

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE O PARANÁ – UNIOESTE

CAMPUS CASCAVEL

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE ENERGIA NA
AGRICULTURA**

**TRATAMENTO DE EFLUENTE DE FECULARIA EM UM REATOR ANAERÓBIO
DE MISTURA COMPLETA COM CONTROLE DE TEMPERATURA**

GEOVANNY BROETTO BISINELLA

CASCAVEL – PARANÁ – BRASIL

JANEIRO 2023

GEOVANNY BROETTO BISINELLA

**TRATAMENTO DE EFLUENTE DE FECULARIA EM UM REATOR ANAERÓBIO
DE MISTURA COMPLETA COM CONTROLE DE TEMPERATURA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia na Agricultura em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia de Energia na Agricultura.

Orientadora: Prof^a. Dra. Maritane Prior

CASCADEL – PARANÁ – BRASIL

MARÇO – 2023

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

Bisinella, Geovanny Broetto

Tratamento de efluente de fecularia em um reator anaeróbio piloto de mistura completa com controle de temperatura / Geovanny Broetto Bisinella; orientadora Maritane Prior. -- Cascavel, 2023.

93 p.

Tese (Doutorado Campus de Cascavel) -- Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Energia na Agricultura, 2023.

1. Manipueira. 2. biogás. 3. biometano. 4. energia alternativa. I. Prior, Maritane , orient. II. Título.

GEOVANNY BROETTO BESINELLA

Tratamento de efluente de fecularia em reator anaeróbio de mistura completa com controle de temperatura

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia na Agricultura em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia de Energia na Agricultura, área de concentração Agroenergia, linha de pesquisa Fontes renováveis e racionalização de energia na agroindústria e agricultura, APROVADO pela seguinte banca examinadora:


Orientadora - Maritane Prior

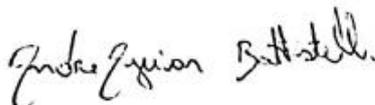
Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)


Samuel Nelson Melegari de Souza

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


Armin Feiden

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



André Aguiar Battistelli

Universidade Estadual do Centro Oeste do Paraná (UNICENTRO)



Andréia Cristina Furtado

Universidade Federal da Integração Latino-Americana (UNILA)

Cascavel, 15 de março de 2023

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela força, fé e vontade para conquistar meus ideais.

À UNIOESTE por fornecer os recursos para a realização desta pesquisa.

A minha orientadora, professora Dra. Maritane Prior, por todo apoio, auxílio, orientação e compreensão em vários momentos;

Aos meus professores, Dr. Samuel Nelson Melegari de Souza e Dr. Armin Feiden, pelos ensinamentos, pela confiança, pela oportunidade e, sobretudo, pelas experiências compartilhadas. Sou muito honrado e grato.

À querida assistente do Programa Vanderléia L. S. Schmidt por toda prontidão e compreensão.

À empresa Bioköhler® Biodigestores, pela contribuição com o biodigestor protótipo, fundamental para o desenvolvimento dessa pesquisa.

À Capes pelo incentivo financeiro concedido.

A minha família e, principalmente, a minha mãe Joslei Terezinha Broetto Bisinella (*in memorium*). A mulher que me deu tudo para seguir em frente, esteve sempre ao meu lado com apoio incondicional, protegendo-me e sempre me incentivando.

DEDICATÓRIA

Dedico esta tese com profundo amor e saudade à memória eterna de minha querida mãe. Embora o tempo tenha nos separado fisicamente, sua presença permanece viva em meu coração e em cada página deste trabalho. Você foi minha fonte inesgotável de inspiração. Meu farol de sabedoria e minha âncora em tempos turbulentos.

Sua partida deixou um vazio imenso em minha vida, mas sua força e dedicação incansáveis continuam a me impulsionar. Seu espírito perseverante e sua crença inabalável em meus sonhos foram a motivação que me guiou durante toda a jornada desta tese.

Lembro-me com carinho dos momentos em que compartilhamos nossas alegrias e preocupações, dos conselhos sábios que você gentilmente me concedeu e do amor incondicional que sempre esteve presente em suas palavras e gestos. Seu apoio inabalável foi o alicerce a partir do qual fiz a construção da minha confiança e determinação.

Mesmo que não possas estar fisicamente presente para testemunhar este marco em minha vida acadêmica, sei que está me aplaudindo silenciosamente de algum lugar além do alcance dos meus olhos. Prometo honrar sua memória, seguindo seus valores e colocando em prática tudo o que aprendi com você.

Mãe, esta tese é um tributo a você e a tudo o que representou em minha vida. Sua influência permanecerá para sempre e eu serei eternamente grato pela bênção de tê-la como minha mãe. Que a minha conquista seja dedicada a você, um exemplo de força, amor e perseverança.

Com amor eterno,

Geovanny Broetto Bisinella

RESUMO

BISINELLA, Geovanny Broetto. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, março 2023. **TRATAMENTO DE EFLUENTE DE FECULARIA EM REATOR ANAERÓBIO DE MISTURA COMPLETA COM CONTROLE DE TEMPERATURA.** Orientador: Prof^a. Dr^a. Maritane Prior.

As indústrias de fécula de mandioca geram efluentes que, estabilizados em lagoas, desperdiçam o potencial de geração de biogás e poluem o meio ambiente. Assinalando mudar essa realidade, a pesquisa foi desenvolvida em um protótipo de reator anaeróbio monofásico de mistura completa, alimentando com efluente de fécula de mandioca. O protótipo de biodigestor anaeróbio de 408 L foi desenvolvido pela Biokohler® com mecanismos de agitação e controle de temperatura, bem como foi operado em modo de alimentação contínuo. Foram verificados os parâmetros: sólidos, pH, química de oxigênio (DQO), acidez volátil (AV), alcalinidade total (AT), relação acidez volátil e alcalinidade total (AV/AT), açúcares redutores totais (ART) e solúveis (ARTs). Após a partida do processo de digestão anaeróbia, foi sendo elevada gradativamente a carga orgânica no biodigestor, respeitando os limites aceitáveis representando as relações AV/AT e pH. O protótipo de biodigestor anaeróbio foi eficiente na remoção de matéria orgânica da manipueira, na ordem de 80% na DQO, de 79% em ART e 87% para ARTs. As médias de rendimento específico de biometano obtidas no biodigestor protótipo foram iguais a 0,422 LCH₄ gDQO_c⁻¹, 1,58 LCH₄ gSV_c⁻¹, 0,530 CH₄ gART_c⁻¹ e 0,94 CH₄ gART_s_c⁻¹. O biodigestor anaeróbio protótipo foi eficiente na remoção de matéria orgânica de DQO, SV e ART. No entanto, foram necessárias algumas etapas até encontrar a carga orgânica adequada de alimentação representada pela estabilidade baseada na relação AV/AT, que apresentou o valor médio de 0,34.

PALAVRAS-CHAVE: Manipueira, biogás, biometano, digestão anaeróbia, energia alternativa.

ABSTRACT

BISINELLA, Geovanny Broetto. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, February 2023. **TREATMENT OF STARCH PRODUCTS EFFLUENT IN COMPLETE MIXING ANAEROBIC REACTOR WITH TEMPERATURE CONTROL.** Advisor: Prof. Dr. Maritane Prior.

Cassava starch industries generate effluents that, stabilized in ponds, waste the potential for biogas generation and pollute the environment. Signaling to change this reality, the research was developed in a prototype of a single-phase anaerobic reactor of complete mixture, feeding with cassava starch effluent. The 408 L anaerobic biodigester prototype was developed by Biokohler® with agitation and temperature control mechanisms, as well as operated in continuous feeding mode. The following parameters were verified: solids, pH, oxygen chemistry (COD), volatile acidity (AV), total alkalinity (AT), volatile acidity and total alkalinity (AV/AT), total reducing sugars (ART) and soluble (Arts). After the start of the anaerobic digestion process, the organic load in the biodigester was gradually elevated, respecting the acceptable limits representing the AV/AT and pH ratios. The prototype anaerobic biodigester was efficient in removing organic matter from the manipueira, in the order of 80% in COD, 79% in ART and 87% for Arts. The average specific yield of biomethane obtained in the prototype biodigester was $0.422 \text{ LCH}_4 \text{ gDQO}_c^{-1}$, $1.58 \text{ LCH}_4 \text{ gSV}_c^{-1}$, $0.530 \text{ CH}_4 \text{ gART}_c^{-1}$ and $0.94 \text{ CH}_4 \text{ gART}_{sc}^{-1}$. The prototype anaerobic biodigester was efficient in removing organic matter from COD, SV and ART. However, some steps were necessary to find the adequate organic load of feed represented by stability based on the AV/AT ratio, which presented the average value of 0.34.

KEYWORDS: Manipueira, biogas, biomethane, anaerobic digestion, alternative energy.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fluxograma básico de produção da fécula.....	6
Figura 2. Manipueira, resíduo líquido do processamento da fécula.....	8
Figura 3. Etapas do processo de biodigestão anaeróbia.....	14
Figura 4. Localização da fecularia, Município de Toledo, Paraná, Brasil.....	25
Figura 5. Local de coleta do efluente de fecularia.....	26
Figura 6. Esquema do protótipo de biodigestor anaeróbio.....	27
Figura 7. Monitoramento do pH (A) e ST, SV e SF (B) durante o período de partida no protótipo de biodigestor.....	34
Figura 8. Relação AV/AT e pH durante o período de alimentação inicial no protótipo de biodigestor.....	36
Figura 9. Variações de DQO (A), ART (B) e SV (C) de saída no período de alimentação inicial no protótipo de biodigestor.....	38
Figura 10. Relação AV/AT e pH durante o período de aumento de carga no protótipo de biodigestor.....	41
Figura 11. Variações de DQO (A), ART (B) e SV (C) na saída no período de aumento de carga no protótipo de biodigestor.....	43
Figura 12. Vazões de alimentação (A); Carga orgânica DQO (B); Carga orgânica ART (C); Carga orgânica SV (D).....	48
Figura 13. Relação AV/AT e pH durante o período de coleta de dados no protótipo de biodigestor.....	50
Figura 14. Variações da DQO na saída do biodigestor protótipo.....	53
Figura 15. Variações de ART (A) e de ART _s (B) de saída no período de coleta de dados no protótipo de biodigestor.....	55
Figura 16. Variações de concentração SV de saída no período de coleta de dados no protótipo de biodigestor.....	57
Figura 17. Variações da produção de biogás e biometano em função do consumo de DQO (A), ART (B), ART _s (C), SV (D) no período de coleta de dados no protótipo de biodigestor.....	59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Produção mundial de mandioca em raiz, nos principais países. (Milhões de Toneladas) 2015 a 2018.....	4
Tabela 2. Características quantitativas da manipueira.....	10
Tabela 3. Resumo dos resultados de pesquisas sobre o tratamento de subprodutos líquidos da industrialização da mandioca em reatores de uma fase.....	11
Tabela 4. Parâmetros envolvidos no processo da biodigestão anaeróbia.....	16
Tabela 5. Potencial metanogênico de diferentes substratos.....	23
Tabela 6. Metodologia de análises dos parâmetros e composição do biogás.....	29
Tabela 7. Caracterização do inoculo e manipueira utilizados neste e em outros estudos.....	30
Tabela 8. Geração de biogás na etapa de alimentação inicial, metano e dióxido de carbono por carga orgânica reduzida.....	38
Tabela 9. Geração de biogás na etapa de aumento e estabilização de carga, metano e dióxido de carbono por carga orgânica reduzida.....	43
Tabela 10. Caracterizações dos principais parâmetros do biodigestor protótipo....	45

LISTA DE ABREVIATURAS

ABAM	Associação Brasileira dos Produtores de Amido de Mandioca
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
ART	Açúcares Redutores Totais
ARTs	Açúcares Redutores Totais solúveis
AT	Alcalinidade Total
AV	Ácidos voláteis ou Acidez Volátil
AV/AT	Relação Ácidos Voláteis / Alcalinidade Total
CEPEA	Centro de Estudo de Pesquisa e Economia Aplicada
CH ₄	Metano
CO ₂	Gás carbônico
CONAB	Companhia Nacional de Abastecimento
DQO	Demanda química de oxigênio
FAO	Organizações das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação
G	Grama
H	Hora
H ₂ S	Ácido Sulfídrico
HCN	Ácido Cianídrico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Kcal	Quilocaloria
Kg	Quilograma
kW	Quilowatt
L	Litro
LCH ₄ gART _c ⁻¹	Litro de metano por grama de açúcares redutores totais consumidos
LCH ₄ gART _s _c ⁻¹	Litro de metano por grama de açúcares redutores totais solúveis consumido
LCH ₄ gDQO _c ⁻¹	Litro de metano por grama demanda química de oxigênio

	consumida
LCH ₄ gSV _c ⁻¹	Litro de metano por grama de sólidos voláteis consumida
m ³	Metros cúbicos
Min	Minutos
mL	Mililitros
Mm	Milímetro
mmHg	Milímetro de mercúrio
NH ₃	Gás amônia
NTK	Nitrogênio Total Kjheddal
pH	Potencial Hidrogeniônico
Rpm	Rotações Por Minuto
SEBRAE	Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas
SF	Sólidos Fixos
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
TRH's	Tempos de Retenção Hidráulica
TRS	Tempo de Retenção de Sólidos
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
V	Volts
v/v	Volume por volume

ÍNDICE

1.	INTRODUÇÃO.....	1
2.	OBJETIVO.....	3
2.1	OBJETIVO GERAL.....	3
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1	MANDIOCA.....	4
3.2	FÉCULA.....	5
3.3	PROCESSO PARA OBTENÇÃO DE FÉCULA.....	6
3.4	MANIPUEIRA.....	8
3.5	PESQUISAS COM DIGESTÃO ANAEROBIA DE MANIPUEIRA.....	10
3.6	TRATAMENTO DA MANIPUEIRA.....	13
3.7	DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	14
3.7.1	ASPECTOS NATURAIS E DE OPERAÇÃO.....	16
3.7.1.1	TEMPERATURA.....	17
3.7.1.2	pH.....	18
3.7.1.3	CARGA ORGÂNICA.....	18
3.7.1.4	TEMPO DE RETENÇÃO HIDRÁULICA	19
3.7.1.5	AGITAÇÃO DA BIOMASSA.....	20
3.7.1.6	PARTIDA DE REATORES ANAERÓBIOS.....	21
3.8	BIOGÁS.....	22
3.8.1	APLICAÇÕES DO BIOGÁS.....	22
3.8.2	ESTIMATIVAS DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS.....	23
4.	MATERIAL E MÉTODOS.....	26
4.1	LOCAL DA PESQUISA.....	26
4.2	SUBSTRATO E INÓCULO.....	26
4.3	PROTÓTIPO DE BIODIGESTOR ANAERÓBIO.....	27
4.4	ANÁLISES DO BIOGÁS.....	29
4.5	MEDIÇÃO E CORREÇÃO DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS.....	29
4.6	ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS.....	30
4.7	OBTENÇÃO DE DADOS OPERACIONAIS.....	30
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	31
5.1	CARACTERIZAÇÃO DO INÓCULO.....	32
5.2	PARTIDA DO REATOR E FREQUÊNCIA DE ALIMENTAÇÃO.....	33
5.3	PARTIDA DO PROTÓTIPO DE BIODIGESTOR ANAERÓBIO.....	35
5.4	ALIMENTAÇÃO INICIAL.....	40
5.5	AUMENTO DE CARGA.....	45
5.6	FASE DE COLETA DE DADOS.....	47
5.6.1	VAZÃO DE ALIMENTAÇÃO E CARGA ORGÂNICA.....	50
5.6.2	PARÂMETROS DE CONTROLE DE ESTABILIDADE DO BIODIGESTOR.....	52
5.7	PARÂMETROS DE CONTROLE DE EFICIÊNCIA DO BIODIGESTOR	52
5.7.1	PARÂMETROS DE CONTROLE DE EFICIÊNCIA (DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO)	54
5.7.2	PARÂMETROS DE CONTROLE DE EFICIÊNCIA (AÇÚCARES	54

	REDUTORES TOTAIS E SOLÚVEIS).....	
5.7.3	PARÂMETROS DE CONTROLE DE EFICIÊNCIA (SÓLIDOS TOTAIS, VOLÁTEIS E FIXOS)	56
5.7.4	PRODUÇÃO DE BIOGÁS E DE BIOMETANO NO BIODIGESTOR PROTÓTIPO.....	58
6.	CONCLUSÕES.....	61
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	62

1. INTRODUÇÃO

A mandioca (*Manihot Esculenta Crantz*) é uma planta nativa do continente sul-americano. Por ser uma cultura de fácil manejo e adaptabilidade, alastrou-se facilmente pelo mundo e hoje é cultivada em mais de cem países (FAO, 2019).

De grande importância econômica, a mandioca é considerada uma das principais fontes de aquisição de fécula. Além de apresentar grande importância econômica, o cultivo desse gênero tem grande acuidade social, assim como é plantada com maior frequência por pequenos produtores que a tem como fonte de renda e subsistência familiar.

A parte economicamente mais significativa da mandioca é a raiz por meio da qual se pode extrair o amido, que é adquirido na forma de fécula ou convertido em farinha por processos mecânicos na indústria de agroprocessamento. Tanto a farinha quanto a fécula, que são os principais produtos derivados da mandioca, devem trespassar por diversos processos, constituindo do nível artesanal ao industrial. Esses processos originam resíduos que têm ocasionados sérios impactos ambientais adversos, devido ao manejo e descarte inadequado, tendo a manipueira como o principal deles (VILHALVA et al., 2011; FIORDA et al., 2013; CORRÊA FILHO et al., 2017).

A manipueira, efluente líquido de cor amarelo-claro de aparência leitosa gerado a partir do processamento da raiz, tem sido relatada como responsável por graves problemas de contaminação do ambiente e impactando na qualidade de vida dos produtores (SILVA, 2010). O perigo desse resíduo está relacionado ao fato de possuir compostos cianogênicos, linamaria e lotrautalina, que quando hidrolisados enzimaticamente ocasionam a formação do ácido cianídrico (HCN), espécie química altamente tóxica (ARAUJO et al., 2015).

A literatura indica que o descarte inadequado de resíduos no Brasil ainda é uma prática comum, o que pode acarretar diversos riscos ambientais nos locais de disposição final, como apontado por Barreto et al. (2014) e Amorim (2015). Além dos problemas ambientais, é importante ressaltar que essa situação também representa um risco significativo para a saúde humana. O descarte inadequado de resíduos pode resultar na contaminação de solos e corpos hídricos, contribuindo para a disseminação de substâncias tóxicas e patógenos, o que pode afetar negativamente

a qualidade da água que consumimos e, conseqüentemente, colocar em risco a saúde da população. Portanto, é fundamental considerar não apenas os impactos ambientais, mas também os riscos à saúde associados ao descarte incorreto de resíduos. Conseqüentemente, o tratamento e o reaproveitamento dos efluentes do processamento da mandioca devem ser gerenciados de forma correta, visando a diminuir o impacto ambiental gerado e garantindo a lucratividade da atividade e a valorização deste setor (GIONGO, 2011).

Neste sentido, para o tratamento dos efluentes da produção de farinha e fécula tem destaque com o uso de sistemas de tratamento biológicos, a exemplo das lagoas facultativas e biodigestores, gerando alternativas biotecnológicas para seu melhor aproveitamento, como na produção de biocombustíveis e biofertilizantes (AMORIM et al., 2014; MONTEIRO, 2015; AMORIM, 2015; GUIMARÃES et al., 2017; MESQUITA, 2016; SCHLLEMER, 2013; AZEVEDO et al., 2020; BARRETO et al., 2014; DANTAS et al., 2016; DUARTE et al., 2012).

Uma das soluções para o problema ambiental que a manipueira traz é o seu processamento em reatores anaeróbicos, o processo reduz carga orgânica e sólidos em suspensão, produzindo subprodutos de valores agregados como o biofertilizante e o biocombustível gasoso, o biogás (KUCZMAN, 2012).

O biogás, uma mistura de gases obtida pela digestão anaeróbia de resíduos e efluentes, tem ganho destaque devido ao seu potencial energético, o que tem impulsionado iniciativas públicas e privadas nesse sentido (BIASE et al., 2018). Além disso, é importante ressaltar que o aproveitamento do biogás pode proporcionar benefícios econômicos e ambientais significativos, especialmente no contexto das agroindústrias. Com a utilização do biogás como fonte de energia, é possível reduzir consideravelmente os gastos energéticos desses estabelecimentos, contribuindo com a eficiência energética e a redução da dependência de combustíveis fósseis. Portanto, o aumento do uso do biogás não só impulsiona o aproveitamento energético de resíduos, mas também oferece a oportunidade de reduzir os gastos com energia nas agroindústrias.

O tratamento de efluente de fecularia apresenta alguns problemas que envolvem a alta carga orgânica, presença de nutrientes em excesso, resíduos sólidos, compostos tóxicos. É oportuno destacar que, apesar dos desafios, existem tecnologias e processos de tratamento disponíveis para lidar com esses problemas.

O desenvolvimento de sistemas de tratamento eficientes e sustentáveis é essencial para minimizar os impactos ambientais e garantir o cumprimento das normas regulatórias.

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial de produção de biogás a partir de águas residuais de feculárias no Estado do Paraná em um reator anaeróbio piloto, buscando contribuir com a eficiência dos processos industriais, segurança energética nas plantas de beneficiamento e benefícios ambientais.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar um protótipo de biodigestor anaeróbio de mistura completa de alimentação contínua no tratamento de efluente líquido de fecularia, monitorando os principais parâmetros de operação, no sentido de obter mais teores de metano.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Quantificar a remoção de carga orgânica em função da carga orgânica de demanda química de oxigênio (DQO), Sólidos Voláteis (SV) e Açúcares Redutores Totais (ART) e solúveis (ARTs);
- Avaliar o desempenho do reator protótipo ante as variações de concentração de DQO, SV e Açúcares Redutores Totais, por meio do pH, relações de Ácidos Voláteis e Alcalinidade total (AV/AT).
- Determinar a produção de metano por carga orgânica estabilizada, expressa em DQO ($LCH_4 \text{ gDQO}_c^{-1}$), sólidos voláteis ($LCH_4 \text{ gSV}_c^{-1}$), Sólidos Voláteis e açúcares redutores totais ($LCH_4 \text{ gART}_c^{-1}$) consumidos e por volume de reator ou produção volumétrica;
- Monitorar a partida e estabilidade do processo de digestão anaeróbio do protótipo de reator anaeróbio em temperatura mesofílica;
- Determinar a quantidade de biometano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) do biogás presentes no biogás do biodigestor protótipo.

2.3 HIPÓTESE

O protótipo de biodigestor anaeróbio de mistura completa de alimentação contínua, com o monitoramento e ajuste adequados dos parâmetros de operação, resultará em uma remoção eficiente da carga orgânica presente no efluente líquido

de fecularia. Espera-se que o desempenho do reator protótipo seja influenciado pelas variações nas concentrações de DQO, SV e açúcares redutores totais, afetando as relações de pH, ácidos voláteis e alcalinidade total. Com base nessas condições otimizadas, é possível supor que a produção de metano por carga orgânica estabilizada (DQO, SV e ART) será maximizada, tanto em termos de produção específica ($\text{gCH}_4 \text{ g}^{-1}$ substrato) quanto de produção volumétrica ($\text{LCH}_4 \text{ L}^{-1}$ reator).

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 MANDIOCA

A mandioca (*Manihot esculenta Crantz*) é um dos produtos agrícolas notáveis. É cultivada em mais de 100 países, tendo uma enorme significância na alimentação humana e animal, além de ser empregada como matéria-prima em inúmeros produtos industriais. A raiz apresenta em sua composição química média, os seguintes percentuais: 65% de água, 25% de amido, 3% de proteína, 2% de celulose e 5% de outros compostos (SEBRAE, 2015).

Em geral, a produção mundial de mandioca, ao contrário de outros produtos alimentícios, tem apresentado um contínuo declínio em seu cultivo (FAO, 2019). Conforme é possível ver na Tabela 1.

Tabela 1. Produção mundial de mandioca em raiz, nos principais países. (Milhões de Toneladas) 2015 a 2018.

Países	2015	2016	2017	2018
África	172,7	172,8	168,3	169,6
Nigéria	57,6	59,5	59,3	59,4
Congo*	34,9	34,5	31,0	29,9
Gana	17,2	17,7	19,0	20,8
Outros	63,0	61,1	59,0	59,5
Ásia	87,6	85,1	82,7	80,6
Tailândia	32,3	31,1	30,8	31,6
Indonésia	21,8	20,2	19,0	16,1
Outros	33,5	33,8	32,9	32,8
América do Sul	30,4	28,3	25,9	25,2
Brasil	23,0	21,0	18,5	17,6
Outros	7,4	7,3	7,4	7,6
Total mundial	293,0	288,4	279,3	277,8

Fonte: FAO, SEAB/DERAL, 2020.

*República Democrática do Congo.

A Tabela 1 apresenta os dados de produção mundial de mandioca em raiz nos principais países entre os anos de 2015 a 2018. Observa-se um cenário de variações na produção ao longo desses anos. A África apresentou uma produção relativamente estável, com uma ligeira diminuição no período. Destacam-se países

como Nigéria e Gana, que mantiveram uma produção constante ou em crescimento, indicando uma importância significativa nessa região. Por outro lado, a Ásia registrou uma tendência de diminuição na produção, especialmente na Tailândia e Indonésia, que tiveram quedas expressivas. Na América do Sul, ocorreu uma diminuição gradual, sendo o Brasil o maior produtor da região, porém também com uma redução constante ao longo dos anos. Esses dados refletem possíveis variações nas condições climáticas, políticas agrícolas e demanda de mercado, destacando a importância de analisar os fatores que influenciam a produção de mandioca em diferentes regiões ao redor do mundo.

O Brasil é um dos mais importantes produtores dessa raiz. A estimativa de produção brasileira de mandioca para o ano de 2022 é de 18 milhões de toneladas, colhidas em uma área total de 1,24 milhão de hectares (IBGE, 2022). Em relação a 2021, quando a produção foi de 18,49 milhões de toneladas, os dados mostram uma queda de 1,29%, enquanto a área cultivada e a área colhida permaneceram praticamente inalteradas (CONAB, 2022). Vale ressaltar ainda que 2022 foi o primeiro ano de estabilidade na área cultivada, após seis anos consecutivos (2016 a 2021) de redução.

O declínio estimado na produção foi ocasionado pela queda de produtividade, estimada em 14,85 t/ha, frente as 15 t/há em 2021, representando uma redução de 1% (CONAB, 2022). De acordo com os dados do (IBGE 2022), as regiões Sul e Sudeste tiveram as maiores reduções de produtividade, com destaque para os estados de São Paulo e Paraná, cuja diminuição foi estimada em 11% e de 4,1%, respectivamente.

O cenário de variações na produção mundial de mandioca em raiz, tal como evidenciado na Tabela 1, pode ser atribuído principalmente a problemas climáticos ocorridos no Centro-Sul, especialmente no estado do Paraná. Inicialmente, a região enfrentou episódios de frio intenso e geadas, seguidos por períodos de secas prolongadas, os quais impactaram significativamente a produção de mandioca e outras culturas. Esses eventos climáticos adversos afetaram negativamente as condições de cultivo, resultando em reduções na produção e contribuindo com as tendências observadas nos dados da tabela. É crucial considerar esses fatores climáticos como elementos importantes na compreensão das variações na produção de mandioca em diferentes regiões ao redor do mundo.

3.2 FÉCULA

A fécula de mandioca, também conhecida como tapioca ou polvilho, é um produto amplamente utilizado na indústria alimentícia devido às suas características físicas e funcionais.

Obtida a partir do processamento das raízes da mandioca, a fécula possui uma textura fina e um aspecto branco, sendo desprovida de odor e sabor pronunciados. Essa característica neutra torna-a versátil para uso em diversas preparações culinárias. A fécula de mandioca tem propriedades de gelatinização, espessamento e ligação, tornando-a um ingrediente ideal para dar consistência, textura e estabilidade a alimentos como pudins, molhos, sopas e produtos de panificação.

A sua capacidade de formar géis viscosos e transparentes, bem como a sua fácil digestibilidade, são atributos valorizados na indústria alimentar. A fécula de mandioca é, portanto, uma opção popular e versátil que contribui para a diversidade e qualidade dos alimentos disponíveis no mercado.

Maior parte da raiz de mandioca é utilizada na indústria, na forma de amido, podendo ser aproveitada no segmento agroalimentar, tanto no formato nativo quanto modificado. A partir de tal produto, vários derivados podem ser obtidos como sagu, polvilho, tapioca etc (SEBRAE, 2015). Além de ser usada na indústria alimentícia, a fécula é largamente utilizada nas indústrias de papel e papelão, química, farmacêutica e a têxtil. Segundo (ABAM, 2011), a fécula é extremamente versátil e alcança eficiência incomparável em todas as suas aplicações, sendo habitualmente utilizada como componente nos mais variados segmentos domésticos e industriais.

Para CEPEA/ESLAQ (2020), a produção brasileira de fécula de mandioca vem registrando volumes entre 500 mil e 600 mil toneladas, sendo que em 2019 o país produziu cerca de 504 mil toneladas. Conforme CEPEA (2022), a produção de fécula nativa de mandioca cresceu 20% em 2021, totalizando 636,21 mil toneladas, o maior volume em cinco anos (em 2016, foram 657,1 mil toneladas).

3.3 PROCESSO PARA OBTENÇÃO DE FÉCULA

A mandioca é uma das culturas básicas socioeconômicas mais importantes, explorada principalmente por agricultores do norte e nordeste do Brasil. Seu processamento gera três tipos principais de resíduos: sólidos (cascas, folhas, caules), líquidos (águas residuais de mandioca) e emissão de ar (da queima de madeira) (OLAOYE et al., 2020).

O processamento da mandioca em fecularias acontece por meio de várias operações unitárias que podem ser observadas na Figura 1. Todas as operações básicas do processo de produção da fécula estão descritas neste fluxograma.

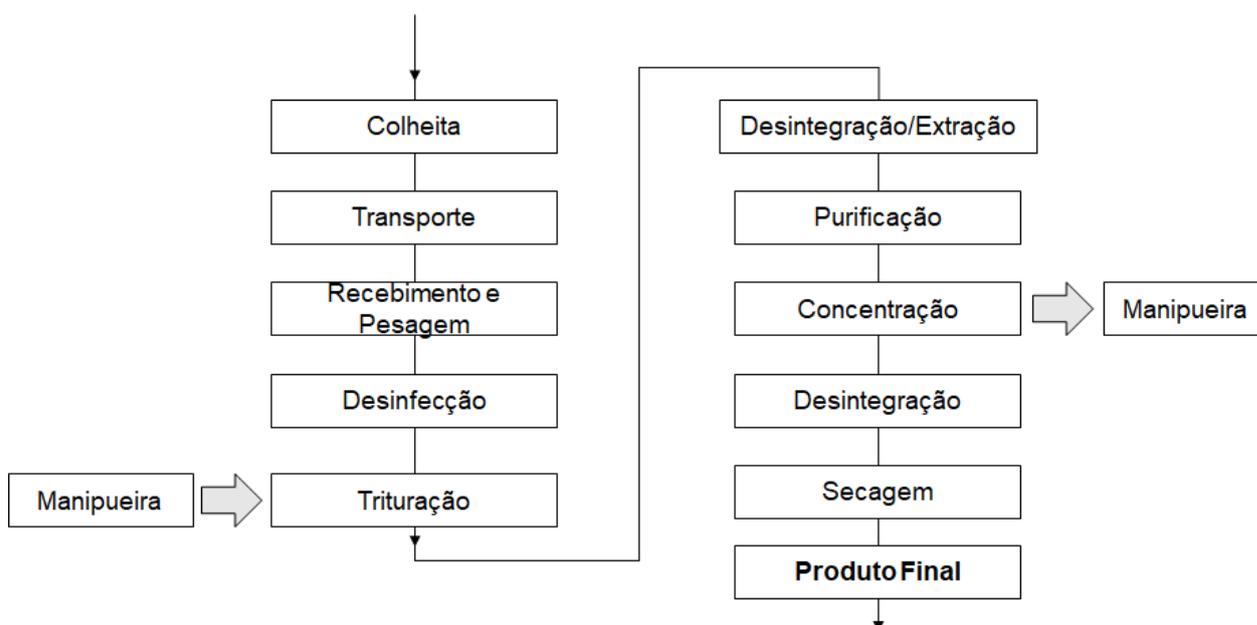


Figura 1. Fluxograma básico de produção da fécula.
Fonte: adaptado de Santos (2019).

O fluxograma de processamento da mandioca pode ser resumido da seguinte forma:

Colheita. A mandioca é colhida em 1 ou 2 ciclos após um tempo de cultivo de 12 meses.

Transporte. Após a colheita, a mandioca deve ser transportada em até 24 horas para evitar ataques de microrganismos, principalmente fungos.

Recebimento e Pesagem. A mandioca é pesada em balanças de caminhão, e sua umidade e impureza são quantificadas para a rotulagem adequada.

Desinfecção. Os tubérculos de mandioca passam por um tanque de enxágue onde são aspergidos por água, removendo sujeira e detritos da superfície.

Descasque. Após a limpeza, a mandioca é descascada em um recipiente com um fio giratório, promovendo a descamação das raízes por fricção.

Trituração. A mandioca descascada é triturada em um trado rotativo, com injeção de água para unificar o tamanho das partículas e aumentar a sensibilidade da fécula.

Desintegração e Extração da Fécula. A massa úmida é desintegrada por um cilindro rotativo com lâminas dentadas, resultando em uma mistura de água e amido que é separada das fibras por peneira rotativa.

Concentração. A massa é encaminhada para equipamentos de extração de água, como filtros rotativos a vácuo ou centrífugas, reduzindo a umidade e permitindo outras operações.

Desidratação. A fécula concentrada passa por um desidratador centrífugo ou filtro a vácuo para remover a umidade remanescente e reduzir o consumo de energia na etapa final de secagem.

Secagem. A fécula é exposta a jatos de ar quente para reduzir ao máximo a umidade, aumentando sua durabilidade e diminuindo o risco de contaminação. Em seguida, o produto é embalado.

Esse fluxograma ilustra as etapas-chave do processamento da mandioca, permitindo a obtenção da fécula com as características desejadas para sua utilização em diversos produtos alimentícios.

É essencial ressaltar que esses resíduos à base de mandioca podem ser biologicamente convertidos em vários produtos de maior valor, buscando maximizar a utilização de biorecursos (ZHANG et al., 2016).

3.4 MANIPUEIRA

A mandioca desempenha um papel fundamental na economia e na subsistência de agricultores das regiões norte e nordeste do Brasil. Essa cultura básica apresenta múltiplos usos, sendo utilizada tanto para consumo humano quanto para a produção de alimentos para animais. O processamento da mandioca gera resíduos que precisam ser gerenciados de forma adequada.

Tais resíduos podem ser classificados em três tipos principais: sólidos, líquidos e emissões de ar. Os resíduos sólidos incluem cascas, folhas e caules, que resultam das etapas de descascamento e preparação da mandioca para o consumo. Já os resíduos líquidos são constituídos pelas águas residuais provenientes do processamento da mandioca, que contêm compostos orgânicos e nutrientes. Por fim, as emissões de ar estão relacionadas com a queima de madeira, frequentemente utilizada como fonte de energia nos processos de secagem e cocção da mandioca.

O gerenciamento adequado desses resíduos é essencial para minimizar impactos ambientais negativos e aproveitar possíveis benefícios, como a produção de biogás a partir dos resíduos orgânicos.

O manejo adequado dos resíduos gerados pelo processamento da mandioca é de extrema importância tanto do ponto de vista ambiental quanto socioeconômico. A destinação adequada dos resíduos sólidos, por exemplo, pode incluir a compostagem, transformando-os em adubo orgânico que pode ser utilizado na agricultura. Já os resíduos líquidos demandam tratamento adequado para evitar a contaminação de corpos hídricos, seja por meio de técnicas de tratamento físico-químico ou processos biológicos, como a biodigestão anaeróbia, que pode gerar biogás e fertilizantes orgânicos. Ademais, a redução das emissões de ar provenientes da queima de madeira pode ser alcançada por meio da adoção de práticas mais sustentáveis, como o uso de fontes de energia renováveis.

Ao implementar estratégias eficientes de gerenciamento de resíduos da mandioca, é possível reduzir os impactos ambientais negativos, promover a sustentabilidade do setor e potencialmente gerar benefícios adicionais, como a geração de energia limpa e o aproveitamento de subprodutos valiosos.

O resíduo líquido retirado do processo durante as etapas de britagem e concentração tem aspecto leitoso e cor pálida, como observado na Figura 2.



Figura 2. Manipueira, resíduo líquido do processamento da fécula.
Fonte: Autor.

A manipueira, líquido resultante da extração da fécula de mandioca, é conhecida como "aquilo que brota da mandioca" em tupi-guarani (CEREDA, 2001). A manipueira é gerada tanto no processo de produção de farinha quanto nas fecularias, sendo que estas últimas produzem um líquido mais concentrado e volumoso, porém com menor carga orgânica (SANTOS, 2019).

Para Matos (2011), a cada tonelada de mandioca processada, aproximadamente 600 litros de efluente são gerados, com umidade próxima a 95% (CEREDA, 2001). Nas farinheiras, a quantidade de efluente gerado é de aproximadamente 300 litros por tonelada de mandioca processada (MATOS, 2011; NITSCHKE e PASTORE, 2003).

O descarte inadequado da manipueira representa uma ameaça significativa ao meio ambiente devido à sua alta carga de carbono orgânico, o que compromete a qualidade de vida e ameaça o ambiente (MANILAL, NARAYNAN; BALAGOPALAN, 1990; BOONAPATCHAROEN et al., 2006; CHAVALPARIT e ONGWANDEE, 2009). A manipueira contém uma variedade de compostos orgânicos, como carboidratos simples ou complexos, nutrientes e cianeto proveniente da linamarina e latostralina presentes nas raízes de mandioca (MARÓSTICA JR e PASTORE, 2006; NITSCHKE e PASTORE, 2005).

Os impactos ambientais relacionados à manipueira são atribuídos principalmente aos ingredientes presentes no líquido, como nitrogênio e fósforo, que

são essenciais para o crescimento de algas, mas em altas concentrações podem causar eutrofização, aumentando excessivamente os níveis desses organismos (SPERLING et al., 2009). Quando a manipueira é liberada em corpos d'água, ocorre uma redução nos níveis de oxigênio dissolvido, afetando negativamente a qualidade da água e a vida da fauna aquática (ARVORETA, 2011).

A disposição inadequada da manipueira no solo pode levar à percolação e à formação de nitratos nas águas subterrâneas, representando um risco para a saúde pública da população abastecida por essas fontes (SPERLING et al., 2009; ARAUJO et al., 2020). Apesar das alterações físico-químicas, a carga orgânica aproximada da manipueira é de 13,5 g L⁻¹ (RIBAS, 2003).

Dependendo dos procedimentos de extração da fécula de amido, da espécie e da idade das raízes utilizadas, a quantidade de carbono na manipueira pode variar. Entretanto, independentemente dessas variações, a manipueira sempre apresenta altos teores de nutrientes, como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sais minerais e outros compostos com alto potencial de aplicação em diversos setores. (CEREDA, 2001; LEONEL e CEREDA, 1995; NITSCHKE e PASTORE, 2003).

Para Magalhães et al. (2014), a manipueira é um resíduo promissor para a produção de biofertilizantes, trazendo benefícios para a atividade agrícola, desde o desenvolvimento de alfaces até o crescimento de mudas de eucalipto.

Amorim (2015) menciona que, embora ainda pouco praticada no Brasil, a manipueira pode passar por diversos processos de tratamento para reduzir sua carga tóxica por meio da estabilização orgânica. A partir desse tratamento, é possível obter formas alternativas de energia.

A manipueira é considerada um recurso abundante, e seu uso adequado no solo e na nutrição vegetal tem grande potencial. Existem diversos estudos relacionados ao uso da manipueira como fonte de nutrientes em diferentes culturas. (CEREDA, 2001; BARANA, 2000).

3.5 PESQUISAS COM DIGESTÃO ANAEROBIA DE MANIPUEIRA

Outros dados dos trabalhos citados neste e no próximo item encontram-se na Tabela 3.

Um estudo conduzido por Anrain (1983) demonstrou a fermentação de um efluente de fecularia em um reator instalado em uma indústria de fécula, resultando em uma remoção da carga orgânica acima de 90% e uma produção de biogás de 0,41 L gDQO_c⁻¹.

Manilal, Narayanan e Balagopalan (1990) exploraram a combinação de efluente de fecularia com pequenas frações de dejetos bovinos em dois reatores, um de alimentação em batelada e outro com alimentação semicontínua.

Annachharte e Amatya (2000) utilizaram sobrenadante de manipueira de fecularia para alimentar um reator UASB, concluindo que a decantação gravitacional simples foi suficiente para garantir o desempenho satisfatório do reator UASB.

Chaiprasert et al. (2003) trataram manipueira de fecularia por meio de reatores híbridos de fluxo ascendente com meio suporte contendo fibras de nylon de diferentes densidades, sendo que os meios com maior densidade proporcionaram um tratamento mais eficiente da manipueira.

Ribas e Barana (2003) investigaram o processo de partida de um reator plug flow, também conhecido como fluxo pistão vertical, em uma fase de duas maneiras diferentes: diminuindo gradualmente o tempo de retenção hidráulica (TRH) até atingir o valor pré-estabelecido de quatro dias; ou mantendo o TRH fixo em quatro dias e aumentando progressivamente a concentração do afluente. As autoras concluíram que a partida do biodigestor plug flow para o tratamento da manipueira pode ser realizada tanto pela diminuição do TRH quanto pela manutenção do TRH fixo e aumento da concentração do afluente.

Tabela 3. Resumo dos resultados de pesquisas sobre o tratamento de subprodutos líquidos da industrialização da mandioca em reatores de uma fase.

Características	Substrato	Carga orgânica (g DQO L ⁻¹ d ⁻¹)	Red. DQO (%)	TRH (d)	T (°C)	Biogás			Autor(es)
						(L g ⁻¹ DQO _c)	(L L ⁻¹ d ⁻¹)	CH ₄ (%)	
UASB, Piloto, 6500 L	Manipueira Fecularia	8,18	90	0,75	Pré-aquecida	0,41	5,24	-	Anrain (1983)
Bancada em batelada 7 L	Manipueira fecularia + 15% dejetos bovinos	-	63	60	30	0,13 L g ⁻¹ MS	-	59	Manilal, Narayanan e Balagopalan (1990)
Bancada Semicontínua 7 L	Manipueira fecularia + 15% dejetos bovinos	-	50	33	30	0,33 L g ⁻¹ MS	-	-	Manilal, Narayanan e Balagopalan

									n (1990)
UASB, Bancada 21,5 L recircul. 4:1	Sobrenadante manipueira fecularia	10-16	95	-	30-35	-	8	-	AnnachhARTe e Amatya (2000)
Tubular vertical bancada	Manipueira (na partida)	2,9	60	9,6	32	-	-	-	Ribas e Barana (2003)
Híbrido ascendente Bancada meio de sup.	Manipueira fecularia	4,0	87	5,4	-	0,29	3,77	68	Chaiprasert et al. (2003)
Lagoas	Manipueira fecularia	15	90	-	-	-	-	-	Rajbhandari e Annachharte (2004)
Leito fixo bancada meio suporte	Processamento de mandioca	6	94	4	37	0,32	-	69	Boonapatcharoen et al. (2006)
UASB+AFF Piloto 6752 L	Manipueira fecularia	9,71	67	1	37	0,23	1,48	-	Karamaj et al. (2006)
Tubular horizontal Bancada meio sup.	Sobrenadante de tanques fermentadores Polv. Azedo	11,8	87	9,5 horas	24,5	0,36	3,7	75	Colin et al. (2007)
Tubular horizontal Bancada 16,1 L	Manipueira Fecularia	2,7	95	6,6	33	0,61	0,63	59	Kuczman (2007) e Kuczman et al. (2011)
UASB de três fases	Manipueira fecularia		92	-	37	0,32			Jiraprasertwong et al. (2018)

Fonte: Autor.

(-) dados não disponíveis

Rajbhandari e Annachharte (2004) conduziram uma avaliação da eficiência de um sistema de lagoas anaeróbias de fecularia na Tailândia, constatando uma redução da carga orgânica e sólidos suspensos, porém, o efluente ainda não estava dentro dos padrões de tratamento para ser descartado no ambiente.

Karamaj et al. (2006) realizaram uma pesquisa utilizando um reator anaeróbio piloto tipo UASB com filme fixo sintético, alimentado com efluente da industrialização da mandioca, variando a carga orgânica em DQO e o tempo de retenção hidráulica (TRH), obtendo redução de DQO de 77% a 67% e produção de biogás de 0,49 a 1,48 L L⁻¹ d⁻¹, respectivamente. O reator mostrou-se eficiente na recuperação de energia a partir dos resíduos líquidos do processamento de mandioca.

Boonapatcharoen et al. (2006) avaliaram um reator anaeróbio de leito fixo para o tratamento de efluente de fecularia em diferentes cargas orgânicas e TRHs,

obtendo remoções de DQO de 84% a 94% e produções de biogás de 0,22 a 0,38 L gDQO_c⁻¹.

Colin et al. (2007) utilizaram um reator horizontal de bancada com meio suporte de bambu para a digestão anaeróbia do sobrenadante de tanques fermentadores de polvilho azedo de mandioca, constatando que altos teores de ácido láctico e cianeto não influenciaram negativamente o processo de digestão anaeróbia.

Kuczman (2007) e Kuczman et al. (2011) estabilizaram manipueira de fecularia em um reator anaeróbio tubular de uma fase, obtendo altas remoções de DQO (95,3% a 99,2%) e produção de biogás (0,41 a 0,82 L de biogás por DQO consumida).

Jiraprasertwong et al. (2018) realizaram um estudo em um reator UASB de três fases alimentado com efluente do processamento de mandioca, obtendo uma remoção de 92,5% e rendimentos de CH₄ significativos.

Os resultados mostram que os sistemas anaeróbios, como lagoas anaeróbias, reatores UASB e reatores de leito fixo, demonstraram eficiência na remoção de carga orgânica e na produção de biogás. Foi observado que, mesmo com variações nas cargas orgânicas e nos tempos de retenção hidráulica, os sistemas anaeróbios foram capazes de obter altas taxas de remoção de DQO e produção de biogás. Essas conclusões destacam a viabilidade desses sistemas como uma opção promissora para o tratamento de efluentes da indústria de fécula de mandioca, contribuindo com a redução do impacto ambiental e a possibilidade de recuperação energética a partir desses resíduos.

Ressalta-se a necessidade de aprimorar os processos de tratamento para atender aos padrões de descarte estabelecidos, garantindo a proteção dos recursos hídricos e a preservação do meio ambiente.

3.6 TRATAMENTO DA MANIPUEIRA

A escolha de um tratamento de efluentes é influenciada por várias características, sendo a demanda química de oxigênio (DQO) uma medida importante da poluição orgânica, embora não indique a biodegradabilidade dos

poluentes. A caracterização da biodegradabilidade é essencial para os processos de tratamento biológico aeróbico ou anaeróbico.

A biodegradabilidade dos poluentes orgânicos desempenha um papel crucial na determinação das características dos efluentes. Mesmo que um processo de tratamento biológico seja altamente eficiente, não é suficiente para descartar os efluentes em corpos d'água, e a DQO é frequentemente utilizada para avaliar a poluição residual e determinar os processos de pós-tratamento, garantindo a preservação do meio ambiente.

Uma alternativa de tratamento adequada para os resíduos da produção de mandioca é a digestão anaeróbia, que envolve a degradação da matéria orgânica por ação microbiana. O tratamento anaeróbio da manipueira tem benefícios ambientais, sociais e econômicos, como a redução da liberação de metano na atmosfera e a produção de fertilizantes ricos em nutrientes como subproduto. A digestão anaeróbia emerge como uma opção promissora para o tratamento dos resíduos da indústria de mandioca (MADEIRA et al., 2017; CALDEREIRO, 2015; COSTA et al., 2016; MOTORO, 2017; BARBOSA e LANGER, 2011).

3.7 DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia é um processo natural microbiológico que envolve interações enzimáticas e metabólicas para degradar compostos orgânicos, resultando na produção de matéria estabilizada, biometano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) (GUERI, 2017).

Essa decomposição é realizada por uma comunidade de microrganismos que atuam em quatro grupos interdependentes: microrganismos hidrolíticos, produtores de ácidos (acidogênicos), bactérias sintróficas (acetogênicas) e microrganismos metanogênicos (MARSHI, BRESSIANI e BARBOSA, 2014; ARYAL et al., 2018). Cada grupo desempenha funções específicas, operando em quatro estágios sequenciais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993).

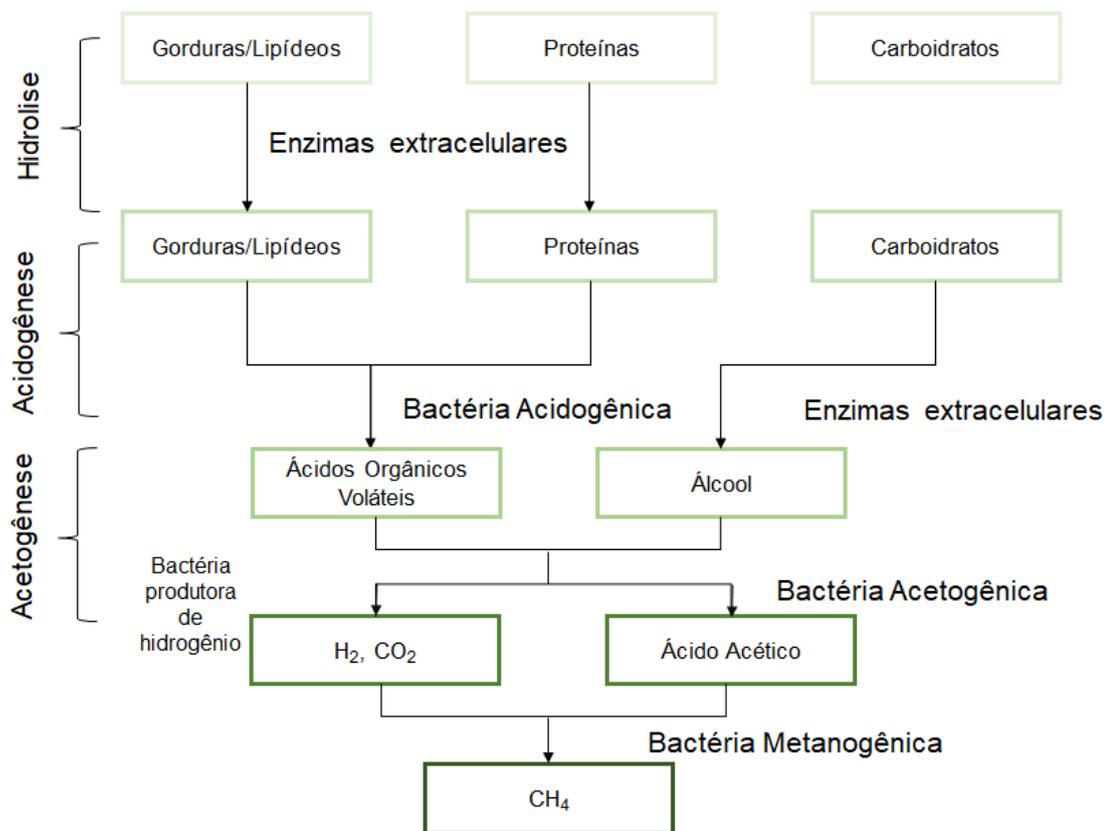


Figura 3. Etapas do processo de biodigestão anaeróbia

Fonte: Adaptado de (MAO et al., 2015; AL SEADI, 2001; FERRAREZ, PINTO e MOREIRA, 2020; PONTES, 2003).

Durante a etapa de hidrólise, a matéria particulada é convertida em compostos de menor peso molecular para facilitar sua absorção pelas células. Na acidogênese, esses compostos reduzidos são absorvidos pelas células das bactérias fermentativas, resultando na produção de ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico e outras substâncias orgânicas simples (MARSHI, BRESSIANI e BARBOSA, 2014; ARYAL et al., 2018). Na etapa de acetogênese, os produtos provenientes da acidogênese, como acetato, hidrogênio e dióxido de carbono, são utilizados como substratos para a produção de metano. Por fim, na etapa de metanogênese, o metano é produzido por bactérias acetotróficas a partir da redução do ácido acético ou por bactérias hidrogenotróficas utilizando o CO₂ (FORESTI et al., 1999; ZHENG et al., 2014; PATIL et al., 2016).

O processamento de biomassa em biodigestores é uma forma interessante de aproveitar a produção de biogás, um combustível proveniente do tratamento de resíduos que poderiam causar poluição ambiental significativa (SONG et al., 2014; WU et al., 2016). Diversas fontes de biomassa têm sido utilizadas na tecnologia de

digestão anaeróbia, como lodo de esgoto, resíduos animais, resíduos alimentares, resíduos agrícolas e florestais, efluentes industriais, entre outros (LIU et al., 2020; YAO et al., 2020; ZHANG et al., 2020; ABRAHAM et al., 2020; CHARALAMBOUS et al., 2020). Com o Brasil sendo uma potência agrícola, o país possui um alto potencial de biomassa proveniente de agroresíduos (STABILE et al., 2020).

Em conclusão, a digestão anaeróbia é um processo microbiológico que desempenha um papel importante na degradação de compostos orgânicos, resultando na produção de biometano e dióxido de carbono. A sequência de etapas envolvidas no processo, incluindo hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, é realizada por diferentes grupos de microrganismos. A tecnologia de biodigestores tem sido aplicada com sucesso em diversas fontes de biomassa, incluindo resíduos agrícolas, resíduos animais e resíduos alimentares, proporcionando benefícios ambientais e energéticos. Com um alto potencial de biomassa proveniente de agroresíduos, o Brasil possui oportunidades significativas para a utilização da digestão anaeróbia como uma prática sustentável de gerenciamento de resíduos.

3.7.1 ASPECTOS NATURAIS E DE OPERAÇÃO

A eficiência global da digestão anaeróbica e a qualidade do biogás produzido estão diretamente relacionadas às condições operacionais e ambientais dos reatores anaeróbicos. Tal como mencionado por Gueri (2017), vários fatores influenciam a qualidade do biogás, incluindo a composição do substrato, o tamanho das partículas, a carga orgânica, o pH, a alcalinidade, a umidade, o equilíbrio de macro e micronutrientes, a temperatura, o tempo de retenção hidráulica e a frequência de agitação. Todos esses aspectos desempenham um papel fundamental na eficácia do processo de digestão anaeróbica e na produção de biogás de alta qualidade.

A Tabela 4 evidencia alguns dos principais parâmetros envolvidos no processo de digestão anaeróbia.

Tabela 4. Parâmetros envolvidos no processo da biodigestão anaeróbia.

Parâmetro	Valor ideal	Unidade	Observações
-----------	-------------	---------	-------------

Temperatura - Mesofílica - Termofílica	30 - 40 40 - 70	°C	O limite superior da mesofílica é a temperatura ideal para uma ótima produção de biogás
pH	6,0 - 8,0		Fora desses níveis os microrganismos metanogênicos não se desenvolvem
Alcalinidade	1000 a 5000	mg CaCO ₃ L ⁻¹	Neutraliza as variações de acidez do resíduo
Acidez volátil	500 a 2000	mg CH ₃ COOH L ⁻¹	Concentrações mais altas inibirão o acetato e a produção de biogás
Acidez/Alcalinidade (AV/AT)	0,1 a 0,5		Representa estabilidade para processos anaeróbios, valores superiores apresentam acúmulos de ácidos nos reatores
C/N	20 a 30		Relação mais elevadas levam a consumo de N pelas metanogênicas, reduzindo a produção de metano
Carga orgânica - Mesofílica - Termofílica	0,4 a 6,4 1,0 a 7,5	kgSV m ⁻³ d ⁻¹	Os microrganismos se inibem se a carga orgânica for muito elevada
TRH	9 a 95	Dias	Varia em função do substrato, temperatura e o tipo do sistema de digestão

Fonte: Adaptado de Pecora, 2006; Amani et al., 2010; Perovano e Formimgoni, 2011; Cabbai et al., 2013; Gueri, 2017.

A temperatura é um fator crucial, e o intervalo ideal varia de acordo com a faixa mesofílica (30-40 °C) e termofílica (40-70 °C). A temperatura mesofílica é considerada a mais adequada para uma produção ótima de biogás. O pH também

desempenha um papel importante, e o valor ideal está entre 6,0 e 8,0. Fora desses níveis, os microrganismos metanogênicos não conseguem se desenvolver adequadamente.

A alcalinidade é necessária para neutralizar as variações de acidez no resíduo, e o valor ideal varia de 1000 a 5000 mg CaCO₃ L⁻¹. Já a acidez volátil, representada pela concentração de ácido acético, deve ser mantida entre 500 e 2000 mg CH₃COOH L⁻¹. Concentrações mais altas podem inibir a produção de biogás.

A relação entre acidez e alcalinidade (AV/AT) deve estar entre 0,1 e 0,5 para garantir a estabilidade do processo anaeróbio. Valores superiores indicam acúmulo de ácidos nos reatores, o que pode prejudicar a eficiência do processo.

A relação carbono/nitrogênio (C/N) entre 20 e 30 é considerada adequada. Relações mais elevadas podem levar ao consumo de nitrogênio pelas bactérias metanogênicas, reduzindo a produção de metano.

A carga orgânica, expressa em kg de sólidos voláteis por metro cúbico por dia, varia de acordo com a faixa mesofílica (0,4 a 6,4) e termofílica (1,0 a 7,5). É importante evitar cargas orgânicas muito elevadas, pois podem inibir o crescimento dos microrganismos envolvidos no processo.

O tempo de retenção hidráulica (TRH), medido em dias, varia de 9 a 95 dias e depende do substrato utilizado, da temperatura e do tipo de sistema de digestão. O TRH adequado garante o tempo necessário para que ocorram as diferentes etapas da digestão anaeróbia.

Esses parâmetros são essenciais para o controle e monitoramento do processo de biodigestão anaeróbia, garantindo uma operação eficiente e a produção de biogás de alta qualidade. O conhecimento e a manutenção desses parâmetros podem ajudar na maximização da produção de biogás e na estabilidade do sistema, contribuindo para benefícios ambientais, sociais e econômicos associados ao tratamento de resíduos.

3.7.1.1 TEMPERATURA

A temperatura desempenha um papel fundamental na velocidade das reações da digestão anaeróbia, podendo favorecer a produção de biogás e

biometano. Para Mao et al. (2015), a digestão anaeróbia termofílica, realizada a temperaturas entre 55-70 °C, apresenta vantagens em relação à digestão mesofílica (37 °C) devido à sua velocidade de reação mais rápida e maior capacidade de carga, resultando em uma maior produtividade de biogás.

O aumento da temperatura também traz desvantagens. Mao et al. (2015) mencionam a diminuição da estabilidade do processo, a produção de efluentes de baixa qualidade, o aumento da toxicidade e a maior susceptibilidade às condições ambientais. A digestão anaeróbia termofílica requer maior investimento, maior consumo de energia e, em alguns casos, pode levar a uma diminuição da atividade metanogênica.

Por outro lado, os sistemas mesofílicos oferecem melhor estabilidade do processo e maior diversidade bacteriana, porém apresentam baixos rendimentos de metano e sofrem com a baixa biodegradabilidade e desvantagens relacionadas ao desequilíbrio nutricional (BOWEN et al., 2013).

Quanto à digestão anaeróbia hipertermofílica, Lee et al. (2009) afirmam que os melhores resultados são obtidos quando são utilizados co-substratos com alta concentração de proteínas, lipídios e matéria sólida não biodegradável.

É oportuno ressaltar que os microrganismos presentes na digestão anaeróbia são altamente sensíveis à temperatura, o que afeta significativamente a atividade de produção de biogás e a biodegradabilidade dos resíduos.

Em resumo, a seleção da temperatura adequada para a digestão anaeróbia é crucial, tendo em vista os diferentes benefícios e desvantagens associados às faixas mesofílica, termofílica e hipertermofílica. É essencial encontrar um equilíbrio entre a velocidade de reação, a estabilidade do processo, a qualidade do biogás produzido e a viabilidade econômica do sistema. É indispensável levar em conta a composição dos substratos utilizados e suas interações com a temperatura para otimizar a eficiência da digestão anaeróbia e maximizar a produção de biogás.

3.7.1.2 pH

O pH é um fator de extrema importância na biodigestão anaeróbia, pois influencia o crescimento microbiano e as reações que ocorrem no processo. A faixa ideal de pH para a digestão anaeróbia é geralmente relatada entre 6,8 e 7,4. Zhang,

Chen e Zhou (2009) e Mao et al. (2015) destacam a correlação positiva entre o pH e a hidrólise, indicando que esse processo é dependente do pH. Tanto os microrganismos metanogênicos quanto os acidogênicos possuem faixas de pH ideais.

O pH ótimo para a acidogênese é geralmente situado entre 5,0 e 6,5, o que levou ao desenvolvimento de um modo de operação em duas fases na digestão anaeróbia, separando a hidrólise/acidificação da acetogênese/metanogênese (KIM et al., 2003). Estudos indicam que a faixa de pH de 5 a 6 é adequada para reatores acidogênicos (KIM et al., 2008; DINESH et al., 2018; LAVAGNOLO et al., 2018).

Por outro lado, para maximizar a eficiência na geração de biogás, pH mais elevados são necessários. A metanogênese ocorre de forma eficiente na faixa de pH entre 6,5 e 8,0, sendo que o pH ideal para essa etapa é em torno de 7 (LEE et al., 2009; ZHAI et al., 2015; SYAICHURROZI et al., 2018; WARD et al., 2008; KHALID et al., 2011; ZHOU et al., 2016).

Em conclusão, é essencial controlar o pH adequadamente durante a biodigestão anaeróbia, buscando-se manter as condições ideais para a atividade dos diferentes grupos microbianos envolvidos no processo. O ajuste do pH em diferentes etapas da biodigestão pode contribuir para otimizar a eficiência do sistema e a produção de biogás de qualidade.

3.7.1.3 CARGA ORGÂNICA

O teor de matéria rapidamente biodegradável, como carboidratos, proteínas e lipídios, desempenha um papel fundamental na produção de biogás durante a digestão anaeróbia. Maciel e Juca (2011) destacam que esses componentes influenciam tanto a qualidade quanto a quantidade do biogás produzido.

A carga orgânica, que representa a quantidade de sólidos voláteis alimentados diariamente em um digestor, também tem impacto significativo no processo. O aumento da carga orgânica pode resultar em maior rendimento de biogás até certo ponto, porém, além desse ponto, pode afetar negativamente o equilíbrio e a produtividade da digestão anaeróbia (MAO et al., 2015). É importante ter cuidado com a adição diária de uma grande quantidade de material, pois isso pode causar mudanças no ambiente do biodigestor e inibir temporariamente a

atividade bacteriana, principalmente na fase inicial da digestão anaeróbia. Essa inibição bacteriana, relacionada à alta carga orgânica diária, pode favorecer a hidrólise e a acidogênese em detrimento da atividade metanogênica. Se a produção de ácidos graxos voláteis for favorecida, especialmente na fase de hidrólise/acidogênese, pode ocorrer uma acidificação irreversível. Nesse caso, mesmo que o pH do digestor diminua e o processo de hidrólise/acidogênese seja inibido, as bactérias metanogênicas restritas não conseguem converter a alta concentração de ácidos graxos voláteis em metano (MAO et al., 2015).

Em resumo, a composição e a carga orgânica do substrato influenciam significativamente o desempenho e a estabilidade da biodigestão anaeróbia. O equilíbrio entre os diferentes estágios do processo é essencial para a produção eficiente de biogás. O controle adequado da carga orgânica e a manutenção de condições favoráveis para a atividade metanogênica são cruciais para evitar problemas como a acidificação e garantir uma produção sustentável e de alta qualidade de biogás.

3.7.1.4 TEMPO DE RETENÇÃO HIDRÁULICA

O tempo necessário para a completa degradação da matéria orgânica é conhecido como tempo de retenção hidráulica (TRH). Esse parâmetro está intimamente relacionado à taxa de crescimento microbiano e é influenciado pela temperatura, carga orgânica e composição do substrato (EKAMA & WENTZEL, 2008).

O TRH pode ser dividido em dois tipos importantes: o Tempo de Retenção de Sólidos, que representa o tempo médio que as bactérias (sólidos) permanecem no digestor, e o Tempo de Retenção Hidráulica, que é definido pela seguinte equação:

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad \text{Eq. 1.}$$

Onde: V - O volume do reator

Q – Vazão de alimentação

O tempo de retenção hidráulica (TRH) é influenciado pela composição do substrato e pela carga orgânica, sendo geralmente de 15 a 30 dias para condições mesofílicas. Estudos têm demonstrado que um TRH curto, como 5 dias, é comumente utilizado em processos de fermentação acidogênica, principalmente em reatores com sistema de agitação (PAKARINEN et al., 2011; CAPPAL et al., 2014).

Por outro lado, Mao et al. (2015) relataram que a produção de biogás foi triplicada quando o TRH foi reduzido de 35 para 12 dias, mas um TRH de apenas 9 dias resultou em desequilíbrio do processo, com formação de espuma, acúmulo de ácidos voláteis e aumento da alcalinidade durante a digestão de lodo de esgoto desidratado (IA & LIU, 2010). Em suma, um TRH curto tende a favorecer o acúmulo de ácidos voláteis, enquanto um TRH longo pode resultar em subutilização dos componentes do biodigestor.

3.7.1.5 AGITAÇÃO DA BIOMASSA

A agitação da biomassa em um biodigestor anaeróbio desempenha um papel crucial no aumento da cinética de digestão anaeróbia e na eficiência do processo de conversão biológica. Ela promove a homogeneização do substrato, garantindo o aquecimento uniforme e facilitando a transferência de matéria entre os microrganismos e o substrato (TCHOBANOGLIOUS et al., 2003).

A agitação evita a formação de áreas mortas no biodigestor, onde o substrato não entra em contato com os microrganismos, sendo especialmente recomendada em reatores de grande porte (DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2008). Existem diferentes métodos de agitação, como dispositivos mecânicos, recirculação do conteúdo do biodigestor ou do próprio biogás gerado (BARAZA et al., 2003). Entretanto, as informações sobre a intensidade e a duração ideais da agitação são contraditórias na literatura, destacando a necessidade de pesquisas adicionais sobre o assunto (KARIM et al., 2005). Astals et al. (2014) relatam que a agitação adequada melhora a transferência de massa e calor, resultando em uma maior degradação dos substratos complexos e, conseqüentemente, em uma maior produção de biogás.

Bujoczek et al. (2021) destacam que a agitação eficiente melhora a distribuição de nutrientes e aeração, favorecendo a atividade microbiana e reduzindo a formação de espuma.

Ward et al. (2014) mencionam que a agitação também pode ajudar a prevenir a formação de incrustações e a sedimentação de sólidos no biodigestor, mantendo o sistema em condições ideais de funcionamento.

Em resumo, a agitação adequada do biodigestor é essencial para otimizar o desempenho e a eficiência do processo de digestão anaeróbia, mas é necessário aprofundar os estudos para determinar as melhores práticas de agitação.

3.7.1.6 PARTIDA DE REATORES ANAERÓBIOS

A etapa de partida de reatores anaeróbios, seja após manutenções ou no início do processo, é crítica para o sucesso do sistema, uma vez que marca o início da atividade microbiana. Lopes et al. (2004) ressaltam a importância de fatores como a escolha do inóculo e o modo de operação inicial. É essencial que o inóculo contenha uma comunidade de microrganismos facultativos e metanogênicos para garantir um desempenho inicial adequado (AMANI et al., 2010).

A pesquisa sobre a partida de sistemas anaeróbios ainda é uma área que requer estudos mais aprofundados. Amani et al. (2010) propõem a avaliação conjunta de outros critérios, como diferentes formas de pré-tratamento da biomassa, para investigar o desempenho real da partida de reatores anaeróbios.

Silva (2014) investigou o uso de lodo anaeróbio e dejetos bovinos para a partida de um reator de resíduos alimentares, destacando o lodo anaeróbio de um reator UASB de estação de tratamento de esgoto como inóculo mais aclimatado ao substrato, resultando em uma produção crescente de metano nos primeiros dias. Todavia, ainda há controvérsias sobre o inóculo ideal para aclimatar substratos específicos e a proporção mais adequada entre eles.

A partida de reatores anaeróbios é uma etapa crítica e diversos estudos têm explorado diferentes estratégias para otimizar esse processo. Araújo et al. (2016) realizaram a partida de um reator anaeróbio de leito fluidizado utilizando diferentes inóculos (lodo de tratamento de esgoto e esterco bovino) e observaram que o inóculo de lodo de esgoto apresentou maior estabilidade e eficiência na remoção de matéria orgânica. Alves et al. (2018) investigaram o efeito da partida de um reator anaeróbio de manta de lodo utilizando diferentes concentrações de inóculo e constataram que a utilização de uma concentração inicial elevada de inóculo

favoreceu a adaptação dos microrganismos e resultou em uma partida mais eficiente do sistema.

Em outro estudo, Rocha et al. (2020) avaliaram a partida de um reator anaeróbio de fluxo ascendente utilizando diferentes tempos de retenção hidráulica e concluíram que um tempo de partida mais longo resultou em uma comunidade microbiana mais estável e em um desempenho superior do reator. Essas pesquisas demonstram a importância de selecionar adequadamente o inóculo e otimizar as condições operacionais para obter uma partida eficiente dos biodigestores anaeróbios.

Em suma, a partida de reatores anaeróbios no tratamento de efluentes de fecularia é uma etapa crucial que requer atenção especial. A escolha adequada do inóculo, a utilização de pré-tratamentos da biomassa e o controle das condições operacionais são fatores determinantes para o sucesso do processo. Diversas pesquisas têm contribuído para o desenvolvimento de estratégias mais eficientes de partida, buscando promover a adaptação microbiana e otimizar a produção de biogás.

Ademais, ainda existem lacunas a serem exploradas, como a identificação do inóculo mais adequado para cada substrato e a definição das proporções ideais entre inóculo e substrato. O avanço nesse campo de pesquisa é fundamental para aprimorar a partida de reatores anaeróbios e promover a implementação eficiente desses sistemas no tratamento de efluentes de fecularia, contribuindo com a sustentabilidade ambiental e energética da indústria.

3.8 BIOGÁS

Conforme KARLSSON et al., (2014), o biogás sempre se formou a partir da decomposição anaeróbia da matéria orgânica e, há muito tempo, este processo acontece pela quebra da matéria orgânica em ambientes anóxicos no fundo do mar, porém, somente a partir do final do século XIX e início do século XX que se começou a explorar a técnica de como utilizar o gás produzido a partir deste processo.

Por muito tempo, o biogás foi considerado um subproduto da decomposição de resíduos orgânicos em anaerobiose (ausência de oxigênio). Entretanto, com a

ocorrência de períodos de crise energética, passou a ser o foco de inúmeras pesquisas e, conseqüentemente, investimentos em sua cadeia produtiva (SALOMON e LORA, 2009).

A China e a Índia foram os primeiros países a produzir biogás e a utilizá-lo como fonte de energia, mais especificamente para iluminação e cocção de alimentos (KARLSSON et al., 2014).

Biogás é uma mistura gasosa com potencial combustível, composta principalmente pelos gases CH₄ (50-70%) e CO₂ (30-50%) e traços de outros gases como os sulfetos, nitrogênio, monóxido de carbono e hidrogênio (BALMANT, 2009; SOUZA et al., 2010; ANGELIDAKI et al., 2018; MERICCO et al., 2020).

É ponderado um biocombustível e uma fonte de energia limpa, uma vez que a emissão de gases poluentes é bem menor em comparação com a queima de combustíveis fósseis, trazendo desta forma benefícios econômicos, ambientais e climáticos (CHASNYK et al., 2015; SUN et al., 2015; ABDESHAHIAN et al., 2016; ARYAL et al., 2018; SCARLAT et al., 2018).

O potencial de produção de biogás a partir de diversos substratos no mercado brasileiro tem sido relatado na literatura. No Brasil, alta atividade agrícola e densidades urbanas geram grandes quantidades de resíduos, que poderiam produzir biogás (Ferreira et al., 2018).

A quantidade e a composição do biogás produzido no processo de digestão anaeróbia dependem do substrato adicionado ao biodigestor e das condições ambientais e parâmetros de operação (MARCHI, BRESSIANI e BARBOSA 2014).

A partir das citações mencionadas, podemos observar a importância histórica e o potencial do biogás como fonte de energia renovável. Inicialmente, o biogás era tido como um subproduto da decomposição anaeróbia de resíduos orgânicos, ocorrendo naturalmente em ambientes anóxicos no fundo do mar.

Somente no final do século XIX e início do século XX é que começou a ser explorada a utilização desse gás como fonte energética. Com períodos de crise energética, o biogás passou a receber maior atenção e investimentos, sendo a China e a Índia os pioneiros em sua produção e uso.

O biogás é composto principalmente por metano e dióxido de carbono, além de outros gases, e é tido como um biocombustível e uma fonte de energia limpa

devido às menores emissões de gases poluentes em comparação com os combustíveis fósseis.

No Brasil, com sua alta atividade agrícola e densidades urbanas, há um grande potencial para a produção de biogás a partir de diversos substratos. A quantidade e a composição do biogás dependem do tipo de substrato e das condições operacionais do processo de digestão anaeróbia. Compreender esses fatores é fundamental para garantir a eficiência e viabilidade do aproveitamento do biogás como uma fonte de energia sustentável, trazendo benefícios econômicos, ambientais e climáticos para a sociedade.

3.8.1 APLICAÇÕES DO BIOGÁS

Apesar das vantagens da produção de biogás, essa tecnologia ainda está em estágio inicial de desenvolvimento no Brasil, com sua utilização para geração de energia começando apenas em 2010 (FREITAS et al., 2019). Segundo dados do CIBIOGAS (2020), o país possui 675 usinas de biogás, das quais 638 estavam em operação para fins energéticos em 2020. Apenas 42 dessas usinas são vistas como de grande escala e, apesar de representarem uma minoria em número, elas produziram a maior quantidade de biogás, alcançando um volume de 1.438.855.500 Nm³ ano⁻¹, equivalente a uma capacidade energética total de 222.247,8 kW em 2020 (ANEEL, 2021).

É importante salientar que o biogás ainda contribui com uma parcela muito pequena da eletricidade gerada no país, representando apenas 1,366% do total (ANEEL, 2021). Apesar dessas estatísticas, o Brasil apresenta um potencial significativo e diversas oportunidades para expandir a produção e utilização do biogás como uma fonte de energia sustentável e renovável.

O biogás no Brasil tem sido amplamente utilizado na geração de energia elétrica por meio de sistemas de cogeração, onde a energia térmica proveniente da combustão do biogás é aproveitada para a produção de eletricidade (SILVA et al., 2017). Ainda conforme Silva et al. (2017), uma das aplicações do biogás no país é sua utilização como fonte de calor em processos industriais, substituindo combustíveis fósseis e contribuindo com a redução de emissões de gases poluentes.

No Brasil, o biogás também é purificado para produzir biometano, um gás de alta pureza que pode ser injetado nas redes de distribuição de gás natural, sendo utilizado em residências, comércios e indústrias como substituto direto do gás natural (FREITAS et al., 2020).

O uso do biogás como combustível veicular é outra aplicação crescente no Brasil, beneficiando a redução das emissões de gases de efeito estufa e diminuição da dependência de combustíveis fósseis no setor de transportes. (RIBEIRO et al., 2019). A utilização do biogás no tratamento de efluentes e resíduos orgânicos é uma prática comum no país, favorecendo a redução da carga poluente nos efluentes e evitando a liberação de gases de efeito estufa para a atmosfera (FONSECA et al., 2016).

3.8.2 ESTIMATIVAS DE PRODUÇÃO DE BIOMETANO

A produção diária de biogás é influenciada principalmente pela quantidade de sólidos voláteis presentes na carga alimentar do biodigestor, uma vez que os sólidos voláteis são uma fração dos sólidos totais que podem ser biodegradados e convertidos em biogás. Portanto, a estimativa da geração de biogás é frequentemente realizada com base no conteúdo de sólidos voláteis, o que permite avaliar a viabilidade da produção de biogás a partir de um determinado substrato. Tabela 5 tem o potencial metanogênico para diferentes substratos.

Tabela 5. Potencial metanogênico de diferentes substratos.

Substrato	Potencial metanogênico (m ³ CH ₄ kgSV ⁻¹)	Autor(es)
Frutas	0,180 a 0,732	Gunaselaan, 2004
Vegetais	0,190 a 0,400	
Fração orgânica de RSU	0,489	Mata-alvarez 2002
Resíduos alimentares	0,525	Lissens et al., 2004
Leguminosas	0,211	Raposo et al., 2006
Resíduos alimentares	0,479	Zhang et al., 2011
Resíduos alimentares	0,410	Zhang et al., 2013
Resíduos de peixe	0,411 a 0,482	Kafle et al., 2013
Resíduos de cervejaria	0,316	
Resíduos de pão	0,306	
Resíduos de laticínios	0,430	Paritova et al., 2013
Esterco suíno bruto	0,568	Amaral et al., 2016
Esterco de bovino leiteiro	0,204	Kafle e Chen, 2016
Esterco de cavalo	0,155	
Esterco de bode	0,159	

Esterco de frango	0,259	
Esterco suíno	0,323	
Resíduos alimentares	0,444	Gueri, 2017
Resíduos de suinocultura	0,530	Silva et al., 2019

Fonte: Autor.

Para Matos (2016), a utilização mais prática do biogás é por meio de geradores para a produção de energia elétrica, embora também seja possível utilizá-lo diretamente para combustão. Na Europa, a capacidade instalada em plantas de aproveitamento de biogás ultrapassa 2000 MW, concentrada principalmente na Alemanha, Suécia e Reino Unido, países mais avançados nesse aspecto (Ref. não encontrado).

No Brasil, o aproveitamento do biogás ainda é incipiente, com uma capacidade de pouco mais de 86 MW, provenientes principalmente do biogás de resíduos sólidos urbanos (ANEEL, 2016).

O metano presente no biogás é visto como um gás precursor do efeito estufa, pois possui um potencial de aquecimento global 25 vezes maior que o dióxido de carbono (GUERI, 2017). Logo, a valorização energética do biogás é uma ferramenta fundamental para o desenvolvimento sustentável, permitindo a conversão do metano em dióxido de carbono, aproveitando seu valor calorífico e favorecendo uma maior segurança energética (MACHADO, 2011; IPCC, 2014).

O metano não emitido para a atmosfera pode ser convertido em toneladas de CO₂ equivalente anualmente e comercializado por meio de projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), aumentando a viabilidade econômica do sistema (SCHUCH, 2012).

O biogás, com sua composição volumétrica que varia de 55 a 70% de metano e 20 a 45% de dióxido de carbono, além de outros gases como sulfeto de hidrogênio em concentrações de 500-4000 ppm, nitrogênio amoniacal em concentrações de 100-800 ppm, hidrogênio, água e oxigênio em proporções menores, pode ser amplamente utilizado como combustível (KOHN et al., 2014; PATEL et al., 2016; SHAN et al., 2016). O biogás é obtido principalmente por meio de processos de fermentação anaeróbia de compostos orgânicos, sendo essa a rota mais utilizada, com origem a partir de resíduos orgânicos, principalmente em fase líquida (ALVES et al., 2013).

Em conclusão, o aproveitamento do biogás como fonte de energia no Brasil ainda está em estágio inicial, mas apresenta um potencial significativo para contribuir com a matriz energética do país. A geração de energia elétrica a partir do biogás, principalmente por meio de geradores, é a aplicação mais comum atualmente. É importante ressaltar que o biogás contém metano, um gás de efeito estufa, tornando seu aproveitamento fundamental para reduzir as emissões e promover o desenvolvimento sustentável.

A conversão do metano em créditos de carbono por meio de projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo pode aumentar a viabilidade econômica do sistema. A composição do biogás o torna um combustível viável, e a fermentação anaeróbia de resíduos orgânicos é a rota mais utilizada para sua produção. A compreensão e o avanço dessa tecnologia são cruciais para impulsionar a transição para uma matriz energética mais limpa e sustentável, promovendo benefícios ambientais e econômicos para o Brasil.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 LOCAL DA PESQUISA

O reator anaeróbio piloto para o tratamento de manipueira foi instalado e operado no Laboratório de Gaseificação e Microgeração de Energia Elétrica situado nas extensões da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, *campus* Cascavel.

O desenvolvimento da parte laboratorial foi realizado no Laboratório de Saneamento e Laboratório de Biorreatores, ambos localizados na UNIOESTE, *campus* Cascavel.

4.2 SUBSTRATO E INÓCULO

Os efluentes de fecularia foram fornecidos por uma fecularia, localizada na Estrada municipal, s/n, Distrito de Concordia do Oeste, município de Toledo, estado do Paraná, Brasil, com as coordenadas geográficas 24°41'15,64" S e longitude 53°49'55,64". O conforme mostra a Figura 4.

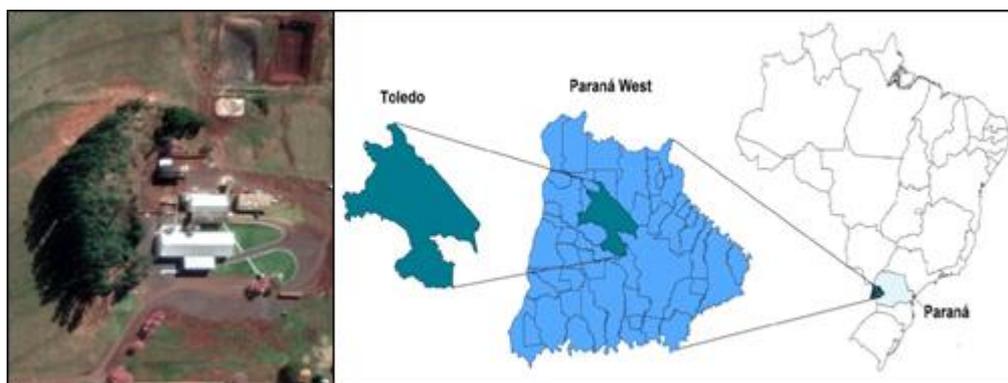


Figura 4. Localização da fecularia, Município de Toledo, Paraná, Brasil.

Fonte: Google Earth (2021).

O material foi coletado diretamente na caixa de inspeção, localizado na entrada das lagoas de estabilização, tal como na Figura 5. Todo material foi coletado com o auxílio de um balde e, em seguida, armazenado em recipientes

plásticos de volume de 20 L e 50 L. A coletas foram realizadas na medida que os lotes de manipueira estavam preste a acabar.



Figura 5. Local de coleta do efluente de fecularia.

Fonte: Autor.

4.3 PROTÓTIPO DE BIODIGESTOR ANAERÓBIO

O protótipo de biodigestor anaeróbio utilizado no experimento possui um volume útil de 408 L. Possui um sistema de aquecimento interno e um sistema de agitação mecânica automatizado, como é apresentado na Figura 6.

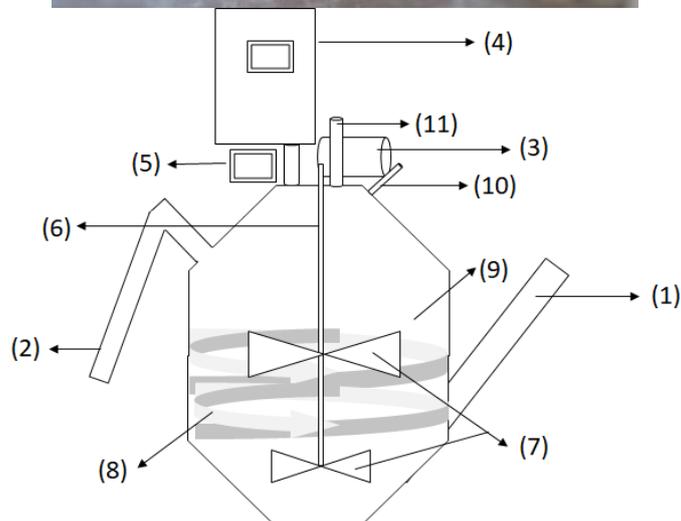


Figura 6. Esquema do protótipo de biodigestor anaeróbio.

Fonte: Autor.

Como mostrado na Figura 6, o eixo de rotação vertical foi equipado com quatro pás agitadoras, duas na parte inferior e duas na altura intermediária do biodigestor. O eixo é conectado a um motor elétrico com potencia de 12 V, acionado por um temporizador durante 10 minutos a cada hora, totalizando 20 acionamentos do agitador por dias, a uma velocidade de 180 rpm, a fim de promover a homogeneidade da biomassa presente no reator.

As serpentinas internas serviram para conduzir a água aquecida do boiler para dentro do reator promovendo a troca de calor da água com a biomassa e manter a temperatura interna constante a 32 ± 1 °C. A eletrobomba era responsável pela recirculação da água, acionada por sensores de

temperatura presentes no painel de controle. Acionada quando o sensor de temperatura alcançava temperaturas abaixo de 31 °C e desativada quando o sensor média 32 °C.

4.4 ANÁLISES DO BIOGÁS

O biogás produzido diariamente era armazenado em um balão de plástico (vinil) com capacidade de 1 m³. A medição da vazão do biogás foi realizada por meio de um medidor de gás natural fabricado pela LAO Industrial® modelo G1, com uma vazão horária máxima e mínima variando entre 2,300 e 0,020 m³, respectivamente. A cada 10 dias era realizada a expurga do biogás e mensurada sua vazão no medidor, obtendo-se a produção de biogás, e a produção específica de biogás em litro por grama de sólidos voláteis reduzidos (L gSV_c⁻¹), por DQO reduzida (L DQO_c⁻¹) e açúcares totais reduzidos (L ART_c⁻¹).

As análises qualitativas do biogás foram realizadas por meio de cromatografia gasosa em sistema Shimadzu® 2010 equipado com coluna capilar Carboxen® 1010 plot (30 m x 0,53 mm x 0,30 µm). Como gás de arraste, foi utilizado argônio com vazão de ar de make-up de 8 mL min⁻¹.

4.5 MEDIÇÃO E CORREÇÃO DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS

A produção de biogás totalizada pelo medidor foi corrigida para as CNTP pela Equação 2:

$$\frac{(P_0 \cdot V_0)}{T_0} = \frac{(P_1 \cdot V_1)}{T_1} \quad \text{Eq. 2.}$$

Onde:

P₀ – Pressão Atmosférica (760 mmHg);

V₀ – volume de Biogás corrigido (L);

T₀ – Temperatura absoluta padrão (293,15 L);

P₁ – Pressão absoluta do biogás;

V₁ – Volume totalizado pelo medidor (L);

T₁ – Temperatura do Biogás (K).

4.6 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS

Foram realizadas as coletas e armazenamento em refrigerado a -4 °C para preservar suas características até a realização dos ensaios. As análises das variáveis de monitoramento para o aumento da carga, de estabilidade e das frações sólidas foram desenvolvidas no Laboratório de Saneamento na UNIOESTE - Campus Cascavel e todas as análises foram realizados segundo as normas estabelecidas no APHA (2005), descritas na Tabela 6.

Tabela 6. Metodologia de análises dos parâmetros e composição do biogás.

Variável	Unidade	Método
T	°C	Termômetro digital
pH	-	Potenciométrico ⁽¹⁾
DQO	mg L ⁻¹	Colorimétrico fluxo fechado ⁽¹⁾
ST, SV, SF	mg L ⁻¹	Gravimétrico ⁽¹⁾
AV	mg CH ₃ COOH L ⁻¹	Titulométrico ⁽¹⁾
AT	mg CaCO ₃ L ⁻¹	Titulométrico ⁽¹⁾
Composição do biogás	CH ₄ e CO ₂ (%)	Cromatografia a gás
Açúcares Totais e Solúveis	g.L	Espectroscopia de infravermelho

Fonte: (1) ALPHA (2005), (2) Vaz et al. (2003).

4.7 OBTENÇÃO DE DADOS OPERACIONAIS

As amostras analisadas foram coletadas em um horário fixo durante o dia, como descrito a seguir:

- Para as determinações de redução de DQO, SV, ART e ARTs as amostras foram coletadas do volume de alimentação e no tubo de saída do reator com frequência semanal;

- Para a avaliação dos ácidos voláteis e alcalinidade total, as amostras foram coletadas a cada 3 dias no tubo de saída do reator;
- O volume de produção de biogás foi obtido a cada dez dias por meio da leitura do medidor de gás.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO INÓCULO

As características do inóculo utilizado no experimento foram apresentadas na Tabela 7, com os dados obtidos por diferentes autores que também utilizaram manipueira como substrato para a produção de biogás.

Tabela 7. Caracterização do inóculo e manipueira utilizados neste e em outros estudos.

	pH	DQO (g L ⁻¹)	SV (g L ⁻¹)	ART (g L ⁻¹)
Presente estudo				
Inóculo	5,55	-	6,32	-
Manipueira				
Alimentação	4,63	5,54	6,34	1,63
Aumento de carga	4,32	5,99	7,51	5,09
Efluente Lote 1	4,35	5,99	4,53	8,13
Efluente Lote 2	4,61	7,40	5,63	6,40
Efluente Lote 3	4,13	8,31	5,53	8,56
Efluente Lote 4	4,69	7,93	4,22	5,95
Andrade (2020)	4,5	69,83	42,27	-
Chogi et al. (2020)	5,25	96,53	46,67	20,00
Peres et al. (2019)	3,9	101,38	73,4	8,1
Wadjeam et al. (2019)	5,18	21,69	16,48	-
Andreani et al. (2015)	4,69	11,22	6,53	3,54
Kuczman et al. (2011)	4,37	15,72	7,51	-
Kunzler (2010)	3,99	11,12	7,36	-
Torres (2009)	5,09	9,86	7,95	2,1-

Fonte: Autor.

A tabela apresenta a caracterização do inóculo e da manipueira utilizados no estudo proposto, bem como dados de estudos anteriores relacionados ao tema. Uma comparação dos valores mostra algumas

diferenças nos parâmetros analisados ao longo dos anos. Em relação ao pH, os valores variaram entre 3,9 e 5,55 nos estudos mencionados. Observa-se uma certa variação, mas a maioria dos estudos tem valores próximos a 4-5, indicando uma faixa de acidez favorável para a digestão anaeróbia.

Para a demanda química de oxigênio (DQO), os valores variaram amplamente, desde 9,86 até 101,38 g L⁻¹. Essa variação pode ser atribuída às diferentes características dos substratos utilizados nos estudos e aos métodos de análise empregados. Deve-se ressaltar que a DQO é uma medida da quantidade de matéria orgânica presente em uma amostra e influencia diretamente a produção de biogás.

O teor de sólidos voláteis (SV) também mostrou uma variação significativa, variando de 4,22 a 73,4 g L⁻¹. Essa variação pode estar relacionada aos diferentes tipos de resíduos utilizados como substratos nos estudos. O teor de SV é um parâmetro importante, pois representa a fração dos sólidos totais que é biodegradável e pode ser convertida em biogás. Ao comparar os dados do estudo proposto com os estudos anteriores, observa-se que os valores de pH e DQO estão dentro da faixa relatada na literatura. Entretanto, os valores de SV podem variar amplamente, indicando diferenças nos substratos utilizados e nas características dos resíduos de mandioca.

Essa comparação evidencia a importância de realizar análises específicas para cada tipo de substrato e resíduo, levando em conta suas características individuais. Esses dados podem fornecer informações relevantes para otimizar os processos de digestão anaeróbia e maximizar a produção de biogás a partir dos resíduos de mandioca.

O valor médio de pH obtido no estudo foi de 4,45, o qual está em consonância com a literatura existente. Para Villa et al. (2020), é comum que materiais com maior teor de água apresentem um pH mais baixo. Ademais, a seleção da série de sólidos é um aspecto importante, sendo o teor de sólidos voláteis (SV) uma característica relevante, pois reflete a quantidade provável de degradação da matéria-prima, como mencionado por Suzuki et al. (2012). Esses autores também relatam que aproximadamente 70% dos voláteis encontrados nos efluentes de fecularias são compostos por biodegradáveis conhecidos.

A análise de Demanda Química de Oxigênio (DQO), para Fernandes (2016), permite avaliar a eficiência na redução da biomassa em um processo e descrever a condição do efluente em relação à presença de matéria orgânica.

É oportuno destacar que a composição dos resíduos de mandioca pode variar entre diferentes regiões, o que conseqüentemente afeta a composição dos efluentes provenientes desses resíduos.

5.2. PARTIDA DO REATOR E FREQUÊNCIA DE ALIMENTAÇÃO

A partida do processo anaeróbico no biodigestor protótipo foi realizada com o auxílio do efluente de um biodigestor anaeróbico em operação alimentado por manipueira. A inoculação se deu na proporção de 250:158 (v/v) em água e inóculo, respectivamente. Deste modo, o percentual de inóculo utilizado na mistura foi acima da recomendação contida na metodologia apresentada por Foster-Carneiro, Perez e Romero (2008), que sugerem que o percentual de 30% do volume útil do digestor deva ser preenchido com inóculo.

A partir disso, arbitrou-se uma baixa carga orgânica, DQO e Açúcares Redutores Totais e monitorou-se o pH e a relação AV/AT. O biodigestor recebeu alimentações diárias de efluente, variando-se apenas as vazões volumétricas que gradativamente tiveram aumento até atingir a estabilidade do processo. Os indicadores para aumento diária de carga orgânica e de estabilidade do processo foram o pH e a relação AV/AT.

Três etapas foram necessárias para alcançar a estabilidade do biorreator: (i) primeira etapa deu-se em 31 dias, a qual ocorreu com a partida do reator sem alimentação diária; (ii) segunda etapa a da alimentação inicial durou 31 dias; (iii) terceira etapa, a de aumento de carga e estabilidade do reator durou 30 dias. No total, foram 92 dias de operação onde alguns dos resultados estão expressos na Tabela 8.

Foram feitas as coletas e armazenamento em refrigerado a -4 °C para preservar suas características até a realização da alimentação e análises físico-químicas de entrada. As amostras de análises físico-químicas de saída do substrato eram realizadas após homogeneização do substrato por meio do motor, coletas e armazenadas para posterior caracterização ou ensaios referentes à estabilidade do reator.

5.3 PARTIDA DO PROTÓTIPO DE BIODIGESTOR ANAERÓBIO

Promoveu-se a biodigestão do efluente de fecularia no protótipo de biodigestor anaeróbio, o qual foi especificamente projetado e construído para operar a digestão anaeróbia de resíduos alimentares, como foi utilizado por Gueri et al. (2021). Desde a partida do biodigestor, foram necessárias três etapas para estabilizá-lo.

Buscando encontrar a carga orgânica volumétrica ótima que o protótipo do biodigestor possa suportar, a alimentação foi gradualmente aumentada. Ao aumentar gradualmente a alimentação do biodigestor, é possível analisar o desempenho do sistema e monitorar a estabilidade, esse processo envolve observar e registrar vários parâmetros, como a produção de biogás, a temperatura do sistema, o pH, a concentração de ácidos graxos voláteis (AGV) e outros indicadores relevantes.

A análise desses dados permite identificar o ponto em que o biodigestor atinge seu desempenho máximo, processando a carga orgânica de forma eficiente e produzindo a quantidade máxima de biogás.

A partida da fermentação no biodigestor protótipo foi iniciada em 18/12/2021 a 18/01/2022, quando foi monitorado o pH e os ST, como mostrado na Figura 7.

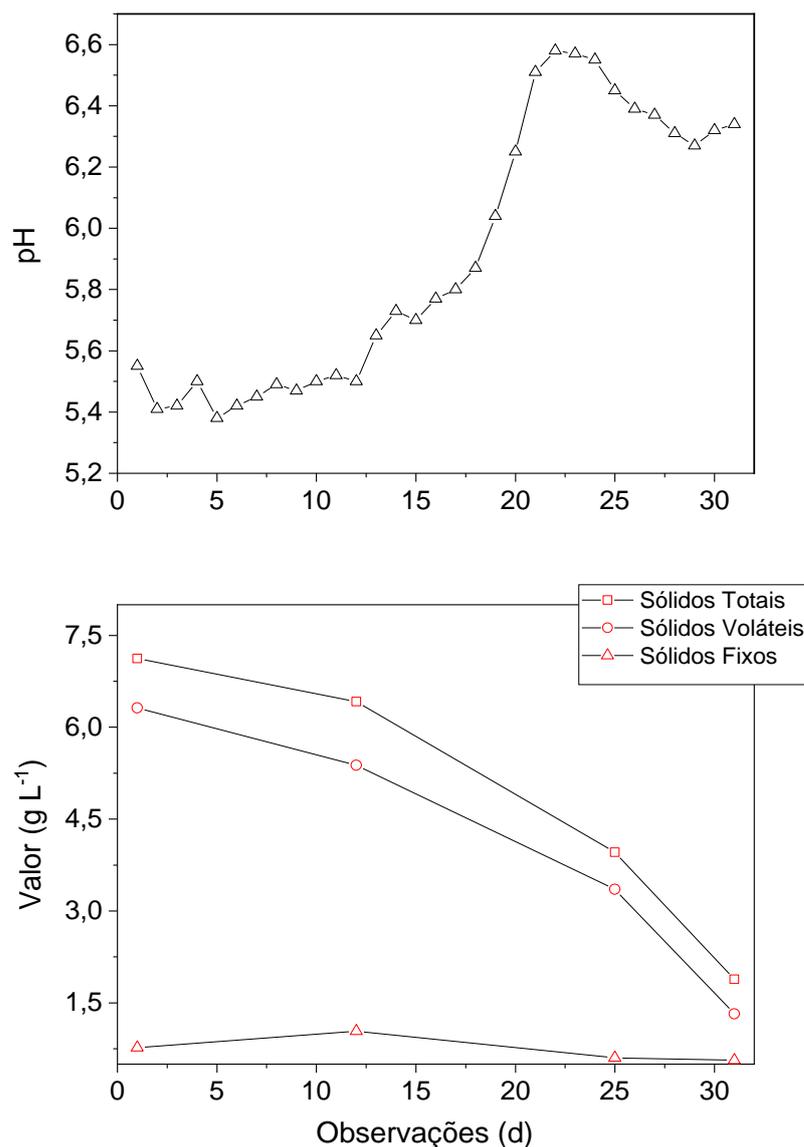


Figura 7. Monitoramento do pH (A) e ST, SV e SF (B) durante o período de partida no protótipo de biodigestor.

Nas duas primeiras semanas da fermentação, o pH se manteve próximo à média de 5,45. A faixa ácida do pH nas primeiras semanas pode ter ocorrido devido à rápida taxa de hidrólise, que promoveu a geração de ácidos orgânicos provenientes da fermentação da manipueira, que também apresenta um pH ácido, devido à alta biodegradabilidade desse substrato. A partir da segunda semana (15º dia), observou-se um aumento do pH, que pode ser justificado pelo consumo de acetato pelas *archeas* metanogênicas. A carga orgânica de SV no protótipo teve uma redução de 6,31 gSV L⁻¹ para 5,37 gSV L⁻¹. Pode-se justificar que o ambiente se tornou favorável para o desenvolvimento dos microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia.

No início da quarta semana (21^o dia), o biodigestor alcançou o ponto de pH de 6,5. Nos dias seguintes, ocorreu a diminuição e a estabilidade do pH próximo a 6,3, sendo que a média de remoção da carga orgânica de SV no protótipo de reator foi próxima a 80% durante a última semana (25^o dia).

A variação do pH ao longo do tempo durante a fermentação anaeróbia tem sido amplamente estudada. Para Goux et al. (2015), é comum observar uma faixa ácida de pH nas fases iniciais do processo devido à produção de ácidos orgânicos resultantes da hidrólise dos substratos. Esse fenômeno está alinhado com os resultados mencionados, nos quais o pH manteve-se próximo a 5,45 nas duas primeiras semanas. A alta biodegradabilidade da manipueira contribui com a geração desses ácidos e, conseqüentemente, com a diminuição do pH.

Na segunda semana, observou-se um aumento do pH, o que pode ser atribuído ao consumo de ácidos pelos microrganismos metanogênicos, como destacado por Silva et al. (2020). As *archeas* metanogênicas são responsáveis pela etapa final da fermentação anaeróbia, convertendo os ácidos orgânicos em metano e dióxido de carbono. O aumento do pH indica um ambiente favorável para o desenvolvimento desses microrganismos, o que está em concordância com os resultados apresentados. Ademais, a redução da carga orgânica de sólidos voláteis (SV) ao longo do tempo é um indicativo da eficiência da digestão anaeróbia. Uma redução de aproximadamente 80% da carga orgânica de SV, como observado na última semana, indica uma boa remoção de matéria orgânica, corroborando com a eficiência do sistema de fermentação anaeróbia.

A presença de biometano no biogás gerado também é um resultado relevante. Mesmo que a porcentagem mencionada (23%) seja relativamente baixa, pode-se considerar como um indício positivo da eficiência da metanogênese. Estudos como o de Chae et al. (2014) relataram a presença de biometano em diferentes proporções durante a fermentação anaeróbia, ressaltando a importância da análise do biogás para avaliar a qualidade e o potencial energético do sistema. Os dados ressaltados estão em conformidade com os padrões observados em estudos similares, mostrando a dinâmica da fermentação anaeróbia e a eficiência do processo na produção de biogás.

5.4 ALIMENTAÇÃO INICIAL

Após o período de partida, foi iniciada a segunda etapa. A etapa de alimentação do biodigestor foi realizada com uma vazão volumétrica de 9 L d⁻¹, equivalente a carga orgânica diária de DQO, SV e ART na alimentação de 48,24 gDQO d⁻¹, 43,22 gSV d⁻¹ e 14,67 gART d⁻¹, respectivamente, com o intuito de fornecer nutrientes e favorecer o desenvolvimento dos microrganismos no biodigestor.

O início da alimentação no biodigestor protótipo deu-se em 18/01/2022 a 18/02/2022, totalizando 31 dias. Durante esse período, foi realizado o monitoramento do pH e AV/AT, tal como na Figura 8.

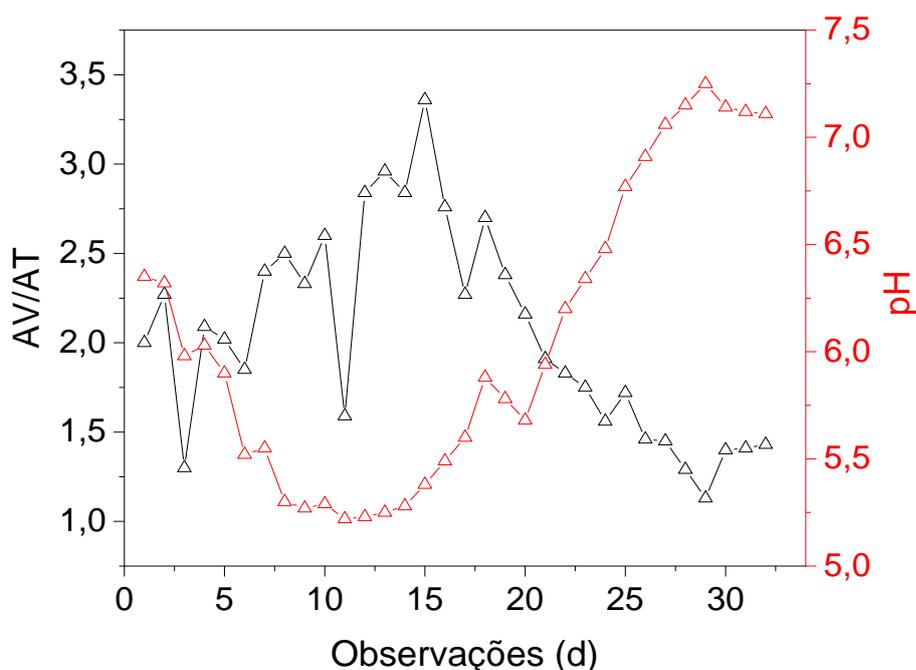


Figura 8. Relação AV/AT e pH durante o período de alimentação inicial no protótipo de biodigestor.

Nos 20 primeiros dias de alimentação, observou-se uma diminuição do pH no biodigestor, sendo que nos primeiros 10 dias, correspondentes à fase de fermentação e hidrólise, o pH inicial de 6,3 reduziu para cerca de 5,6. Isso pode ser atribuído à grande produção de ácidos graxos voláteis (AGV) no início da alimentação, o que levou a um aumento significativo na relação AV/AT,

indicando o acúmulo de AGV no sistema e desfavorecendo a comunidade microbiológica de metanogênese (KHALID et al., 2011).

A acidificação do reator pode ser explicada pelo pH baixo do efluente de fecularia utilizado na alimentação, bem como pela agitação mecânica que promove uma homogeneização mais eficiente, favorecendo a taxa de hidrólise. A acidificação rápida resulta em uma grande produção de AGV, o que pode inibir o processo de digestão anaeróbia (MAO et al., 2015). Intanoo et al. (2016) encontraram um limite ácido de 400 mg AVc L⁻¹, a partir do qual ocorre a inibição da produção de metano e da remoção de DQO em reatores mesofílicos. Em reatores com grande escala, é possível operar com relativa estabilidade mesmo com concentração de AGV de até 1.500 mg AVc L⁻¹ (ANGELIDAKI et al., 2005).

Tais resultados são consistentes com o estudo de Ratanatamskul et al. (2015), quando operaram um biodigestor protótipo de estágio simples para a digestão anaeróbia mesofílica de resíduos alimentares. O substrato inicial mostrava pH próximo a 4,5, mas, após o processo de digestão anaeróbia, o pH foi elevado para valores ligeiramente alcalinos, em torno de 7,9 a 8,0.

Ao longo da terceira semana de alimentação (15^o dia), houve um aumento gradual da alcalinidade, resultando em um aumento do pH de 6,0 para aproximadamente 7,3. Esse aumento significativo do pH levou a uma redução na relação AV/AT. Para Ward et al. (2008), a faixa de pH ideal na digestão anaeróbia varia de 6,8 a 7,2.

Na quarta semana de alimentação (21^o dia), o pH teve uma elevação expressiva, indicando a presença de alcalinidade no reator protótipo. Entretanto, a relação AV/AT mostrou uma estabilidade média próxima a 1,45.

As observações e resultados encontrados são consistentes com os estudos citados e destacam a importância do monitoramento do pH e da relação AV/AT em um biodigestor, pois afetam diretamente a eficiência e estabilidade do processo de digestão anaeróbia.

Tal como mencionado anteriormente, diversos estudos corroboram os dados mostrados sobre a diminuição do pH, a produção de ácidos graxos voláteis (AGV) e sua relação com a eficiência da digestão anaeróbia em biodigestores. A seguir, serão adicionadas novas citações para ampliar a discussão e comparar os resultados com estudos relevantes.

Em relação à acidificação do reator, Chen et al. (2020) relatam que a acidificação é um fenômeno comum durante as fases iniciais da digestão anaeróbia. Eles destacam que, durante a fase de hidrólise e acidogênese, ocorre a produção significativa de ácidos orgânicos, resultando na redução do pH. Tal comportamento corresponde aos resultados mencionados anteriormente.

Ademais, estudos realizados por Xing et al. (2017) e Chandra et al. (2012) demonstraram que a acidificação inicial do reator é necessária para estabelecer condições favoráveis à atividade dos micro-organismos acidogênicos. É essencial controlar esse processo para evitar a inibição da fase metanogênica e garantir a estabilidade do sistema.

Quanto à alcalinidade e seu efeito no pH, Mulat et al. (2018) ressaltam a importância do tamponamento alcalino para manter um pH adequado durante a digestão anaeróbia. Eles observaram que a adição de alcalinidade ao sistema ajuda a neutralizar os ácidos produzidos e a estabilizar o pH, evitando a acidificação excessiva.

Comparando os resultados com outros estudos, Li et al. (2019) investigaram a influência da relação carbono/nitrogênio (C/N) na digestão anaeróbia de resíduos agrícolas. Eles observaram que uma relação C/N mais alta resultou em uma produção maior de AGV, causando uma queda significativa no pH do reator. Tais resultados reforçam a importância da relação AV/AT mencionada anteriormente, quando o aumento dessa relação indica o acúmulo de AGV no sistema.

Os parâmetros analisados foram redução da carga orgânica de DQO, SV e ART, tal como consta na Figura 9.

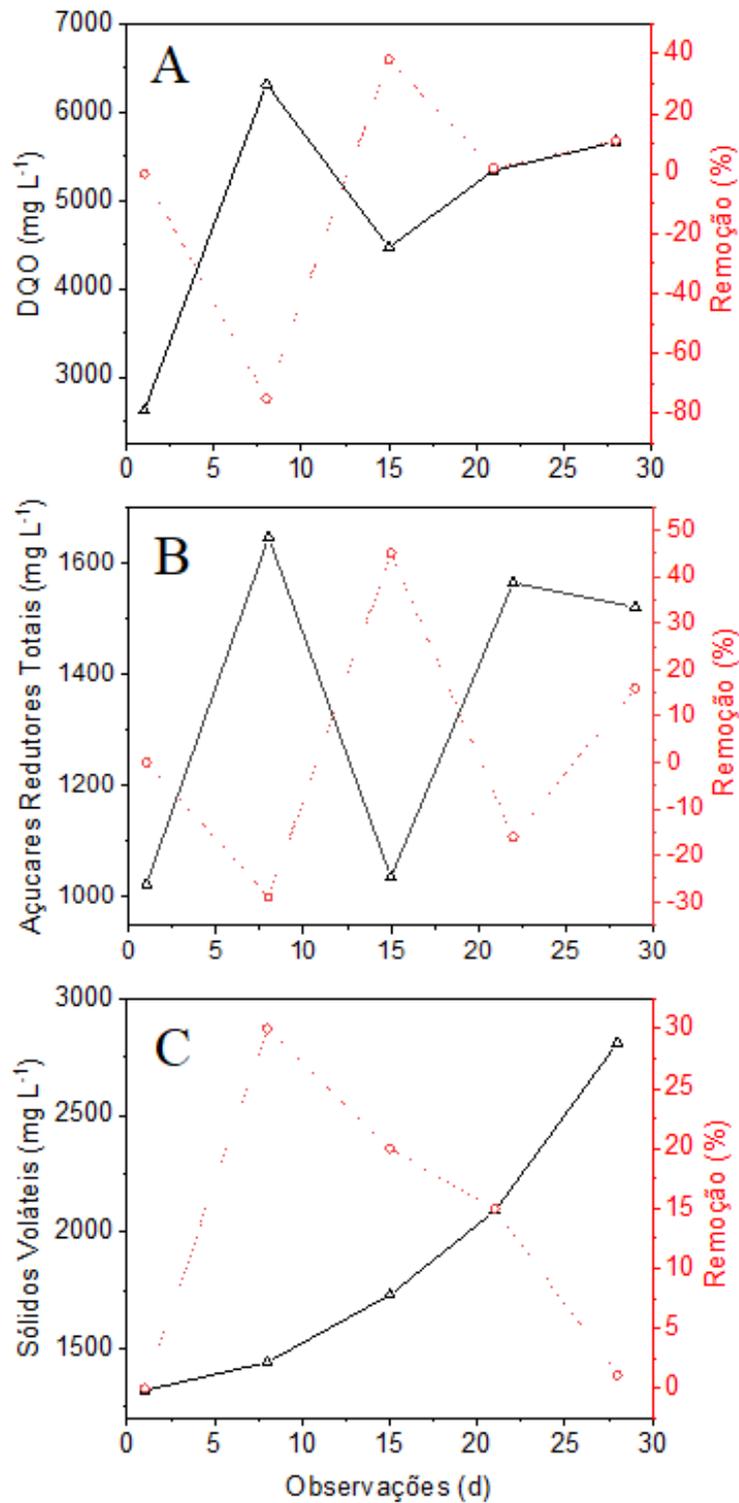


Figura 9. Variações de DQO (A), ART (B) e SV (C) de saída no período de alimentação inicial no protótipo de biodigestor.

A Figura 9 ressalta as variações da DQO (A), ART (B) e SV (C) no biodigestor ao longo do período de alimentação. Na primeira semana, observou-se um aumento significativo na concentração de DQO e ART,

indicando um acúmulo de carga orgânica no sistema. Todavia, a remoção de SV mostrou-se mais eficiente, com uma redução próxima a 30%. Estudos anteriores relataram resultados semelhantes, indicando que a fermentação anaeróbica nem sempre resulta em uma redução significativa da DQO inicial. Por exemplo, Antonopoulou et al. (2008) observaram que o processo de fermentação e geração de hidrogênio não reduziram significativamente o conteúdo orgânico do afluente.

Na segunda semana de alimentação, foi observada uma redução na concentração de DQO e ART, com uma remoção média de 40% e 45%, respectivamente. A remoção de SV evidenciou uma perda de eficiência, diminuindo para cerca de 20%. Os referidos resultados estão de acordo com estudos anteriores quando mostraram que a remoção de DQO durante o processo de fermentação anaeróbica varia amplamente, geralmente ficando em torno de 20% (TORRES et al., 2017).

Na terceira semana de alimentação, houve um retorno do acúmulo de carga orgânica de DQO e ART, indicando uma ineficiência na redução desses compostos. Estudos anteriores sugeriram que a presença de metabólitos intermediários pode dificultar a remoção de DQO, uma vez que esses compostos permanecem no sistema (MADIGAN et al., 2010; REIS e SILVA, 2011; THANWISSET et al., 2012). Vale frisar que o acúmulo de ácidos nas primeiras semanas pode afetar negativamente a biota microbiana presente no reator, impactando sua eficiência na redução da carga orgânica.

O efeito de inibição nos microrganismos no reator se estendeu até a quarta semana de alimentação, quando os valores de concentração de DQO e SV voltaram a aumentar. Todavia, os ART tiveram uma baixa eficiência de remoção, com uma taxa de remoção de apenas 16%. Esses resultados estão em linha com estudos anteriores que relataram a dificuldade na remoção de ART devido à presença de metabólitos intermediários e à resistência desses compostos à degradação (KONGJAN et al., 2012). Os dados de geração de biogás e biometano estão presentes na Tabela 8.

Tabela 8. Geração de biogás na etapa de alimentação inicial, metano e dióxido de carbono por carga orgânica reduzida.

Parâmetro	Unidade	Alimentação inicial
-----------	---------	---------------------

Biogás total	L	650,00
CH ₄ total	L	474,00
CO ₂ Total	L	175,00
CH ₄ por dia	L d ⁻¹	15,00
CH ₄ por L de efluente	LCH ₄ L ⁻¹	1,69
CH ₄ por DQO consumida	LCH ₄ gDQOc ⁻¹	0,36
CH ₄ por SV consumida	LCH ₄ gSVc ⁻¹	0,84
CH ₄ por ART consumida	LCH ₄ gATRc ⁻¹	1,05

Com base nos dados destacados, a produção de biogás e metano durante a etapa inicial de alimentação demonstrou resultados satisfatórios, com uma produção volumétrica de metano a partir da DQO consumida de 0,36 L CH₄ gDQOc⁻¹. Em comparação com outros estudos, os valores obtidos foram inferiores.

Por exemplo, Gueri et al. (2021) operaram um protótipo de biodigestor anaeróbio semelhante, porém com resíduos alimentares em um período estabilizado, e alcançaram valores mais elevados, com uma produção de metano de 0,506 L CH₄ gDQOc⁻¹ e 0,444 L CH₄ gSVc⁻¹. Essa diferença sugere que o tipo de substrato utilizado pode impactar significativamente a eficiência da produção de metano.

Em outro estudo, Intanoo et al. (2015) investigaram um reator UASB alimentado com efluente de fecularia e obtiveram um rendimento de metano de 0,16 L CH₄ gDQOc⁻¹, o que também superou os valores obtidos neste estudo. Essas discrepâncias podem ser atribuídas à diferença nas características dos substratos e às condições operacionais específicas de cada estudo.

Ao comparar com Nathao et al. (2013), que conduziram um estudo em um reator de fase única alimentado por resíduos alimentares, observa-se que a produção de metano por gSV neste estudo (0,84 L CH₄ gSVc⁻¹) foi significativamente maior do que a obtida por Nathao et al. (0,082 L CH₄ gSVc⁻¹). Essa diferença indica que o tipo de reator e as condições de operação também podem influenciar a eficiência da produção de metano.

É oportuno ressaltar que, apesar dos valores inferiores acerca de tais estudos, foi obtida uma relação de produção de biometano por litro de efluente de 1,69 L CH₄ L, o que demonstra o potencial de produção de metano do

sistema em estudo. As comparações com estudos anteriores indicam que há espaço para melhorias e otimização do processo de produção de metano.

5.5 AUMENTO DE CARGA

Com a relação de AV/AT de 1,45, iniciou-se um novo período, aumentando-se gradativamente o volume de alimentação, considerando a razão entre os ácidos e a capacidade tampão da biomassa em fermentação.

O aumento de carga objetivando atingir o limite de estabilidade, referenciada na relação acidez/alcalinidade e atingir o período de coleta de dados. O aumento de carga ocorreu no período de 20/02/2022 a 23/03/2022, partindo da vazão volumétrica de alimentação de 10 L d⁻¹ com o aumento de 2 L d⁻¹ a cada dia até a vazão de estabilidade de 20 L d⁻¹.

A partir de 03/03/2022 a 23/03/2022, com a repetição da carga (20 L d⁻¹) para sair do efeito de seu aumento, é necessário operar o biodigestor, no mínimo, por um período igual ao de retenção hidráulica que nesta fase permanecia em 20 dias. Durante esse período, foi realizado o monitorado o pH e AV/AT, tal como na Figura 10.

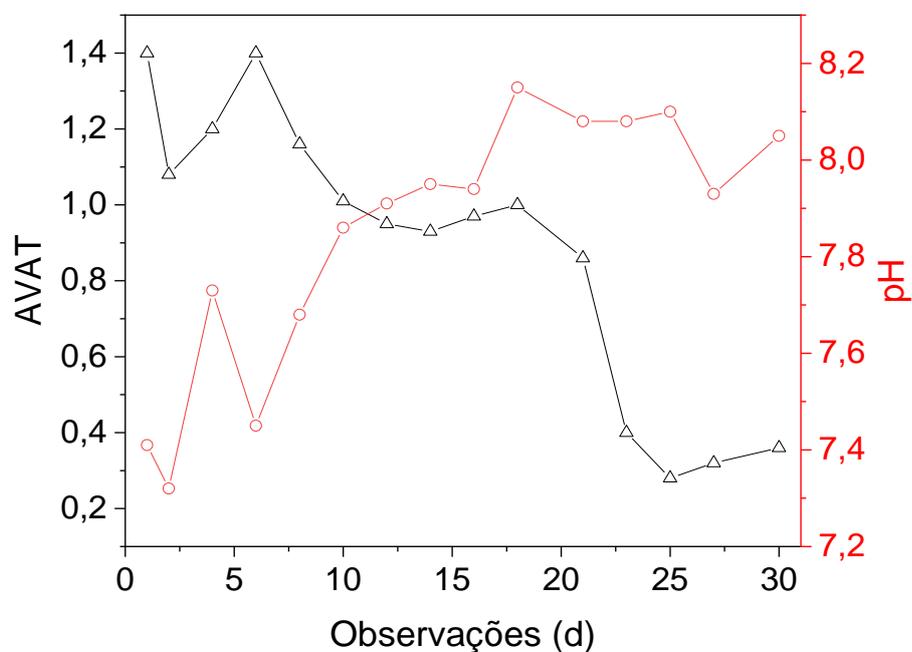


Figura 10. Relação AV/AT e pH durante o período de aumento de carga no protótipo de biodigestor.

Na primeira semana de aumento na vazão de alimentação, ocorreu uma pequena oscilação, resultando no aumento da relação AV/AT próxima a inicial de 1,41. Todavia, a partir da segunda semana (7º dia) a relação AV/AT diminuiu, chegando a uma relação igual a 0,92, o que foi corroborado pelo aumento da alcalinidade, com o pH próximo a 7,6. Segundo Rittmann e McCarty (2001), o consumo de acetato por *archaeas* metanogênicas pode gerar alcalinidade. Para Fuess et al. (2017), em reatores metanogênicos a alcalinidade desempenha um papel fundamental, pois fornece tamponamento capacidade do sistema na presença de ácidos graxos voláteis como resultado da decomposição da matéria orgânica.

Nos dias de alimentação estabilizada com a carga volumétrica de 20 L d⁻¹, o pH mostrou estabilidade em 8,1 enquanto a relação de AV/AT teve uma redução significativa, chegando à estabilidade próxima a faixa ideal. A relação AV/AT saiu de 1,01 para 0,28, de modo que chegou à faixa de referência ideal. Sanchez et al. (2005) destacam que a relação ideal de AV/AT deve estar entre 0,1 e 0,5.

A estabilidade do reator piloto foi obtida após 92 dias depois a partida do protótipo. A capacidade ótima do protótipo de biodigestor anaeróbico foi encontrada com a alimentação volumétrica de 20 L d⁻¹ de efluente de fecularia, uma carga diária de DQO de 119,8 gDQO d⁻¹. A carga diária de SV foi de 126,8 gSV d⁻¹, já para os ART foi de 101,8 g d⁻¹. A carga orgânica total de DQO, SV e ART na alimentação no período de aumento de carga e estabilização foi de 2.365 gDQO, 2.860 gSV e 2.239 gART, respectivamente.

A estabilidade do reator piloto após 92 dias desde a partida é um resultado promissor. É relevante comparar tais resultados com outros estudos relacionados ao tema.

Em um estudo conduzido por Zhang et al. (2019), quando investigaram um reator anaeróbico de fluxo ascendente (UASB) alimentado com resíduos de fecularia, foi observado que a estabilidade do sistema foi alcançada após 60 dias de operação. Essa comparação sugere que o tempo necessário para atingir a estabilidade pode variar dependendo das condições de operação e das características do substrato.

Quanto à relação AV/AT, observou-se uma diminuição significativa durante o período de alimentação estabilizada, chegando a uma faixa próxima

ao ideal. Esses resultados corroboram com os estudos de Sanchez et al. (2005), que indicaram que a faixa ideal de relação AV/AT deve estar entre 0,1 e 0,5 para favorecer a atividade metanogênica.

É necessário ressaltar que cada sistema de biodigestão anaeróbia é único e pode ter variações nos resultados. Em um estudo realizado por Zhang et al. (2020), quando investigaram um reator UASB alimentado com efluente de fecularia, foi relatado um valor médio de relação AV/AT de 0,75 durante o período de operação estável. Essa diferença pode ser atribuída às características do sistema, como o tipo de reator e as condições operacionais.

Deve-se mencionar que a carga orgânica total de DQO, SV e ART na alimentação durante o período de aumento de carga e estabilização foi de 2.365 gDQO, 2.860 gSV e 2.239 gART, respectivamente. Comparando com estudos semelhantes, como o de Liu et al. (2018), que investigaram um reator anaeróbio alimentado com resíduos de fecularia, observou-se que a carga orgânica aplicada neste estudo foi relativamente alta. Essa diferença na carga orgânica pode influenciar os resultados de produção de metano e a estabilidade do sistema.

Em resumo, os resultados obtidos neste estudo demonstraram a estabilidade do reator piloto após um período de aumento de carga. As conclusões podem ser comparadas com estudos anteriores, como os de Zhang et al. (2019) e Sanchez et al. (2005), destacando a importância das condições operacionais e das características do substrato na eficiência do sistema de biodigestão anaeróbia. É preciso levar em conta as particularidades de cada estudo e as variações nos resultados devido às diferentes condições experimentais.

Na figura Figura 11, estão dispostas as variações de carga orgânica de DQO e ART no reator protótipo durante a fase de aumento de carga.

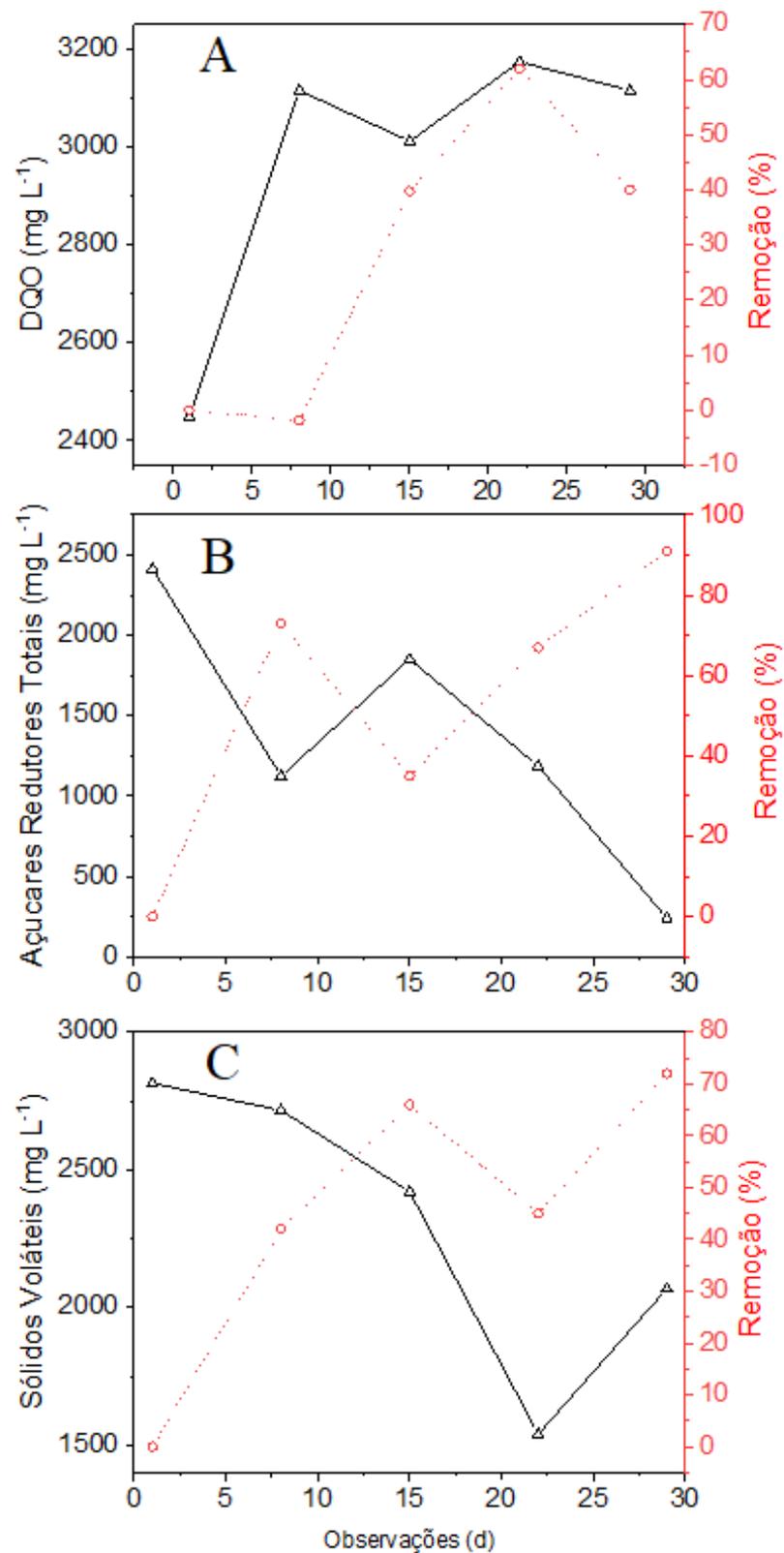


Figura 11. Variações de DQO (A), ART (B) e SV (C) na saída no período de aumento de carga no protótipo de biodigestor.

Durante a primeira semana de aumento de carga no reator, foi observado um impacto na estrutura da comunidade microbiana, o que está de acordo com

estudos anteriores. Por exemplo, o trabalho de Watthier et al. (2019) mostrou que o aumento da carga orgânica e hidráulica pode causar distúrbios na microbiota do reator. Outrossim, o aumento da vazão volumétrica resultou em um TRH de 20 dias, o que possivelmente contribuiu com uma redução na remoção de DQO. Estudos como os de Feng et al. (2008) e Kuczman et al. (2013) relataram que um aumento no TRH está associado a uma maior remoção de DQO, pois o substrato tem mais tempo para se degradar. Por outro lado, Mao et al. (2015) indicaram que um tempo de retenção médio de 15 a 30 dias é necessário para o tratamento eficiente de resíduos sob temperatura mesofílica.

Em relação à carga de ART, observou-se uma redução significativa, com uma remoção média próxima a 75%. Isso pode ser atribuído à facilidade de metabolização desses compostos. Estudos adicionais, como os de Gan et al. (2015) e Xie et al. (2020), também relataram altas taxas de remoção de ART em sistemas de biodigestão anaeróbia.

Quanto à concentração de SV, verificou-se uma redução positiva, com uma remoção média de aproximadamente 45%. Esses resultados estão alinhados com estudos anteriores, como o de Intanoo et al. (2015) que destacou a importância de um tempo de retenção sólida adequado para promover uma alta densidade de microrganismos e, assim, permitir uma aplicação de carga orgânica elevada com menor TRH.

Após a estabilização da carga em uma vazão volumétrica de 20 L d⁻¹, observou-se uma redução contínua na DQO ao longo do período final do experimento, com uma remoção média de 40% e uma remoção máxima de 60%. Esses resultados são consistentes com o estudo de Nualsri et al. (2016), quando ressaltou que um tempo de retenção hidráulica baixo pode afetar negativamente a eficiência do consumo de substrato e a atividade microbiana.

Em relação à remoção de ATR, observou-se uma variação ao longo do período, com a menor remoção na terceira semana (15^o dia) de 38% e a maior remoção na última semana (21^o dia) de 91%. Esses resultados podem ser comparados com estudos adicionais, como o de Zhang et al. (2019), que investigou a remoção de açúcares em sistemas de biodigestão anaeróbia e relatou resultados semelhantes.

Tabela 9. Geração de biogás na etapa de aumento e estabilização de carga, metano e dióxido de carbono por carga orgânica reduzida.

Parâmetro	Unidade	Aumento de carga
Biogás total	L	795,00
CH ₄ total	L	556,00
CO ₂ Total	L	238,00
CH ₄ por dia	L d ⁻¹	22,20
CH ₄ por L de efluente	LCH ₄ L ⁻¹	1,26
CH ₄ por DQO consumida	LCH ₄ g ⁻¹ DQOc	0,14
CH ₄ por SV consumida	CH ₄ g ⁻¹ SV _c	0,16
CH ₄ por ART consumida	CH ₄ g ⁻¹ ART _c	0,18

Nos dados presentes na Tabela 9, observa-se a produção de biogás e de metano durante a etapa de aumento de carga de alimentação novamente foram satisfatórias, apresentando uma produção volumétrica de metano a partir de DQO consumida de 0,14 LCH₄ gDQO_c⁻¹, já para os ART a geração em média de 0,18 LCH₄ gART_c⁻¹. Os valores encontrados para a produção de metano mostraram-se superiores aos encontrados em estudos semelhantes.

Um estudo realizado sobre o tratamento de efluente de fecularia mostra que um UASB mesofílico de dois estágios com carga orgânica de DQO de 5 gDQO L⁻¹ d⁻¹ apresentou produção de metano de 0,11 LCH₄ L⁻¹ d⁻¹ (INTANOO et al. 2016). Em contrapartida, um UASB metanogênico termofílico de dois estágios com carga orgânica de DQO de 10,29 gDQO L⁻¹ d⁻¹ enfatizou produção média de metano de 0,25 LCH₄ L⁻¹ d⁻¹ (YESHANEW et al. 2016). Um estudo realizado por Araújo et al. (2018) obteve uma geração de metano de 0,22 LCH₄ gDQO⁻¹ em um estágio único mesofílico reator anaeróbico de leito empacotado (APBR) alimentado com uma carga orgânica de 10 gDQO L⁻¹ d⁻¹.

Para os SV consumidos, o rendimento de metano foi de 0,16 LCH₄ gSV_c⁻¹, valor relativamente baixo comparado aos encontrados em estudos com outros substratos. Em um reator anaeróbico de fase única, alimentado por esterco suíno e resíduo de farinha de arroz, obteve uma produção média de metano 0,29 LCH₄ gSV_c⁻¹ (SCHIEVANO et al., 2014).

5.6 FASE EXPERIMENTAL

AVALIAÇÃO DEFINITIVA DOS PARÂMETROS DE MONITORAMENTO

A análise começou quando o biodigestor atingiu o equilíbrio e se descobriu que estava sendo alimentado com uma quantidade adequada de carga orgânica volumétrica. Foram verificados os principais parâmetros de controle: pH, temperatura, alcalinidade total, acidez volátil, relação AV/AT, carga orgânica de SV, DQO e ART, além da produção específica de biogás e de biometano. Os resultados dos parâmetros estudados que foram discutidos nos itens seguintes são exibidos na Tabela 10 abaixo.

Tabela 10. Caracterizações dos principais parâmetros do biodigestor protótipo.

Parâmetro	Unidade	Alimentação o Lote 1	Efluent e Lote 2	Efluent e Lote 3	Efluent Lote 4
Frequência alimentação	Dias	10	10	10	10
Volume de alimentação	L d ⁻¹	15	15	11	17
TRH	D	27	27	37	24
pH inicial	-	8,10	7,55	7,99	8,00
pH final	-	7,83	7,93	8,03	8,24
DQO	g L ⁻¹	5,97	7,40	6,26	7,93
DQO inicial	g O ₂ L ⁻¹ r ⁻¹	3,17	3,00	0,82	0,500,
DQO adicionada	G	898,65	1110,80	688,66	1348,1
DQO final	g O ₂ L ⁻¹ r ⁻¹	3,05	0,82	0,50	1,45
Redução DQO	%	43,24	85,68	80,65	61,92
ART por litro	g L ⁻¹	8,13	6,40	8,60	5,87
ART inicial	g L ⁻¹ r ⁻¹	0,24	0,78	0,63	0,64
ART adicionado	G	1220,65	961,21	946,06	999,26
ART final	g L ⁻¹ r ⁻¹	0,78	0,63	0,64	0,50
Redução ART _B	%	75,88	79,91	79,22	83,54
ART _s por litro	g L ⁻¹	4,54	3,51	4,48	3,21
ART _s inicial	g L ⁻¹ r ⁻¹	0,13	0,21	0,16	0,21
ART _s adicionado	G	681	526	672	481
ART _s final	g L ⁻¹ r ⁻¹	0,21	0,16	0,21	0,25
Redução ART _s	%	88,32	89,36	88,37	81,97
SV por litro	g L ⁻¹	4,53	5,63	5,53	4,22
SV inicial	g L ⁻¹ r ⁻¹	1,20	2,42	1,08	1,52
SV adicionada	G	679	844,5	608,3	717,4
SV final	g L ⁻¹ r ⁻¹	2,42	1,08	1,52	1,56
Redução SV	%	15,49	75,96	40,83	52,43
ST por litro	g L ⁻¹	5,36	6,83	6,23	4,92

ST por dia	g d^{-1}	80,4	102,45	68,52	83,64
ST inicial	$\text{g L}^{-1} \text{r}^{-1}$	1,79	3,19	2,31	1,67
ST adicionada	G	804	1024,5	685,2	836,4
ST final	$\text{g L}^{-1} \text{r}^{-1}$	3,19	2,26	1,52	2,54
Redução ST	%	34,50	60,35	61,89	31,74
C. Orgânica (ART)	gART d^{-1}	122,06	96,12	94,60	99,92
C. Orgânica (DQO)	gDQO d^{-1}	89,65	111,08	68,86	134,81
C. Orgânica (SV)	gSV d^{-1}	67,90	84,45	60,83	71,74
C. Orgânica volumétrica (ART)	$\text{gART L}^{-1} \text{d}^{-1}$	0,81	0,64	0,86	0,58
C. Orgânica volumétrica (DQO)	$\text{gDQO L}^{-1} \text{d}^{-1}$	0,59	0,74	0,62	0,79
C. Orgânica volumétrica (SV)	$\text{gSV L}^{-1} \text{d}^{-1}$	0,45	0,56	0,55	0,42
Biogás total	L_{Bio}	956	823	744	673
Biogás por dia	$L_{\text{Bio}} \text{d}^{-1}$	95,60	82,3	74,4	67,3
Biogás por vol. Biodigestor	$L_{\text{Bio}} \text{L}^{-1} \text{r d}^{-1}$	0,23	0,20	0,18	0,16
Biogás por DQO consumida	$L_{\text{Bio}} \text{g}^{-1} \text{DQO}_c$	1,06	0,39	0,58	0,45
Biogás por SV consumida	$L_{\text{Bio}} \text{g}^{-1} \text{SV}_c$	5,31	0,63	1,19	1,76
Biogás por ART consumida	$L_{\text{Bio}} \text{g}^{-1} \text{ART}_c$	0,95	0,80	0,66	0,64
Biogás por ART _s consumida	$L_{\text{Bio}} \text{g}^{-1} \text{ART}_{\text{Sc}}$	1,47	1,50	1,14	1,45
CH ₄ total	L_{CH_4}	703,10	625,4	535,6	344,5
CH ₄ por dia	$L_{\text{CH}_4} \text{d}^{-1}$	70,31	62,54	53,56	34,45
CH ₄ por vol. Biodigestor	$L_{\text{CH}_4} \text{L}^{-1} \text{r d}^{-1}$	0,17	0,15	0,13	0,08
CH ₄ por DQO consumida	$L_{\text{CH}_4} \text{g}^{-1} \text{DQO}_c$	0,74	0,30	0,42	0,23
CH ₄ por SV consumido	$L_{\text{CH}_4} \text{g}^{-1} \text{SV}_c$	3,90	0,48	1,40	0,55
CH ₄ por ART consumido	$L_{\text{CH}_4} \text{g}^{-1} \text{ART}_c$	0,70	0,61	0,48	0,33
CH ₄ por ART _s consumido	$L_{\text{CH}_4} \text{g}^{-1} \text{ART}_{\text{Sc}}$	1,08	1,14	0,82	0,74

5.6.1 VAZÃO DE ALIMENTAÇÃO E CARGA ORGÂNICA

A Figura 12 mostra o comportamento da vazão de alimentação e as cargas orgânicas durante os períodos de coleta de dados.

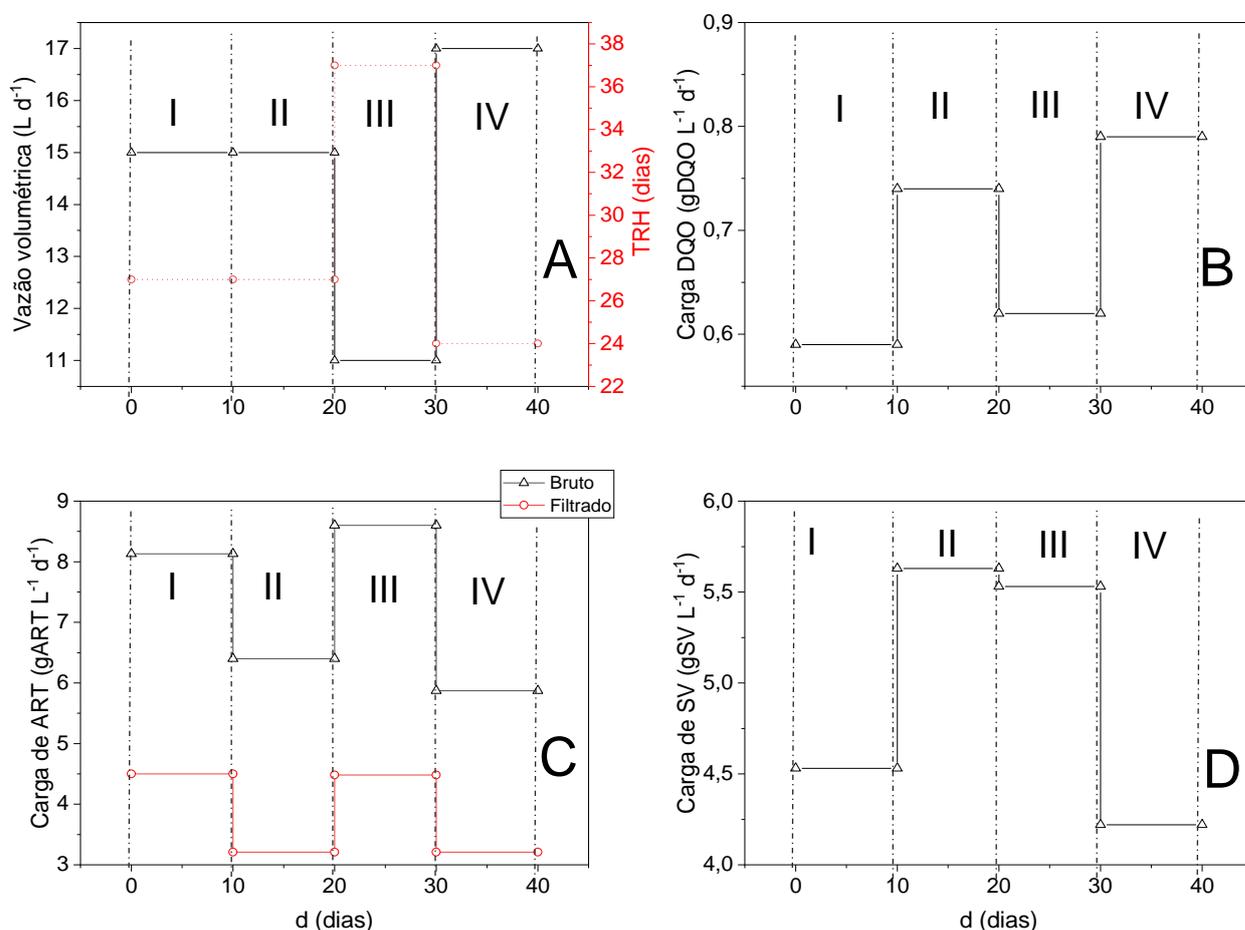


Figura 12. Vazões de alimentação (A); Carga orgânica DQO (B); Carga orgânica ART (C); Carga orgânica SV (D).

Na Figura 12 (A), com o objetivo de fixar a concentração orgânica de ART em 100 g d⁻¹ na alimentação do protótipo de biodigestor e, devido à grande variação de concentração de ART nos diferentes lotes de efluente, houve a necessidade de regular a vazão volumétrica durante o período de cada lote.

Nos dez primeiros dias, o protótipo foi alimentado com o efluente do Lote 1, com a vazão volumétrica de alimentação de 15 L d⁻¹ estabelecendo um TRH de 27 dias. Na Figura 12 (C), em razão da concentração presente de ART no efluente ser de 8,13 gART L⁻¹, o total de ART_B ministrado neste período (10 dias) foi de aproximadamente 1,22 kgART, sendo que 0,681 kgART_s é constituído de açúcares solúveis no efluente. Já em referência à DQO, o Lote

1, segundo a Figura 12 (B), destacou a menor fração de carga orgânica de DQO comparado aos demais lotes do estudo. O total tanto de DQO quanto de SV aplicado durante os dez primeiros dias foi de 0,898 kgDQO e 0,804 kgSV, respectivamente. Após o término dos dez dias do primeiro período de alimentação, passou para a alimentação a partir do 2º Lote.

Nos seguintes dez dias (10º ao 20º dia), o protótipo foi alimentado com o efluente do Lote 2, com a vazão volumétrica de alimentação mantida em 15 L d⁻¹ conservando o TRH em 27 dias. Entretanto, com concentração de ART no efluente bruto em 6,40 gART L⁻¹ foi possível estabelecer uma carga de açúcares próxima a de 100 gART d⁻¹. A carga total aproximadamente de ART e ARTs durante alimentação com o Lote 2 foi de 961 e 526 g, respectivamente. No período de alimentação com o Lote 2, a carga orgânica total de DQO e SV foi de 1,11 e 0,844 kg, respectivamente. Durante os vinte primeiros dias de alimentação com vazão volumétrica de 15 L d⁻¹, um TRH de 27 apresentou os melhores valores de relação AV/AT, como se pode observar na Figura 13. Um estudo realizado por Ratanatamskul et al. (2014) corroborou que, variando o tempo de retenção hidráulica e, conseqüentemente, a carga orgânica volumétrica, se obteve os valores de 0,53, 0,61 e 0,79 nas relações AV/AT para os respectivos TRH de 27. Ao fim da alimentação com o 2º Lote, deu-se o início da alimentação com o 3º Lote.

O período de alimentação com o 3º Lote (20 ao 30º dia) apresentou a menor vazão volumétrica registrada no estudo, com uma vazão de 11 L d⁻¹, segundo observado na Figura 12 (A). A redução da vazão volumétrica ocorre em razão do aumento da concentração de ART no efluente bruto coletado. Por conta da redução da vazão volumétrica, o TRH subiu para uma média de 37 dias. Durante esse novo momento de alimentação, a carga orgânica total de ART e ARTs foi de 946 e 672 g, respectivamente. Para a carga orgânica total de DQO e SV, foi de 0,688 e 0,608 kg, respectivamente.

No último período de análise (30º ao 40º dia) com alimentação do Lote 4, devido a menor concentração orgânica de ART no efluente (5,87 gART), ocorreu a necessidade de aumentar a vazão volumétrica para 17 L d⁻¹, acarretando na diminuição do TRH para 24 dias. A carga total de ART e ARTs foi de 0,999 e 0,481 kg, respectivamente.

No Lote 4, encontrou-se a maior concentração de DQO por litro de efluente em todo o estudo, fornecendo uma carga total de DQO de 1,348 kg. Por outro lado, a concentração de SV foi a menor encontrada no estudo, proporcionando uma carga total de SV de 0,717 kg.

Em decorrência do aumento no volume de efluente da alimentação proveniente das variações de concentrações de ART, foram ocasionadas as variações nas cargas orgânicas de DQO e SV gerando oscilações na operação do protótipo de biodigestor. Tais oscilações e seus resultados na operação do protótipo são observadas e discutidas nos próximos itens.

5.6.2 PARÂMETROS DE CONTROLE DE ESTABILIDADE DO BIODIGESTOR

Para compreender o real funcionamento do biodigestor operando com efluente de fecularia como substrato, foram realizadas as análises dos principais parâmetros de controle, já descritos no item 2 deste trabalho.

A Figura 13 exibe as análises de pH e relação AV/AT do biodigestor durante a coleta de dados.

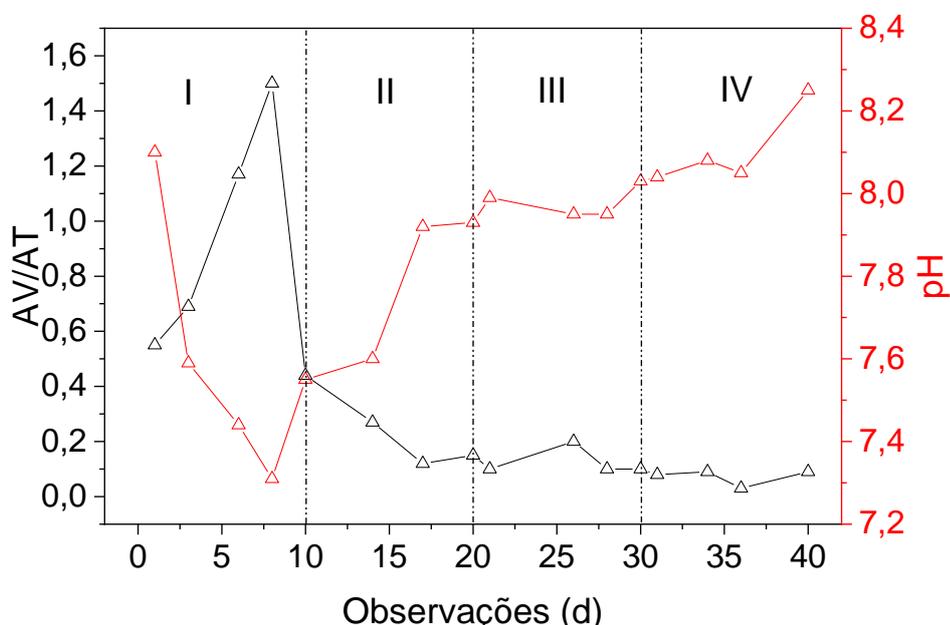


Figura 13. Relação AV/AT e pH durante o período de coleta de dados no protótipo de biodigestor.

Pode-se observar na Figura 13 que, no período de alimentação como Lote 1, ocorreu uma queda no pH durante a primeira semana. Isto pode ser

justificado por conta da maior carga diária de ART, uma vez que é maior a disponibilidade de açúcares no biorreator (8,13), o que corrobora com a maior formação de compostos ácidos provenientes das altas taxas de hidrólise. Contudo, uma diminuição mais rápida do pH produzirá mais carboidratos solúveis em água na massa do substrato e, portanto, mais biogás (CHAHINE et al. 2009).

Os compostos ácidos gerados se acumularam no reator de forma que elevaram a relação AV/AT. Partindo da relação AV/AT inicial de 0,55 (1º dia) para próximo de 1,53 na primeira semana (7º dia), evidenciando o acúmulo de AGV no biodigestor, o que poderia desfavorecer a comunidade microbológica de metanogênese no protótipo. A relação AV/AT acima de 0,8, limite que, de acordo com Silva (1977) e Sánchez et al. (2005), pode causar colapso ao sistema com queda do pH e inibição da fase metanogênica. Ao término do 10º dia (Lote 1), a relação AV/AT foi observada em 0,44, dentro da faixa ideal para a atividade dos organismos metanogênicos, o que é corroborado pela concentração elevada de metano (73%) no biogás.

A partir do 10º dia, foi iniciada a alimentação com o 2º Lote por mais 10 dias subsequentes. Durante o referido período de alimentação, foi conservada a mesma vazão volumétrica, porém a concentração de ART teve uma diminuição. A redução na concentração de açúcares pode ter desfavorecido a taxa de hidrólise, o que pode ser confirmado pela elevação do pH, partindo de 7,55 (10º dia) para 7,93 (20º dia). Por conta da ascensão do pH, a alcalinidade total teve valores mais elevados, reduzindo a relação AV/AT, iniciando em 0,44 (10º dia) e finalizando em 0,15 (20º dia), permanecendo dentro da faixa ideal para a metanogênese. Os valores de concentração de metano no biogás aumentaram, sendo constatada a concentração de 75%. Isto pode ser justificado por uma maior estabilidade na relação AV/AT durante o período.

Durante a alimentação com o 3º Lote no do 20º ao 30º dia, a relação AV/AT manteve-se na média de 0,12, enquanto o pH médio foi de 7,97. Tais parâmetros ficaram dentro da faixa ideal de metanogênica. O percentual de metano presente no biogás nesse período foi de 71%, o que corrobora com os dados de monitoramento do protótipo.

O último período de alimentação, do 30º ao 40º dia, evidenciou uma elevação no pH, possivelmente oriunda da atividade de metanogênese que

favorece alcalinidade no reator. A alcalinidade por conta de um grande período de atividade metanogênica manteve o pH dentro uma média de 8,09. Ainda em razão do aumento da alcalinidade, a relação AV/AT alcançou valores a baixo do recomendado para uma ideal geração de metano. A relação AV/AT média foi de 0,078, o que desfavoreceu a atividade metanogênica, bem como foi confirmada pelo baixo teor de metano no biogás produzido, uma concentração de aproximadamente 61,92%, demonstrando que o protótipo de biodigestor anaeróbio se encontrava subutilizado.

A variação de vazão volumétrica de alimentação foi verificada por meio de inúmeras oscilações nos valores de monitoramento de AV/AT e, por consequência, no pH, porém foram verificadas poucas perturbações quanto à produção de biogás e biometano. Isto indica que os microrganismos suportam as variações de pH.

5.7 PARÂMETROS DE CONTROLE DE EFICIÊNCIA DO BIODIGESTOR

5.7.1 PARÂMETROS DE CONTROLE DE EFICIÊNCIA (DEMANDA QUÍMICA DE OXIGENIO)

Para obter informações sobre a eficiência de remoção de carga orgânica, foi estudada a redução de sólidos (ST e SV), DQO e ART e ART_s. Esses parâmetros sinalizam indiretamente a quantidade de matéria orgânica potencialmente biodegradada por microrganismos.

A DQO, por sua vez, mede a quantidade de oxigênio necessário para oxidar a fracção orgânica de uma amostra que inclui todos os materiais oxidáveis, sejam minerais ou orgânicos, fornecendo uma referência indireta à carga orgânica de uma amostra (VON SPERLING, 1996; SILVA, 2004).

A concentração da DQO ao longo do período de coleta de dados deste estudo está presente na Figura 14.

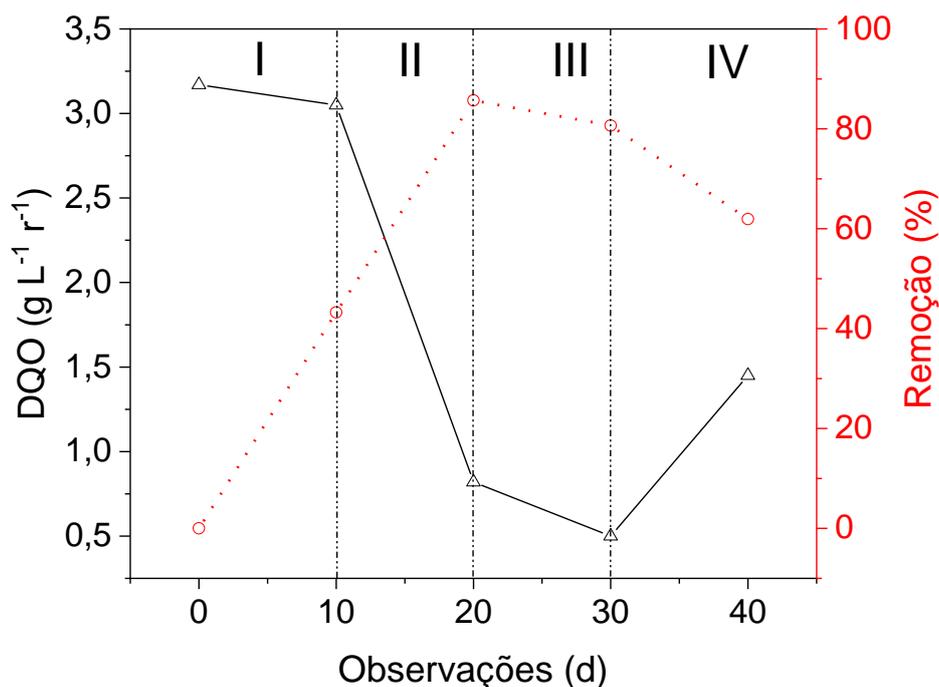


Figura 14. Variações da DQO na saída do biodigestor protótipo: (I) Lote 1, (II) Lote 2, (III) Lote 3, (IV) Lote 4.

Como visto na Figura 14, as concentrações de DQO diminuíram para um nível desejável, indicando que a matéria orgânica foi degradada. Em média, as reduções de DQO foram na faixa de 67,82%.

Durante os 10^o dias de análise, foi constatada uma remoção de 43,64%. A baixa remoção ao longo do período pode ser atribuída a uma atividade metabólica referente à hidrólise, que é caracterizada por uma baixa taxa de remoção de compostos orgânicos. Confirma-se a redução da faixa do pH durante esse período, como visto na Figura 13. Outro fator que corrobora com uma baixa eficiência diz respeito ao acúmulo de compostos metabolizados pelas bactérias fermentativas. Isto é, a DQO inicial é convertida em DQO dos produtos de degradação, como AGV e álcoois.

Durante a alimentação com o 2^o lote, foi encontrada a maior taxa de remoção, com valor de aproximadamente 85,86%, o que pode ser justificado pelo consumo dos compostos metabólicos provenientes da hidrólise pela comunidade microbiana acetogênica, já que o pH teve uma elevação e a relação AV/AT estabilizou na faixa ideal a proliferação das *archeas* metanogênicas, como salientado na Figura 13. O consumo de acetato ocorre

por meio da metanogênese e a alcalinidade tende a subir no meio reator, uma vez que os maiores valores encontrados para a concentração de metano (75%) no biogás foram alcançados neste período.

O período de alimentação com o 3º Lote teve uma remoção de 80,65% de DQO, o que pode ter ocorrido em razão da estabilidade parcial do pH e da relação AV/AT. Todavia, a carga orgânica total de DQO adicionada ao reator foi a menor realizada durante o estudo, aproximadamente 0,688 KgDQO. O último período de alimentação (4º Lote) mostrou uma redução na eficiência de remoção de 61,92%, o menor percentual obtido durante a coleta de dados após estabilização do protótipo de reator. A vazão volumétrica de 17 L d⁻¹ reduziu o TRH para 24 dias. Ao longo de tal período, a carga total de DQO aplicada foi de 1,348 kgDQO. Como foi observado na Figura 13, o pH tanto quanto a relação AV/AT se encontrava fora da faixa ideal a metanogênese, o que foi observado como efeito, visto que esse período (30º ao 40º dia) apresentou a menor geração de biogás e biometano no estudo.

5.7.2 PARÂMETROS DE CONTROLE DE EFICIÊNCIA (AÇÚCARES REDUTORES TOTAIS E SOLÚVEIS)

A concentração dos ART e ARTs ao longo do período de coleta de dados deste estudo está presente na Figura 15.

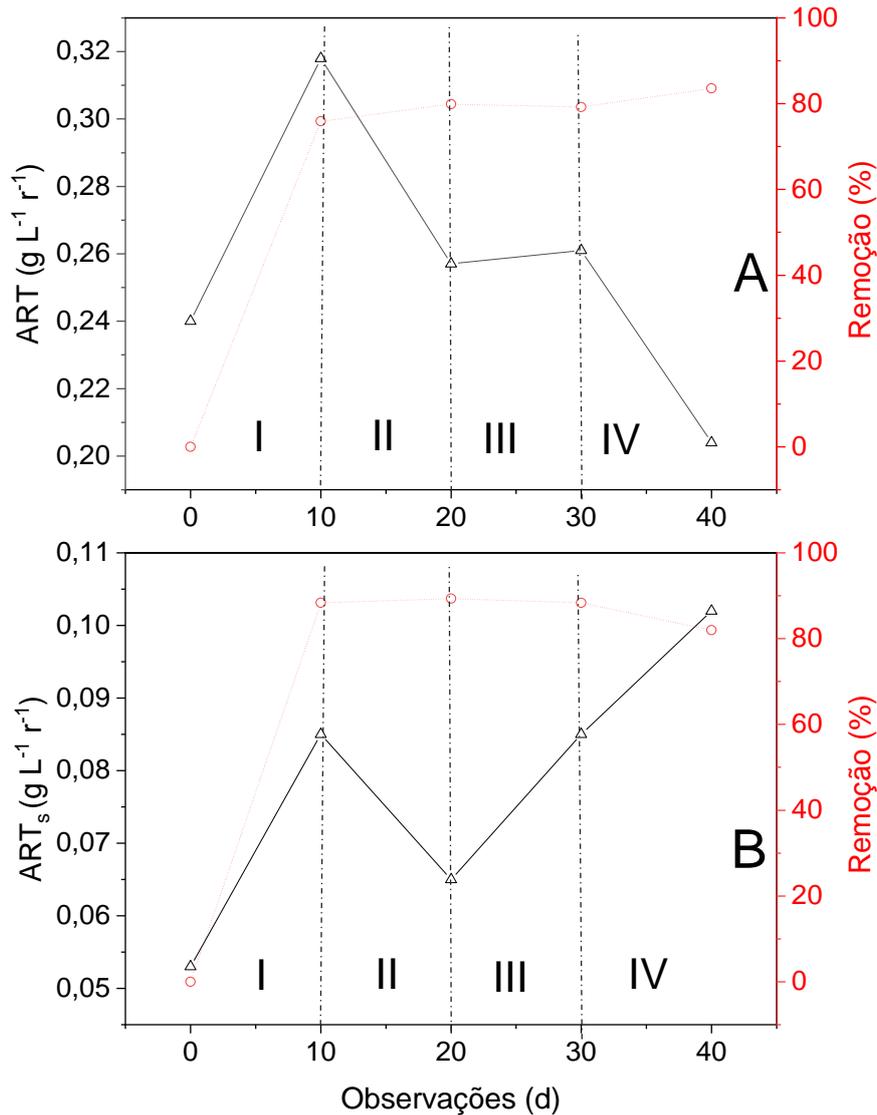


Figura 15. Variações de ART (A) e de ARTs (B) de saída no período de coleta de dados no protótipo de biodigestor.

Verifica-se na Figura 15 (A) e (B) que as reduções de ART e ARTs foram regulares e satisfatórias, confirmando que ocorreu a degradação da carga orgânica de açúcares. Destaca-se que as reduções na ART foram na faixa média de 79,63%, ao passo que as médias de redução dos ARTs foram de 87%, não apresentando grandes oscilações da redução.

Com base na literatura, os açúcares são compostos facilmente metabolizados na digestão anaeróbia. A constante conversão dos açúcares redutores em compostos metabolizados pelas bactérias fermentativas pode ter contribuído com a diminuição do pH. Desta forma, grande parte da oscilação observada no pH ao longo do estudo pode ser corroborada pela presença

destes compostos. Um estudo realizado por Zempulski et al. (2014) encontrou para uma concentração de 9 gART L⁻¹ um pico de formação de AGV em 10 h de 1657,7 mg L⁻¹, em termos de conversão de DQO da manipueira em 0,184 mgAGV mgDQO⁻¹, com produtividade de 0,0184 mgAGV mgDQO⁻¹ h⁻¹. Ainda segundo o autor, o pico de 1941,4 mg L⁻¹ de AGVs com uma concentração de 29 g L⁻¹ de açúcares redutores, foi alcançado após 21 horas.

O consumo de açúcares em biodigestores pode levar a uma redução significativa no pH do meio reativo. Chen et al. (2008) destacam que as bactérias acidogênicas são responsáveis pela fermentação dos açúcares, produzindo ácidos orgânicos como subprodutos. Esses ácidos contribuem para a diminuição do pH no sistema, visto que a produção de ácidos supera a capacidade tampão do meio.

Estudos realizados por Zempulski et al. (2014) mostram que o acúmulo de ácidos decorrente da fermentação de açúcares em biodigestores pode ser tóxico para as próprias bactérias produtoras de ácidos. Quanto maior a concentração de ácidos no meio, maior a inibição dessas bactérias acidogênicas. Isso pode afetar negativamente a eficiência do processo de biodigestão anaeróbia, comprometendo a degradação dos açúcares e a produção de biogás.

Além do efeito negativo no desempenho do biodigestor, a diminuição do pH também pode influenciar na comunidade microbiana presente no sistema. Antonopoulou et al. (2014) proferem que o pH ácido pode selecionar a predominância de microorganismos acidófilos, que são mais tolerantes a ambientes ácidos. Essa mudança na comunidade microbiana pode impactar a eficiência da digestão anaeróbia e a estabilidade do processo

A redução observada nos primeiros dias de alimentação é corroborada pela concentração de ART utilizado neste período. Na medida em que as bactérias acidogênicas vão produzindo AGV, o pH no meio reativo tende a diminuir. Para as bactérias produtoras de AGV, quanto maior a concentração de ácidos no meio, maior a toxicidade a elas.

Os subprodutos gerados pela fermentação têm grande relevância para as subseqüentes fases da digestão anaeróbia, em específico com a geração de biogás e metano. Vale salientar que, a partir da conversão dos ART em subprodutos, tais compostos metabolizados são consumidos pelos

microrganismos responsáveis pela acetogênese. O ácido acético gerado pelas acetogênese é consumido pelas *archeas* metanogênicas produzindo como produto final o biometano.

5.7.3. PARÂMETROS DE CONTROLE DE EFICIÊNCIA (SÓLIDOS TOTAIS, VOLÁTEIS E FIXOS)

A concentração dos sólidos voláteis ao longo do período de coleta de dados deste estudo está presente na Figura 16.

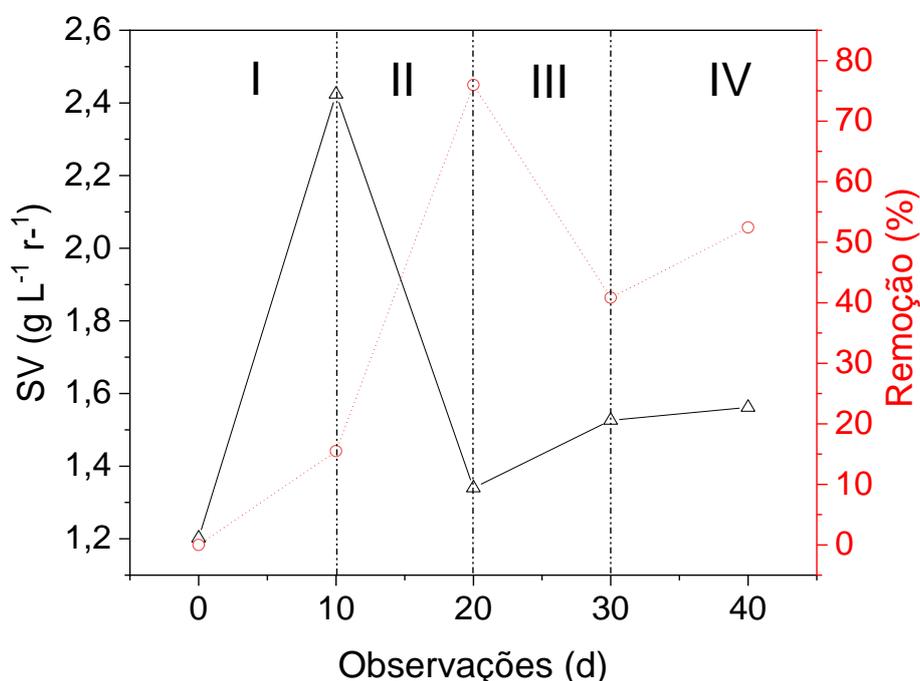


Figura 16. Variações de concentração SV de saída no período de coleta de dados no protótipo de biodigestor.

Como observado na Figura 16, a média atribuída a remoção de SV foi de 46%. Resultado similar ao obtido por Colin et al. (2007), no período mais longo de taxa de carregamento estável obtido em seu experimento (40 dias) a média de remoção de sólidos suspensos totais em seu estudo foi de 67%.

No decorrer dos dez primeiros dias, a carga diária de alimentação com SV foi de 67,9 gSV d⁻¹ com um TRH de 27 dias. Neste momento, houve a menor remoção de SV no estudo (15,49%). Todavia, durante este período inicial da coleta de dados (10 dias), o pH apresentou uma pequena oscilação, proporcionando uma acidificação no meio. Como debatido em itens anteriores,

durante a ocorrência da fermentação da hidrólise a remoção das cargas orgânicas de DQO e SV sofrem severa interferência em sua eficiência.

Durante a alimentação com o Lote 2 (10^o ao 20^o dia) de carga orgânica diária de 84,45 gSV d⁻¹, foi obtida a maior taxa de remoção de 75,96%, apresentando o mesmo TRH de 27 dias.

No Lote 3 (20^o a 30^o dia), nesse ínterim, ocorreu a alimentação do protótipo com uma carga de SV de 60,83 gSV d⁻¹. A redução na carga de SV neste período foi referente à diminuição na vazão volumétrica para 11 L d⁻¹, acarretando em um aumento de TRH para 37 dias. Em razão dessas oscilações de alimentação, a remoção permaneceu em 40,83% de SV.

No decorrer da última alimentação (Lote 4), foi observada a remoção de 52,43% dos SV. Neste decurso de alimentação, a carga orgânica de SV adicionada ao reator foi de 71,74 gSV d⁻¹. No decurso dos últimos dias (30^o a 40^o), a faixa de pH e a relação AV/AT se apresentaram fora dos índices indicados para uma eficiente produção de biometano, ou seja, o protótipo de reator exibia sinais de subutilização. Os dados de eficiência de remoção durante o espaço de coleta de dados tiveram resultados inferiores a grande parte encontrada na literatura.

Kuczman et al. (2011) tiveram uma remoção de 99,5% dos SV operando um reator de leito fixo de uma única fase, com TRH de 13 dias, alimentado com uma carga orgânica de SV de 8,7 gSV L⁻¹, em uma relação de AV/AT de 0,30. De modo semelhante, Kuczman et al. (2014) ainda alcançaram a remoção de SV de 76,51%, operando um reator anaeróbio tubular de uma única fase com suporte de bambu com TRH de 11 dias.

A eficiência de remoção de sólidos suspensos (SV) em biodigestores pode variar significativamente de acordo com as condições operacionais e as características do substrato utilizado. Estudos anteriores mostraram uma ampla gama de resultados em termos de remoção de SV. Por exemplo, em um estudo conduzido por Liu et al. (2013), a remoção média de SV em um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) foi de 60%. Já em outro estudo realizado por Wang et al. (2015), a remoção de SV em um reator de manta de lodo expandida (EGSB) foi de aproximadamente 80%. Essas diferenças podem ser atribuídas às diferentes configurações dos reatores, aos

parâmetros operacionais e às características do substrato, como a concentração de sólidos suspensos e a composição da matéria orgânica.

A remoção de SV também está relacionada ao perfil da microbiota presente no biodigestor. Diversos grupos microbianos estão envolvidos no processo de digestão anaeróbia e na decomposição dos sólidos suspensos. Estudos recentes têm demonstrado a importância das bactérias acidogênicas e acetogênicas na degradação da matéria orgânica complexa em açúcares simples e ácidos orgânicos, que posteriormente são utilizados pelas arqueias metanogênicas na produção de metano. A presença e a atividade desses grupos microbianos podem influenciar diretamente a remoção de SV em biodigestores.

A fim de melhorar a eficiência de remoção de SV em biodigestores, pesquisadores têm explorado diferentes estratégias, como o uso de pré-tratamentos do substrato, a otimização das condições de operação e o controle do pH. Por exemplo, um estudo realizado por Li et al. (2019) investigou o efeito do pré-tratamento térmico na remoção de SV em um biodigestor de leiteo fluidizado. Os resultados mostraram que o pré-tratamento térmico melhorou a solubilização da matéria orgânica e aumentou a eficiência de remoção de SV em comparação com o tratamento sem pré-tratamento. Esses estudos salientam a importância de buscar estratégias adequadas para melhorar a remoção de SV em biodigestores e otimizar o desempenho global do sistema de digestão anaeróbia.

5.7.4 PRODUÇÃO DE BIOGÁS E DE BIOMETANO NO BIODIGESTOR PROTÓTIPO

A partir da produção diária de biogás, foram obtidas as produções de biogás e biometano, apresentadas na Figura 17, representadas pelas variações qualitativas nos teores de biogás e biometano em função dos consumos de DQO, ART e SV que foram avaliadas nos respectivos dias das observações realizadas no período de coleta de dados.

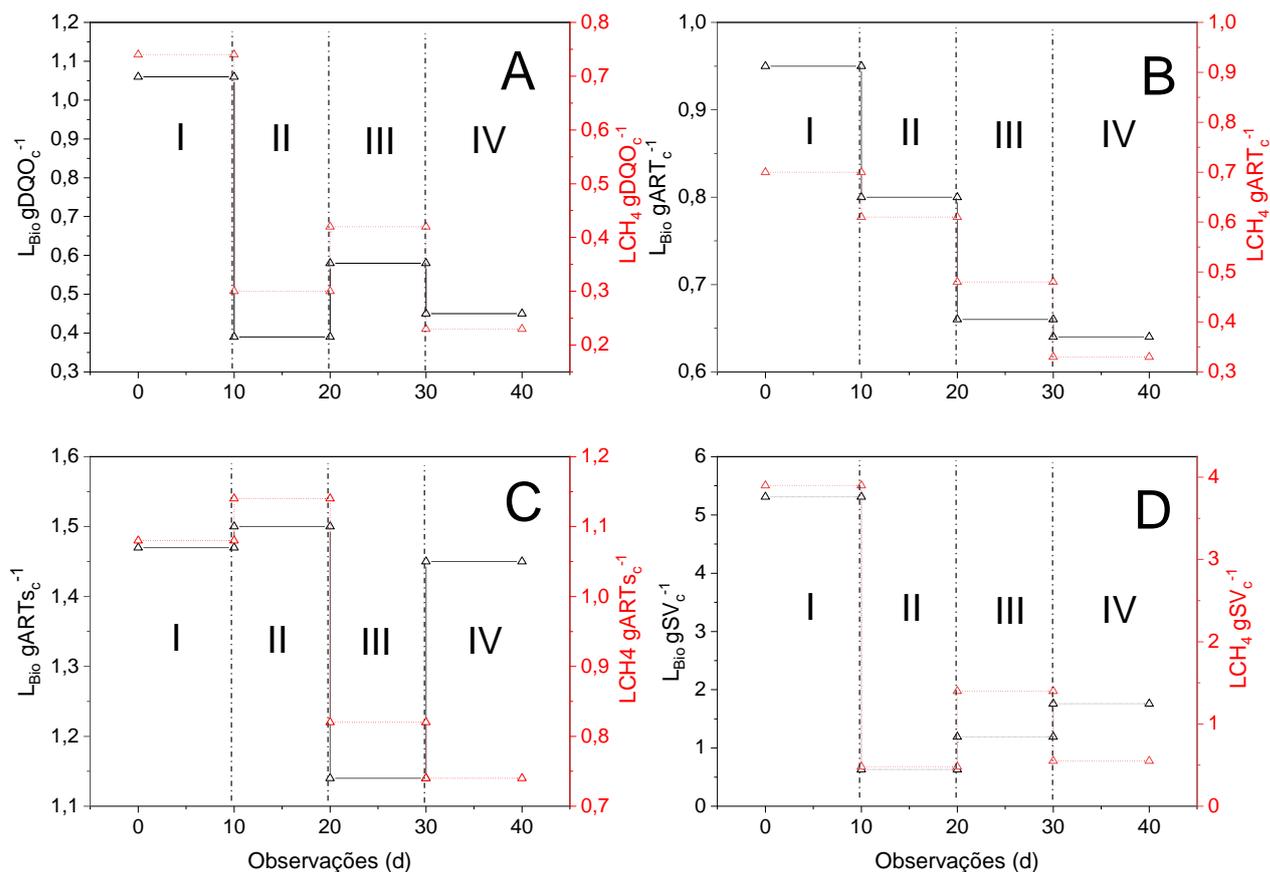


Figura 17. Variações da produção de biogás e biometano em função do consumo de DQO (A), ART (B), ARTs (C), SV (D) no período de coleta de dados no protótipo de biodigestor.

Tal como apresentado na Figura 17 (A), em média, a produção de metano a partir da DQO consumida foi de 0,422 LCH₄ gDQO r⁻¹. Maior taxa de geração de metano por gDQO_c foi observada nos dez primeiros dias da coleta de dados, com a taxa de 1,06 LCH₄ gDQO_c⁻¹. Valores superiores se confrontados com resultados obtidos na literatura, tal como em um estudo realizado por Mari et al. (2019) quando, utilizando manipueira como substrato em reator de bancada, alcançaram produções de metano na faixa de 0,263 LCH₄ gDQO_c⁻¹. Caso seja comparado GLO com um estudo de Jiraprasertwong et al. (2018), que usaram reator UASB de três fases alimentado por efluente do processamento de mandioca, com uma taxa de carga orgânica de DQO ideal de 15 gDQO L⁻¹ d⁻¹, e obtiveram o maior nível de remoção (92,5%), bem como os maiores rendimentos de CH₄ de 0,328 LCH₄ gDQO_c⁻¹. Xu et al. (2015), em estudo que investigou a avaliação de um processo integrado de produção de ácido cítrico e metano em reator anaeróbio mesofílico, obtiveram o rendimento

de metano de $0,292 \pm 0,015,2 \text{ LCH}_4 \text{ gDQO}_c^{-1}$. Chavadej et al. (2018), operando um reator UASB de duas fases em condições termofílicas (55° C), obtiveram uma taxa de geração de metano de $0,259 \text{ LCH}_4 \text{ gDQO}_c^{-1}$.

Enquanto a geração média de biometano por ART e ARTs consumidos, foi de $0,530 \text{ LCH}_4 \text{ gART}_c^{-1}$ e $0,626 \text{ LCH}_4 \text{ gARTs}_c^{-1}$, respectivamente. A geração máxima de CH_4 por consumo de ART foi de $0,70 \text{ LCH}_4 \text{ gART}_c^{-1}$, durante a alimentação com o Lote 1, quando houve a maior carga total de açúcares adicionada ao reator. Entretanto, a produção máxima de ARTs foi $1,14 \text{ LCH}_4 \text{ gARTs}_c^{-1}$, vazão e produção de metano obtida durante a alimentação com o Lote 2, período já identificado anteriormente com a maior remoção de ART e as maiores concentrações de CH_4 no biogás durante esse estudo.

A média de produção de metano por SV consumido foi de $1,58 \text{ LCH}_4 \text{ gSV}_c^{-1}$. Resultado superior aos diversos estudos referentes à geração de biogás e biometano utilizando como substrato efluente de fecularia. Com a digestão anaeróbia de resíduos de batata, Parawir et al. (2004) obtiveram uma produção máxima de metano igual a $0,32 \text{ L CH}_4 \text{ gSV}_c^{-1}$. Lu et al. (2010) relataram que os rendimentos de metano em um reator de tanque agitado contínuo termofílica de dois estágios (CSTR) de vinhaça de mandioca foi de $0,094 \text{ LCH}_4 \text{ gSV}_c^{-1}$. Comparado com um estudo de Nathao et al. (2013) em reator de fase única alimentado por resíduos alimentares, os valores de produção de metano por gSV_c se mostraram superiores, uma vez que os autores alcançaram a geração de metano de $0,082 \text{ LCH}_4 \text{ gSV}_c^{-1}$. Kuczman et al. (2011) encontraram em um estudo com reator horizontal de uma fase com TRH de 13 dias a taxa de geração de biogás de $0,77 \text{ L}_{\text{Bio}} \text{ gSV}_c^{-1}$.

Gonçalves (2012) e Neto (2015) relatam que a redução dos sólidos voláteis faz referência apenas à matéria orgânica em base seca e não representa de fato a conversão da matéria orgânica em biogás e metano. Logo, os percentuais de redução não são proporcionais, em sua totalidade, a quantidade de biogás produzido.

É relevante destacar que cada sistema anaeróbio possui suas particularidades e que os resultados obtidos neste trabalho podem ser influenciados por fatores como as condições operacionais do reator e a composição do substrato. Ademais, outros estudos na literatura acadêmica relataram desempenhos diferentes em termos de produção de metano. É

preciso levar em conta essas variações e realizar uma análise mais abrangente para entender melhor as diferenças observadas.

No geral, os resultados deste estudo indicam que o sistema anaeróbio investigado possui potencial para a produção de metano a partir do consumo de DQO e ART. Apesar de algumas comparações com estudos anteriores mostrarem resultados superiores, é importante ressaltar que cada sistema é único e os resultados podem variar de acordo com as condições operacionais e o substrato utilizado. Ainda assim, esses achados contribuem com o avanço do conhecimento na área de biodigestão anaeróbia e podem fornecer *insights* para otimizar o desempenho de sistemas semelhantes no futuro.

6 CONCLUSÕES

O estudo mostrou que a redução da carga orgânica do efluente de fecularia com produção de biometano, em reator anaeróbio piloto de mistura completa, é tecnicamente viável.

O protótipo de biodigestor anaeróbio foi eficiente na remoção de matéria orgânica da manipueira, na ordem de 80% na DQO, 46% em SV de 79% em ART e 87% ARTs.

As médias de rendimento de biometano obtido no biodigestor protótipo foi igual a $0,422 \text{ LCH}_4 \text{ gDQO}_c^{-1}$, $1,58 \text{ LCH}_4 \text{ gSV}_c^{-1}$, $0,530 \text{ CH}_4 \text{ gART}_c^{-1}$ e $0,94 \text{ CH}_4 \text{ gARTs}_c^{-1}$.

A variabilidade dos dados obtidos foi decorrente das condições ambientais e oscilações na carga orgânica afluenta, dada à natureza operacional da fecularia e do sistema de alimentação do reator.

A pesquisa comprovou que é possível, sem o uso de neutralizantes e nutrientes e com razoável tempo de retenção hidráulica, compatibilizar a estabilização anaeróbia de manipueira de fecularia com produção de biogás utilizando-se do protótipo de biodigestor.

Os ART exibem o potencial como parâmetro de eficiência na digestão anaeróbia em reatores de mistura completa em condições mesofílicas.

REFERÊNCIAS

ABAM Associação Brasileira dos Produtores de Amido de Mandioca. Paranavaí. Disponível em: <[http:// www.abam.com.br](http://www.abam.com.br)>. Acesso em: dez. de 2022.

ABDESHAHIAN, P.; LIM, J.S.; HO, W.S.; HASHIM, H.; LEE, C.T. Potential of biogas production from farm animal waste in Malaysia. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 60, p. 714–723, 2016.

ABRAHAM, A.; MATHEW, A. K.; PARK, H., CHOI, O.; SINDHU, R.; PARAMESWARAN, B.; SANG, B.-I. (2020). Pretreatment strategies for enhanced biogas production from lignocellulosic biomass. **Bioresource Technology**, 122725. doi:10.1016/j.biortech.2019.12272

AL SEADI, T. Good Practice in Quality Management of AD residues from biogás production. Task 24 og AEA **Technology Environmnet**. 2001.

ALVES, G. S.; SAMPAIO, A. P. L.; ZAVOLSKI, C. A.; BRITO, V. H.; CEREDA, M. P.; NEVES, E. Material a base de amido de mandioca para manufatura de embalagem de alimentos. **Revista Citino**, v. 2, n. 1, p. 16-24, 2012.

ALVES, M. M.; NUNES, L. J.; PEREIRA, M. A. Effect of inoculum concentration on the start-up of an anaerobic fluidized bed reactor treating synthetic dairy wastewater. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 118, p. 34-41, 2018. doi:10.1016/j.psep.2018.07.019

AMANI, T.; NOSRATI, M.; SREEKRISHNAN, T. R. Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects - a review. **Environmental Reviews**, n. 18, p. 255-278, 2010.

AMARAL, A. C. do; KUNZ, A.; STEINMETZ, R.L.R.; SCUSSIATO, L.A.; TÁPPARO, D.C.; GASPARETO, T.C. Influence of solid-liquid separation strategy on biogas yield from a stratified swine production system. **Journal of Environmental Management**, v. 168, p. 229-235, 2016.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 21.ed. Washington. 2005.

AMORIM, N. C. S.; ALVES, I.; MARTINS, J. S.; AMORIM, E. L. C. Biohydrogen production from cassava wastewater in na anaerobic fluidized bed reactor. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 31, n. 3, p. 603- 612, 2014.

ANDREANI, C. L.; TORRES, D. G. B.; SCHULTZ, L.; CARVALHO, K. Q. DE; GOMES, S. D. (2015). Hydrogen production from cassava processing wastewater in an anaerobic fixed bed reactor with bamboo as a support material. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 3, p. 578–587. doi:10.1590/1809-4430-eng.agric.v35n3p578-587/2015.

ANEEL, 2022. Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrljoiNjc4OGYyYjQtYWM2ZC00YjllLWJlYmEtYzdkNTQ1MTc1NjM2liwidCI6IjQwZDZmOWI4LWVjYTctNDZhMi05MmQ0LWVhNGU5YzAxNzBIMSIsImMiOjR9>: acesso em 22 de novembro.

ANEEL. Matriz de energia elétrica. Disponível em: <<https://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/operacaocapacidadebrasil.cfm>> Acesso em: 18 dez. de 2022.

ANGELIDAKI, I.; BOE, K.; ELLEGAARD, L. Effect of operating conditions and reactor configuration on efficiency of full-scale biogas plants. **Water Science and Technology**, v. 52, n. 1-2, p. 189–194. (2005) doi:10.2166/wst.2005.0516

ANGELIDAKI, I.; TREU, L.; TSAPEKOS, P.; LUO, G.; CAMPANARO, S.; WENZEL, H.; KOUGIAS, P.G. Biogas upgrading and utilization: Current status and perspectives. **Biotechnology Advances**, v. 36, n. 2, p. 452-466, 2018.

ANNACHHARTE, A. P.; AMATYA, P. L. UASB treatment of tapioca starch wastewater. **Journal of Environmental Engineering**, Reston, v. 126, n. 12, p. 1149-1152, 2000.

ANRAIN, E. **Tratamento de efluentes de fecularia em reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo**. In: Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 12, 1983, Balneário Camboriú. Anais. Balneário Camboriú: Fundação de Amparo à Tecnologia e ao Meio Ambiente, 1983. p. 1-21.

ANTONOPOULOU, G., STAMATELATOU, K., KORNAROS, M., LYBERATOS, G.; NTAIKOU, I. (2014). Evaluation of the effects of pH on the performance of an acidogenic reactor during continuous fermentation of synthetic wastewater. **Bioresource Technology**, 166, 373-378. doi:10.1016/j.biortech.2014.05.018

ANTONOPOULOU, G.; STAMATELATOU, K.; LYBERATOS, G. (2008). Effect of substrate concentration on fermentative hydrogen production from starch. **Bioresource Technology**, v. 99(10), p. 4311-4317.

ARAÚJO, C.; CAMPOS, C. M. M.; HIGARASHI, M. M.; LEITE, V. D.; FORESTI, E. Start-up of anaerobic fluidized bed reactor with different inocula: Performance and microbial community. **Journal of Environmental Management**, v. 168, p. 106-114, 2016. doi:10.1016/j.jenvman.2015.11.051

ARAUJO, G. S.; SANTIAGO, C. S.; MOREIRA, R. T.; DANTAS NETO, M. P.; FERNANDES, F. A. N. (2020). Nutrient removal by *Arthrospira platensis* cyanobacteria in cassava processing wastewater. **Journal of water process**

engineering, v. 40, n. 101826, p. 101826, 2021., 101826.
doi:10.1016/j.jwpe.2020.101826

ARAÚJO, N. C.; COSTA, T. F.; OLIVEIRA, S. J. C.; GONÇALVES, C. P.; ARAÚJO, F. A. C. (2012). Avaliação do uso de efluente de casas de farinha como fertilizante foliar na cultura do milho (*Zea mays* L.). **Revista Engenharia na Agricultura - REVENG**, v. 20, n. 4, p. 340–349, 2012.
<https://doi.org/10.13083/reveng.v20i4.313>

ARYAL, N.; KVIST, T.; AMMAM, F.; PANT, D.; OTTOSEN, L.D.M. An overview of microbial biogas enrichment. **Bioresource Technology**, v. 264, p. 359-369, 2018.

ASTALS, S.; PECES, M.; MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic co-digestion of pig manure and crude glycerol at mesophilic conditions: biogas and digestate. **Bioresource technology**, v. 110, p. 63–70, 2014.

AZEVEDO, J. M. A; DA SILVA, E. A. JR.; DA CRUZ, J. F.; SOUZA, E. B.; LIMA, M. O.; AZEVEDO, DA SILVA. H. S. F. Agroecological seedlings of yellow passion fruit using manure, cow urine and forage peanut biofertilizer. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 6, p.35521-35536, 2020.

BALMANT, W. **Concepção, construção e operação de um biodigestor e modelagem matemática da biodigestão anaeróbica**. 30 f. Dissertação (Mestrado em Processos Térmicos e Químicos) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciência dos Materiais-PIPE. Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

BARANA, A. C. **Avaliação de tratamento de manipueira em biodigestores fase acidogênica e metanogênica**. Botucatu, 2000, p. 95. Tese (Doutorado), Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônomicas.

BARBOSA, G.; LANGER, M. Uso de biodigestores em propriedades rurais: uma alternativa à sustentabilidade ambiental. **Unoesc & Ciência -ACSA**, v. 2, n. 1, p. 87-96, 2011.

BARRETO, M. T. L.; MAGALHÃES, A. G.; ROLIM, M. M.; PEDROSA, E. M. R.; DUARTE, A. S.; TAVARES, U. E.: Desenvolvimento e acúmulo de macronutrientes em plantas de milho biofertilizadas com manipueira. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 5, p. 487–494, 2014.

BARROS, F. F. C. **Estudo das variáveis de processo e ampliação de escala na produção de biossurfactante por *Bacillus subtilis* em manipueira**. 2007. p. 117. Dissertação (Mestrado em Ciência de Alimentos) – Faculdade de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

BARROS, F. F. C.; QUADROS, C. P.; MARÓSTICA JUNIOR, M. R.; PASTORE, G. M. Surfactina: propriedades químicas, tecnológicas e funcionais

para aplicação em alimentos. **Química Nova**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 409-414, 2007.

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

BOONAPATCHAROEN, N.; MEEPIAN, K.; CHAIPRASERT, P.; TECHKARNJANARUK, S. Molecular of microbial population dynamics operations periods of anaerobic hybrid reactor treating cassava starch wastewater. **Microbial Ecology**, New York, v. 54, p. 21-30, 2006.

BOWEN, E. J.; DOLFING, J.; DAVENPORT, R. J.; READ, F. L.; CURTIS, T. P. (2013). Low-temperature limitation of bioreactor sludge in anaerobic treatment of domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v. 69, n. 5, 1004–1013. doi:10.2166/wst.2013.821.

BUJOCZEK, G.; ZAWISTOWSKI, J.; SADOWSKA, M. Influence of agitation on anaerobic digestion of organic waste. **Waste Management**, v. 129, p. 127-135, 2021.

CABBAI, V.; BALLICO, M.; ANEGGI, E.; GOI, D. BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge. **Waste management**, v. 33, n. 7, p. 1626–1632, 2013.

CALDEREIRO, G. M. B. **Caracterização da digestão de resíduos agroindustriais em biodigestor de fluxo contínuo operado em escala real. Dissertação** (Mestrado em Tecnologias Ambientais) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, p. 90, 2015.

CEREDA, M. P. Manejo, uso e tratamento da industrialização da mandioca. 1 Ed. São Paulo. **Fundação Cargill**, p. 320, 2001.

CHAE, K. J. et al. (2014). Biogas production from food waste via co-digestion with sewage sludge: Changes in microbial community structure during the fermentation process. **Bioresour Technol**, v. 164, p. 137-144.

CHAHINE M, FIFE T, SHEWMAKER G. Target values for corn silage. **Proceed Idaho Alfalfa and Forage Conf**. p. 1-5, 2009.

CHAIPRASERT, P.; SUVAJITTANONT, W.; SURARAKSA, B.; TANTICHAROEN, M.; BHUMIRATANA, S. Nylon fibers as supporting media in anaerobic hybrid reactors: it's effects on system's performance and microbial distribution. **Water Research**, Amsterdam, v. 37, p. 4605-4612, 2003.

CHANDRA, R.; TAKEUCHI, H.; HASEGAWA, T. (2012). Hydrogen-rich biogas production by anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge. P. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 37, n. 12, p. 9428-9437. doi: 10.1016/j.ijhydene.2012.03.011

CHARALAMBOUS, P.; SHIN, J.; SHIN, S. G.; VYRIDES, I. Anaerobic digestion of industrial dairy wastewater and cheese whey: performance of internal circulation bioreactor and laboratory batch test at pH 5-6. **Renewable Energy**, v. 145, n. 1, p. 1-10, 2020. doi:10.1016/j.renene.2019.08.091

CHASNYK, O.; SOŁOWSKI, G.; SHKARUPA, O. Historical, technical and economic aspects of biogas development: case of Poland and Ukraine. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 52, p. 227–239, 2015.

CHAVADEJ, S.; WANGMOR, T.; MAITRIWONG, K.; CHAICHIRAWIWAT, P.; RANGSUNVIGIT, P.; INTANOO, P. (2018). 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. doi:10.1016/j.jbiotec.2018.11.015

CHAVALPARIT, O.; ONGWANDEE, M. Clean technology for the tapioca starch industry in Thailand. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 17, n. 2, p. 105-110, 2009.

CHEN, C. C. C.; CHUANG, Y. S. S.; LIN, C. Y. Y.; LAY, C. H. H.; SEM, B., 2012. Thermophilic dark fermentation of untreated rice straw using mixed cultures for hydrogen production. **International Journal Hydrogen Energy**, v. 37, n. 20, p. 15540–15546, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2012.01.03>.

CHEN, J.; CHEN, Y.; ZHANG, H.; ZHANG, Y.; LI, Y. (2020). Effects of acidification on the performance and microbial community of anaerobic digestion for waste activated sludge. **Bioresource Technology**, v. 312, p.123581. doi: 10.1016/j.biortech.2020.123581

CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: **A review. Bioresource Technology**, v 99(10), p. 4044-4064. doi:10.1016/j.biortech.2007.01.057

CHOGI, M. A. N.; ARAUJO, A. C. V.; PRADO, P. F.; SILVA, D. B.; SILVA, A. J.; SILVA, G. F.; DUARTE, I. C. S. D. Produção de biocombustível e ácidos orgânicos para agregar valor ao efluente de mandioca. **Revista Virtual de Química**, v. 12, n. 1, p. 89-98, 2020.

CIBIOGAS, 2020. **PANORAMA DO BIOGAS NO BRASIL** ([s.l: s.n.]).

COLIN, X.; FARINET, J. L.; ROJAS, O.; ALAZARD, D. Anaerobic treatment starch of cassava extraction wastewater using a horizontal flow filter with bamboo as support. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 98, n. 8, p. 1602-1607, 2007.

CORRÊA FILHO, H.; PONTE, M. X.; SOARES, S. R. Avaliação do Ciclo de Vida da Farinha de Mandioca. **Revista Espacios**, V. 38, n. 59, p. 19, 2017.

COSTA, M. S. S. M.; LUCAS JR., J.; COSTA, L. A. M.; ORRICO, A. C. A. A highly concentrated diet increases biogas production and the agronomic value of young bull's manure. **Waste Management**, v. 48, p. 521-527, 2016.

COSTA, S. G. V. A. O.; NITSCHKE, M.; LÉPINE, F.; DÉZIEL, E.; CONTIERO, J. Structure, properties and applications of rhamnolipids produced by *Pseudomonas aeruginosa* L2-1 from cassava wastewater. **Process Biochemistry**, v. 45, p. 1511-1516, 2010.

DANTAS, M. S. M.; ROLIM, M. M.; PEDROSA, E. M. R.; BEZERRA NETO, E.; SILVA, G. F. DA; SILVA, Ê. F. DE F. E. Accumulation of macronutrients in different parts of sunflower fertilized with cassava wastewater. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, n. 7, p. 630–636, 2016. doi:10.1590/1807-1929/agriambi.v20n7p630-636

DINESH, G. K.; CHAUHAN, R.; CHAKMA. Influence and strategies for enhanced biohydrogen production from food waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 92, p. 807–822, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.05.009>.

DUARTE, A. S; SILVA, Ê. F. de F. e; ROLIM, M. M.; FERREIRA, R. F. de A. e L.; MALHEIROS, S. M. M.; ALBUQUERQUE, F. da S.; Uso de diferentes doses de manureira na cultura da alface em substituição à adubação mineral. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 3, p. 262–267, 2012.

EKAMA A. G.; WENTZEL, C. M. "Organic matter removal", **Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design**. 2023.

FENG, C.; ZHANG, Y.; ZHANG, H.; HUANG, G. Effect of organic loading rate on bio-hydrogen production from kitchen waste in anaerobic baffled reactor. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 13, p. 5927-5932, 2008.

FENG, H. J.; HU, L. F.; SHAN, D.; FANG, C. R.; SHEN, D. S. Effects of Temperature and Hydraulic Residence Time (HRT) on Treatment of Dilute Wastewater in a Carrier Anaerobic Baffled Reactor. **Biomedical and Environmental Sciences**, Beijing, v. 21, p. 460-466, 2008.

FERNANDES, A. J. **Variáveis microbiológicas e físico-químicas em biodigestores anaeróbios escala piloto alimentados com dejetos de bovinos leiteiros e suínos**. Dissertação Mestrado do Programa de Mestrado Profissional em Ciência e Tecnologia do Leite e Derivados). Juiz de Fora, 2016.

FERREIRA, L. R. A.; OTTO, R. B.; SILVA, F. P.; DE SOUZA, S. N. M.; DE SOUZA, S. S.; ANDO JUNIOR, O. H. Review of the energy potential of the residual biomass for the distributed generation in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 94, p. 440–455, 2018. doi:10.1016/j.rser.2018.06.034

FIORDA, F. A.; JÚNIOR, M. S. S.; SILVA, F. A.; SOUTO, L. R. F.; GROSSMANN, M. V. E.: Farinha de bagaço de mandioca: aproveitamento de subproduto e comparação com fécula de mandioca. **Pesquisa agropecuaria tropical**, v. 43, n. 4, p. 408–416, 2013.

FONSECA, L. L., et al. Biogas production in Brazil: Current status and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 54, p. 1161-1171, 2016.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; HAANDEI, A. V.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. Fundamentos do Tratamento Anaeróbio. In.: CAMPOS, J. R. (Coord.). Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. **1ª ed. Rio de Janeiro: RiMa Artes e Textos**, p. 29-52. 1999.

FOSTER-CARNEIRO, T.; PÉREZ, M.; ROMERO, L. I. Influence of total solid and inoculum contents on performance of anaerobic reactor treating food waste. **Bioresource Technology**, Bioresource technology, v. 99, n. 15, p. 6994–7002, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.018>

FREITAS, C. A. M., et al. Biogas upgrading and injection into natural gas distribution networks in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 120, p. 109688, 2020.

FREITAS, F. F.; DE SOUZA, S. S.; FERREIRA, L. R. A.; OTTO, R. B.; ALESSIO, F. J.; DE SOUZA, S. N. M.; ANDO JUNIOR, O. H. The Brazilian market of distributed biogas generation: Overview, technological development and case study. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 101, p. 146–157, 2019. doi:10.1016/j.rser.2018.11.007

FUESS, L. T.; KIYUNA, L. S. M.; FERRAZ, A. D. N.; PERSINOTI, G. F.; SQUINA, F. M.; GARCIA, M. L.; ZAIAT, M. Thermophilic two-phase anaerobic digestion using an innovative fixed-bed reactor for enhanced organic matter removal and bioenergy recovery from sugarcane vinasse. **Applied Energy**, v. 189, p. 480–491, 2017. doi:10.1016/j.apenergy.2016.12.071

GAN, L.; LIANG, Y.; LV, Y.; XU, Q.; NI, J. Performance and microbial community analysis of anaerobic reactors treating antibiotic solvent wastewater. **Bioresource Technology**, v. 189, p. 191-199, 2015.

GIONGO, C. Produção de ácidos graxos voláteis por biodigestão anaeróbia da manipueira. 2011. **Dissertação** (mestrado) Programa de Pós-Graduação “Stricto Sensu” em Engenharia Química. Universidade do Oeste do Paraná, Toledo, 2011.

GONÇALVES, C. D. C. Modelação do processo de digestão anaeróbia da FORSU à escala industrial. 81 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – **Instituição de Engenharia, Arquitectura, Ciência e Tecnologia Técnico Lisboa**. Lisboa, Portugal, 2012.

GOUX, X. et al. A review on dark fermentative biohydrogen production from organic biomass: Process parameters and use of by-products. *Applied Energy*, v. 144, p. 73-95, 2015.

GUIMARÃES, C. E.; TEIXEIRA, C. E.; CIRANI, C. B. S.; SANTOS, M. R. dos. Avaliação do Desempenho Ambiental do Aproveitamento do Biogás em Fecularias de Mandioca no Estado do Paraná. **Desenvolvimento em Questão**, [S. l.], v. 15, n. 39, p. 171–202, 2017.

GUNASEELAN, V. N. Biochemical methane potential of fruits and vegetables solid waste feedstocks. **Fuel and Energy Abstracts**, v. 36, n. 5, p. 403-403, 2004.

HASHIMOTO, A. G. Pretreatment of wheat straw for fermentation to methane. **Biotechnology and Bioengineering**. v. 28, p. 1857–66. 1986.

HILL D.; TAYLOR S.; GRIFT T.; Simulation of low temperature anaerobic digestion of dairy and swine manure. **Bioresource technology**, v. 78, n. 2, p. 127–131, 2001.

INTANOO, P.; CHAIMONGKOL, P.; CHAVADEJ, S. Hydrogen and methane production from cassava wastewater using twostage upflow anaerobic sludge blanket reactors (UASB) with an emphasis on maximum hydrogen production. **International Journal of Hydrogen Energy**. 2016; p. 41:61 07 e 14. <https://doi.org/10.1016/j.>

INTANOO, P.; RAMARAJ, R.; LENS, P. N. Syntrophic acetate oxidation in industrial CSTR biogas digesters. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 99, n. 7, p. 3395-3406, 2015.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - **IPCC**. Bruckner T., I.A. Bashmakov, Y. Mulugetta, H. Chum, A. de la Vega Navarro, J. Edmonds, A. Faaij, B. Fungtammasan, A. Garg, E. Hertwich, D. Honnery, D. Infield, M. Kainuma, S. Khennas, S. Kim, H.B. Nimir, K. Riahi, N. Strachan, R. Wisser, and X. Zhang, 2014: Energy Systems. In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. *J Biosci Bioeng* 2003;95:271–5.

JIRAPRASERTWONG, A.; MAITRIWONG, K.; CHAVADEJ, S. Production of biogas from cassava wastewater using a three-stage upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. **Renewable Energy**, v. 130, p. 191–205, 2019. doi:10.1016/j.renene.2018.06.034

KAFLE, G. K.; CHEN, L. Comparison on batch anaerobic digestion of five different livestock manure and prediction of potential methane production (BMP) using different statistical models. **Waste Management**, v. 48, p. 492-502, 2016.

KAFLE, G. K.; KIM, S. H.; SUNG, K. I.; Ensiling of fish industry waste for biogas production: A lab scale evaluation of biochemical methane potential (BMP) and kinetics. **Bioresource Technology**, v. 127, p. 326-336, 2013.

KAMARAJ, A.; GOPAL, N. O.; VENKATACHALAM, P.; SAMPATHRAJAN, A. Biofuel production from tapioca starch industry wastewater using a hybrid anaerobic reactor. **Energy for Sustainable Development, Amsterdam**, v. 10, n. 3, p. 73-77, 2006.

KARLSSON, T.; KONRAD, O.; LUMI, M.; SCHMEIER, N. P.; MARDER, M.; CASARIL, C. E.; KOCH, F. F.; PEDROSO, A. G. **Manual básico de biogás**. 1^o Ed. Ed. da Univates, Lajeado, 2014. 69 p. Disponível em: http://www.univates.br/editora-univates/media/publicacoes/71/pdf_71.pdf

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Manage.**, v. 31, n. 8, p. 1737–1744, 2011. doi:10.1016/j.wasman.2011.03.021

KIM, J. K.; NHAT, L.; CHUN, Y.N., KIM, S.W. Hydrogen production conditions from food waste by dark fermentation with *Clostridium beijerinckii* KCTC 1785. **Biotechnol. Bioprocess Eng.**, v. 13, n. 4, p. 499–504, 2008. <https://doi.org/10.1007/s12257-008-0142-0>.

KOHN, M. P.; CASTALDI, M. J.; FARRAUTO, R. J. Biogas reforming for syngas production: The effect of methyl chloride. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 144, p. 353-361, 2014.

KONGJAN, P.; THANWISSET, T.; RATANATAMSKUL, C.; REUNGSANG, A. (2012). Hydrogen production from sugar industry wastewater using a sequential two-stage process of dark and photo-fermentation. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 37(19), p. 14484-14490.

KUCZMAN, O.; PIETRZYK, K.; LEDAKOWICZ, S.; CIESIELCZYK, F. (2013). The effect of hydraulic retention time on the efficiency of organic compound removal in a sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, v. 142, p. 322-327.

KUCZMAN, O.; TAVARES, M. H. F.; DAMASCENO, S. D.; TORRES, D. G. B.; FLECK, L. Influence of hydraulic retention time on the anaerobic treatment of cassava starch extraction effluent using a one-phase horizontal reactor. **Journal of Food, Agriculture & Environment**, v. 11, n.1, p. 1118-1120, 2013.

KUCZMAN, O.; TORRES, D. G. B.; DAMASCENO, S. D.; TAVARES, M. H. F.; ALCANTARA, M. S. Specific biogas production from manipueira at one phase reactor. **Eng Agric**, v. 31, p. 143–149, 2011.

KUCZMAN, O.; TORRES, D. G. B.; DAMASCENO GOMES, S.; TAVARES, M. H. F.; ALCANTARA, M. S. Tratamento anaeróbico de efluente de fecularia em reator horizontal de uma fase. **Revista Raízes e Amidos Tropicais**, Botucatu, v. 3, 2007.

KUCZMAN, O.; TORRES, D. G. B.; DAMASCENO, S. D.; TAVARES, M. H. F.; ALCANTARA, M. S. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 1, p. 143-149, 2011.

KUMAR, A.; SAMADDER, S. R. Performance evaluation of anaerobic digestion technology for energy recovery from organic fraction of municipal solid waste: A review. **Energy (Oxford, England)**, v. 197, n. 117253, p. 117253, 2020. doi:10.1016/j.energy.2020.117253

LAVAGNOLO, M. C.; GIROTTO, F.; RAFIEENIA, R.; DANIELI, L.; ALIBARDI, L.; Two-stage anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste e effects of process conditions during batch tests. **Renew. Energy**, v. 126, p. 14–20, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.03.039>.

LEE M.; HIDAKA T.; HAGIWARA W.; TSUNO H. Comparative performance and microbial diversity of hyperthermophilic and thermophilic co-digestion of kitchen garbage and excess sludge. **Bioresource technology**, v. 100, n. 2, p. 578–585, 2009.

LEE, D. H.; BEHERA, S. K.; KIM, J. W.; PARK, H. S. Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: A lab-scale study. **Waste Management**, v. 29, n. 2, p. 876–882, 2009. doi:10.1016/j.wasman.2008.06.033

LEITAO, R.; VANHAANDEL, A.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: A review. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 9, p. 1105–1118, 2006. doi:10.1016/j.biortech.2004.12.007

LEONEL, M.; CEREDA, M. P. Manipueira como substrato na biossíntese de ácido cítrico por *Aspergillus niger*. **Scientia Agrícola**, v. 52, n. 2, p. 299–304. 1995.

LI, R.P.; WANG, K.S.; LI, X.J.; PANG, Y.Z. Characteristic and anaerobic digestion performances of kitchen wastes. **Renewable Energy**, v. 28, p. 76-80, 2010

LI, X.; ZOU, D.; XU, X.; YIN, L.; LI, J.; ZHAI, J. (2019). Effect of carbon-to-nitrogen ratio on anaerobic digestion of agricultural waste: Dynamics of microbial communities and methane production. **Bioresource Technology**, v. 278, p. 209-216. doi: 10.1016/j.biortech.2019.01.018.

LI, Y.; ZHANG, Y.; GE, X.; ZHANG, Y.; LIU, Y.; WANG, D. Enhanced solids removal and methane production from sewage sludge by thermal pretreatment. **Journal of Cleaner Production**, v. 240, p. 118139, 2019.

LISSENS, G.; THOMSEN, A. B.; DE BAERE, L.; VERSTRAETE, W.; AHRING, B. K. Thermal wet oxidation improves anaerobic biodegradability of raw and digested biowaste. **Environmental Science and Technology**, v. 38, n. 12, p. 3418–3424, 2004.

LIU, C.; LI, B.; ZHANG, Y.; LI, Z. Influence of hydraulic retention time (HRT) on the microbial community structure of anaerobic reactors during the treatment of swine wastewater. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, n. 3, p. 475–482, 2013.

LIU, D.; ZENG, R. J.; ANGELIDAKI, I.; Effects of pH and hydraulic retention time on hydrogen production versus methanogenesis during anaerobic fermentation of organic household solid waste under extreme-thermophilic temperature (70 degrees C). **Biotechnol. Bioeng**, v. 100, p. 1108–1114, 2008. <https://doi.org/10.1002/bit.21834>.

LIU, J.; DONG, L.; DAI, Q.; LIU, Y.; TANG, X.; LIU, J.; XIAO, B. Enhanced Anaerobic Digestion Of Sewage Sludge By Thermal Or Alkaline-Thermal Pretreatments: Influence Of Hydraulic Retention Time Reduction. **International Journal Of Hydrogen Energy**, v. 45, n. 4, p. 2655–2667, 2020. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.IJHYDEN](https://doi.org/10.1016/j.ijhydeng)

LIU, J.; LI, Y.; YU, Z.; WU, W.; YU, D.; CHEN, S. (2018). Microbial characteristics and performance of a pilot-scale UASB reactor treating high-strength starch wastewater. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 843-850.

LU, F.; JIANG, Q.; QIAN, F.; ZHOU, Q.; JIANG, C.; SHEN, P. Semi-continuous feeding combined with traditional domestication improved anaerobic performance during treatment of cassava stillage. **Bioresource technology**, v. 291, n. 121807, p. 121807, 2019. doi:10.1016/j.biortech.2019.1218

LUO, G.; XIE, L.; ZOU, Z.; ZHOU, Q.; WANG, J. Y. Y.; Fermentative hydrogen production from cassava stillage by mixed anaerobic microflora: effects of temperature and pH. **Appl. Energy**, v. 87, p. 3710–3717, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.07.004>.

MACHADO, L. L. N. **Aspectos técnicos relacionados à geração de energia elétrica a partir do lodo de esgoto**. 2011. 109f. Dissertação (Mestre em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, Rio de Janeiro - RJ, 2011.

MACIEL, F. J.; JUCÁ, J. F. T. Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale experimental cell in Brazil. **Waste Management**, v. 31, n.05, p. 966– 977, 2011.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; BENDER, K. S.; BUCKLEY, D. H.; STAHL, D. A. (2010). **Brock biology of microorganisms** (13th ed.). Pearson.
MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; DULLAP, P. V.; CLARK, D. P. Microbiologia de brock. Porto Alegre: Artmed, 2010.

MAGALHÃES, A. G.; ROLIM, M. M.; DUARTE, A. S.; NETO, E. B., TABOSA, J. N.; PEDROSA, E. M. R. Desenvolvimento inicial do milho submetido à adubação com manipueira. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 7, p. 675-681. 2014.

MANILAL, V. B.; NARAYANAN, C. S.; BALAGOPALAN, C. Anaerobic-digestion of cassava starch factory effluent. **World Journal of Microbiology & Biotechnology**, Amsterdam, v. 6, n. 2, p. 149-154, 1990.

MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 45, p. 540–555, 2015. doi:10.1016/j.rser.2015.02.032

MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G.; WANG, X. (2015). Performance and microbial community structure of a modified anaerobic baffled reactor for the treatment of sewage under mesophilic and psychrophilic conditions. **Bioresource Technology**, v. 189, p. 335-343.

MARCHI, M. E. V.; BRESSIANI, P. A.; BARBOSA, P.M. **Digestão anaeróbia de resíduos orgânicos para cozinha industrial dos restaurantes** LATIFE. São Paulo, 2014. 114 p.

MARI, A. G.; ANDREANI, C. L.; TONELLO, T. U.; LEITE, L. C. C.; FERNANDES, J. R.; LOPES, D. D.; GOMES, S. D. Biohydrogen and biomethane production from cassava wastewater in a two-stage anaerobic sequencing batch biofilm reactor. **International journal of hydrogen energy**, v. 45, n. 8, p. 5165–5174, 2020. doi:10.1016/j.ijhydene.2019.07.05

MARÓSTICA JR.; M. R.; PASTORE, G. M. Biotransformation of citronellol in roseoxide using cassava wastewater as a medium. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 26, n. 3, p. 690–696. 2006.

MATA-ALVAREZ, J. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. **Water intelligence online**, v. 4, n. 0, p. 9781780402994–9781780402994, 2002.

MATOS, A. T. DE. **Poluição Ambiental: Impactos no meio físico**. 1. Ed., Viçosa. UFV, p. 260, 2011.

MEIER, T. R. W.; CREMONEZ, P. A., M.; T. C., SAMPAIO, S. C.; TELEKEN, J. G.; ANTÔNIO DA SILVA, E. Production of biohydrogen by an anaerobic digestion process using the residual glycerol from biodiesel production as

additive to cassava wastewater. **Journal of Cleaner Production**, v. 258, n. 120833, p. 120833, 2020. doi:10.1016/j.jclepro.2020.120833

MERICO, E.; GRASSO, F. M.; CESARI, D.; DECESARI, S.; BELOSI, F.; MANARINI, F.; CONTINI, D. Characterisation of atmospheric pollution near an industrial site with a biogas production and combustion plant in southern Italy. **The Science of the total environment**, v. 717, n. 137220, p. 137220, 2020. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.137220

MESQUITA, F.L. **Manejo de Meloidogyne enterolobii em goiabeira com produtos biológicos e manipueira**. 2016. 113f. Dissertação (Mestrado em Fitopatologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

MONTEIRO, M. R. S. **Produção de biogás a partir da biodigestão anaeróbia de manipueira e lodo de estação de tratamento de esgoto**. 2015. 104 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

MONTORO, S.B. **Co-digestão de batata doce com dejetos de Bovinos leiteiros: uma avaliação técnica e econômica para produção de energia e biofertilizante**. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrônomicas da Unesp, 91 p., 2017.

MULAT, D. G.; JACOBI, H. F.; FEILBERG, A.; ADAMSEN, A. P. S. (2018). Inhibition and recovery of anaerobic process: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 81(2), p. 2002-2016. doi:10.1016/j.rser.2017.06.029

NATHAO, C.; SIRISUKPOKA, U.; PISUTPAISAL, N. Production of hydrogen and methane by one and two stage fermentation of food waste. **International journal of hydrogen energy**, v. 38, n. 35, p. 15764–15769, 2013b. doi:10.1016/j.ijhydene.2013.05.04

NETO, F. G. Tratamento de frações orgânicas de resíduos sólidos de restaurantes em reator anaeróbio no município de Blumenau-SC. 105f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Fundação Universidade Regional de Blumenau - FURB. Blumenau, SC. 2015.

NEVES, L.; OLIVEIRA, R.; ALVES, M.M. Anaerobic co-digestion of coffee waste and sewage sludge. **Waste Management** v. 26, n. 2, p. 176–181, 2006. NEVES, L.; RIBEIRO, R.; OLIVEIRA, R.; ALVES, M.M. Enhancement of Methane Production from Barley Waste. **Biomass and Bioenergy**, v. 30, n. 6, p. 599-603, 2006.

NGES, I. A.; LIU, J. Effects of solid retention time on anaerobic digestion of dewatered-sewage sludge in mesophilic and thermophilic conditions. **Renewable energy**, v. 35, n. 10, p. 2200–2206, 2010.

NITSCHKE, M.; PASTORE, G. Cassava flour wastewater as a substrate for biosurfactant production. **Applied biochemistry and biotechnology**, v. 105–108, n. 7, p. 295–301. 2003.

NITSCHKE, M.; PASTORE, G. M. Production and properties of a surfactant obtained from *Bacillus subtilis* grown on cassava wastewater. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 2, p. 336–341. 2005.

NUALSRI, C., CHOORIT, W., & TECHKARNJANARUK, S. (2016). Influence of hydraulic retention time and organic loading rate on anaerobic digestion of food waste in leach bed reactor. **Waste Management & Research**, v. 34(2), p. 166–174.

NUALSRI, C.; KONGJAN, P.; REUNGSANG, A. Direct integration of CSTR-UASB reactors for two-stage hydrogen and methane production from sugarcane syrup. **International journal of hydrogen energy**, v. 41, n. 40, p. 17884–17895, 2016. doi:10.1016/j.ijhydene.2016.07.1

OLAOYE, R. A.; AFOLAYAN, O. D.; ADEYEMI, K. A.; AJISOPE, L. O.; ADEKUNLE, O. S. Adsorption of selected metals from cassava processing wastewater using cow-bone ash. **Scientific African**, v. 10, 2020. doi:10.1016/j.sciaf.2020.e00653

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E A AGRICULTURA -FAO. Produzir mais com menos: Um guia para a intensificação sustentável da produção. Disponível em: < <http://www.fao.org/3/a-i2929o.pdf> >.

PARITOVA et al. (2013). Biogas production from the organic fraction of municipal solid waste: a case study of Astana, Kazakhstan.

PATEL, S. K. S.; MADINA, P.; KIM, D.; KIM, S. Y.; KALIA, V. C.; KIM, I. W.; LEE, J. K. Improvement in methanol production by regulating the composition of synthetic gas mixture and raw biogas. **Bioresource Technology**, New York, v. 218, p. 202-208, 2016.

PATIL, P. N.; GOGATE, P. R.; CSOKA, L.; DREGELYI-KISS, A.; HORVATH, M. Intensification of biogas production using pretreatment based on hydrodynamic cavitation. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 30, p. 79–86, 2016.
PECORA, V. **Implantação de uma unidade demonstrativa de geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento do esgoto residencial da USP – Estudo de Caso**. 2006. 152 f. Dissertação (Mestrado) – Programa Interunidades de PósGraduação em Energia da USP, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

PERES, S.; MONTEIRO, M. R.; FERREIRA, M. L.; DO NASCIMENTO JUNIOR, A. F.; DE LOS ANGELES, P. F. PALH, M. Anaerobic Digestion Process to produce Biogas from Cassava and Sewage Treatment Plant Sludge

in Brazil. **Bioenergy research**, v. 12, n. 1, p. 150–157, 2019. doi:10.1007/s12155-018-9942-z.

PEROVANO, T. G; FORMIGONI, L. P. A. **Geração de energia a partir de subprodutos do tratamento de esgotos sanitários**. 2011. 101f. TCC (Bacharel em Engenharia Ambiental). Universidade do Espírito Santo, Vitória - ES. 2011.

RAJBHANDARI, B. K.; ANNACHHARTE, A. P. Anaerobic ponds treatment of starch wastewater: case study in Thailand. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 95, n. 2, p.135-143, 2004.

RAPOSO, F.; BANKS, C.J.; SIEGERT, I.; HEAVEN, S.; BORJA, R. Influence of inoculum to substrate ratio on the biochemical methane potential of maize in batch tests. **Process Biochemistry**, v. 41, n. 6, p. 1444-1450, 2006.

RATANATAMSKUL, C.; WATTANAYOMMANAPORN, O.; YAMAMOTO, K. An on-site prototype two-stage anaerobic digester for co-digester of food waste and sewage sludge for biogas production from high-rise building. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 102, p. 143-148, 2015.

REIS, C. M.; SILVA, E. L. Effect of upflow velocity and hydraulic retention time in anaerobic fluidized-bed reactors. **Chemical Engineering Journal**, New York, v. 172, p. 28–36, 2011.

REIS, P. J. M.; SILVA, S. S. (2011). Anaerobic batch degradation of vinasses: Inhibition and biodegradability tests. **Water Research**, v. 45(4), p. 1591-1602.

RIBAS, M. M. F. **Comparação da estabilização da manipueira com calcário e hidróxido de sódio na fase acidogênica da biodigestão anaeróbica e uso do biofertilizante**. Botucatu: Universidade Estadual Paulista, 2003. Dissertação (mestrado).

RIBAS, M. M. F.; BARANA, A. C. Start-up Adjustment of a plug flow digester for cassava wastewater (manipueira) treatment. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 60, n. 2, p. 223-229, 2003.

Ribeiro, B. A., et al. Biogas as vehicle fuel in Brazil: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 113, p.109214, 2019.

RITTMANN B. E., MCCARTY P. L. Environmental biotechnology: principles and applications. **McGraw-Hill Education Private**; 2001. p. 753.

ROCHA, M. C.; CARMO, A. F.; MOURA, M. R.; RIBEIRO, R.; GUEDES, A. P. M.; VICENTE, A. A. Start-up and performance of a bench-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor treating effluents from pulp and paper industry. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 11, p. 11880-11889, 2020. doi:10.1007/s11356-019-07377-2.

SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil. **Biomass and Bioenergy**, v. 33, p. 1101-1107, 2009.

SANCHEZ, E.; BORJA, R.; TRAVIESO L.; MARTÍN, A.; COLMENAREJO, M. F. Effect of organic loading rate on the stability, operational parameters and performance of a secondary upflow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 3, p. 335–344, 2005). doi:10.1016/j.biortech.2004.04.00

SANCHEZ, E.; BORJA, R.; TRAVIESO, L. Anaerobic treatment of wastewater with a high sulphate content in a UASB reactor at low temperature. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 1, p. 79-86, 2005.

SANTOS, A., L. R.; CRUZ, I. A.; DE MELO, L.; VILAR, D.; FUESS, L. T.; REIS E SILVA, G.; FIGUEIREDO, R. T. Oyster shell-based alkalization and photocatalytic removal of cyanide as low-cost stabilization approaches for enhanced biogas production from cassava starch wastewater. **Process safety and environmental protection: transactions of the Institution of Chemical Engineers, Part B**, v. 139, p. 47–59, 2020. doi:10.1016/j.psep.2020.04.008

SCARLAT, N.; DALLEMAND, J-F.; FAHL, F. Biogas: Developments and perspectives in Europe. **Renewable Energy**, v. 129, p. 457-472, 2018.

SCHLLEMER, M. A. **Preparação e caracterização de biofilmes à base de manipueira para imobilização de caulinita intercalada com ureia**. 2013. 103f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia em Processos Químicos) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2013.

SCHUCH, S. L. **Condomínio de agroenergia: potencial de disseminação na atividade agropecuária**. 2012. 41 f. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-graduação em Engenharia de Energia na Agricultura, Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE, Cascavel, 2012.

SEBRAE. Os produtos da manipueira: fontes de lucro com produtos sustentáveis. **Cartilha sobre produtos de mandioca**. 1 ed. Brasília-DF., 2015. SHAN, X.; QIAN, Y.; ZHU, L.; LU, X. Effects of EGR rate and hydrogen / carbon monoxide ratio on combustion and emission characteristics of biogas / diesel dual fuel combustion engine. **Fuel**, v. 181, p. 1050-1057, 2016.

SILVA et al. (2019). Anaerobic digestion of swine manure in different reactor types: a comparative analysis

SILVA, G. A. **Estimativa da geração de biogás no aterro sanitário metropolitano de João Pessoa através do teste BMP**. 2012. 128f. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-graduação em Engenharia Urbana e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba - UFP. 2012.

SILVA, G. B. **Avaliação da produção de biogás e geração de metano a partir do resíduo do leite**. 2015. 18f. TCC (Técnico em Química). Centro Universitário Univates, Lajeado, RS. 2015.

SILVA, G. H. **Sistema de alta eficiência para tratamento de esgoto residencial – estudo de caso na lagoa da conceição**. Monografia. Programa de graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

SILVA, J. B.; OLIVEIRA, F. H.; GALDINO, M. B.; LORA, E. E. Biogas: A sustainable energy source for Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 73, p. 1290-1301, 2017.

SILVA, M. C. P. **Avaliação de lodo anaeróbio e dejetos bovinos como potencial inóculo para partida de digestores anaeróbios de resíduos alimentares**. 2014. 115f. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Belo Horizonte, 2014.

SILVA, T. P. et al. Optimization of sugarcane vinasse treatment in an anaerobic fixed-bed reactor: Evaluating the effect of pH control. **Bioresource Technology Reports**, v. 11, p. 100426, 2020.

SONG, Z.; ZHANG, C.; YANG, G.; FENG, Y.; REN, G.; HAN, X. Comparison of biogas development from households and medium and large-scale biogas plants in rural China. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 33, p. 204–213, 2014.

SOUZA, O.; FEDERIZZI, M.; COELHO, B.; WAGNER, T. M.; WISBECK, E. Biodegradação de resíduos lignocelulósicos gerados na banicultura e sua valorização para a produção de biogás. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 4, p. 438–443, 2010.

SPERLING, M. VON et al. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. 1. **Ed., Rio de Janeiro**. ABES, 2009. 428 p.

STABILE, M. C. C.; GUIMARÃES, A. L.; SILVA, D. S.; RIBEIRO, V.; MACEDO, M. N.; COE, M. T.; ALENCAR, A. (2019). Solving Brazil's land use puzzle: Increasing production and slowing Amazon deforestation. **Land use policy**, v. 91, n. 104362, p. 104362, 2020. doi:10.1016/j.landusepol.2019.104

SUZUKI A. B. P., FEIDEN A, FERNANDES D. M., MARTINS G. I., FARIA RAP (2012) Utilização de manipueira juntamente com sólidos da cama de aviário em biodigestores para geração de biogás / Use of cassava wastewater with solid poultry manure in anaerobic digesters to generate biogas. **Revista Ambiente**, v. 8, n. 3, p. 809–819, 2012. <https://doi.org/10.5777/ambiente.2012.05.01>

SYAICHURROZI, I.; SUHIRMAN, S.; HIDAYAT, T. Effect of initial pH on anaerobic codigestion of *Salvinia molesta* and rice straw for biogas production

and kinetics. **Biocatal. Agric. Biotechnol.** v. 16, p. 594–603. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2018.10.007>.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. Integrated Solid Waste Management: **Engineering Principles and Management Issues**. New York: McGrawHill, 1993. 978p.

THANWISED, P.; WIROJANAGUD, W.; REUNGSANG, A. Effect of hydraulic retention time on hydrogen production and chemical oxygen demand removal from tapioca wastewater using anaerobic mixed cultures in anaerobic baffled reactor (ABR). **International Journal of Hydrogen Energy**, Oxford, v. 37, p. 15503-15510, 2012.

THANWISSET, T.; KONGJAN, P.; RATANATAMSKUL, C.; REUNGSANG, A. (2012). Acidogenic fermentative hydrogen production from sugarcane molasses by co-culture of anaerobic sludge and *Rhodospseudomonas palustris*. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 37(18), p. 13695-13701.

TORRES, C. M. B.; SPERLING, M. V.; OLIVEIRA, J. E.; SILVA, S. Q. (2017). Biohydrogen production from organic wastewater: A review. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 109, p. 164-178.

TORRES, D. G. B.; LUCAS, S. D. M.; ANDREANI, C. L.; CARVALHO, K. Q. DE, COELHO, S. R. M.; GOMES, S. D. Hydrogen production and performance of anaerobic fixed-bed reactors using three support arrangements from cassava starch wastewater. **Engenharia Agrícola**, v. 37, n. 1, p. 160–172, 2017. doi:10.1590/1809-4430-eng.agric.v37n1p160-172/2017

VILHALVA, D. A. A. et al. Aproveitamento da farinha de casca de mandioca na elaboração de pão de forma. **Rev. Inst. Adolfo Lutz**, São Paulo, p. 514-521, 2011.

WADJEAM, P.; REUNGSANG, A.; IMAI, T.; PLANGKLANG, P. Co-digestion of cassava starch wastewater with buffalo dung for bio-hydrogen production. **International journal of hydrogen energy**, v. 44, n. 29, p. 14694–14706, 2019. doi:10.1016/j.ijhydene.2019.04.13

WANG, J.; LI, H.; ZHANG, Y.; QIN, L.; LI, J.; SHI, S.; ZHANG, H. (2015). Performance of the expanded granular sludge bed (EGSB) reactor in treating low-strength wastewater with lower loading of phenol at room temperature. **Bioresource Technology**, v. 197, p. 358-363.

WARD, A. J.; HOBBS, P. J.; HOLLIMAN, P. J.; JONES, D. L. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 17, p. 7928–7940, 2008. doi:10.1016/j.biortech.2008.02.04

WARD, A. J.; LEWIS, D. M.; GREEN, F. B. Anaerobic digestion of algae biomass: A review. **Algal Research**, v. 5, p. 204-214, 2014.

WATTHIER, E.; ANDREANI, C. L.; TORRES, D. G. B.; KUCZMAN, O.; TAVARES, M. H. F.; LOPES, D. D.; GOMES, S. D. Cassava Wastewater Treatment in Fixed-Bed Reactors: Organic Matter Removal and Biogas Production. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 3, 2019. doi:10.3389/fsufs.2019.00006

WATTHIER, L.; BOUVIER, C.; ROUX, J. (2019). Impacts of organic and hydraulic loadings on the microbial community structure and performance of an anaerobic sequencing batch reactor. **Journal of Environmental Management**, v. 246, p. 280-288.

WU, B.; ZHANG, X.; BAO, D.; XU, Y.; ZHANG, S.; DENG, L. Biomethane production system: Energetic analysis of various scenarios. **Bioresource Technology**, v. 206, p.155–163, 2016.

XIE, Y.; ZHOU, Q.; HU, J.; ZHAO, X.; YANG, H.; LI, C. Biogas production from kitchen waste using anaerobic digestion: Effect of initial pH and substrate concentration. **Waste Management**, v. 105, p. 1-9, 2020.

XING, Y.; KONG, X.; LI, X.; XIE, S. (2017). Two-stage anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge: Stabilization, acidification and microbial community analysis. **Bioresource Technology**, v. 238, p. 174-183. doi: 10.1016/j.biortech.2017.04.072

XU, J.; CHEN, Y. Q.; ZHANG, H. J.; BAO, J. W.; TANG, L.; WANG, K.; MAO, Z. G. Establishment and assessment of an integrated citric acid–methane production process. **Bioresource Technology**, v. 176, p. 121–128, 2015. doi:10.1016/j.biortech.2014.11.02

YAO, Y.; HUANG, G.; AN, C.; CHEN, X.; ZHANG, P.; XIN, X.; AGNEW. Anaerobic digestion of livestock manure in cold regions: Technological advancements and global impacts. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 119, n. 109494, p. 109494, 2020. 109494. doi:10.1016/j.rser.2019.109494

ZEMPULSKI, H. D.; DE FREITAS, M. A. V.; STORTINI, A. M.; SAKAMOTO, I. K. (2014). Production of volatile fatty acids from residual glycerol-rich substrates: The influence of initial substrate concentration. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 31, n. 2, p. 365-372. doi:10.1590/0104-6632.20140312s00002742

ZHAI, N.; ZHANG, T.; YIN, D. X.; YANG, G. H.; WANG, X. J.; REN, G. X.; FENG, Y. Z.; Effect of initial pH on anaerobic co-digestion of kitchen waste and cow manure. **Journal Waste Manag.** v. 38, p. 126–131, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.12.027>.

ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN, T. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 38, p. 383-392, 2014.

ZHANG, C.; SU, H.; TAN, T. Batch and semi-continuous anaerobic digestion of food waste in a dual solid-liquid system. **Bioresource Technology**, v. 145, p. 10-13, 2013a.

ZHANG, C.; XIAO, G.; PENG, L.; SU, H.; TAN, T. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. **Bioresource Technology**, v. 129, p. 170-176, 2013b.

ZHANG, J.; HU, Q.; QU, Y.; DAI, Y.; HE, Y.; WANG, C. H.; TONG, Y. W.. Integrating food waste sorting system with anaerobic digestion and gasification for hydrogen and methane co-production. **Applied Energy**, v. 257, n. 113988, p. 113988, 2020. doi:10.1016/j.apenergy.2019.113988

ZHANG, J.; LIU, Z.; ZHANG, L.; YANG, F.; ZHANG, Y.; FENG, Y. Performance and microbial community analysis of a UASB reactor treating effluent from a starch wastewater treatment plant. **Bioresource Technology**, v. 288, p. 121501, 2019.

ZHANG, J.; YANG, F.; ZHANG, L.; LIU, Z.; ZHANG, Y.; FENG, Y. Performance and microbial community analysis of a UASB reactor treating starch wastewater under different COD/SO₄²⁻ ratios. **Bioresource Technology**, v. 298, p. 122536, 2020.

ZHANG, L.; LEEB, Y. W.; JAHNGA, D. Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: Focusing on the role of trace elements. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 8, p. 5048–5059, 2011.

ZHANG, M.; XIE, L.; YIN, Z.; KHANAL, S. K.; ZHOU, Q. Biorefinery approach for cassava-based industrial wastes: Current status and opportunities. **Bioresource Technology**, v. 215, p. 50–62, 2016. doi:10.1016/j.biortech.2016.04.026

ZHANG, P.; CHEN, Y.; ZHOU, Q. Waste activated sludge hydrolysis and short-chain fatty acids accumulation under mesophilic and thermophilic conditions: Effect of pH. **Water Research**, v. 43, n. 15, p. 3735–3742, 2009. doi:10.1016/j.wartec.2009.05.036.

ZHANG, R.; EL-MASHAD, H. M.; HARTMAN, K.; WANG, F.; LIU, G.; CHOATE, C.; GAMBLE, P. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 929-935, 2007.

ZHANG, S.; TIAN, X.; ZHANG, S.; YANG, Z.; LI, Y.; ZENG, G. (2019). Enhanced hydrolysis of food waste and microbial community shift during anaerobic digestion by zero valent iron. **Bioresource Technology**, 273, 325-332.

ZHENG, Y.; ZHAO, J.; XU, F.; LI, Y. Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 42, p. 35–53, 2014.

ZHOU, J.; ZHANG, R.; LIU, F.; YONG, X.; WU, X.; ZHENG, T.; JIANG, M.; JIA, H. Biogas production and microbial community shift through neutral pH control during the anaerobic digestion of pig manure. **Bioresource technology**, v. 217, p. 44–49, 2016.