de biogás.

5.3.2 Estabilidade do Processo e Alcalinidade

Na Tabela 17, estão apresentados os resultados de alcalinidade e acidez volátil para as condições experimentais avaliadas.

Tabela 17 Alcalinidade e acidez volátil para a entrada e saída do reator de fluxo contínuo

TRH (h)	Entrada / Afluente			Saída / Efluente		
	Alcalinidade ($\text{gCaCO}_3.\text{L}^{-1}$)	Acidez Volátil (gHAc.L^{-1})	AV/AT ^a	Alcalinidade ($\text{gCaCO}_3.\text{L}^{-1}$)	Acidez Volátil (gHAc.L^{-1})	AV/AT ^a
25	$1,44 \pm 0,40$	$1,61 \pm 0,37$	$1,17 \pm 0,35$	$2,23 \pm 0,13$	$0,25 \pm 0,07$	$0,11 \pm 0,03$
20	$1,34 \pm 0,28$	$1,67 \pm 0,27$	$1,28 \pm 0,25$	$2,77 \pm 0,27$	$0,36 \pm 0,20$	$0,13 \pm 0,07$
15	$1,32 \pm 0,32$	$1,22 \pm 0,63$	$1,01 \pm 0,55$	$2,69 \pm 0,17$	$0,44 \pm 0,17$	$0,16 \pm 0,06$
10	$2,12 \pm 0,38$	$1,64 \pm 0,48$	$0,78 \pm 0,24$	$2,94 \pm 0,24$	$1,15 \pm 0,24$	$0,39 \pm 0,07$

¹ Acidez Volátil / Alcalinidade Total.

A alcalinidade e acidez da alimentação mantiveram-se constante durante todo o experimento, à exceção da alcalinidade da última condição experimental, que foi executada com o lixiviado coletado em agosto, e que destoou dos demais em alcalinidade.

Segundo Elazhar *et al.* (2022), a faixa ideal da relação AV/AT para manter a estabilidade da digestão anaeróbia é de 0,23 a 0,3. As relações AV/AT do afluente do reator permaneceram na faixa de sobrecarga durante todo o experimento, porém, o efluente apresentou relações AV/AT na faixa de subcarga nas primeiras três condições, tendo aproximado da faixa ideal na terceira condição. Isso demonstra a capacidade tampão do lixiviado, que permitiu a estabilidade do sistema e aproximação das condições ideais de alcalinidade e acidez ao longo do tratamento, mesmo com uma alimentação inicialmente fora destas condições.

Na quarta condição, a relação AV/AT esteve acima da faixa ideal, e próxima do limite de inibição (0,4). Esta resposta indicou sobrecarga do sistema, que refletiu na diminuição no percentual de CH₄ do biogás e na instabilidade para a remoção da matéria orgânica.

5.3.3 Produção de Biogás e CH₄

As produções diárias tanto de biogás como de metano no reator, ao longo do experimento, estão apresentadas na Figura 14, em produtividade, para as condições com TRH decrescente de 25, 20, 15 e 10 horas. Na Tabela 18, estão apresentados os rendimentos em relação à matéria orgânica, bem como o percentual de CH₄ no biogás.

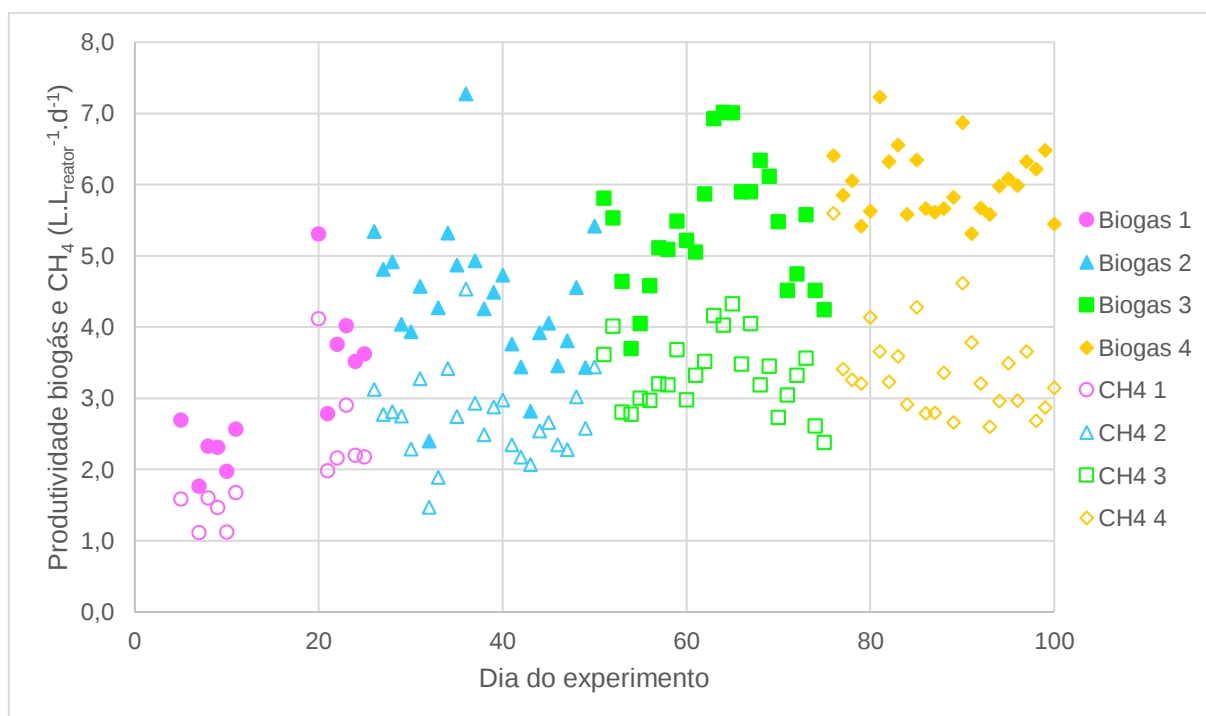


Figura 14 Produtividade diária de biogás e metano no reator de fluxo contínuo.

Tabela 18 Produção diária de biogás e CH₄ no reator, para diferentes parâmetros de rendimento.

TRH (h)	Produtividade de CH ₄		Rendimento de CH ₄		% de CH ₄ no biogás
	L.d ⁻¹	L.L _{reator} ⁻¹ .d ⁻¹	L.gDQO _{add} ⁻¹ .d ⁻¹	L.gDQO _{rem} ⁻¹ .d ⁻¹	
25	6,82 ± 2,84	2,01 ± 0,83	0,59 ± 0,31	0,68 ± 0,35	64,68 ± 6,64
20	9,22 ± 2,05	2,71 ± 0,63	0,63 ± 0,18	0,78 ± 0,24	62,67 ± 6,30
15	11,33 ± 1,75	3,33 ± 0,51	0,49 ± 0,10	0,65 ± 0,17	62,51 ± 6,60
10	11,55 ± 2,35	3,40 ± 0,69	0,35 ± 0,09	0,72 ± 0,35	56,55 ± 10,30

add – adicionada; rem – removida.

A condição 4 apresentou o máximo valor para a produção volumétrica de metano, porém, apresentou o pior rendimento ao considerar a matéria orgânica adicionada. Ou seja, o acréscimo de matéria orgânica fornecida ao reator foi superior ao acréscimo na produção de CH₄. O rendimento por matéria orgânica removida, porém, manteve-se próximo para todas as condições. Logo, este dado indicou que as bactérias ainda conseguiram converter a matéria orgânica em metano, sem inibição das atividades metabólicas; porém, também pode indicar que o reator chegou ao limite de crescimento da biomassa, representado pela queda no rendimento pela matéria orgânica adicionada e a queda na remoção da DQO, apresentada na seção 5.3.4.

Os resultados encontrados na literatura por outros autores que utilizaram configurações de reatores de fluxo contínuo estão apresentados na Tabela 19. Pode-se notar que este estudo se aproximou dos valores observados, obtendo resultados favoráveis.

Tabela 19 Rendimentos de biogás encontrados na literatura para reatores de fluxo contínuo

Referências	Substratos	COA (gDQO.L ⁻¹ .d ⁻¹)	Rendimento de CH ₄		% CH ₄
			(L _{reator} ⁻¹ .d ⁻¹)	(gDQO _{removida} ⁻¹ .d ⁻¹)	
Bottega (2019)	Lixiviado e glicerol	4, 49	0,90	0,25	83,29
Elazhar <i>et al.</i> (2022)	Vinhaça de cana-de-açúcar	4,20	2,76	- ^a	71
Wang <i>et al.</i> (2023)	Resíduos alimentares	~20	5,8	0,45	- ^a
Este estudo	ARF e Lixiviado	7,02	3,33	0,65	62,51

Para os autores que avaliaram diversas condições experimentais, as respostas apresentadas nesta tabela são as definidas por cada autor como a “melhor”. ^a Não informado pelo autor.

5.3.4 Remoção de Matéria Orgânica

As remoções de DQO total e solúvel estão apresentadas na Figura 15 para as condições experimentais em ordem decrescente de TRH. As remoções de DQO e de sólidos estão apresentadas na Tabela 20.

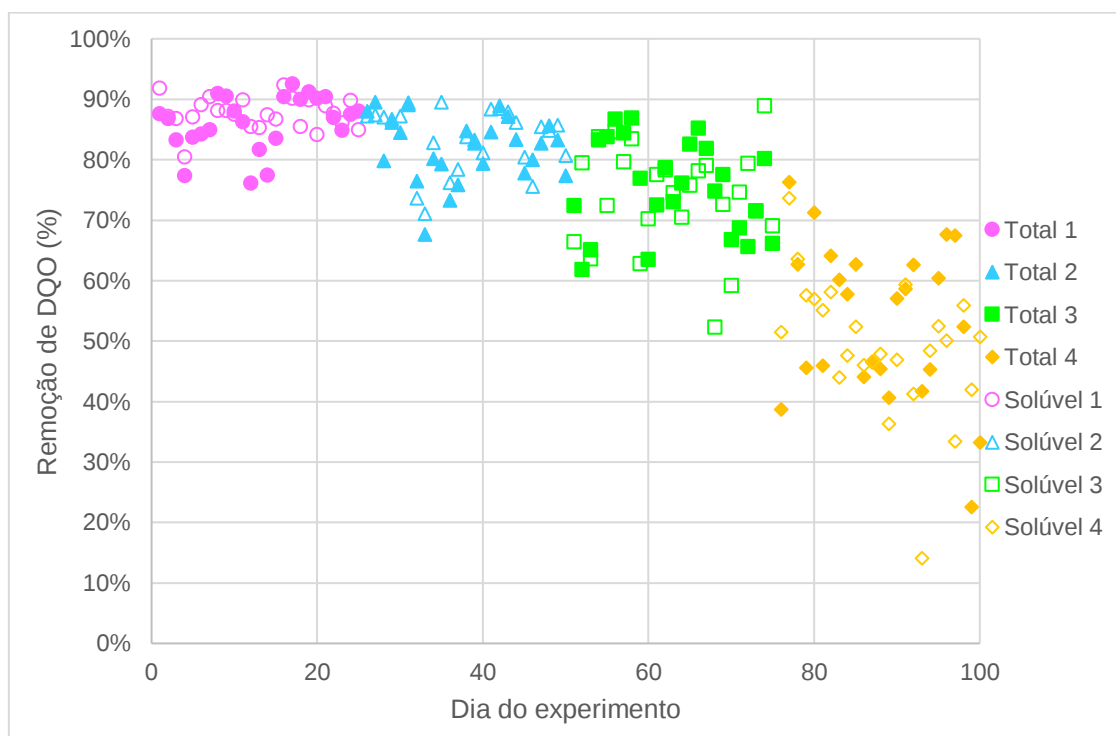


Figura 15 Remoção de matéria orgânica em termos de DQO total e solúvel

As remoções de matéria orgânica, tanto em termos de DQO quanto de sólidos voláteis, foram máximas para a primeira condição. Todavia, decresceram gradualmente conforme o incremento na carga orgânica aplicada. Ainda, a remoção de DQO apresentou-se de forma estável, com pouca variação para as primeiras três condições; e apenas na última remoção, foram obtidas variações de 25% para a DQO total e 23% para a DQO solúvel.

Tabela 20 Remoção de matéria orgânica em termos de DQO e sólidos voláteis

	Condição (TRH, em horas)			
	1 (25)	2 (20)	3 (15)	4 (10)
Remoção DQO total (%)	86,19 ± 4,52	81,92 ± 5,36	75,46 ± 7,83	53,25 ± 12,95
DQO total efluente (g.L ⁻¹)	1,56 ± 0,46	2,20 ± 0,57	3,62 ± 1,18	6,35 ± 1,36
Remoção DQO solúvel (%)	87,64 ± 2,61	83,57 ± 5,16	73,92 ± 8,49	49,29 ± 11,25
DQO solúvel efluente (g.L ⁻¹)	0,99 ± 0,21	1,37 ± 0,47	2,42 ± 0,87	3,95 ± 0,64
Remoção de sólidos totais (%)	62,80 ± 10,58	62,24 ± 7,11	58,65 ± 7,30	37,01 ± 9,14
Remoção de sólidos voláteis (%)	81,26 ± 7,55	80,40 ± 5,65	76,49 ± 4,81	50,20 ± 10,19
Remoção de sólidos voláteis dissolvidos (%)	72,68 ± 12,84	78,19 ± 5,07	66,93 ± 14,23	60,10 ± 10,70
Remoção de sólidos voláteis suspensos (%)	82,34 ± 18,88	81,21 ± 11,56	81,42 ± 9,80	21,89 ± 38,72

A remoção de sólidos voláteis suspensos, para a última condição, possui desvio padrão maior que a média, pois, em alguns dias, apresentou valores negativos, ou seja, no efluente havia maior concentração de sólidos do que no afluente. O baixo TRH, decorrente de alta vazão, resultou em arraste da biomassa, que impactou na média da remoção de sólidos voláteis (tanto suspensos quanto dissolvidos), e apresentou valores significativamente menores que as outras três condições.

Os valores encontrados para a remoção de DQO estão de acordo com os encontrados na literatura para reatores de fluxo contínuo, especialmente para as primeiras três condições. Elazhar *et al.* (2022) encontraram remoção de DQO de 85%, enquanto Bottega (2019) encontrou remoção de 83,29% para melhor condição. Apenas Wang *et al.* (2023) obtiveram valores menores, com variação de remoção de DQO entre 61,2 e 74,9%.

5.3.5 Determinação da Melhor Condição Experimental

O teste comparativo de médias foi realizado para determinar a condição experimental considerada como ótima. Inicialmente, testaram-se a hipótese da homogeneidade das variâncias e a hipótese da normalidade dos dados, de forma a verificar se é possível utilizar a tabela ANOVA e os testes definidos a partir dela, como o Teste de Tukey.

Para o teste de normalidade, foi adotado o teste de Shapiro-Wilk a 5% de significância, o qual não indicou evidências para rejeitar a hipótese nula, ou seja, indicou normalidade na distribuição de dados para todas as condições experimentais para a variável resposta Remoção de DQO (%). Porém, foram indicadas tanto a evidência de ausência de normalidade para as condições 1 e 4 na variável-resposta Produtividade de CH_4 ($\text{L.L}_{\text{reator}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) como a ausência de normalidade para a condição 4 na variável resposta Concentração de CH_4 (%).

O teste de Bartlett a 5% de significância foi adotado para o teste de homogeneidade das variâncias, e não indicou evidências para rejeitar a hipótese nula, ou seja, as variâncias são iguais para a variável resposta Produtividade de CH_4 ($\text{L.L}_{\text{reator}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$). Porém, indicou evidência para rejeitar a hipótese nula, ou seja, as variâncias são diferentes, para as variáveis respostas Remoção de DQO (%) e Concentração de CH_4 (%).

No apêndice B, nas Tabelas B1 e B2, estão apresentados os resultados para os testes citados. Como houve situações em que a hipótese nula foi rejeitada, não podem ser utilizados testes comparativos de média que assumam normalidade e homogeneidade das variâncias. Portanto, o teste estatístico de Games-Howell foi escolhido para aplicação, como uma das alternativas não-paramétricas apresentadas por Ruxton e Beauchamp (2008).

Na Tabela 21, estão apresentadas as médias para cada uma das condições, nas variáveis respostas avaliadas, bem como o resultado do teste comparativo de médias. As letras que acompanham os números representam semelhança ou diferença estatística entre as médias, enquanto o número em negrito indica o resultado mais desejado.

Tabela 21 Teste comparativo de médias para as variáveis respostas avaliadas

Condição	Fator	Variável resposta		
Experimental (TRH, em horas)	COA (gDQO.L _{reator} ⁻¹ .d ⁻¹)	Produtividade CH ₄ (L.L _{reator} ⁻¹ .d ⁻¹)	Concentração de CH ₄ (%)	Remoção de DQO _{total} (%)
1 (25)	3,26	2,01 a	64,68 a	86,19 a
2 (20)	4,40	2,71 a	62,67 a b	81,92 b
3 (15)	7,02	3,33 b	62,51 a b	75,46 c
4 (10)	9,91	3,40 b	56,55 b	53,25 d

Nem todas as situações otimizadas para as variáveis respostas foram atingidas por uma única condição experimental. Desejou-se a máxima produção de CH₄, atingida nas condições 3 e 4, e máxima remoção de DQO, atingida na condição 1. Neste caso, foi avaliado qual o objetivo principal e quais variáveis foram priorizadas. Conforme os objetivos do trabalho, optou-se por priorizar a Produtividade de CH₄, seguido da Remoção de DQO e da Concentração de CH₄.

A condição 2 não apresentou os melhores resultados para nenhuma das variáveis avaliadas, portanto, não será selecionada como possível melhor condição experimental.

Para a produtividade de CH₄, não houve diferenças significativas entre as duas melhores condições, 3 e 4, portanto, o valor levemente superior da condição 4 deve-se puramente à variabilidade aleatória dos dados em um experimento. Para a remoção de DQO, porém, o valor de remoção para a condição 4 foi significativamente diferente, o qual foi cerca de 29% menor que para a condição 3. Ainda que não haja diferenças significativas entre essas condições para a concentração de CH₄, a condição 4 apresenta diferença em relação à melhor condição, 1, que não ocorre com a 3. Portanto, a condição 3 aproxima-se mais dos objetivos deste trabalho e a condição 4 não será selecionada como melhor condição experimental.

Assim, ao serem comparadas as condições 1 e 3, respectivamente, as que apresentaram os melhores resultados para remoção de DQO e produtividade de CH₄, a condição 1 obteve 40% menos produção de CH₄ em relação à condição 3, porém, esta removeu 12% menos DQO que a condição 1.

Considerando-se a ordem de prioridade das variáveis, que a condição 3 foi pouco prejudicada com relação à condição 1 para a remoção de DQO, porém, muito favorecida em relação à produtividade de CH₄, e que a condição 3 possui tempo de retenção hidráulica em quase metade da condição 1. Na prática, isso implica em menores volumes de reator e

facilidade na operação, portanto, optou-se por definir a condição 3 como a que mais se aproxima dos objetivos descritos para este trabalho.

Por conseguinte, novas pesquisas podem ser realizadas para avaliar outros parâmetros a fim de se otimizar a remoção de matéria orgânica para a condição 3, como a possibilidade de recirculação do efluente (considerando-se a presença de matéria orgânica ainda não removida e a alcalinidade favorável), variação na temperatura de operação do reator, entre outros.

6 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste estudo são considerados satisfatórios e cumprem os objetivos propostos. Assim, foi possível estabelecer a codigestão anaeróbia entre o lixiviado de aterro sanitário e água residuária de fecularia, bem como atingir resultados para remoção de matéria orgânica e produção de biogás coerentes com a literatura.

Na primeira etapa da pesquisa, foi possível estabelecer a codigestão em três misturas elaboradas, com resultados diversos. As misturas 2 e 3 apresentaram remoção de matéria orgânica de 75,7 e 80%, respectivamente, e produtividade de metano de 331,2 e 309,9 mL CH₄.gSV_{adicionados}⁻¹.d⁻¹, com concentração de CH₄ no biogás próxima a 75%. Na mistura 4, foi estabelecida a codigestão, porém sem a obtenção dos resultados desejados, visto que não houve produção de metano no biogás, enquanto a remoção de matéria orgânica foi de apenas 30,1%. As misturas 1 e 5 foram estabelecidas como monodigestão de cada substrato, e não apresentaram resultados satisfatórios para nenhuma variável analisada.

O contraste entre os resultados para cada mistura permitiu efetuar a análise de desejabilidade e determinar a concentração entre lixiviado e ARF em 53:47 para a segunda etapa da pesquisa, que consistiu em aplicar essa mistura no reator de fluxo contínuo ascendente, com o crescimento aderido da biomassa.

Foram avaliados quatro tempos de retenção hidráulica, decrescentes em ordem de operação: 25, 20, 15 e 10 horas, e concluiu-se que a condição experimental 3, com 15 horas de TRH, apresentou os resultados que mais se aproximaram do desejado, com produtividade média de CH₄ de 3,3 L.L_{reator}⁻¹.d⁻¹ e remoção de matéria orgânica em termos de DQO de 75,4%. Todas as condições experimentais, mesmo as não selecionadas como mais desejadas, obtiveram remoção de matéria orgânica e de produtividade de CH₄ maior do que zero.

A condição 1 apresentou os melhores resultados com relação à remoção de matéria orgânica e à concentração de CH₄ no biogás, com valores de 86,2% e 64,7%, respectivamente. Porém, como possui o maior TRH entre as condições, apresenta desvantagens em uma eventual aplicação prática, como maiores reatores e maior complexidade de operação. A condição 4 apresentou o melhor resultado absoluto para produtividade de metano, de 3,4 L.L_{reator}⁻¹.d⁻¹, porém, foi obtido o pior resultado em termos de concentração de CH₄ no biogás e para a remoção de matéria orgânica. A condição 3, apesar de não apresentar o melhor valor absoluto para nenhuma das variáveis respostas analisadas, foi determinada como a condição desejada, após teste comparativo de médias e considerações do autor sobre a ordem de prioridade de resultados.

O sistema se mostrou robusto com relação à estabilidade do tratamento, mesmo que o lixiviado tenha apresentado variação significativa de suas características entre as

coletas. A alcalinidade das misturas e a relação AV/AT mantiveram-se estáveis e na faixa recomendada pela literatura para esses parâmetros. A exceção foi a variável remoção de sólidos suspensos voláteis para a condição 4, que apresentou desvio padrão maior do que a média, sendo a única resposta com valores negativos em todo o experimento.

Considerando-se o exposto, foi possível estabelecer a codigestão anaeróbia entre os substratos em um reator de leito fixo. Também foi possível considerar a operação em escala piloto de um sistema robusto e eficiente, como forma de geração de energia limpa e tratamento dos resíduos, tendo em vista a disponibilidade de ambos os substratos na região de impacto da pesquisa, ou seja, a Região Intermediária de Cascavel.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar de terem sido obtidos resultados positivos para este trabalho, com o cumprimento dos objetivos propostos, são necessárias avaliações mais profundas e novos estudos com vista à maximização dos resultados obtidos.

De acordo com a resolução 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), as respostas referentes às concentrações de matéria orgânica no efluente de todas as condições experimentais do reator de fluxo contínuo estão próximas ou acima dos padrões de lançamento para a maioria dos corpos hídricos da região. Assim, pode-se inferir que se faz necessário um sistema de tratamento complementar ao estudado. A recirculação do efluente no reator também deve ser considerada como possibilidade para aumentar a eficiência na remoção de matéria orgânica.

Ainda, a diferença significativa das características do lixiviado entre cada coleta pode apresentar-se como um desafio, visto que a condição 4, considerada a mais exigente para o sistema com relação à carga orgânica aplicada, coincidentemente, foi elaborada com o lixiviado mais favorável, em termos de alcalinidade, pH e concentração da matéria orgânica. Considerando-se essa variação, existe a possibilidade de outras concentrações entre os substratos serem mais viáveis para aplicação em um reator de leito fixo, de forma a maximizar a carga orgânica aplicada e a produtividade do CH_4 .

Sugere-se a elaboração de um Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) com diferentes níveis entre os fatores concentração dos substratos, tempo de retenção hidráulica, recirculação do efluente no reator, em escala de laboratório, ou ainda, em escala piloto no aterro sanitário, de forma a aprofundar a compreensão da codigestão entre os substratos escolhidos e reduzir a incerteza gerada pela variação nas características do lixiviado ao longo do tempo.

É importante ressaltar que a diferença significativa entre os volumes gerados de cada substrato, na região de impacto desse estudo, apresenta-se como desafio, e outros sistemas podem ser abordados, em paralelo ao já proposto, como forma de minimizar o impacto ambiental das atividades industriais, como a digestão da ARF para a geração de H_2 , que se aproveitou do pH ácido e da elevada concentração de carga orgânica desse substrato.

Deve-se ainda considerar a possibilidade de estudos futuros para a geração de créditos de carbono, de forma a viabilizar ou financiar o investimento. Ressalta-se que esta é uma discussão recente, que ainda depende de adequação à legislação vigente, porém, com alto potencial em termos de mercado. As propostas apresentadas para estudos futuros visam aumentar a viabilidade da codigestão entre o lixiviado de aterro sanitário e a água residuária de fecularia, visto que os custos de operação de um sistema, especialmente o do transporte dos substratos até o local da operação, devem ser considerados.

REFERÊNCIAS

- ABDEL-SHAIFY, H. I.; IBRAHIM, A. M.; AL-SULAIMAN, A. M.; OKASHA, R. A. Landfill leachate: sources, nature, organic composition, and treatment: An environmental overview. **Ain Shams Engineering Journal**, v. 15, 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S209044792300182X?via%3Dihub>. Acesso em: 05 jan., 2024.
- ABDEL-SHAIFY, H. I.; MANSOUR, M. S. M. Solid waste issue: sources, composition, disposal, recycling, and valorization. **Egyptian Journal of Petroleum**, v. 27, p. 1275-1290, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1110062118301375?via%3Dihub>. Acesso em: 27 mar., 2024.
- ALBUQUERQUE, J. N.; PAULINETTI, A. P.; LOVATO, G.; ALBANEZ, R.; RATUSZNEI, S. M.; RODRIGUES, J. A. D. Anaerobic sequencing batch reactors co-digesting whey and glycerin as a possible solution for small and mid-size dairy industries: environmental compliance and methane production. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 192, p. 979-998, 2020. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32617846/>. Acesso em: 24 jan., 2025.
- ALONSO, R. M.; GARCÍA, M. P.; RÍO, R. S. Performance of up-flow anaerobic fixed bed reactor of the treatment of sugar beet pulp lixiviation in a thermophilic range. **Bioresource Technology**, v. 154, p. 305-312, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852413019111>. Acesso em: 01 abr., 2024.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 24. ed. Washington DC: APHA Press, 2023.
- ARHOUN, B.; VILLEN-GUZMAN, M.; GOMEZ-LAHOZ, C.; RODRIGUEZ-MAROTO, J. M.; GARCIA-HERRUZO, F.; VEREDA-ALONSO, C. Anaerobic co-digestion of mixed sewage sludge and fruits and vegetable wholesale market waste: Composition and seasonality effect. **Journal of Water Process Engineering**, v. 31, 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2214714418308481?via%3Dihub>. Acesso em: 01 jun., 2023.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE. **Panorama 2024**. Brasil, 2024. Disponível em: <https://www.abrema.org.br/panorama/>. Acesso em: 17 jan., 2025.
- AZEVEDO, A.; LAPA, N.; MOLDÃO, M.; DUARTE, E. Opportunities and challenges in the anaerobic co-digestion of municipal sewage sludge and fruit and vegetable wastes: a review. **Energy Nexus**, v. 10, 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2772427123000323?via%3Dihub>. Acesso em: 01 jun., 2023.
- BEGUM, S.; ANUPOJU, G. R.; SRIDHAR, S.; BHARGAVA, S. K.; JEGATHEESAN, V.; ESTIAGHI, N. Evaluation of single and two stage anaerobic digestion of landfill leachate: Effect of pH and initial organic loading rate on volatile fatty acid (VFA) and biogas production. **Bioresource Technology**, v. 251, p. 364-373, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852417322137?via%3Dihub>. Acesso em: 07 mar., 2024.
- BOTTEGA, L. D. **Codigestão anaeróbia de lixiviado de aterro sanitário e glicerol em reator de leito fixo visando o tratamento e a produção de biogás**. 2019, Dissertação

(Mestrado em Engenharia Agrícola), Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, Paraná, 2019.

BRASIL. **Decreto nº 10.936, de 12 de janeiro de 2022.** Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF. Disponível em: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/2022/decreto-10936-12-janeiro-2022-792233-publicacaooriginal-164412-pe.html>. Acesso em: 16 out., 2023.

_____. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Divisão Regional do Brasil.** Brasília, 2017. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/redes-geograficas/15778-divisoes-regionais-do-brasil.html?=&t=sobre>. Acesso em: 14 ago. 2024.

_____. **Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010.** Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; e dá outras providências. Brasília, DF. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 16 out., 2023.

_____. **Lei nº 15.042, de 11 de dezembro de 2024.** Institui o Sistema Brasileiro de Comércio de Emissões de Gases de Efeito Estufa; e dá outras providências. Brasília, DF. Disponível em: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2024/lei-15042-11-dezembro-2024-796690-publicacaooriginal-173745-pl.html>. Acesso em: 22 mar., 2025.

_____. **Projeto de Lei nº 412, de 2022.** Regulamenta o Mercado Brasileiro de Redução de Emissões (MBRE), previsto pela Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009, e dá outras providências. Brasília, DF. Disponível em: https://www25.senado.leg.br/web/atividade/materias/-/materia/151967?_gl=1*6ddapx*_ga*NDQwNDQ3MTI1LjE2OTY4NzE3NTU.*_ga_CW3ZH25_XMK*MTY5Njg3Mjc1NS4xLjAuMTY5Njg3Mjc1NS4wLjAuMA. Acesso em: 16 out., 2023.

_____. Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. **Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos.** Brasília, 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/painel/rs>. Acesso em: 22 mar., 2024.

CARNEIRO, R. B.; GOMES, G. M.; ZAIAT, M.; SANTOS-NETO, Á. J. Two-phase (acidogenic-methanogenic) Anaerobic fixed bed biofilm reactor enhances the biological domestic sewage treatment: Perspectives for recovering bioenergy and value-added by-products. **Journal of Environmental Management**, v. 317, 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479722009616>. Acesso em: 01 abr., 2024.

CASTRO, T. M.; ARANTES, E. J.; COSTA, M. S. S. M.; GOTARDO, J. T.; PASSIG, F. H.; CARVALHO, K. Q.; GOMES, S. D. Anaerobic co-digestion of industrial waste landfill leachate and glycerin in a continuous Anaerobic bioreactor with a fixed-structured bed (ABFSB): Effects of volumetric organic loading rate and alkaline supplementation. **Renewable Energy**, v. 164, p. 1436-1446, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960148120316669?via%3Dihub>. Acesso em: 01 abr., 2024.

CHAVADEJ, S.; WANGMOR, T.; MAITRIWONG, K.; CHAICHIRAWIWAT, P.; RANGSUNVIGIT, P.; INTANOO, P. Separate production of hydrogen and methane from cassava wastewater with added cassava residue under a thermophilic temperature in relation to digestibility. **Journal of Biotechnology**, v. 291, p. 61-71, 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0168165618307004?via%3Dihub>. Acesso em: 24 dez., 2024.

CHERNICHARO, C. A. L. **Anaerobic Reactors.** 1 ed. Londres: IWA Publishing, 2007.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Mandioca – Análise Mensal – Janeiro 2024**. Brasília, 2024. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/analises-do-mercado-agropecuário-e-extrativista/analises-do-mercado/historico-mensal-de-mandioca>. Acesso em: 22 mar. 2024.

CONTRERA, R. C.; DA CRUZ SILVA, K. C.; SILVA, G. H. R.; MORITA, D. M.; ZAIAT, M.; SCHALCH, V. The Chemical Oxygen Demand / Total Volatile Acids ratio as an anaerobic treatability indicator for landfill leachates. **Braz. J. Chem. Eng.**, v. 32, p. 73-86, 2015. Disponível em: <https://www.scielo.br/bjce/a/jpHSDQRB4G9FS8V4sHLzndh/?lang=en&format=html>. Acesso em: 24 jan., 2025.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O. E. Volatile Acids by direct titration. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 33, n. 4, p. 356-365, 1961. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/25034391?origin=JSTOR-pdf>. Acesso em: 13 jan., 2025.

ELAZHAR, M.; BOUCHABCHOUB, A.; ELAZHAR, F.; ELMIDAOU, A.; TAKY, M. Influence of volatile fatty acids/alkalinity ratio on methane production during mesophilic anaerobic digestion: stability, efficiency and optimization. **Desalination and Water Treatment**, v. 257, p. 142-149, 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1944398624027267>. Acesso em: 02 dez., 2024.

EZIEKE, A. H.; SERRANO, A.; CLARKE, W.; VILLA-GOMEZ, D. K. Bottom ash from smouldered digestate and coconut coir as an alkalinity supplement for the anaerobic digestion of fruit waste. **Chemosphere**, v. 296, 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653522005422?via%3Dihub>. Acesso em: 04 dez., 2024.

FARSAD, S.; HAMOU, A. B.; CHAOUI, A.; AMJLEF, A.; LHANAFI, S.; ET-TALEB, S.; ALEM, N. E. Maximizing bio-methane potential from municipal landfill leachate through ultrasonic pretreatment. **Heliyon**, v. 9, 2023. Disponível em: [https://www.cell.com/heliyon/fulltext/S2405-8440\(23\)08555-9?returnURL=https%3A%2F%2Flinkinghub.elsevier.com%2Fretrieve%2Fpii%2FS2405844023085559%3Fshowall%3Dtrue](https://www.cell.com/heliyon/fulltext/S2405-8440(23)08555-9?returnURL=https%3A%2F%2Flinkinghub.elsevier.com%2Fretrieve%2Fpii%2FS2405844023085559%3Fshowall%3Dtrue). Acesso em: 26 out., 2023.

FERDES, M.; PARASCHIV, G.; IONESCU, M.; DINCA, M. N.; MOICEANU, G.; ZABAVA, B. S. Anaerobic Co-Digestion: A way to potentiate the synergistic effect of multiple substrates and microbial diversity. **Energies**, v. 16, n. 2116, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1996-1073/16/5/2116>. Acesso em: 06 abr., 2023.

FILER, J.; DING, H. H.; CHANG, S. Biochemical methane potential (bmp) assay method for anaerobic digestion research. **Water**, v. 11, 2019. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/11/5/921>. Acesso em: 25 abr., 2024.

FRANCESCA, D.; ELISA, R.; ALESSANDRO, D. F.; EMILIO, M.; TONIA, T.; DEBORA, F. Modelling of technical, environmental, and economic evaluations of the effect of the organic loading rate in semi-continuous anaerobic digestion of pre-treated organic fraction municipal solid waste. **Environmental Pollution**, v. 344, 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749124001313?via%3Dihub>. Acesso em: 12 jan., 2024.

GONG, X.; WU, M.; JIANG, Y.; WANG, H. Effects of different temperatures and pH values on volatile fatty acids production during codigestion of food waste and thermal-hidrolysed sewage sludge and subsequent volatile fatty acids for polyhydroxyalkanoates production. **Bioresource Technology**, v. 333, 2021. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852421004880>. Acesso em: 01 abr., 2024.

GOTARDO, L. G. Z. **Potencial energético do tratamento anaeróbio de lixiviado em associação com glicerol no aterro sanitário do município de Cascavel-PR**. 2022, Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, Paraná, 2022.

GUZMÁN-FIERRO, V.; SALAMANCA, D.; ARRIAGADA, C.; ESPINOZA, C.; CAMPOS, V.; GALLARDO, J. J.; ROECKEL, M. Efficient removal of nitrogen and organic matter strategy from landfill leachate under high seasonal substrate variations. **Environmental Technology & Innovation**, v. 32, 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352186423002808?via%3Dihub>. Acesso em: 29 nov., 2024.

JASINSKA, A.; GROSSER, A.; MEERS, E. Possibilities and limitations of anaerobic co-digestion of animal manure – a critical review. **Energies**, v. 16, n. 3885, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1996-1073/16/9/3885>. Acesso em: 04 mai., 2023.

KUCZMAN, O.; GOMES, S. D.; TAVARES, M. H. F.; TORRES, D. G. B.; ALCÂNTARA, M. S. Produção específica de biogás a partir de manipueira em reator de fase única. **Eng. Agr. Jaboticabal**, v. 31, n. 1, p. 143-149, 2011. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/eagri/a/hC4WVRvhpHLgTVK5pkSvkfv/?format=pdf>. Acesso em: 07 jan., 2024.

KUMAR, R. N.; SADAF, S.; VERMA, M.; CHAKRABORTY, S.; KUMARI, S.; POLISETTI, V.; KALLEM, P.; IQBAL, J.; BANAT, F. Old landfill leachate and municipal wastewater co-treatment by sequencing batch reactor combined with coagulation-flocculation using novel flocculant. **Sustainability**, v. 15, n. 10, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/15/10/8205>. Acesso em: 24 jan., 2025.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. 1. ed. Concórdia: Sbera e Embrapa Suínos e Aves, 2019.

LARSEN, A. C.; GOMES, B. M.; GOMES, S. D.; ZENATTI, D. C.; TORRES, D. G. B. Anaerobic co-digestion of crude glycerin and starch industry effluent. **Eng. Agric. Jaboticabal**, v. 33, n. 2, p. 341-352, 2013. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/eagri/a/iTXjkyj68NPMqTMfpBzgKKR/?lang=en>. Acesso em: 07 jan., 2024.

LI, Y.; CHEN, Z.; PENG, Y.; HUANG, W.; LIU, J.; MIRONOV, V.; ZHANG, S. Deeper insights into the effects of substrate to inoculum ratio selection on the relationship of kinetic parameters, microbial communities, and key metabolic pathways during the anaerobic digestion of food waste. **Water Research**, v. 217, 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135422003943>. Acesso em: 02 dez., 2024.

MARI, A. G. **Produção de metano em reator AnSBBR a partir de efluente de fecularia previamente acidificado: desempenho e viabilidade econômica**. 2018, Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, Paraná, 2018.

MARTINS, R. M. M.; FONSECA, Y. A.; FARIA, M. V.; AQUINO, S. F.; ADARME, O. F. H.; BAÊTA, B. E. L. Methane production by Anaerobic co-digestion of dairy manure and cassava wastes for energy recovery. **J Chem Technol Biotechnol**, v. 98, p. 797-806, 2023.

Disponível em: <https://scijournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/jctb.7283>. Acesso em: 29 nov., 2024.

MAZARELI, R. C. da S.; DUDA, R. M.; LEITE, V. D.; OLIVEIRA, R. A. Anaerobic co-digestion of vegetable waste and swine wastewater in high-rate horizontal reactors with fixed bed. **Waste Management**, v. 52, p. 112-121, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X16301052?via%3Dihub>. Acesso em: 18 mar., 2024.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MONTE, G. O.; SANTOS, G. O. **Estimativa da geração de resíduos líquidos numa célula de um aterro sanitário**: estudo de caso. 3º Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Resíduos, 2010.

MORALES-POLO, C.; CLEDERA-CASTRO M. D. M.; HUESO-KORTEKAAS, K.; REVUELTA-ARAMBURU, M. Anaerobic digestion in wastewater reactors of separated organic fractions from wholesale markets waste. Compositional and batch characterization. Energy and environmental feasibility. **Science of the Total Environment**, v. 726, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720320830?via%3Dihub>. Acesso em: 17 ago., 2023.

NADALETI, W. C.; GOMES, J.; SOUZA, E.; SANTOS, M.; BELLÍ, P.; BORGES, A.; MOHEDANO, R.; LIBARDI, N.; SILVA, F. M. R.; CORREA, E.; VIEIRA, B. Biomethane and biohydrogen production from an anaerobic sludge used in the treatment of rice parboiling effluent: Specific methanogenic and hydrogenic activity. **International Journal of Hydrogen Energy**, v.60, p. 702-710, 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360319924001794?via%3Dihub>. Acesso em: 25 abr., 2024.

PARANÁ. Departamento de Economia Rural. **Boletim Semanal – 32/2023**. Curitiba, 2023. Disponível em: https://www.agricultura.pr.gov.br/sites/default/arquivos_restritos/files/documento/2023-08/boletim_semanal_32_deral_17_ago_23.pdf. Acesso em: 16 out., 2023.

PARANÁ. Instituto Água e Terra. **Sistema de Gestão Ambiental**. Curitiba, 2024. Disponível em: <http://www.sga.pr.gov.br/sga-iap/consultarProcessoLicenciamento.do?action=carregarInterfaceInicial#>. Acesso em: 14 ago., 2024.

PARKIN, G. F.; OWEN, W. F. Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludges. **Journal of Environmental Engineering**, v. 112, p. 867-920, 1986. Disponível em: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1986\)112:5\(867\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1986)112:5(867)). Acesso em: 28 jan., 2025.

PEREIRA, F. E. A.; ROSA, A. P.; BORGES, E. S. M.; OTENIO, M. H.; SOUZA, L. D.; NASCIMENTO, J. E. L.; BORGES, A. C. Anaerobic co-digestion of swine and laying hen waste for biogas generation and digestate quality. **Engenharia Agrícola Jaboticabal**, v. 43, 2023. Disponível em: <https://www.scielo.br/eaagri/a/R5dshFLYmGfmKZ98Cy98V6b/?lang=en>. Acesso em: 28 mar., 2023.

PINTO, J. A.; BARROS, R. M.; DOS SANTOS, I. F. S.; FILHO, G. L. T.; BOTAN, M. C. O.; BÔAS, T. F. V.; CRISPIM, A. M. C. Study of the Anaerobic co-digestion of bovine and swine manure: technical and economic feasibility analysis. **Cleaner Waste Systems**, v. 5, 2023. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2772912523000234?via%3Dihub>. Acesso em: 27 mar., 2024.

QIAN, Y.; HU, P.; LANG-YONA, N.; XU, M.; GUO, C.; GU, J. Global landfill leachate characteristics: occurrences and abundances of environmental contaminants and the microbiome. **Journal of Hazardous Materials**, v. 461, 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389423017296?via%3Dihub>. Acesso em: 29 nov., 2024.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 58, n. 5, p. 406-411, 1986. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/25042933?origin=JSTOR-pdf>. Acesso em: 09 dez., 2024.

RUXTON, G. D.; BEAUCHAMP, G. Time for some a priori thinking about post hoc testing. **Behavioral Ecology**, v. 19, p. 690-693, 2008. Disponível em: <https://academic.oup.com/beheco/article-abstract/19/3/690/186443?redirectedFrom=fulltext>. Acesso em: 22 jan., 2025.

SÁNCHEZ, A. S.; SILVA, Y. L.; KALID, R. A.; COHIM, E.; TORRES, E. A. Waste bio-refineries for the cassava starch industry: New trends and review of alternatives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 73, p. 1265-1275, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1364032117302095>. Acesso em: 07 jan., 2024.

SERUGA, P.; KRZYWONOS, M.; DEN BOER, E.; NIEDZWIECKI, L.; URBANOWSKA, A.; PAWLAK-KRUCZEK, H. Anaerobic Digestion as a component of circular bioeconomy – Case study approach. **Energies**, v. 16, n. 140, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1996-1073/16/1/140>. Acesso em: 06 abr. 2023.

SILLERO, L.; SOLERA, R.; PEREZ, MONTSERRAT. Effect of temperature on biohydrogen and biomethane production using a biochemical potential test with different mixtures of sewage sludge, vinasse and poultry manure. **Journal of Cleaner Production**, v. 382, 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652622048119?via%3Dihub>. Acesso em: 06 dez., 2023.

SILVA, G. R. A.; BRAGA, R. M. Q. L.; FERNANDES, L. L.; SILVEIRA, R. N. P. O. Estimativas de vazões de lixiviados de um aterro sanitário na região metropolitana de Belém. **Revista DAE**, v. 70, p. 77-89, 2022. Disponível em: https://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_235_n_2043.pdf. Acesso em: 28 jan., 2025.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico temático manejo de resíduos sólidos urbanos – ano de referência 2022**. Brasil, 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos-snis>. Acesso em: 17 jan., 2025.

TAKEDA, P. Y.; GOTARDO, J. T.; GOMES, S. D. Anaerobic co-digestion of leachate and glycerol for renewable energy generation. **Environmental Technology**, v. 43, p. 1118-1128, 2020. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/09593330.2020.1818832>. Acesso em: 06 dez., 2023.

TENG, C.; ZHOU, K.; PENG, C.; CHEN, W. Characterization and treatment of landfill leachate: A review. **Water Research**, v. 203, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135421007211?via%3Dihub>. Acesso em: 29 nov., 2024.

THE WORLD BANK GROUP. **Pollution Prevention and Abatement Handbook 1998**. 1. ed. Washington, D.C., 1999.

TSICHEMESE, Z.; DEENADAYALU, N.; LINGANISO, L. Z.; CHETTY, M. An overview of biogas production from anaerobic digestion and the possibility of using sugarcane wastewater and municipal solid waste in a South African Context. **Applied System Innovation**, v. 6, n. 13, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2571-5577/6/1/13>. Acesso em: 06 abr., 2023.

VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE. **VDI 4630 – fermentation of organic materials**: characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests. Düsseldorf: Gesellschaft Energietechnik, 2006.

WANG, C.; NAKAKOJI, S.; NG, T. C. A.; ZHU, P.; TSUKADA, R.; TATARA, M.; NG, H. Y. Acclimatizing waste activated sludge in a thermophilic anaerobic fixed-bed biofilm reactor to maximize biogas production for food waste treatment at high organic loading rates. **Water Research**, v. 242, 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135423007352?via%3Dihub>. Acesso em: 18 mar., 2024.

ZHANG, W.; ZHANG, L.; LI, A. Enhanced anaerobic digestion of food waste by trace metal elements supplementation and reduced metals dosage by green chelating agent [S, S]-EDDS via improving metals bioavailability. **Water Research**, v. 84, p. 266-277, 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135415301135?via%3Dihub>. Acesso em: 05 dez., 2024.

ZOU, L.; WANG, Y.; WU, R.; JI, S.; WAN, Y.; CHENG, H.; LI, Y.; LIU, J. Increasing the organic loading rate of household food waste anaerobic digestion by landfill leachate addition: Performance and mechanism. **Journal of Environmental Management**, v. 342, 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479723009581?via%3Dihub>. Acesso em: 07 mar., 2024.

ZWIETERING, M.; JONGENBURGER, I.; ROMBOUTS, F. M.; RIET, K. V. Modeling of the bacterial growth curve. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 56, n. 6, p. 1875-1881, 1990. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/7422265_Modeling_of_Bacterial_Growth_Curve. Acesso em: 14 dez., 2024.

APÊNDICE A FIGURAS NÃO CONTEMPLADAS NO CORPO DO TEXTO

Figura A1 Diferença visual entre as coletas de lixiviado.
Da esquerda para a direita: Fev./24 (Verão, chuvoso), Jul./24 e Ago./24 (Inverno, seco).



Figura A2 Excesso de crescimento da biomassa, com entupimento do *HeadSpace*
Evento ocorrido entre a segunda e a terceira condição experimental

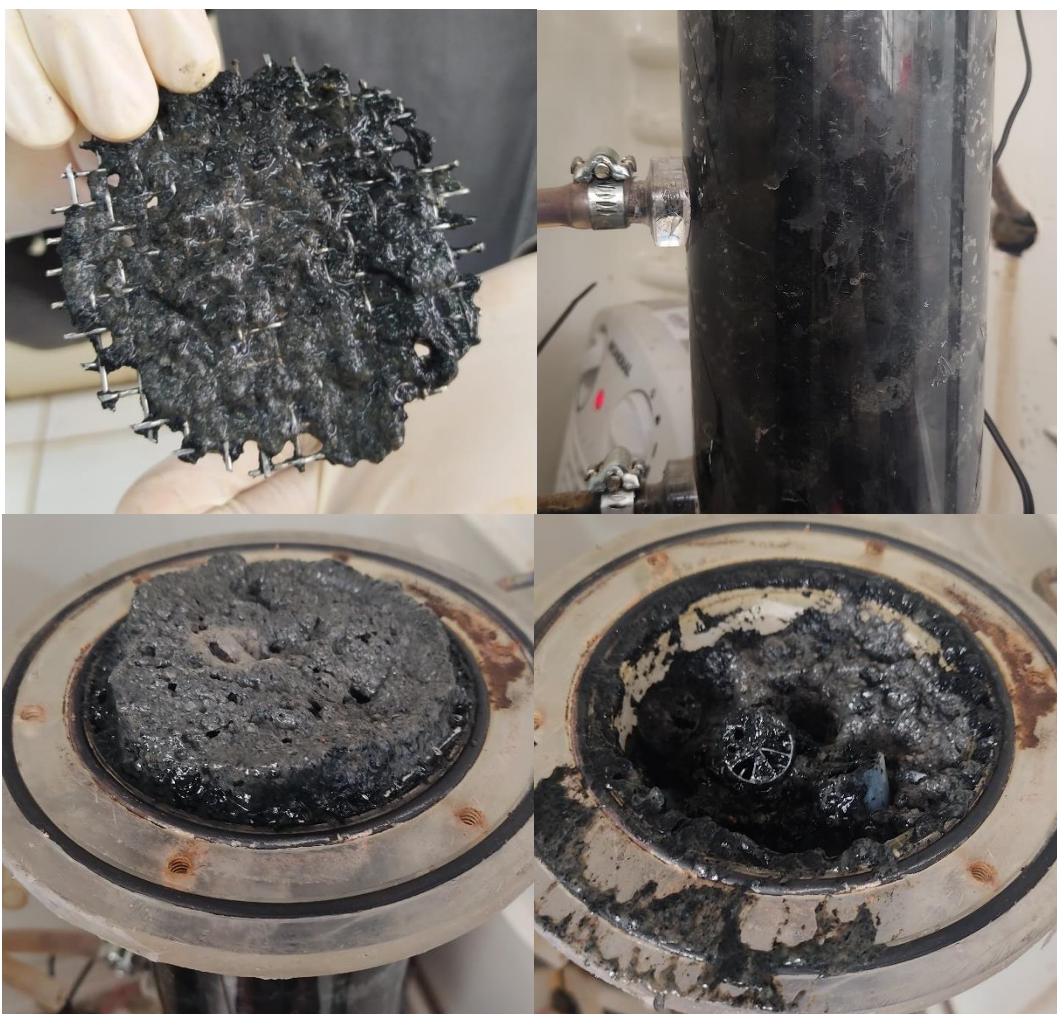


Figura A3 Crescimento da biomassa no reator ao término do experimento



Figura A4 Aderência da biomassa no meio-suporte ao final do experimento

APÊNDICE B TABELAS NÃO CONTEMPLADAS NO CORPO DO TEXTO

Tabela B1 Teste de Shapiro-Wilk realizado para as variáveis respostas avaliadas, $\alpha = 0,05$

Condição	Produtividade de CH ₄			Concentração de CH ₄			Remoção de DQO		
	Calc ^a	Tab ^b	Normal	Calc ^a	Tab ^b	Normal	Calc ^a	Tab ^b	Normal
1	0,856	0,859	Não	0,943	0,859	Sim	0,919	0,918	Sim
2	0,952	0,918	Sim	0,943	0,918	Sim	0,955	0,918	Sim
3	0,974	0,918	Sim	0,974	0,918	Sim	0,942	0,918	Sim
4	0,869	0,918	Não	0,897	0,918	Não	0,966	0,918	Sim

^a Calculado, ^b Tabelado

Tabela B2 Teste de Bartlett realizado para as variáveis respostas avaliadas, $\alpha = 0,05$

Variável resposta	B calculado	B tabelado	Homogeneidade
Produtividade de CH ₄	5,99	7,81	Sim
Concentração de CH ₄	8,77	7,81	Não
Remoção de DQO	31,96	7,81	Não