



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA MECÂNICA**  
**CURSO DE ENGENHARIA DE ENERGIAS RENOVÁVEIS**

**FERNANDA EMANUELLE POSSIDONIO CARDOSO**

**AVALIAÇÃO DA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES E**  
**AGUAPÉ PARA A PRODUÇÃO DE BIOGÁS**

**FORTALEZA**

**2021**

FERNANDA EMANUELLE POSSIDONIO CARDOSO

AVALIAÇÃO DA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES E  
AGUAPÉ PARA A PRODUÇÃO DE BIOGÁS

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Engenharia de Energias Renováveis do Departamento de Engenharia Mecânica da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia de Energias Renováveis.

Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti.

Coorientadora: Ma. Debora Nery de Souza.

Fortaleza

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Biblioteca Universitária  
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

C262a Cardoso, Fernanda Emanuelle Possidonio.  
Avaliação da biodigestão anaeróbia de resíduos alimentares e aguapé para a produção de biogás / Fernanda Emanuelle Possidonio Cardoso. – 2021.  
99 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Curso de Engenharia de Energias Renováveis, Fortaleza, 2021.  
Orientação: Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti.  
Coorientação: Profa. Ma. Debora Nery de Souza.

1. Biodigestão. 2. Resíduo. 3. Aguapé. 4. Energia. 5. Biogás. I. Título.

CDD 621.042

---

FERNANDA EMANUELLE POSSIDONIO CARDOSO

AVALIAÇÃO DA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES E  
AGUAPÉ PARA A PRODUÇÃO DE BIOGÁS

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Engenharia de Energias Renováveis do Departamento de Engenharia Mecânica da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia de Energias Renováveis.

Aprovada em: 06/09/2021.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Ma. Debora Nery de Souza (Coorientadora)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Profa. Dra. Ana Fabíola Leite Almeida  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

A Deus.

Aos meus pais, Aparecida e Nonato, e à minha  
irmã, Danielle.

## **AGRADECIMENTOS**

À minha família: minha mãe Aparecida, meu pai Nonato e minha irmã Danielle, por todo amor e apoio nessa caminhada. Agradeço por acreditarem em mim de modo a me fazer conseguir acreditar também, buscando sempre ser a minha melhor versão.

Ao meu orientador, Professor Ronaldo Stefanutti, pela dedicação, por confiar no meu potencial e por proporcionar a oportunidade de trabalhar com essa pesquisa.

À minha coorientadora, Debora Nery, pelo acolhimento, disponibilidade e amizade. Obrigada pelos ensinamentos, pela ajuda e pelo apoio durante todo esse projeto.

Ao meu parceiro de curso, Johnathas, que esteve ao meu lado em vários momentos durante a graduação, sempre me ajudando a superar obstáculos, confiar mais em mim mesma e conseguir seguir em frente, obrigada por todo carinho.

Aos membros e amigos do LARSE, Pedrinho, Eduardo, João, Jesyca, Emanuel, JP e Lívia, agradeço pelos aprendizados, colaboração e companheirismo durante todo o período dessa pesquisa, vocês são parte fundamental da confecção desse estudo.

Ao meu grupo de amigos do colégio, Jefferson, Vanessa e Anderson, por serem pessoas incríveis que me fizeram evoluir de diferentes formas, sendo peças essenciais no que se refere ao meu crescimento pessoal. Obrigada pela amizade.

Às minhas amigas Caroline, Nagiele e Ruth, que contribuíram, cada uma com o seu jeito de ser, para tornar esses últimos anos mais divertidos e leves, obrigada pelas conversas e momentos compartilhados.

Ao NUTEC e integrantes, Ari, Geísa e Patrícia, por todo o acompanhamento e auxílio direcionado ao projeto, proporcionando a adequada assistência para o desenvolvimento desse trabalho.

Aos projetos de extensão da UFC dos quais fiz parte, PET Renováveis, LACER e LAPEO, por toda a experiência adquirida durante minha jornada na graduação.

Às participantes da banca examinadora Dra. Ana Fabíola Leite Almeida e Ma. Debora Nery de Souza, por terem aceitado o convite, pelo tempo, pelas colaborações e sugestões.

Ao CNPq pelo auxílio financeiro durante o desenvolvimento dessa pesquisa.

*“A verdadeira viagem de descobrimento não consiste em procurar novas paisagens, mas em ter novos olhos.”*

Marcel Proust

## RESUMO

A biodigestão anaeróbia evidencia-se como uma tecnologia promissora no que se refere à conversão da biomassa em energia, tendo em vista a produção de biogás a partir do processo. Diante disso, sua utilização como técnica de tratamento de resíduos sólidos orgânicos é bastante favorável, possibilitando o gerenciamento e tratamento adequado desses materiais. Este estudo teve, como objetivo, a avaliação do desempenho da biodigestão utilizando resíduos alimentares como substrato e *Eichhornia crassipes* (aguapé) como cossustrato, verificando os efeitos da codigestão em relação ao potencial de produção do biogás e ao teor de metano gerado. A pesquisa foi dividida em duas fases. A primeira fez uso de três reatores de bancada para avaliação de diferentes proporções de sólidos totais voláteis de cossustrato. Um reator foi utilizado como controle, contendo apenas inóculo (lodo proveniente de reator UASB) e substrato (resíduos alimentares), enquanto que os dois restantes foram alimentados com 15% e 20% de STV de cossustrato (aguapé) em relação ao substrato. Na segunda fase do estudo, a proporção do reator de bancada com melhor desempenho (20%) foi replicada no reator em escala piloto, de modo a ser avaliada a biodigestão de resíduos alimentares e de aguapé em escala mais próxima da real. Em ambas as fases, foram analisados os parâmetros pH, alcalinidade, ácidos graxos voláteis, sólidos, demanda química de oxigênio, carbono e nitrogênio, além de ser realizada a verificação da composição do biogás produzido no que se refere à porcentagem de metano. Para os reatores de bancada, os resultados evidenciaram o potencial da codigestão anaeróbia fazendo uso de aguapé, de modo ao biodigestor com maior quantidade de cossustrato inserido, 20% de STV, apresentar-se como o mais eficiente no que se refere à remoção de matéria orgânica, à eficiência do processo e ao rendimento de teor de metano. Nesse contexto, o reator em escala piloto apresentou uma relativa diminuição de desempenho em relação a esses critérios, verificando-se resultados abaixo dos esperados. Dentre as possíveis justificativas, há o acúmulo de AGV, a presença de materiais de difícil degradação e o período de acompanhamento do reator piloto menor do que o planejado. Ainda assim, esse biodigestor foi bem-sucedido no que se refere à conversão da matéria orgânica em biogás, uma vez que a produção de gás e metano contou com números satisfatórios, de modo a promover o aproveitamento e tratamento adequado de resíduos sólidos alimentares e lignocelulósicos, viabilizando a aplicação da técnica para uso energético do metano produzido.

**Palavras-chave:** Biodigestão. Resíduo. Aguapé. Energia. Biogás.



## ABSTRACT

Anaerobic biodigestion is a promising technology pertaining the conversion of biomass into energy, with the aim of producing biogas from the process. Therefore, its use as a technique for treating organic solid waste yields positive results, enabling the proper management and treatment of these materials. This study aimed to evaluate the performance of biodigestion using food waste as substrate and *Eichhornia crassipes* (water hyacinth) as cossubstrate, verifying the effects of codigestion in relation to the potential of biogas production and the level of methane generated. The research was divided into two phases. The first made use of three bench reactors to evaluate different proportions of cossubstrate's total volatile solids. One reactor was used as a control, containing only inoculum (sludge from a UASB reactor) and substrate (food waste), while the remaining two were fed with 15% and 20% of TVS of cossubstrate (water hyacinth) in relation to the substrate. In the second phase of the study, the proportion of the bench reactor with the best performance (20%) was replicated in the reactor on a pilot scale, in order to assess the biodigestion of food waste and water hyacinth on a scale closer to a real one. In both phases, the parameters pH, alkalinity, volatile fatty acids, solids, chemical demand for oxygen, carbon and nitrogen were analysed, in addition to verifying the composition of the biogas produced specifically the percentage of methane. For the bench reactors, the results showed the potential of anaerobic codigestion using water hyacinth, so that the biodigester with the highest amount of cossubstrate inserted, 20% of TVS, presents itself as the most efficient in terms of organic matter's removal, efficiency of the process and yield of methane content. In this context, the pilot scale reactor showed a relative decrease in performance in relation to these criteria, with results below those expected. Among the possible justifications, there are the accumulation of VFA, the presence of materials that are difficult to degrade and the pilot reactor follow-up period shorter than planned. Even so, this biodigester was successful regarding the conversion of organic matter into biogas, since the production of gas and methane had satisfactory numbers, promoting the proper use and treatment of food and lignocellulosic waste, in order to enable the application of the technique for energy use of the methane produced.

**Keywords:** Biodigestion. Organic waste. Water hyacinth. Energy. Biogas.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação esquemática das principais rotas de aproveitamento energético da biomassa .....	23
Figura 2 - Vias de digestão anaeróbia para produção de biogás .....	27
Figura 3 - Relação entre temperatura e crescimento de microrganismos de diferentes classes térmicas .....	34
Figura 4 - Efeitos do pH na atividade relativa de produção de metano em bactérias metanogênicas .....	36
Figura 5 - Fluxograma resumido das possibilidades de utilização do biogás .....	41
Figura 6 - Efeitos positivos do biogás nas esferas ecológica, econômica e social .....	42
Figura 7 - Entrada do LARSE .....	44
Figura 8 - Unidade piloto de produção de biometano do NUTEC .....	45
Figura 9 - Lodo proveniente da ETE Aracapé III .....	46
Figura 10 - Parte das sobras de alimento utilizadas nos reatores de bancada .....	46
Figura 11 - Material pastoso de resíduos alimentares após a trituração .....	47
Figura 12 - Restos de alimentos utilizados no reator em escala piloto .....	48
Figura 13 - Resíduos orgânicos alimentares antes da trituração no liquidificador industrial .....	48
Figura 14 - Material pastoso de resíduos durante a trituração .....	49
Figura 15 - Local de retirada do aguapé para o estudo .....	50
Figura 16 - Coleta de aguapé sendo realizada .....	50
Figura 17 - Parte dos aguapés recolhidos para a pesquisa .....	51
Figura 18 - Aguapé triturado antes e depois do aquecimento na estufa .....	51
Figura 19 - Reatores de bancada utilizados no estudo .....	52
Figura 20 - Reator em escala piloto utilizado no estudo .....	53
Figura 21 - Equipamentos utilizados na metodologia .....	56
Figura 22 - Valores de pH do reator de bancada controle ao longo do período experimental .....	60
Figura 23 - Valores de pH do reator de bancada com 15% de STV de aguapé (AG15) ao longo do período experimental .....	60
Figura 24 - Valores de pH do reator de bancada com 20% de STV de aguapé (AG20) ao longo do período experimental .....	61
Figura 25 - Teor de metano nos reatores de bancada ao longo do período experimental .....	74
Figura 26 - Valores de pH do reator em escala piloto ao longo do período experimental .....	78

Figura 27 - Teor de metano no reator em escala piloto ao longo do período experimental .....84

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais vantagens e desvantagens da biodigestão anaeróbia .....	25
Tabela 2 - Faixa termal dos grupos de microrganismos na biodigestão .....	34
Tabela 3 - Quantidades inseridas nos reatores de cada fase .....	53
Tabela 4 - Parâmetros físico-químicos monitorados durante a pesquisa .....	54
Tabela 5 - Caracterização físico-química do inóculo .....	58
Tabela 6 - Caracterização físico-química do substrato .....	58
Tabela 7 - Valores de ácidos graxos voláteis obtidos para os reatores de bancada ao longo do período experimental .....	62
Tabela 8 - Valores de alcalinidade obtidos para os reatores de bancada ao longo do período experimental .....	63
Tabela 9 - Valores para relação AGV/Alcalinidade para os reatores de bancada .....	65
Tabela 10 - Valores de sólidos obtidos do reator de bancada controle ao longo do período experimental .....	66
Tabela 11 - Valores de sólidos obtidos do reator de bancada com 15% de STV de aguapé ao longo do período experimental .....	67
Tabela 12 - Valores de sólidos obtidos do reator de bancada com 20% de STV de aguapé ao longo do período experimental .....	67
Tabela 13 - Valores de demanda química de oxigênio obtidos para os reatores de bancada ao longo do período experimental .....	69
Tabela 14 - Valores de carbono orgânico total obtidos para os reatores de bancada ao longo do período experimental .....	70
Tabela 15 - Valores de nitrogênio total kjeldahl obtidos para os reatores de bancada ao longo do período experimental .....	71
Tabela 16 - Valores para relação C/N para os reatores de bancada .....	72
Tabela 17 - Valores de ácidos graxos voláteis obtidos para o reator em escala piloto ao longo do período experimental .....	79
Tabela 18 - Valores de alcalinidade obtidos para o reator em escala piloto ao longo do período experimental .....	79
Tabela 19 - Valores de sólidos obtidos para o reator em escala piloto ao longo do período experimental .....	80

Tabela 20 - Valores de demanda química de oxigênio obtidos para o reator em escala piloto ao longo do período experimental .....	81
Tabela 21 - Valores de carbono orgânico total obtidos para o reator em escala piloto ao longo do período experimental .....	82
Tabela 22 - Valores de amônia obtidos para o reator em escala piloto ao longo do período experimental .....	82
Tabela 23 - Efeito da amônia livre na biodigestão anaeróbia .....	83

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Ác	Ácido
AG15	Reator de Bancada com 15% de STV de Aguapé
AG20	Reator de Bancada com 20% de STV de Aguapé
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
C/N	Relação Carbono/Nitrogênio
CaCO <sub>3</sub>	Carbonato de Cálcio
CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
CH <sub>4</sub>	Metano
CO	Monóxido de Carbono
CO <sub>2</sub>	Dióxido de Carbono
COT	Carbono Orgânico Total
CSTR	Continuous Stirred-tank Reactor (Reator de Mistura Contínua)
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
H <sub>2</sub>	Gás Hidrogênio
H <sub>2</sub> S	Sulfeto de Hidrogênio
LARSE	Laboratório de Resíduos Sólidos e Efluentes
NaHCO <sub>3</sub>	Bicarbonato de Sódio
N <sub>2</sub>	Gás Nitrogênio
NDIR	Nondispersive Infrared Sensor (Infravermelho Não Dispersivo)
NH <sub>3</sub>	Amônia
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Íon Amônio
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitrito
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrato
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
NUTEC	Fundação Núcleo de Tecnologia e Qualidade Industrial do Ceará
O <sub>2</sub>	Oxigênio
pH	Potencial de Hidrogênio
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos

ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
TVS	Total Volatile Solids
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo)
UFC	Universidade Federal do Ceará
VFA	Volatile Fatty Acids

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>18</b>
<b>2 OBJETIVOS .....</b>	<b>21</b>
2.1 Objetivo Geral .....	21
2.2 Objetivos Específicos .....	21
<b>3 REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>22</b>
3.1 Biomassa e Energia.....	22
3.2 Biodigestão Anaeróbia .....	24
3.2.1 <i>Processo Microbiológico da Biodigestão</i> .....	26
3.3 Codigestão Anaeróbia .....	28
3.4 Resíduos Alimentares e Agropé como Substrato e Cossustrato .....	29
3.5 Pré-tratamento.....	31
3.6 Inóculo .....	31
3.7 Condições Operacionais.....	32
3.7.1 <i>Carga Orgânica</i> .....	32
3.7.2 <i>Temperatura</i> .....	33
3.7.3 <i>Potencial de Hidrogênio (pH), Alcalinidade e Ácidos Graxos Voláteis</i> .....	35
3.7.4 <i>Umidade</i> .....	37
3.7.5 <i>Nutrientes e Relação Carbono/Nitrogênio (C/N)</i> .....	38
3.7.6 <i>Configurações de biodigestores</i> .....	38
3.8 Biogás.....	40
<b>4 METODOLOGIA.....</b>	<b>44</b>
4.1 Local de pesquisa .....	44
4.2 Inóculo, Substrato e Cossustrato .....	45
4.3 Reatores .....	52
4.4 Parâmetros Analisados .....	54
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>57</b>
5.1 Caracterização Físico-química Inicial - Inóculo, Substrato e Cossustrato .....	57
5.2 Reatores de Bancada .....	59
5.2.1 <i>Análises Físico-químicas</i> .....	59
5.2.1.1 <i>pH, Ácidos Graxos Voláteis e Alcalinidade</i> .....	59
5.2.1.2 <i>Série de Sólidos</i> .....	66
5.2.1.3 <i>Demanda Química de Oxigênio</i> .....	68
5.2.1.4 <i>Carbono Orgânico Total, Nitrogênio Total Kjeldahl e Relação Carbono/Nitrogênio</i> .....	70



5.2.2 <i>Análise do Biogás</i> .....	73
<b>5.3 Reator em escala piloto</b> .....	<b>77</b>
<b>6 CONCLUSÃO</b> .....	<b>86</b>
<b>7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS</b> .....	<b>88</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>89</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A crescente geração de resíduos sólidos constitui uma temática de bastante relevância no cenário brasileiro contemporâneo, tendo em vista os problemas relacionados à disposição final desses resíduos e aos possíveis impactos ambientais. O desenvolvimento econômico, juntamente com o crescimento da população e também do consumo de produtos, contribui para o aumento excessivo de despejos gerados em ambientes urbanos. Diante dessa circunstância, há a necessidade de gestão, gerenciamento e destinação adequada desses resíduos, com a promoção de técnicas de tratamento ou beneficiamento.

Por meio da Lei nº 12.305/2010, foi instituída a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS, regulamentando e estabelecendo princípios, objetivos, diretrizes e metas relacionadas à administração de resíduos sólidos no Brasil de forma ambientalmente sustentável. Uma das preocupações prioritárias dessa política refere-se ao tratamento dos resíduos após o descarte, com incentivo ao desenvolvimento de sistemas de gestão voltados à recuperação e ao aproveitamento energético (EDWIGES, 2017).

Nesse contexto, devido à elevada parcela de orgânicos existente nos resíduos sólidos domiciliares (em torno de 50%), a adoção de tecnologias biológicas para o aproveitamento desse tipo de matéria residual é significativamente vantajosa, como pode ser percebido em alguns países da União Europeia, os quais têm empregado tecnologias modernas de tratamento de biomassa com êxito (FERREIRA, 2015a). No Brasil, há diversos projetos que visam assegurar o caráter renovável da matriz energética brasileira, com a biomassa representando cerca de 9,1% da oferta interna de eletricidade no país (EPE, 2021). Nesse cenário, associado ao estudo de tecnologias de tratamento de resíduos, possibilita-se o desenvolvimento contínuo da geração de energia a partir dessa fonte renovável.

Desse modo, é importante ressaltar que os resíduos sólidos alimentares são um dos principais constituintes da composição dos resíduos orgânicos brasileiros, tendo em vista que a geração do resíduo alimentar é intrínseca ao crescimento populacional, devido à maior demanda por alimentos. Diante desse panorama, a biodigestão anaeróbia surge como uma opção promissora ao tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, de modo a diminuir a quantidade de resíduos alimentares sem destinação adequada e contribuir como alternativa energética sustentável por meio da biomassa, reduzindo os malefícios ao meio ambiente.

A digestão anaeróbia ou biodigestão de materiais orgânicos caracteriza-se por ser um processo natural que ocorre na ausência de oxigênio, de modo a promover a decomposição

bioquímica da matéria orgânica (substrato) por meio de um grupo específico de microrganismos. A partir desse procedimento, viabiliza-se a produção do biogás, um gás rico em energia composto por metano (CH<sub>4</sub>), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), amônia (NH<sub>3</sub>), vapor d'água e outros gases e vapores em menor quantidade. O metano apresenta-se como uma relevante fonte energética, sendo um gás de alto poder calorífico com considerável utilidade para fins térmicos, mecânicos e elétricos.

Ademais, há ainda outras vantagens desse processo além da produção de biogás, ressaltando-se o potencial dos subprodutos sólidos e líquidos da digestão para reutilização agrícola como biofertilizante, colaborando para a diminuição do emprego de fertilizantes químicos no cultivo de alimentos. Diante disso, é importante destacar a relevância do estudo das características físico-químicas e microbiológicas desses elementos antes da aplicação no solo, objetivando garantir a segurança ambiental e a saúde do consumidor (FERREIRA, 2015a).

Uma das desvantagens da biodigestão anaeróbia, no entanto, refere-se ao tempo necessário para bioestabilização do material, o qual é significativamente lento. Considerando isso, a presença de inóculo é favorável, uma vez que oportuniza o equilíbrio da relação C/N (Carbono/Nitrogênio), melhorando a estrutura física do substrato, a densidade microbiana e o percentual de umidade, além de incorporar diversos outros tipos de agentes tamponantes, proporcionando uma redução considerável do tempo de retenção de sólidos. A digestão com inóculo também contribui para a rentabilidade da produção de biogás (BARCELOS, 2009).

A inclusão de cossustratos no processo de biodigestão é interessante, pois viabiliza a codigestão, um procedimento que tem como principal objetivo melhorar os rendimentos da biodigestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos, com a adição de um ou mais substratos fora o substrato principal. Esse acréscimo possibilita efeitos proveitosos para o processo, tais como um melhor equilíbrio de nutrientes, a diluição de compostos tóxicos, o aumento da carga orgânica biodegradável e o efeito sinérgico dos microrganismos. A partir disso, é possível obter uma maior estabilidade na biodigestão e um melhor rendimento de biogás de maneira geral.

Diversos vegetais podem ser utilizados como substratos - e cossustratos - vantajosos para a produção de biogás, sendo uma das características favoráveis em relação a esse tipo de biomassa o alto teor de nutrientes. Na prática, devido às características físico-químicas, é observado que plantas podem diferir em relação ao potencial de produção, sendo necessário realizar estudos para verificar a real eficiência do material no processo de biodigestão. À vista disso, a macrófita aquática *Eichhornia crassipes*, também conhecida como aguapé, é uma opção propícia de substrato, uma vez que essa espécie tem a capacidade de

incorporar em seus tecidos altas quantidades de nutrientes e possui uma boa composição química.

O vegetal *Eichhornia crassipes* destaca-se por sua proliferação exacerbada em diversos corpos hídricos, sendo característica de um ambiente aquático que adquiriu uma quantidade elevada de efluentes com matéria orgânica rica em minerais, ou seja, o crescimento dessa planta está relacionado à eutrofização do meio. O aguapé assimila de maneira satisfatória os nutrientes presentes na água, entretanto, pode causar diversos malefícios ambientais, tais como redução do oxigênio dissolvido, morte de peixes, redução do pH do meio, perda da biodiversidade, problemas relacionados à remoção do vegetal do corpo hídrico e à disposição final (MEDEIROS, 2020). Sendo assim, o uso dessa macrófita como cossustrato é uma alternativa pertinente de tratamento, proporcionando uma destinação ambiental adequada para esse material.

Diante do exposto, o presente trabalho pretende avaliar o potencial de geração de biogás proveniente da biodigestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos alimentares, utilizando lodo de UASB (reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo) provindo de estação de tratamento de esgoto como inóculo e aguapé como cossustrato. Esta pesquisa contou com três reatores de bancada e um reator em escala piloto, os quais foram utilizados como biodigestores anaeróbios de mistura completa, com a finalidade de analisar diferentes razões de cossustrato e verificar a eficiência de produção e a qualidade do biogás gerado.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo Geral

Avaliar o potencial de produção de biogás e de metano ( $\text{CH}_4$ ), por meio da biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos alimentares (substrato) em batelada, fazendo uso de lodo oriundo de UASB como inóculo e testando as concentrações de 15 e 20% de sólidos totais voláteis (STV) de *Eichhornia crassipes* (aguapé) como cossubstrato.

### 2.2 Objetivos Específicos

- Monitorar e analisar as características físico-químicas (pH, Ácidos Graxos Voláteis – AGV, Alcalinidade e Nitrogênio Total Kjeldahl – NTK) da biodigestão anaeróbia em diferentes arranjos (substrato + inóculo e substrato + inóculo + cossubstrato), com concentrações de cossubstrato de 15 e 20% de STV de aguapé;
- Avaliar a remoção da parte orgânica (Carbono Orgânico Total – COT, Demanda Química de Oxigênio – DQO e Sólidos Totais Voláteis – STV) para a eficiência na produção de metano nos diferentes arranjos do sistema de biodigestão anaeróbia;
- Investigar o potencial da codigestão no processo de biodigestão anaeróbia e verificar a influência de diferentes porcentagens (15 e 20%) do cossubstrato aguapé na qualidade do biogás gerado;
- Replicar as condições utilizadas no reator de bancada que obteve resultados mais eficientes em um biodigestor em escala piloto de 1300 litros, visando avaliar o comportamento do processo de biodigestão em um sistema mais próximo do real.

### 3 REVISÃO DA LITERATURA

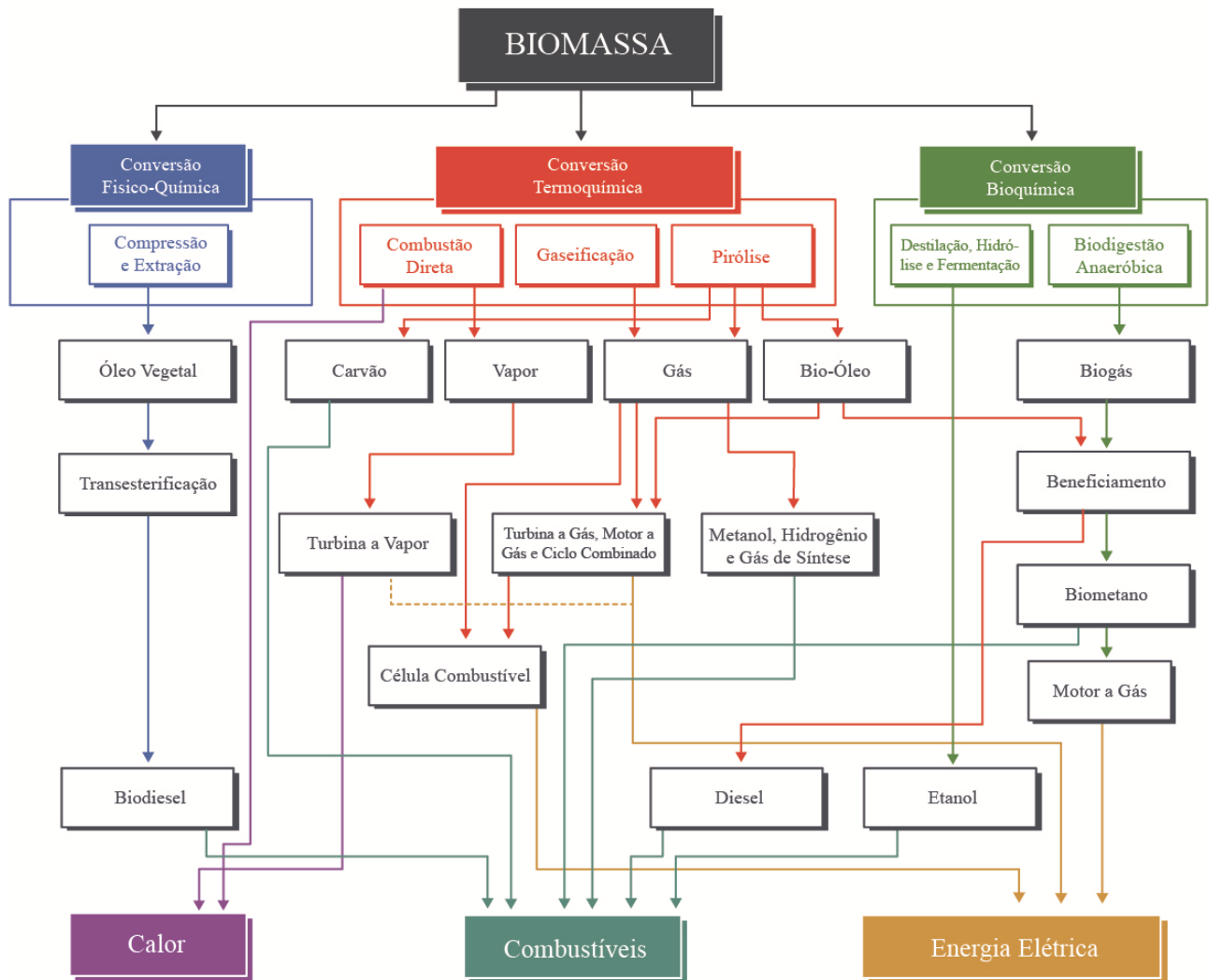
#### 3.1 Biomassa e Energia

As crescentes preocupações ambientais, associadas a demandas econômicas e sociais, incentivaram a busca por novos modelos de negócio no que se refere à questão energética, visando à sustentabilidade e à diminuição de desperdícios, de modo a estimular o estudo de matrizes energéticas alternativas (VIEIRA; POLLI, 2020). Nesse contexto, a utilização da biomassa para produção de biogás evidencia-se como uma alternativa promissora, tendo em vista a possibilidade de aproveitamento de resíduos de baixo ou nenhum custo e fácil acesso para a geração de energia (SILVA, 2018).

Diante disso, ressalta-se que biomassa corresponde à matéria orgânica, de origem animal ou vegetal, que pode ser utilizada com a finalidade de aproveitamento energético, caracterizando-se como uma fonte primária de energia limpa e renovável (EPE, 2021). Por meio do uso mais racional de recursos disponíveis, a bioenergia proporcionada por essa matéria prima oportuniza a diversificação e a sustentabilidade da matriz energética mundial, propiciando, também, a redução da dependência de combustíveis fósseis (BRASIL, 2008; CARDOSO, 2012). Além disso, destaca-se que o desenvolvimento de alternativas tecnológicas visando à geração de energia de menor custo pode gerar efeitos socioeconômicos positivos (ESPERANCINI, 2007).

A biomassa apresenta metodologias de aproveitamento consideravelmente diversificadas, com extensa variedade de fontes, sendo destacados os resíduos agrícolas, industriais, florestais, de produção animal e, sobretudo, urbanos. Os produtos obtidos pelo processo de aproveitamento dependem tanto da matéria-prima utilizada, cujo potencial energético varia de acordo com as características do resíduo, como da tecnologia de processamento (CRUZ, 2020). A Figura 1 apresenta um fluxograma simplificado das rotas de conversão energética da biomassa.

Figura 1 – Representação esquemática das principais rotas de aproveitamento energético da biomassa.



Fonte: Adaptado de Brasil (2007), Larkin, Ramage e Scurlock (2004) e Turkenburg (2000).

As rotas tecnológicas de aproveitamento consistem em tecnologias de conversão da biomassa, podendo ser classificadas em físico-química, termoquímica e bioquímica, obtendo-se, como resultado do processo, a geração de calor, energia elétrica e combustíveis (ROCHA, 2011). Destaca-se que o potencial do Brasil para incremento da produção de biomassa é bastante significativo, uma vez que o país apresenta condições favoráveis no que se refere ao aumento da participação de biocombustíveis no mercado nacional e internacional de forma sustentável (BRASIL, 2020).

Nesse contexto, analisando-se os tipos de biomassas e resíduos existentes, evidencia-se que a geração de resíduos sólidos urbanos é uma questão que se destaca, no cenário atual, devido ao crescimento da população, ao aumento do consumo e à diversidade de materiais

descartados, com a conversão biológica dos resíduos urbanos sendo uma alternativa eficaz de gerenciamento e tratamento adequado desses componentes (DA SILVA; MOTA, 2019). Esses resíduos são constituídos principalmente por materiais provenientes da coleta residencial, com uma parcela significativa (em torno de 50%) sendo composta por matéria orgânica (TOLMASQUIM, 2016). Além dessa biomassa, outra que se destaca é a de material lignocelulósico, uma vez que esses resíduos compõem aproximadamente 60% da biomassa vegetal disponível no planeta, apresentando grande potencial para aproveitamento energético (CARDONA; QUINTERO; PAZ, 2010).

Com isso, uma alternativa tecnológica ambientalmente sustentável para uso destes resíduos é a geração de energia renovável via biodigestão anaeróbia para produção de biogás, de modo a disponibilizar uma fonte limpa, sustentável e com potencial para ser atrativa economicamente, agregando valor às cadeias produtivas. Vale ressaltar também que a codigestão, realizada de maneira controlada e otimizada entre os substratos, é capaz de ampliar a produção de gás (BRASIL, 2020).

### **3.2 Biodigestão Anaeróbia**

A biodigestão anaeróbia apresenta-se como uma tecnologia em evidência no que se refere ao tratamento da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos, sendo considerada uma alternativa eficiente que interliga a gestão sustentável de resíduos e a produção de energia renovável a partir de biomassa. É um processo metabólico complexo que demanda condições anaeróbias e que depende da atividade conjunta de uma associação de microrganismos para converter material orgânico em diferentes subprodutos, sendo o composto de gases provenientes desse processo o biogás (KUNZ et al., 2019). A Tabela 1 apresenta algumas características relevantes da biodigestão.



Tabela 1 – Principais vantagens e desvantagens da biodigestão anaeróbia.

Vantagens	Desvantagens
Baixa produção de sólidos;	A partida do processo pode ser lenta na ausência de um inóculo apropriado;
Baixo consumo de energia;	Formas de pré-tratamento dos resíduos são comumente necessárias;
Baixa demanda de área;	Possibilidade de geração de maus odores;
Aplicabilidade em pequena e grande escala;	Elevada demanda química de oxigênio (DQO);
Tolerância a elevadas cargas orgânicas;	Remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e patógenos insatisfatória.
Produção de metano (CH <sub>4</sub> ).	

Fonte: Adaptado de Chernicharo (2007) e Kunz et al. (2014).

Os aspectos favoráveis desse método de tratamento conferem aos reatores anaeróbios um grande potencial de aplicabilidade. A biodigestão anaeróbia tem sido utilizada no tratamento de muitos tipos de resíduos orgânicos, de modo que, devido à variedade de substratos que podem ser aproveitados e à utilização do lodo de esgoto como inóculo, possibilita-se o aumento da produção potencial do biogás, a estabilização orgânica e a recuperação de energia (MAGALHÃES, 2018). Principal subproduto do processo, o biogás é constituído por uma mistura de gases, em que o metano (representando cerca de 50 a 70%) e o dióxido de carbono (30 a 45%) estão em maiores proporções, com o metano correspondendo ao componente calorífico do biogás (FERREIRA, 2015a).

Dos componentes gasosos, o metano é o mais atrativo, uma vez que pode ser realizado o seu aproveitamento para a geração de energia em substituição às fontes energéticas convencionais (combustíveis fósseis). Dessa forma, uma das principais vantagens da biodigestão anaeróbia quando comparada ao processo aeróbio consiste em a maior parte do material orgânico biodegradável ser convertida em metano (50-70%) em comparação aos somente cerca de 40 a 50% de degradação biológica que ocorre nos sistemas aeróbios (CHERNICHARO, 2007). Esse fator oportuniza o maior aproveitamento do gás metano como fonte energética, demonstrando que a digestão anaeróbia é uma tecnologia estratégica de conversão de biomassa residual em bioenergia (STEFANUTTI et al., 2019).

Ressalta-se ainda que, além do biogás, e, conseqüentemente, do metano, um dos subprodutos gerados por meio da biodigestão anaeróbia é o digestato, o qual possui uma

quantidade considerável de nutrientes provindos dos substratos digeridos, como nitrogênio, fósforo, potássio e outros minerais. Por meio da reciclagem desses componentes, o digestato pode ser utilizado como biofertilizante, dependendo das condições de processo (como concentração dos nutrientes e ausência de organismos patogênicos) e da perspectiva de tratamento, de modo a avaliar seu potencial para uso agrônomo (CIBIOGÁS, 2020a). Quando manejado corretamente, esse subproduto apresenta-se como uma fonte segura de nutrientes na agricultura, com impactos positivos para o ambiente e para a viabilidade econômica dos empreendimentos agropecuários e agroindustriais (KUNZ et al., 2019).

### ***3.2.1 Processo Microbiológico da Biodigestão***

A biodigestão pode ser dividida em quatro etapas principais: hidrólise, acidogênese (ou fermentação), acetogênese e metanogênese, com os microrganismos agindo de maneira interdependente na conversão da matéria orgânica. Cada fase do processo tem suas características quanto aos fatores ideais para a ação microbiana, os quais variam de acordo com cada fase de degradação (ANDRADE, 2018).

A hidrólise, primeira etapa da digestão anaeróbia, ocorre com o auxílio de bactérias fermentativas hidrolíticas. Nessa fase, há a quebra da matéria orgânica complexa (carboidratos, proteínas e lipídios) em materiais solúveis mais facilmente degradáveis, como açúcares, aminoácidos e ácidos graxos de cadeia longa, possibilitando a assimilação pelos microrganismos (SALOMON, 2007). Na hidrólise, existem bactérias facultativas, visto que ainda há resquícios de oxigênio dissolvido no sistema após a sua vedação.

Na acidogênese, por sua vez, a maioria das bactérias é considerada anaeróbia estrita. Nessa etapa, os produtos da hidrólise são metabolizados por meio de bactérias fermentativas acidogênicas, sendo convertidos em compostos mais simples, como ácidos graxos voláteis (cadeia curta), álcoois, ácido lático, dióxido de carbono e hidrogênio (FARIA, 2012). Compostos orgânicos nitrogenados e sulfurados também são produtos dessa etapa, devido à degradação de proteínas e aminoácidos.

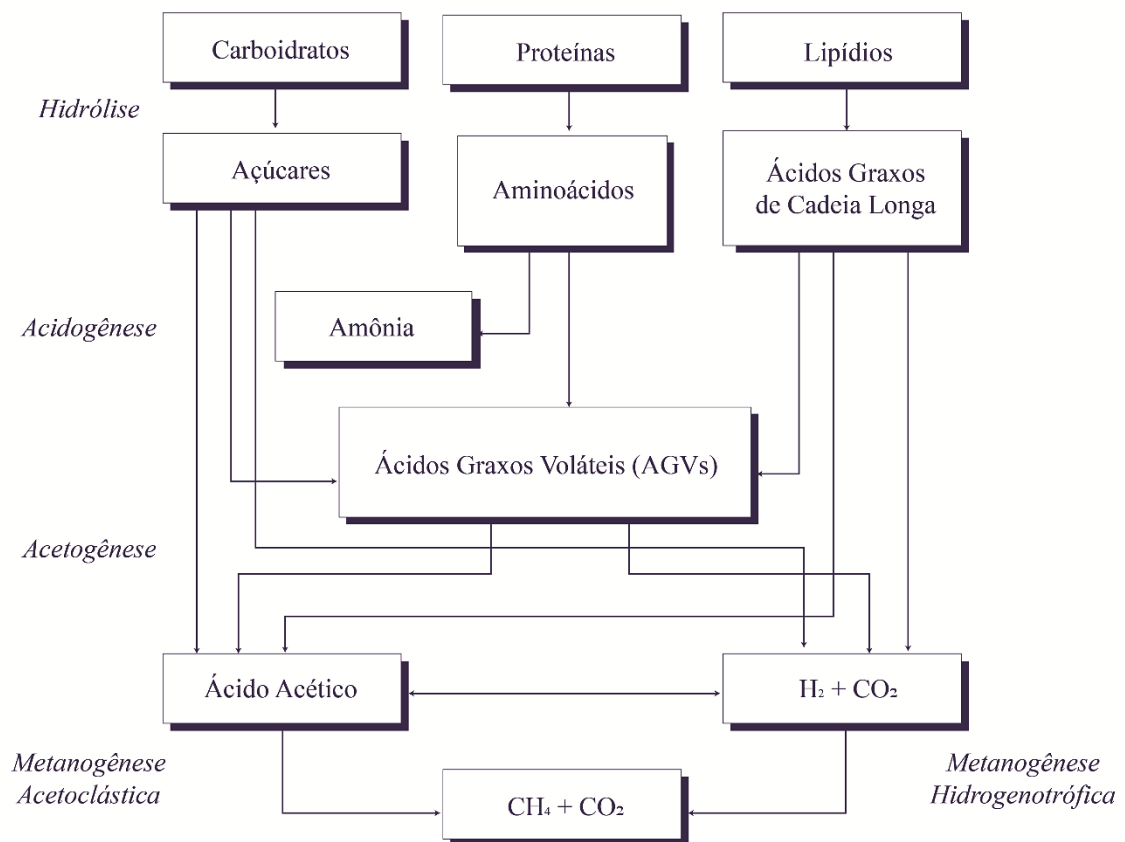
Na acetogênese, a etapa é conduzida por bactérias acetogênicas, com a grande maioria dos ácidos e álcoois produzidos durante a acidogênese sendo degradados em acetato, havendo também a produção de hidrogênio e dióxido de carbono. Mais especificamente, as bactérias sintróficas acetogênicas transformam os ácidos orgânicos provindos da acidogênese em álcoois, ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono, enquanto as homoacetogênicas

fazem uso do hidrogênio e do dióxido de carbono para produzir ácido acético (NIE et al., 2007). Esses produtos atuarão como substratos intermediários, os quais serão metabolizados pelas bactérias metanogênicas na fase seguinte.

A metanogênese é a etapa final do processo de degradação de matéria orgânica, de modo a ocorrer em condições estritamente anaeróbias. Os produtos formados nas fases anteriores são convertidos em metano e dióxido de carbono através da ação de bactérias metanogênicas, sendo estas divididas em acetoclásticas e hidrogenotróficas. Essa divisão é baseada na afinidade por substrato e na magnitude de produção de metano de cada grupo de bactérias (CHERNICHARO, 2007). As arqueas metanogênicas acetoclásticas convertem acetato em metano, enquanto as arqueas metanogênicas hidrogenotróficas convertem hidrogênio e dióxido de carbono em metano (KUNZ et al., 2019).

A Figura 2 apresenta uma visão geral do processo de degradação de matéria orgânica durante as etapas da biodigestão anaeróbia.

Figura 2 – Vias de digestão anaeróbia para produção de biogás.



Fonte: Adaptado de Rabii et al. (2019).

Dentre os possíveis efeitos desfavoráveis que podem vir a surgir e prejudicar a

biodigestão, a inibição da atividade dos microrganismos metanogênicos é um dos mais relevantes a serem discutidos. Esse aspecto é consequência da diminuição de atividade ou morte de microrganismos devido à presença de compostos tóxicos, como o acúmulo de ácidos graxos voláteis e amônia, além de outros inibidores menos comuns, por exemplo, ácido sulfídrico, metais alcalinos e alcalino-terrosos e metais pesados, como cromo, níquel, zinco e cobre (FILHO, 2017; GONÇALVES, 2012). Esses fatores são mencionados na literatura como causadores potenciais de instabilidade e falhas em sistemas anaeróbios, sendo necessário acompanhamento e manutenção da biodigestão para prevenção desses problemas.

### **3.3 Codigestão Anaeróbia**

A proliferação e o crescimento de microrganismos para produção de biogás necessitam que as matérias orgânicas cumpram determinados requisitos nutricionais, os quais muitas vezes não são garantidos por meio de apenas um substrato (KAFLE; KIM, 2013). Diante disso, uma metodologia pertinente para melhorar a atuação microbiológica na biodigestão anaeróbia é a codigestão, processo o qual viabiliza melhores condições bioquímicas iniciais para promover uma maior eficiência do processo.

A codigestão anaeróbia consiste na associação de dois ou mais resíduos para a biodigestão conjunta, de modo a proporcionar um melhor ajuste aos nutrientes dos substratos, elevando o potencial biodegradável do material e potencializando a produção de biogás e, por consequência, de metano em menor tempo (OLIVEIRA, 2019; SANTOS, 2018). Por meio desse procedimento, propicia-se a estabilidade do meio, além da maior adequação da relação C/N, oportunizando a disponibilidade de nutrientes para os microrganismos atuantes na biodigestão anaeróbia (WU; YAO; ZHU, 2010). Além disso, outra vantagem da codigestão é a diluição de compostos inibidores – como sulfato, ferro, sódio e amônia – de um substrato para níveis abaixo da toxicidade (MEHARIYA et al., 2018).

Nesse contexto, a codigestão permite a gestão simultânea de dois ou mais materiais a partir do compartilhamento de instalações de tratamento, de modo a possibilitar o aumento da carga orgânica biodegradável, o uso mais eficiente dos equipamentos e a redução nos custos de investimento e de operação, favorecendo a viabilidade econômica do tratamento biológico de resíduos (RODRIGUEZ et al., 2018; SILVA, 2020). A maior geração de metano também contribui para a valorização energética dessa técnica, tornando possível sua rentabilidade.

Ressalta-se a importância da avaliação das condições do procedimento, uma vez

que a codigestão pode resultar em efeitos positivos em relação à degradação de cada substrato e à cinética de produção de metano, porém efeitos antagônicos que inibem o processo também podem ser manifestados (MATA-ALVAREZ et al., 2014). Esses malefícios tendem a resultar em alta liberação de ácidos graxos voláteis e nitrogênio amoniacal acumulados no digestor, em maior volume do que na digestão com apenas um substrato (monodigestão), de modo a promover fatores como a inibição do pH e toxicidade da amônia (COGAN; ANTIZAR-LADISLAO, 2016).

### **3.4 Resíduos Alimentares e Aguapé como Substrato e Cossustrato**

No processo de biodigestão, o substrato pode ser considerado como o alimento necessário para o metabolismo dos microrganismos, de modo a resultar na produção de novas células e na conversão de matéria orgânica em energia. O equilíbrio da biodigestão anaeróbia, no que se refere à atividade microbológica e à produção de biogás, está diretamente relacionado à composição química dos substratos empregados (MARCHI; BARBOSA; BRESSANI, 2014). Com a seleção do substrato mais apropriado, viabiliza-se um melhor controle do sistema de tratamento e uma melhor eficiência na produção de biogás.

Vários são os materiais orgânicos que têm potencial de utilização como substrato para o aproveitamento energético por meio da biodigestão, sendo relevante evidenciar que, no Brasil, as principais fontes de matéria orgânica incluem dejetos animais, efluentes agroindustriais, resíduos da agricultura, efluentes domésticos e resíduos sólidos urbanos (CIBIOGÁS, 2020a). Dentro desta última categoria, destacam-se os resíduos alimentares e o aguapé como fontes interessantes de substrato.

Avaliando de maneira individual, os resíduos orgânicos alimentares compõem a maior parcela de resíduos sólidos urbanos, aspecto o qual faz com que a monodigestão anaeróbia desse tipo de resíduo seja bastante propícia para a geração de energia sustentável. Além disso, essa matéria orgânica é facilmente metabolizada, tendo em vista que bactérias que degradam carboidratos e proteínas crescem de maneira mais rápida, fator que contribui para a elevada biodegradabilidade desse material (LIU et al. 2018).

Diante disso, ressalta-se que resíduos alimentares ricos em mono e dissacarídeos são facilmente biodegradáveis, mas podem conduzir ao rápido acúmulo de ácidos graxos voláteis; resíduos ricos em proteínas apresentam grande potencial energético, proporcionando uma produção eficiente de biogás, entretanto o processo de sua degradação resulta na liberação

significativa de íons amônio; e resíduos ricos em gordura com alta concentração de lipídios possuem uma grande quantidade de energia, porém favorecem o acúmulo de ácidos graxos de cadeia longa no digestor (SILVEIRA, 2017).

Esse acúmulo de intermediários metabólicos provenientes principalmente das duas primeiras etapas da digestão (hidrólise e acidogênese) contribuem para o problema relacionado à inibição das arqueas metanogênicas, devido à taxa de crescimento tipicamente mais elevada dos microrganismos acidogênicos em comparação aos metanogênicos, fator o qual pode apresentar, como consequência, a diminuição da produção de biogás e metano (KOCH; HELMREICH; DREWES, 2015).

Enquanto isso, destaca-se o potencial de resíduos orgânicos celulósicos para conversão em biogás por meio da biodigestão, em consequência de sua ampla disponibilidade. Mais especificamente, o resíduo orgânico *Eichhornia crassipes* apresenta-se como uma biomassa atrativa para geração de biogás, devido à fácil acessibilidade em corpos hídricos urbanos e à afinidade para crescer novamente mesmo com a ocorrência de traumas físicos no vegetal (BARUA; KALAMDHAD, 2016).

Os carboidratos presentes no aguapé – lignina, celulose e hemicelulose – são fermentáveis em sua forma natural após a hidrólise, indicando a aptidão desse vegetal para o processo de monodigestão (PATIL et al., 2016). Salienta-se que alguns autores contabilizaram, no aguapé, a porcentagem total desses polímeros representando mais do que a metade de sua constituição química – aproximadamente 60% (BARUA; KALAMDHAD, 2019; GAO et al., 2013; XU et al., 2016). Entretanto, a presença desses compostos lignocelulósicos torna a biodegradação desse tipo de biomassa mais complexa do que a de resíduos orgânicos alimentares, tendo em vista a forte ligação química entre essas estruturas (CHEN et al., 2018).

Diante disso, evidenciam-se as limitações da monodigestão anaeróbia desses dois tipos de materiais, restrições as quais podem ser melhor administradas por meio da codigestão do substrato com um cossustrato – substrato complementar ao substrato primário – em proporções de mistura específicas (BARUA; RATHORE; KALAMDHAD, 2018; PRAJAPATI; SINGH, 2018). Essa tecnologia apresenta inúmeros benefícios já discutidos no tópico anterior, correspondendo a um método viável economicamente e ambientalmente para a geração de biogás tanto em escala laboratorial como industrial, de modo a ser uma opção promissora para superar as desvantagens da monodigestão (SIDDIQUE; WAHID, 2018).

### 3.5 Pré-tratamento

É relevante destacar que etapas de pré-tratamento dos substratos são favoráveis, tendo como objetivo tornar os materiais utilizados mais acessíveis aos microrganismos. O uso da trituração para diminuir o tamanho das partículas possibilita aumentar a taxa de degradação, devido ao maior contato superficial entre substrato e microrganismos, resultando também no maior rendimento na produção de biogás.

Em vegetais, corpos os quais possuem altos teores de compostos lignocelulósicos, a utilização da trituração para aumentar a digestibilidade das estruturas que são difíceis de quebrar é benéfica. Além disso, o uso de calor ou tratamento químico para tornar o material mais acessível também é uma técnica vantajosa. No trabalho de Barua e Kalamdhad (2017), essas técnicas de pré-tratamento (trituração e uso de calor) aplicados a *Eichhornia crassipes* resultaram em uma diminuição em torno de 56% do tempo para início da produção de biogás no processo de biodigestão anaeróbia, auxiliando na eficiência do procedimento.

Outro tipo de pré-tratamento que pode ser aplicado aos resíduos sólidos, tanto alimentares como vegetais, é a diluição dos substratos em água, com o objetivo de minimizar os riscos de choque de carga orgânica, além de favorecer a solubilização da concentração de compostos tóxicos, ajudando também a aumentar a superfície de contato dos microrganismos com os resíduos que serão degradados no processo (CIBIOGÁS, 2020b).

### 3.6 Inóculo

A inserção de inóculo no sistema refere-se ao fornecimento de uma população adicional de microrganismos típicos da biodigestão anaeróbia ao substrato (XAVIER; LUCAS JÚNIOR, 2010). Esse composto é retirado do interior de biodigestores que passam ou já passaram pelo processo de biodigestão, fazendo com que se acelere a adaptação do novo processo. Sendo assim, a adição do inóculo promove a diminuição do tempo necessário para a bioestabilização anaeróbia dos resíduos, uma vez que contribui para a melhora da densidade microbiana (PROSAB, 2003).

Dito isso, o uso de inóculos representa uma alternativa tecnológica promissora para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos. Além da aceleração da biodigestão, o inóculo auxilia em manter o equilíbrio do pH e favorecer o equilíbrio da relação C/N, promovendo também o aumento da produção do biogás (HARTMAN; ANGELIDAKI; AHRING, 2002).

Para isso, é importante selecionar um inóculo apropriado, além da adequada relação inóculo/substrato, de modo a possibilitar maior geração de biogás, melhor remoção de DQO e de nitrogênio e melhora na degradação final do substrato (FORSTER-CARNEIRO; PÉREZ; ROMERO, 2008; SANTOS; DIAS, 2012).

Inóculos comumente utilizados em processos de biodigestão anaeróbia são lodos de esgoto sanitário e certos materiais de origem animal, por exemplo, esterco bovino, suíno e de frango, ricos em microrganismos anaeróbios capazes de acelerar o tempo de bioestabilização (BARCELOS, 2009; FILHO, 2017). Ressalta-se que o lodo anaeróbio possui elevada porção de arqueas metanogênicas, capazes de acelerar o processo de formação de metano e promover a manutenção de parâmetros físico-químicos – pH, alcalinidade e umidade – que são relevantes para o desempenho eficiente do reator (RAPOSO et al., 2012). Ademais, a facilidade de acesso a esse tipo de inóculo, principalmente em grandes centros urbanos, propicia seu uso para inoculação de biodigestores anaeróbios (MAGALHÃES, 2018).

### **3.7 Condições Operacionais**

A biodigestão anaeróbia é um processo bioquímico que necessita de acompanhamento no que se refere às condições operacionais, objetivando o funcionamento adequado do sistema, tendo em vista os diferentes grupos de microrganismos envolvidos. Para otimizar o procedimento, é necessário que se tenha um controle global dos parâmetros influenciadores, uma vez que estes aspectos estão interligados (FERREIRA, 2015b; MARTINS; 2019). A seguir, são apresentados alguns dos parâmetros mais relevantes a serem verificados.

#### **3.7.1 Carga Orgânica**

A carga orgânica possibilita avaliar a eficiência de conversão biológica de um sistema de biodigestão anaeróbia, sendo expressa em termos de unidade de massa – de sólidos biodegradáveis alimentados – por unidade de tempo (VON SPERLING, 2011). Esse parâmetro está relacionado à quantidade de sólidos totais e sólidos totais voláteis contidos no substrato, uma vez que esses fatores são importantes para a determinação da carga orgânica ideal para produção de biogás (FILHO, 2017).

Os sólidos totais correspondem ao material restante após a evaporação de água do



substrato, enquanto que os sólidos totais voláteis representam a parcela suscetível a ser biodegradada pelos microrganismos na biodigestão, ou seja, a parte orgânica da matéria seca (GUERI et al, 2017; KARLSSON, 2014). Os sólidos remanescentes após o processo são considerados fixos, caracterizando a fração de sólidos que não são biodegradáveis.

A partir dos sólidos, é possível realizar a conversão desses parâmetros em valores de demanda química de oxigênio (DQO), a qual representa o oxigênio necessário para a oxidação da matéria orgânica por meios químicos, sendo bastante relevante para o cálculo da geração de biogás no processo (SILVA, 2016b). Diante disso, a análise desses valores no sistema é utilizada para diferenciar, de forma quantitativa, os três principais destinos da DQO na biodigestão: conversão em metano (em torno de 50 a 70%), conversão em biomassa, que representa o crescimento da população microbiana (5 a 15%) e a permanência da DQO no efluente (10 a 30%), a qual corresponde à biomassa não retida no reator, aos compostos que não foram degradados anaerobicamente e aos compostos intermediários, como ácidos orgânicos (SILVA, 2016b).

Ademais, ressalta-se que resíduos alimentares consistem em materiais com considerável potencial para degradação, possuindo grande quantidade de matéria orgânica solúvel e elevado conteúdo energético por massa seca, porém uma carga orgânica acima da recomendada resulta na acidificação do ambiente, ocasionada pelo acúmulo de ácidos graxos e/ou produção excessiva de dióxido de carbono (MARCHI; BARBOSA; BRESSANI, 2014; MARTINS, 2018). Com isso, mostram-se necessários meios para que essa situação seja controlada, buscando viabilizar a produção de metano, de modo a destacar-se a codigestão anaeróbia como uma aplicação promissora para esse cenário.

### ***3.7.2 Temperatura***

A temperatura é um dos fatores mais relevantes no processo de biodigestão, tendo em vista sua influência na velocidade de crescimento e metabolismo das bactérias em um biodigestor, atuando também na taxa de geração do biogás (KUNZ et al., 2019). Segundo Chernicharo (2007) e Leite (2015), a ocorrência do processo de digestão anaeróbia pode ocorrer numa faixa ampla de temperatura (0 °C a 97 °C). No entanto, é necessário considerar que os microrganismos metabólicos possuem sua própria faixa ideal de temperatura, sendo divididos em três grupos, como pode ser visto na Tabela 2 (CIBIOGÁS, 2020b).

Tabela 2 – Faixa termal dos grupos de microrganismos na biodigestão.

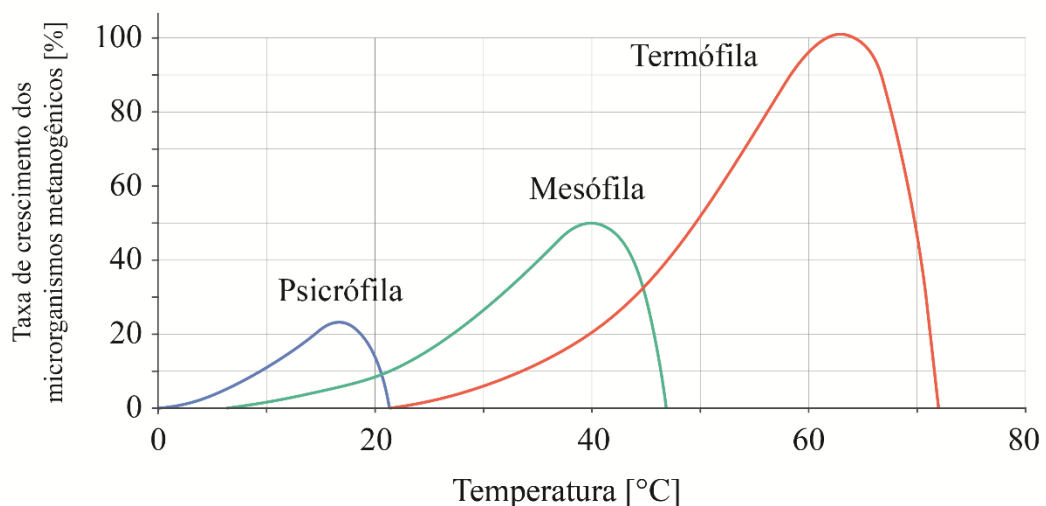
Grupos de microrganismos de acordo com a classe termal	Temperatura Mínima (°C)	Temperatura Ótima (°C)	Temperatura Máxima (°C)
Psicrófilos	4-10	15-18	20-25
Mesófilos	15-20	25-35	35-45
Termófilos	25-45	50-60	75-80

Fonte: Adaptado de CIBiogás (2020b) e Speece (1996).

Ressalta-se que a temperatura mínima de crescimento é a temperatura mais baixa que permite o crescimento das bactérias anaeróbias, a ótima é aquela em que o organismo melhor se reproduz, e a máxima é a maior temperatura em que as bactérias ainda são capazes de crescer (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; WEBER, 2006). Consideráveis variações de temperatura podem causar um desequilíbrio no que se refere às bactérias acidogênicas e metanogênicas, resultando na inibição destas, afetando, conseqüentemente, todo o processo de tratamento anaeróbio (CHERNICHARO, 2007).

Na Figura 3, é apresentado um esquema da variação das faixas existentes de acordo com as temperaturas e a taxa de crescimento das bactérias metanogênicas.

Figura 3 – Relação entre temperatura e crescimento de microrganismos de diferentes classes térmicas.



Fonte: Adaptado de Martins (2019).

Nesse contexto, os microrganismos metanogênicos apresentam um crescimento máximo na faixa mesófila e na faixa termófila, contudo, são mais sensíveis às flutuações de

temperatura quando comparados a outros microrganismos no processo (CIBIOGÁS, 2020b). Com isso, a eficiência da etapa da metanogênese depende muito do controle de temperatura, com o intervalo ótimo para o desenvolvimento dessas bactérias encontrando-se entre 35 e 55 °C, na qual elas apresentam um elevado rendimento em metano (FERREIRA, 2015b).

De modo geral, o aumento de temperatura – desde que não afete a sobrevivência dos microrganismos – apresenta diversas vantagens, por exemplo, o aumento na solubilidade de compostos orgânicos, melhorando as velocidades de reações bioquímicas e a taxa de eliminação de patógenos (KUNZ et al., 2019). Além disso, a porcentagem de metano na constituição do biogás tende a ser maior quando o processo ocorre em temperaturas mais elevadas, conferindo um maior poder calorífico à mistura (OLIVEIRA, 2009). Como desvantagem, no entanto, temperaturas mais altas podem levar à formação de elementos tóxicos mais rapidamente (ácidos graxos e amônia), possibilitando efeitos inibitórios às arqueas metanogênicas (KUNZ; MUKHTAR, 2016).

Destaca-se ainda que os efeitos da temperatura também exercem influência na fração de sólidos orgânicos disponíveis para o metabolismo do processo, uma vez que a remoção da matéria orgânica diminui diretamente com a redução da temperatura, característica a qual pode estar relacionada a uma baixa taxa de hidrólise, fator que dificulta a quebra de partículas grandes sólidas (COSTA; BARBOSA FILHO; GIORDANO, 2014).

### ***3.7.3 Potencial de Hidrogênio (pH), Alcalinidade e Ácidos Graxos Voláteis***

O pH é o parâmetro operacional utilizado para avaliar as condições de acidez e basicidade. Relacionados a esse critério, a alcalinidade e os ácidos graxos voláteis têm uma intensa interação, a qual consiste na alcalinidade do sistema ser capaz de neutralizar os ácidos gerados na biodigestão anaeróbia e tamponar o pH quando há acúmulo de ácidos graxos voláteis (COSTA; BARBOSA FILHO; GIORDANO, 2014). Desse modo, essas variáveis estão intimamente relacionadas no que se refere à estabilidade do processo de degradação anaeróbia.

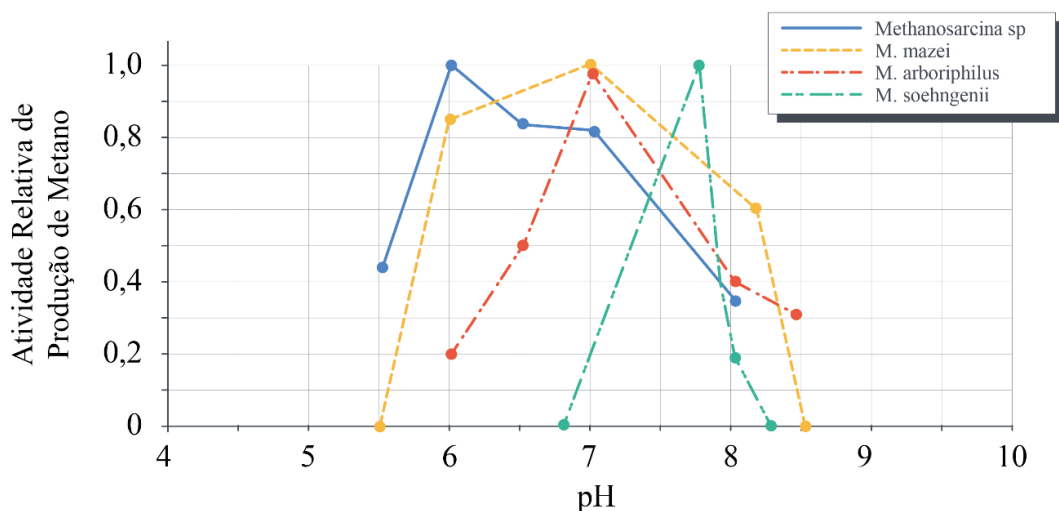
O índice de pH é uma condição relevante no crescimento dos microrganismos, uma vez que as diferentes populações microbianas da biodigestão podem apresentar faixas ótimas de pH com valores diferentes (BICALHO, 2007). De acordo com Vieira e Souza (1981), a maioria das bactérias apresentam melhor desenvolvimento em valores de pH próximos à neutralidade, com a grande maioria não tolerando o pH abaixo de 4,0 ou acima de 9,5.

Dito isso, destaca-se que os microrganismos metanogênicos apresentam um

crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,8 e 7,4, embora seja possível conseguir estabilidade na formação de metano em uma faixa mais ampla, entre 6,0 e 8,0 (FILHO, 2017; ZEHNDER; INGVORSEN; MARTI, 1982). Valores de pH fora desta faixa devem ser evitados, uma vez que, embora o processo de digestão anaeróbia dependa da atuação sinérgica de diferentes grupos de bactérias, as arqueas metanogênicas são as mais sensíveis, de modo que condições fora dessa faixa, assim como mudanças bruscas de pH, acarretam na inibição da atividade desse grupo de bactérias e no decréscimo na produção de metano (ANDRÉ, 2019).

Na Figura 4, é possível verificar o comportamento de determinadas espécies de bactérias metanogênicas em relação à variação de pH.

Figura 4 – Efeitos do pH na atividade relativa de produção de metano em bactérias metanogênicas.



Fonte: Adaptado de Zehnder, Ingvorsen e Marti (1982) e Bicalho (2007).

A atividade metabólica lenta dos microrganismos metanogênicos em relação aos demais grupos microbiológicos faz com que sua adaptação às variações de pH também seja lenta. Nesse contexto, a manutenção de níveis significativos de alcalinidade no sistema é recomendada, tendo em vista que situações com elevadas concentrações de ácidos orgânicos podem ser tamponadas sem causar a queda do pH do sistema (CHERNICHARO, 2007).

A estabilidade do pH está relacionada ao equilíbrio iônico dos diversos compostos ácidos e básicos existentes no processo de biodigestão, ressaltando-se que os ácidos fracos – por exemplo, sistemas carbônico, sulfato e ácidos voláteis – são os mais relevantes para a estabilização do pH (BICALHO, 2007). Diante disso, caso o sistema não ofereça alcalinidade

suficiente para as possíveis variações de pH, mostra-se necessária a adição de substâncias alcalinizantes, por exemplo, carbonatos e bicarbonatos, impedindo o decaimento de pH por meio de reações de neutralização.

#### **3.7.4 Umidade**

Na biodigestão, a água atua como agente condutor de enzimas e de outros metabólitos microbianos relevantes no processo de degradação de resíduos (LOPES, 2002). Desse modo, a umidade auxilia no estímulo ao crescimento de microrganismos, propiciando também o contato destes com substratos e nutrientes (FILHO, 2017; PICANÇO, 2004). Destaca-se que a recirculação da mistura é benéfica, tendo em vista que, desse modo, o conteúdo de água distribui-se de maneira mais homogênea no sistema.

Recomenda-se que o teor de água dentro de biodigestores varie de 60% a 90% do peso do conteúdo total, com biodigestores operando com o teor próximo a 90% sendo classificados como de baixo teor de sólidos totais, e aqueles com teor de água próximo a 60% sendo classificados como biodigestores de alto teor de sólidos totais (PROSAB, 2003; ROCHA, 2016).

A baixa concentração de sólidos oportuniza o equilíbrio entre produção de metano e o consumo de ácidos graxos voláteis, uma vez que a água propicia penetração, difusão e distribuição dos microrganismos na massa do substrato, porém o acúmulo de amônia pode ser um risco para o sistema (GHOSH; LALL, 1988; LIU et al, 2016). Enquanto isso, a alta concentração de sólidos totais favorece o aumento da quantidade de resíduo a ser tratado por cada metro cúbico do reator, porém apresenta, como desvantagem, o risco de desequilíbrio do sistema, tendo em vista a possibilidade de acúmulo significativo de produtos intermediários da biodigestão (LIAO et al., 2014; LOPES, 2002)

Destaca-se ainda que, embora a utilização de um reator com alto teor de sólidos pareça mais atrativa no que se refere a custo-benefício, devido à redução no volume de água utilizado e à possibilidade de diminuição das dimensões do reator, essa situação apresenta dificuldades operacionais, havendo estudos que indicam uma maior otimização de tempo em reatores com baixo teor de sólidos (GIACON, 2019; SILVA 2016a).

### ***3.7.5 Nutrientes e Relação Carbono/Nitrogênio (C/N)***

O fornecimento de alguns nutrientes no processo de biodigestão anaeróbia é necessário para que os processos biológicos sejam bem-sucedidos, tendo em vista que esse aspecto auxilia no crescimento microbiano, sobretudo, no que se refere às necessidades nutricionais das arqueas metanogênicas (SILVA, 2016b). Alguns macronutrientes – como carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre – e alguns micronutrientes – minerais, vitaminas e aminoácidos – são fundamentais para o desenvolvimento desse grupo de microrganismos e, conseqüentemente, para a produção de metano, ressaltando a importância do conhecimento da composição química e do tipo de biomassa utilizada na biodigestão (OLIVEIRA, 2009).

No que se refere à relação C/N, essa proporção auxilia na determinação do desempenho do processo, uma vez que o carbono constitui uma fonte de energia para os microrganismos, enquanto o nitrogênio atua no estímulo do crescimento microbiano, tendo em vista que as bactérias necessitam desse elemento para sintetizar proteínas (NOGUEIRA, 1986; SILVEIRA, 2009). Desse modo, a razão C/N permite avaliar se estes nutrientes formam um substrato balanceado para a atividade biológica de degradação (SILVA, 2016b).

O valor ótimo para essa proporção situa-se entre 20 e 30 (FILHO, 2017). Para valores que ultrapassam essa faixa, verifica-se uma deficiência em nitrogênio, causando uma redução na atividade metabólica dos microrganismos, enquanto que, para valores abaixo dos ótimos, é observada uma produção excessiva de amônia, promovendo a inibição dos microrganismos metanogênicos, resultando na diminuição de produção de metano e no acúmulo de ácidos graxos voláteis no biodigestor (MARTINS, 2019; SILVEIRA, 2009).

### ***3.7.6 Configurações de biodigestores***

O biodigestor corresponde a um sistema ou tecnologia que proporciona condições favoráveis para que a degradação da matéria orgânica aconteça, de modo a promover o tratamento de resíduos por microrganismos em um ambiente anaeróbio, produzindo biogás e digestato (CIBIOGÁS, 2020b). Diante disso, com base em suas características e finalidades, esses dispositivos podem ser classificados em diferentes categorias, a depender dos critérios necessários para viabilizar a degradação mais eficiente dos substratos.

De acordo com o regime de alimentação, os reatores utilizados para o processo de biodigestão podem ser classificados em contínuo, semi-contínuo e em batelada. No sistema

contínuo, a alimentação do biodigestor é ininterrupta, sendo o abastecimento de biomassa realizado em curtos períodos de tempo, com descarga proporcional à entrada de biomassa (GASPAR, 2003). No sistema semi-contínuo, o biodigestor opera com condições semelhantes ao contínuo, porém a adição de novas cargas (e descarregamento de digestato na mesma quantidade de substrato inserido) é realizada em intervalos maiores de tempo. Já no sistema em batelada, o fluxo é descontínuo, de modo a se trabalhar com ciclos de alimentação, digestão e descarte (KUNZ et al., 2014). O biodigestor é carregado uma única vez com os resíduos orgânicos, a biodigestão ocorre, o reator é esvaziado e alimentado novamente, iniciando um novo processo.

No que se refere ao padrão de mistura, ressaltam-se as classificações de fluxo em pistão, fluxo ascendente e mistura completa. Nos reatores de fluxo em pistão, também conhecidos como de fluxo tubular, os resíduos entram continuamente em uma das extremidades, passam através do reator e são descarregados na outra extremidade, com o fluxo se processando como um êmbolo, sem misturas longitudinais (VON SPERLING, 2016). Esse tipo de fluxo é geralmente aplicado em biodigestores longos, tanto verticais como horizontais. O modelo mais utilizado é o horizontal, recomendando-se, para evitar o aparecimento de zonas de estagnação, a agitação do biodigestor (BRASIL, 2015).

Nos reatores de fluxo ascendente, ou de filme fixo, o mais conhecido é o reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), com essa categoria caracterizando-se pelo fluxo ascendente contínuo na câmara de digestão, causado pela disposição da entrada de biomassa, a qual ocorre na parte inferior da câmara (CIBIOGÁS, 2020b). Nesses reatores, o potencial de sedimentação possibilita uma retenção superior de biomassa em comparação a outros modelos de mistura, propiciando uma elevada densidade de microrganismos, de modo a permitir que o sistema atinja uma taxa de alimentação orgânica bastante elevada (SILVEIRA, 2009). Esse tipo de biodigestor normalmente é vertical, sendo comumente utilizado para tratamento de efluentes.

Já os reatores de mistura completa, também conhecidos como reatores de mistura contínua (CSTR), consistem em biodigestores em que o conteúdo é homogêneo, ou seja, a concentração de qualquer componente é a mesma em qualquer ponto do reator (VON SPERLING, 2016). A alimentação pode ser realizada de modo contínuo ou em batelada (SILVEIRA, 2009). Esse biodigestor apresenta a necessidade de agitação, por mecanismos pneumáticos ou mecânicos, objetivando promover a mistura equilibrada dos resíduos (PELLIZZER, 2017). É importante ressaltar a relevância desse parâmetro, tendo em vista que

a agitação viabiliza o aumento da área de contato entre os microrganismos e o material que será degradado, propiciando a produção de biogás (FILHO, 2017). Ademais, destaca-se que os sistemas dos reatores de tipo UASB e CSTR são favoráveis à adição de inóculo no processo.

Além disso, é possível classificar também os reatores anaeróbios em relação à forma de construção, podendo ser enterrados, semi-enterrados ou externos. A instalação de um biodigestor abaixo da superfície do solo (ou parte dele) pode ser vantajosa, pois há baixas variações de temperatura, favorecendo assim o desenvolvimento de bactérias anaeróbias (PACHECO; BARRETO, 2013). Esses reatores também ocupam menos espaço. No entanto, a manutenção desses dispositivos pode vir a ser mais complicada, sendo necessário cautela no que se refere a infiltrações. Em biodigestores externos, a assistência é facilitada, sendo possível realizar modificações em sua estrutura, caso seja necessário, de maneira mais acessível. Dessa maneira, evidencia-se a necessidade de avaliação do projeto para melhor seleção das configurações dos biodigestores que serão utilizados.

### **3.8 Biogás**

O biogás é uma mistura de gases oriunda da degradação de matéria orgânica, sendo composto majoritariamente por metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), com outros gases presentes em menores concentrações, como sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ), amônia ( $\text{NH}_3$ ), hidrogênio ( $\text{H}_2$ ), nitrogênio ( $\text{N}_2$ ), monóxido de carbono ( $\text{CO}$ ) e oxigênio ( $\text{O}_2$ ) (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011). O elevado teor de  $\text{CH}_4$  no biogás confere características de alto poder calorífico, o que possibilita sua utilização para finalidades térmicas, mecânicas e elétricas.

A produção de biogás faz parte do ciclo global do carbono, com a decomposição natural de resíduos orgânicos liberando grandes quantidades de metano na atmosfera; com isso, os sistemas de recuperação de biogás buscam realizar o aproveitamento desses processos bioquímicos, de modo a propiciar o uso desse gás como fonte de energia (MILANEZ et al., 2018). Dessa forma, destaca-se, entre os métodos de produção de biogás, a biodigestão anaeróbia, técnica de tratamento a qual favorece também o gerenciamento e a destinação adequada de resíduos orgânicos urbanos e agroindustriais.

Na biodigestão, diversos fatores podem exercer influência na composição do biogás e no rendimento de metano, tais como diferenças na composição de resíduos, existência de pré-tratamento, condições de armazenamento e proporções utilizadas de substratos (GRÃ-BRETANHA, 2004). Além disso, os parâmetros de operação também são relevantes para a

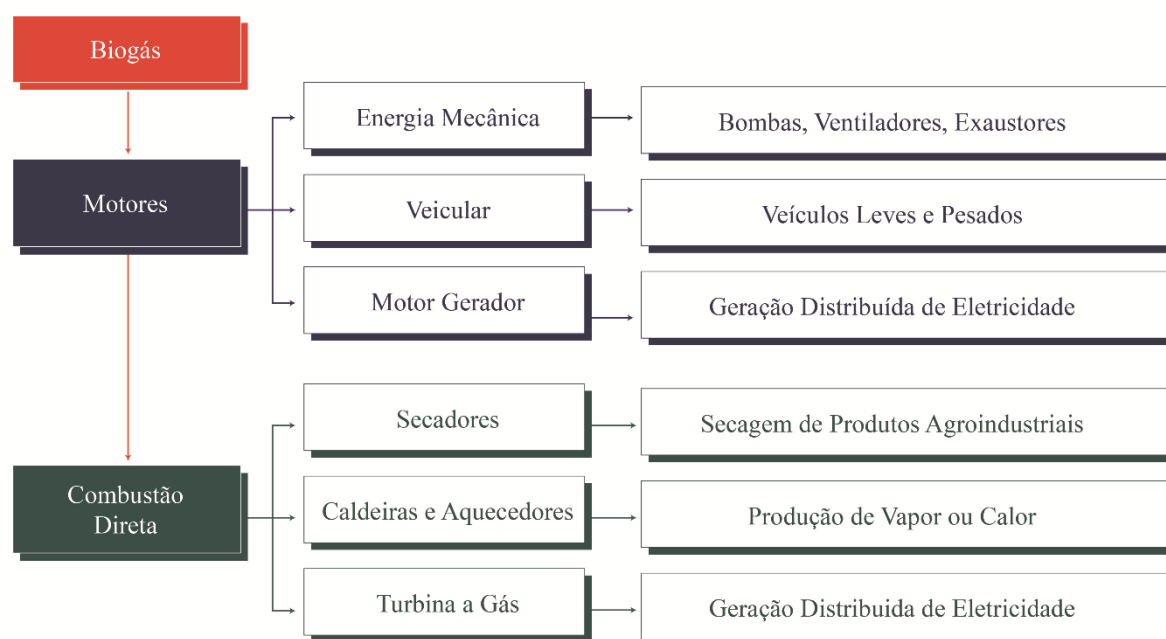


eficiência do processo, ressaltando-se, além dos parâmetros já discutidos neste trabalho, o número de estágios do procedimento e o tempo de residência do substrato no biodigestor (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

A composição do biogás ser satisfatória é um critério importante para agregá-lo na cadeia de produção de energia para geração distribuída, propiciando o desenvolvimento econômico do país, tendo em vista que um setor produtivo mais eficiente ganha competitividade frente à concorrência internacional (CIBIOGÁS, 2020c; MARREIRA, 2021). Nesse contexto, o biogás é considerado um combustível mundialmente promissor, devido ao seu potencial para substituir combustíveis fósseis usados na geração de eletricidade ou calor, atenuando, de maneira significativa, as preocupações relacionadas às mudanças climáticas e à segurança energética (CARVALHO; TAVARES; SANTOS, 2019; ZABED et al., 2020).

Dessa forma, a conversão de resíduos orgânicos provenientes da agroindústria e de empreendimentos diversos, geralmente descartados de maneira insustentável, tem potencial para tornar-se um diferencial competitivo para a economia brasileira, além de reduzir a emissão de gases nocivos ao meio ambiente (CIBIOGÁS, 2020c). Assim, a Figura 5 apresenta um resumo das possibilidades de utilização do biogás como combustível alternativo. Ressalta-se que o processamento de biomassa por meio da biodigestão resulta, também, em biofertilizantes propícios para uso agrícola (através da formação do digestato).

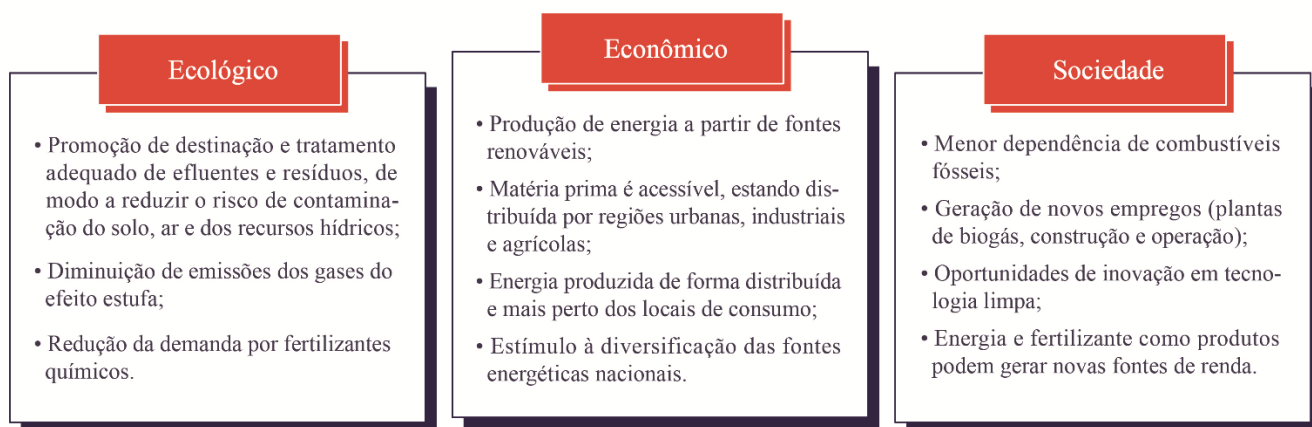
Figura 5 – Fluxograma resumido das possibilidades de utilização do biogás.



Fonte: Adaptado de Walsh et al. (1988).

Dessa maneira, é notável que o biogás corresponde a uma fonte de energia com diversos benefícios ambientais, econômicos e sociais, sendo considerado um elemento atrativo na busca pela sustentabilidade dos processos produtivos. Na Figura 6, apresentada a seguir, são salientados alguns desses efeitos positivos em diferentes âmbitos.

Figura 6 – Efeitos positivos do biogás nas esferas ecológica, econômica e social.



Fonte: Adaptado de Cebula et al. (2018) e CIBiogás (2020c).

Dito isso, para que o biogás possa ser utilizado na geração de energia elétrica, térmica, mecânica e também na produção de biometano, alguns processos de tratamento são necessários, de modo a retirar umidade e compostos indesejados (como sulfeto de hidrogênio e amônia), além de promover a separação do metano e do dióxido de carbono, para aumentar o poder calorífico e o rendimento térmico, evitando também a corrosão no sistema (CIBIOGÁS, 2020a). Dependendo da aplicabilidade, o tratamento requerido para o biogás pode ser diferente, sendo necessário avaliar o nível de tecnologia para sua purificação e refino.

Nesse cenário, destaca-se o beneficiamento do biogás a biometano por sistemas de purificação e remoção de impurezas, ampliando a concentração de metano de valores em torno de 60% para 90% (CIBIOGÁS, 2020d). O uso do biometano apresenta requerimentos de qualidade de acordo com sua destinação (células combustíveis, turbinas, motores de combustão, entre outros), sobretudo no que se refere a teores de sulfeto de hidrogênio, dióxido de carbono e umidade (ARIAS, 2010). Ademais, outro elemento proveniente da separação de gases que pode ser aproveitado é o dióxido de carbono, o qual, quando separado e captado, pode ser utilizado como matéria-prima para indústrias de bebidas gaseificadas, produção de gelo seco, aplicação em extintores, entre outras utilidades.

Com isso, confere-se ao biogás uma grande atratividade na cadeia de energia e na geração de subprodutos, destacando-se o elevado potencial do Brasil na geração de resíduos energéticos, sobretudo, no que se refere à fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, uma vez que o país apresenta-se como um grande gerador desse tipo de resíduo (MONTEIRO et al., 2001).

## 4 METODOLOGIA

O trabalho experimental foi dividido em duas fases. Na primeira fase, três reatores de bancada foram utilizados para avaliação de diferentes proporções de cossustrato, com base na massa seca de sólidos totais voláteis. Na segunda fase, a proporção do reator de bancada com melhor desempenho foi replicada no reator em escala piloto, de modo a ser avaliado o tratamento dos resíduos alimentares e do material lignocelulósico para a produção de biogás em escala mais próxima da real, verificando a influência da codigestão.

### 4.1 Local de pesquisa

A pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Resíduos Sólidos e Efluentes (LARSE) da Fundação Núcleo de Tecnologia e Qualidade Industrial do Ceará (NUTEC), localizada no Campus do Pici da Universidade Federal do Ceará (UFC). As análises laboratoriais e a primeira fase do trabalho foram realizadas no LARSE (Figura 7).

Figura 7 – Entrada do LARSE.



Fonte: A Autora (2021).

A segunda fase da pesquisa foi realizada na Unidade Piloto de Produção de Biometano (Figura 8), bloco anexo ao LARSE, localizado no NUTEC.

Figura 8 – Unidade piloto de produção de biometano do NUTEC.



Fonte: A Autora (2021).

#### 4.2 Inóculo, Substrato e Cossustrato

O inóculo utilizado (Figura 9) em ambas as fases foi o lodo oriundo de reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB), fornecido pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE). O lodo foi coletado na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Aracapé III, localizada em Fortaleza. Antes da inserção do inóculo nos reatores, foi realizada a caracterização físico-química para verificar se o material estava em condições propícias para a biodigestão anaeróbia, averiguando também o parâmetro de sólidos totais voláteis (STV), essencial para estimativa de proporção de cossustrato definida neste trabalho.

Diante disso, o inóculo foi inserido com a relação de 2:1 de STV em relação ao substrato nos três reatores da primeira fase.

Figura 9 – Lodo proveniente da ETE Aracapé III.



Fonte: A Autora (2021).

Resíduos orgânicos alimentares foram utilizados como substrato. Buscando-se estudar uma constituição residual o mais possível próxima da real no que se refere a restos descartados pela população, foi utilizada uma ampla variedade de alimentos. Na primeira fase, os resíduos foram provenientes de residências, constituídos de sobras de refeições. Desse modo, o substrato em questão era composto por feijão, arroz, macarrão, batata inglesa, batata doce, beterraba, cebola, cenoura, carne de gado, carne de porco, frango, farofa, abóbora, abacaxi, melancia e milho (Figura 10).

Figura 10 – Parte das sobras de alimento utilizadas nos reatores de bancada.



Fonte: A Autora (2021).

Sendo assim, os resíduos alimentares passaram por uma etapa de trituração mecânica com o objetivo de facilitar a biodigestão, de modo a aumentar a superfície de contato do substrato em relação aos microrganismos, tornando as partículas mais acessíveis (Figura 11). Esse processo ocorreu com o auxílio de um liquidificador de modelo Philips Walita Daily RI2110.

Figura 11 – Material pastoso de resíduos alimentares após a trituração.



Fonte: A Autora (2021).

Na segunda fase, os resíduos orgânicos foram provenientes de restos de alimentos de uma empresa especializada no fornecimento de refeições prontas (Figura 12). Os resíduos foram constituídos de feijão, arroz, macarrão, batata inglesa, beterraba, cebola, cenoura, carne de gado, carne de porco, frango, farofa, abóbora, alface e mamão. Replicando os critérios dos reatores da primeira fase, a relação lodo e resíduos alimentares foi de 2:1 de STV no reator em escala piloto.

Figura 12 – Restos de alimentos utilizados no reator em escala piloto.



Fonte: A Autora (2021).

Na segunda fase, também houve o procedimento de trituração com o objetivo de propiciar a digestão anaeróbia, como pode ser visto nas Figuras 13 e 14. Foi adicionada água durante a trituração para facilitar o processo e auxiliar na passagem da massa pastosa pela tubulação do reator, obedecendo a relação de sólidos totais voláteis estabelecida. A trituração mecânica ocorreu com o auxílio de um liquidificador industrial de modelo Skymesen LSB-15.

Figura 13 – Resíduos orgânicos alimentares antes da trituração no liquidificador industrial.



Fonte: A Autora (2021).



Figura 14 – Material pastoso de resíduos durante a trituração.



Fonte: A Autora (2021).

Em ambas as fases do estudo, após o processo de trituração mecânica, foram realizadas análises de pH para verificar a presença de condições favoráveis para a digestão anaeróbia, com auxílio de um pHmetro de laboratório modelo Digimed DM-22. Na maioria dos casos, o valor de pH estava abaixo do neutro, sendo necessário estimar quantidades adequadas de substância alcalinizante, bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ), para adição na solução de resíduos, viabilizando a manutenção do pH.

Como cossustrato, foi utilizado o aguapé. As amostras de aguapé foram coletadas na Universidade Federal do Ceará (UFC), no açude Santo Anastácio, como pode ser observado nas Figuras 15 e 16.

Figura 15 – Local de retirada do aguapé para o estudo.



Fonte: A Autora (2021).

Figura 16 – Coleta de aguapé sendo realizada.



Fonte: A Autora (2021).

O aguapé (Figura 17) passou por uma etapa de trituração mecânica, com o auxílio

de dois liquidificadores, de modelos Arno Optimix OPTP e Mondial Easy Power L-550. Além disso, o material lignocelulósico foi aquecido a temperaturas em torno de 100 °C por meio de duas estufas de secagem para retirada de água (Figura 18), de modo a facilitar a mensuração da massa que viria a ser colocada de substrato nos reatores nas duas fases do trabalho. As estufas utilizadas no trabalho correspondem aos modelos Quimis Q317M-32 e Fanem 002 Cb.

Figura 17 – Parte dos aguapés recolhidos para a pesquisa.



Fonte: A Autora (2021).

Figura 18 – Aguapé triturado antes e depois do aquecimento na estufa.



Fonte: A Autora (2021).

Na primeira fase, um reator foi utilizado como controle, contendo apenas inóculo e substrato, sem adição de cossustrato. Enquanto isso, os dois reatores restantes foram alimentados com diferentes concentrações de STV, de modo que um contou com a adição de 15% de STV de cossustrato em relação ao resíduo alimentar, e o outro recebeu a adição de 20% de STV. Na segunda fase, foram replicadas as condições do reator de bancada que contava com a proporção de 20% de STV de aguapé.

### 4.3 Reatores

Na primeira fase do experimento, foram utilizados três reatores de bancada (Figura 19) fabricados com tubo PVC, contendo duas saídas para coleta de amostra e uma saída para a coleta do biogás produzido, com diâmetro interno de 15 cm e altura total de 24 cm. Cada reator tinha volume total de 4 litros, sendo 20% destinado ao *headspace* (0,8 L). As saídas para coleta de amostra localizavam-se nos pontos de 2 L e 3 L. Os reatores atuaram como biodigestores anaeróbios em batelada e modo de agitação semi-contínuo, utilizando agitadores mecânicos, à temperatura ambiente.

Figura 19 – Reatores de bancada utilizados no estudo.



Fonte: A Autora (2021).

Na segunda fase, foi utilizado um reator em escala piloto (Figura 20), construído em fibra de vidro, possuindo uma tampa parafusada com anel de borracha para vedação, com

diâmetro interno de 88 cm, altura total de 1,23 m e volume total de 1300 litros, sendo 20% destinado ao *headspace* (260 L). O reator contava com quatro pontos de coleta de amostra (fundo, 340 L, 640 L e 940 L) para análise, de modo a trabalhar em temperatura ambiente. Além disso, dispunha de um manômetro e um medidor de gás para acompanhar o volume do biogás gerado, atuando como biodigestor anaeróbio em batelada e modo de agitação semi-contínuo, com a alimentação e agitação sendo realizadas por meio de uma bomba peristáltica. O modelo de reator utilizado nesta pesquisa foi semelhante ao operado por Magalhães (2018).

Na Tabela 3, consta o resumo dos parâmetros operacionais adotados na pesquisa.

Tabela 3 – Quantidades inseridas nos reatores de cada fase.

	Reator de bancada 1	Reator de bancada 2	Reator de bancada 3	Reator em escala piloto
<b>Inóculo</b>	0,640 litros	0,640 litros	0,640 litros	200 litros
<b>Substrato</b>	2,56 quilos	2,56 quilos	2,56 quilos	100 quilos
<b>Cossustrato</b>	0	$3,78 \cdot 10^{-3}$ quilos	$5,04 \cdot 10^{-3}$ quilos	4,64 quilos

Fonte: A Autora (2021).

Figura 20 – Reator em escala piloto utilizado no estudo.



Fonte: A Autora (2021).

#### 4.4 Parâmetros Analisados

Inicialmente, a caracterização físico-química do inóculo e do substrato contou com todos os parâmetros contidos na Tabela 4, enquanto que para o cossustrato foram analisadas apenas as frações de sólidos. No decorrer das duas fases da pesquisa, essas análises foram realizadas periodicamente para monitoramento dos reatores.

Tabela 4 – Parâmetros físico-químicos monitorados durante a pesquisa.

Parâmetro	Método	Referência	Frequência
pH	Eletrométrico - 4500 B	APHA et al. (2017)	Reator de bancada: 1 vez por semana Reator em escala piloto: 2 a 3 vezes por semana
Ácido Graxos Voláteis (mg Ác/L)	KAPP	KAPP (1984) apud LIMA (2015)	Reator de bancada: 30 em 30 dias Reator em escala piloto: 30 em 30 dias
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Titulométrico com potenciômetro - Neutralização com ácido sulfúrico (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) - 2320 B	APHA et al. (2017)	
Amônia (mg/L)	Destilação - 4500 B/ Titulométrico - 4500 C (MACRO - Kjeldahl)	APHA et al. (2017)	
Carbono Orgânico Total - COT (%)	Volumétrico do Dicromato de Potássio (K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> )	BRASIL (2014)	
	Espectroscópico - Infravermelho não dispersivo (NDIR)	SHIMADZU (2021)	
Demanda Química de Oxigênio - DQO (g O <sub>2</sub> /L)	Colorimétrico - Neutralização com ácido sulfúrico (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) - 5220 D	APHA et al. (2017)	
Nitrogênio Total Kjeldahl - NTK (mg/L)	Titulométrico - 4500 A (MACRO - Kjeldahl)	APHA et al. (2017)	
Sólidos totais - ST (g/L)	Gravimétrico - Secagem a 103-105°C - 2540 B	APHA et al. (2017)	

Sólidos totais voláteis e fixos - STV e STF (g/L)	Gravimétrico - Ignição a 500 - 550°C - 2540 E	APHA et al. (2017)	
---	---	--------------------	--

Fonte: A Autora (2021).

O Carbono Orgânico Total (COT) foi verificado com auxílio de um analisador de COT de modelo Shimadzu SSM-5000A. A Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi verificada utilizando um bloco digestor de DQO de modelo Solab Dry-Block SL-16/30 e um espectrômetro de modelo Shimadzu UV-VIS UV-1900i. Para análise de pH, foi utilizado o pHmetro Digimed DM-22. O aquecimento e secagem das amostras foram efetuados na estufa Quimis Q317M-32. E, para ignição, fez-se uso de um forno mufla laboratorial fabricado pela SolidSteel.

Além desses parâmetros, foram feitas análises de gás (metano – CH<sub>4</sub>, dióxido de carbono – CO<sub>2</sub>, oxigênio – O<sub>2</sub>, monóxido de carbono – CO e sulfeto de hidrogênio – H<sub>2</sub>S) considerando a eficiência de produção, qualidade e composição do biogás gerado, por meio de um monitor de extração de gases de modelo Landtec GEM 5000. Nos reatores da primeira fase, as análises de gás foram feitas uma vez por semana, enquanto que, no reator da segunda fase, a frequência de análises foi de duas a três vezes semanais. Ademais, no reator em escala piloto, foi utilizado um medidor de gás de modelo Lao G1 para mensuração da quantidade de biogás produzido.

A seguir, na Figura 21, constam alguns dos principais equipamentos utilizados na metodologia.

Figura 21 – Equipamentos utilizados na metodologia.



Legenda: A - Liquidificador Philips Walita Daily RI2110; B - Liquidificadores Mondial Easy Power L-550 e Arno Optimix OTP, respectivamente; C - Liquidificador industrial Skymesen LSB-15; D - pHmetro Digimed DM-22; E - Estufa Quimis Q317M-32; F - Estufa Fanem 002 Cb; G - Mufla SolidSteel; H - Analisador de COT Shimadzu SSM-5000A; I - Bloco digestor de DQO Solab Dry-Block SL-16/30; J - Medidor de gás Lao G1; K - Monitor de extração de gases Landtec GEM 5000; L - Espectrômetro Shimadzu UV-VIS UV-1900i.

Fonte: A Autora (2021).



## **5 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Neste tópico, são apresentados e discutidos os resultados relativos às duas fases do experimento. Foram realizadas caracterizações e análises referentes aos parâmetros físico-químicos monitorados durante a pesquisa, avaliando o efeito da codigestão de resíduos orgânicos – utilizando resíduos alimentares e aguapé – e também a composição e a qualidade do biogás gerado. A primeira fase da pesquisa foi realizada no período de dezembro de 2020 a abril de 2021, consistindo no acompanhamento dos reatores de bancada, enquanto que a segunda fase correspondeu ao período de maio de 2021 a agosto de 2021, avaliando o desempenho do reator em escala piloto.

Durante a primeira fase do experimento, houve uma circunstância específica a se ressaltar, a obstrução de uma das saídas pertencentes ao reator com 20% de STV de aguapé no primeiro mês do procedimento. Esse aspecto resultou em uma alta pressão interna que causou a expulsão de mais de 50% do conteúdo, sendo necessário reinicializar este biodigestor. Embora iniciado depois, o experimento nesse reator teve duração com o mesmo número de dias que os outros dois reatores, além de dispor de mesmas proporções e características físico-químicas no que se refere a inóculo, substrato e cossustrato, embasando, assim, a comparação entre os sistemas.

### **5.1 Caracterização Físico-química Inicial - Inóculo, Substrato e Cossustrato**

A pesquisa contou com a utilização de inóculo e substrato nas duas fases de atuação, com a relação de 2:1 de STV. Para tanto, ambos passaram por caracterização físico-química, como pode ser visto nas Tabelas 5 e 6.

Tabela 5 – Caracterização físico-química do inóculo.

<b>Inóculo (Lodo proveniente de reator UASB)</b>		
<b>Parâmetro analisado</b>	<b>Unidade</b>	<b>Valores obtidos</b>
pH		7,47
Ácidos Graxos Voláteis - AGV	mg Ác/L	2750,04
Alcalinidade Total	mg CaCO <sub>3</sub> /L	3118,96
Carbono Orgânico Total - COT	%	22,95
Demanda Química de Oxigênio - DQO	g O <sub>2</sub> /L	17868
Nitrogênio Total Kjeldahl - NTK	mg/L	4744
Sólidos Totais - ST	g/L	93,84
Sólidos Totais Fixos - STF	g/L	37,64
Sólidos Totais Voláteis - STV	g/L	56,20

Fonte: A Autora (2021).

Tabela 6 – Caracterização físico-química do substrato.

<b>Substrato (Resíduos orgânicos alimentares)</b>		
<b>Parâmetro analisado</b>	<b>Unidade</b>	<b>Valores obtidos</b>
pH		4,27
Ácidos Graxos Voláteis - AGV	mg Ác/L	227,89
Alcalinidade Total	mg CaCO <sub>3</sub> /L	0
Carbono Orgânico Total - COT	%	23,25
Demanda Química de Oxigênio - DQO	g O <sub>2</sub> /L	218666,67
Nitrogênio Total Kjeldahl - NTK	mg/mg (%)	0,63
Sólidos Totais - ST	g/L	16,84
Sólidos Totais Fixos - STF	g/L	1,48
Sólidos Totais Voláteis - STV	g/L	15,36

Fonte: A Autora (2021).

Analisando-se os resultados obtidos para pH, o inóculo apresentou um pH de 7,47, estando dentro da faixa típica dos lodos brutos das estações de tratamento de esgoto (ETE) do país, entre 5,0 e 8,0 (MACHADO, 2001). O lodo proveniente de UASB é normalmente neutro, uma vez que já está estabilizado, tendo em vista que passou previamente por um biodigestor anaeróbio que promove o tratamento de efluentes.

Em relação ao pH do substrato, obteve-se o valor de 4,27, verificando-se a acidez do material. Devido a essa circunstância, houve a necessidade de neutralizar esse conteúdo com substância alcalinizante antes de inserção nos biodigestores, tendo em vista que o pH ácido não é atrativo para a biodigestão anaeróbia. A matéria orgânica, geralmente, possui características

ácidas, além de alto teor de nutrientes e carga orgânica, conforme afirma Lima (2015). Esse aspecto é destacado a partir do valor obtido para DQO neste estudo, o qual indica que o substrato utilizado apresenta grande quantidade de matéria orgânica a ser degradada (218.666,67 g O<sub>2</sub>/L).

Para o cossustrato do sistema, o aguapé, foram efetuadas análises de frações de sólidos para realizar adequação da porcentagem de sólidos totais voláteis em relação à de substrato e inóculo dentro de cada reator. Com isso, obteve-se os valores de 0,73 mg/L de sólidos totais, 0,12 mg/L de sólidos fixos e 0,61 mg/L de sólidos totais voláteis.

De acordo com Gonçalves Junior; Selzlein; Nacke (2009) e Souza et al. (2020), alguns estudos recentes indicam que biomassas de macrófitas aquáticas, como o aguapé, mesmo secas, possuem alta capacidade de acumular íons metálicos. Tendo em vista essa característica, a qual pode vir a ser tóxica para os microrganismos, e a presença de lignina, celulose e hemicelulose, compostos com forte ligação química que dificultam, em certo nível, a biodegradação, decidiu-se utilizar porcentagens pequenas de aguapé neste estudo, escolhendo-se os valores de 15% e 20% de STV. Não obstante, essa escolha apresentou boas respostas no que se refere aos resultados obtidos pelas análises realizadas, evidenciando o potencial do aguapé para o processo de biodigestão.

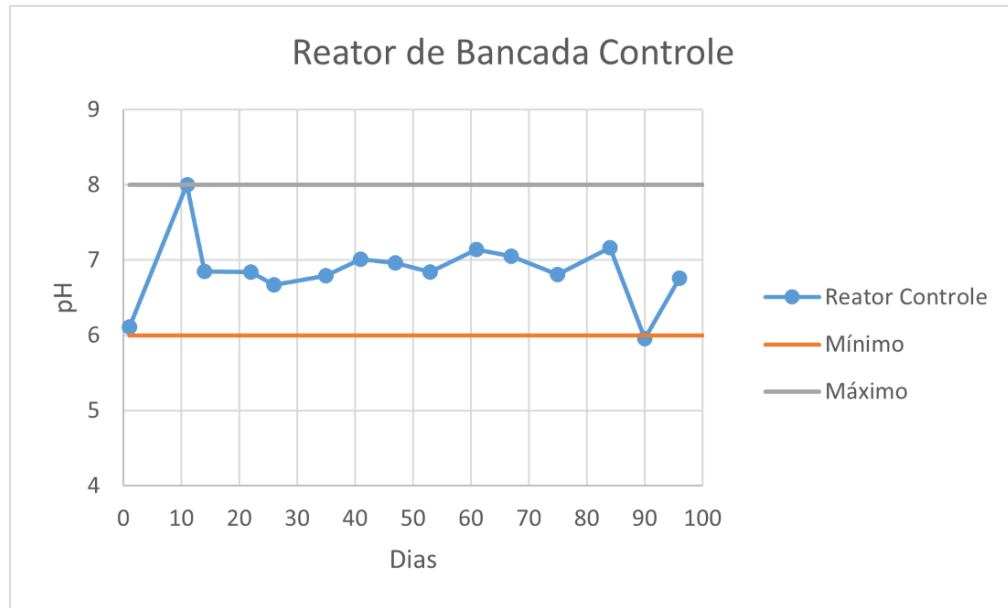
## **5.2 Reatores de Bancada**

### ***5.2.1 Análises Físico-químicas***

#### ***5.2.1.1 pH, Ácidos Graxos Voláteis e Alcalinidade***

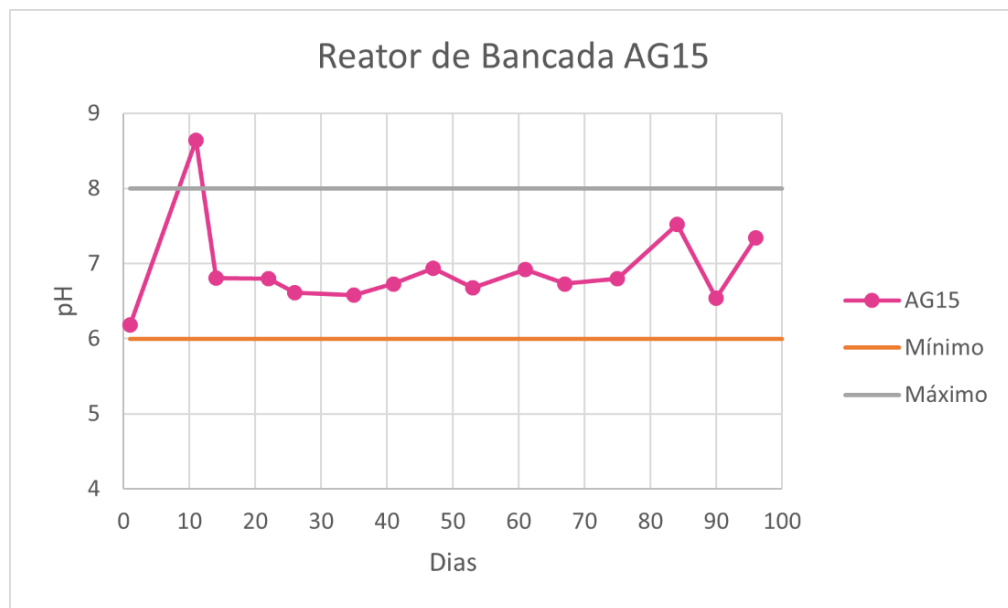
Por meio das Figuras 22, 23 e 24, é possível observar que o pH das misturas dos três reatores de bancada durante o estudo manteve-se próximo à faixa neutra, indicando que nenhum dos conteúdos sofreu processo de acidificação durante as etapas da biodigestão. Muitas dessas medições, inclusive, apresentam valores que se mantiveram na faixa entre 6,8 e 7,4, considerada ótima para o desenvolvimento de microrganismos metanogênicos segundo Zehnder, Ingvorsen e Marti (1982).

Figura 22 – Valores de pH do reator de bancada controle ao longo do período experimental.



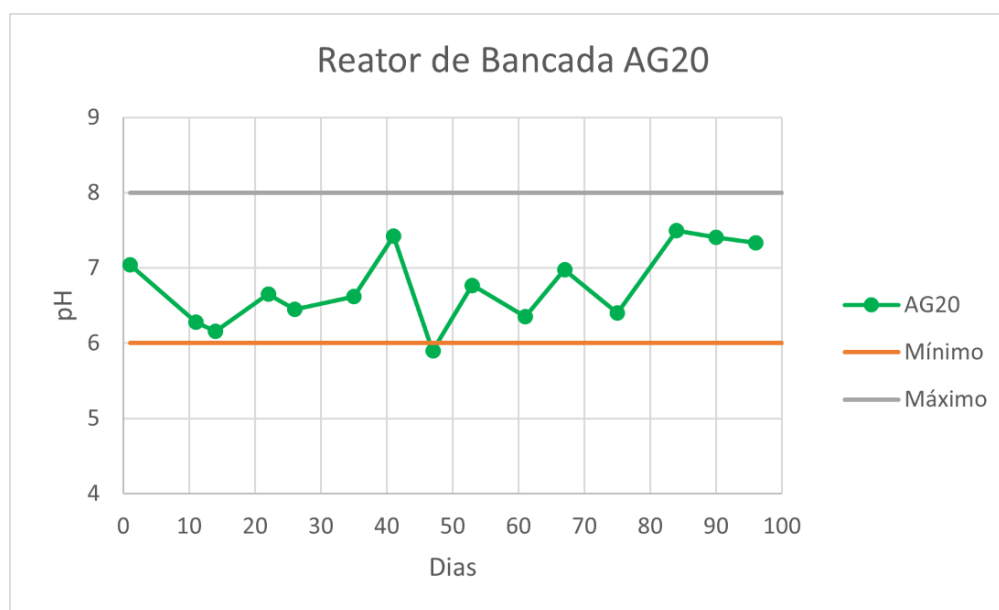
Fonte: A Autora (2021).

Figura 23 – Valores de pH do reator de bancada com 15% de STV de aguapé (AG15) ao longo do período experimental.



Fonte: A Autora (2021).

Figura 24 – Valores de pH do reator de bancada com 20% de STV de aguapé (AG20) ao longo do período experimental.



Fonte: A Autora (2021).

Levando em consideração o pH ácido encontrado na caracterização das amostras de substrato, evidenciou-se a necessidade de utilizar substância alcalinizante (bicarbonato de sódio –  $\text{NaHCO}_3$ ) para neutralizar o conteúdo a ser inserido nos biodigestores. A estimativa para adição desse composto foi realizada a partir de regra de três diretamente proporcional, tendo como base a massa utilizada de bicarbonato de sódio até neutralização da mistura de um dos reatores, com essa metodologia sendo replicada proporcionalmente nas misturas dos outros biodigestores.

Nesse contexto, o pico no gráfico do reator AG15 pode estar relacionado à probabilidade de a quantidade de  $\text{NaHCO}_3$  adicionada ter sido um pouco excedida neste sistema, porém sem prejuízos ao estudo, tendo em vista que os valores de pH estabilizaram-se nas medições seguintes. Segundo Chernicharo (2007), bicarbonatos são bastante solúveis, de modo a não elevarem o pH de maneira substancial mesmo quando dosados em excesso. Outra possibilidade que também pode ser considerada é a de esse pico estar associado a valores altos de nitrogênio amoniacal, o qual é um dos produtos das primeiras etapas da biodigestão, mostrando que pode ter ocorrido a acumulação de amônia nesse período no sistema, fazendo com que esse valor de pH estivesse em uma zona mais alcalina.

Ressalta-se que o acompanhamento do pH foi realizado durante todo o experimento, sendo monitorado semanalmente. Tendo em vista que, no processo de biodigestão

anaeróbia, também há a produção de componentes ácidos – como ácidos graxos voláteis – pelos microrganismos, a manutenção do pH foi efetuada quando necessária ao longo do procedimento, contando também com o acréscimo de  $\text{NaHCO}_3$  nas ocasiões em que o pH de alguma das misturas atingia valores abaixo da faixa recomendável. Um valor de pH inferior a 6 pode causar uma severa inibição das arqueas metanogênicas, enfatizando que essas bactérias são muito mais sensíveis a alterações de pH em comparação às acidogênicas, aspecto o qual propicia o acúmulo de ácidos orgânicos (FILHO, 2017; KUNZ et al., 2019).

Dito isso, os parâmetros AGV e alcalinidade foram avaliados no início, meio e final do período do experimento, objetivando verificar a estabilidade dos reatores quanto à produção de ácidos graxos voláteis e à alcalinidade necessária para manutenção de condições favoráveis ao funcionamento adequado. Os resultados obtidos por meio das análises para AGV são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Valores de ácidos graxos voláteis obtidos para os reatores de bancada ao longo do período experimental.

<b>Ácidos Graxos Voláteis - Valores obtidos (mg Ác/L)</b>			
<b>Reator de bancada analisado</b>	<b>Período do estudo</b>		
	<b>Inicial (Dia 1)</b>	<b>Intermediário (Dia 45)</b>	<b>Final (Dia 90)</b>
Controle	8130,67	8699,03	5683,62
AG15	8797,83	9895,23	2014,70
AG20	7898,84	5576,13	2623,24

Fonte: A Autora (2021).

Na biodigestão anaeróbia, ácidos graxos voláteis são produzidos durante a acidogênese, de modo a ocorrer a degradação dos mesmos até a última etapa, a metanogênese. Com isso, a diminuição desses ácidos durante o processo é um indicativo de que o biodigestor está estabilizando. Pelos valores obtidos, verifica-se um menor acúmulo de ácidos graxos voláteis nos reatores que utilizaram aguapé como cossustrato, constatando a influência da adição desse resíduo lignocelulósico no sistema. Esse atributo auxilia, também, no manutenção do pH, contribuindo para que os reatores que trabalharam com codigestão necessitem de menos manutenção.

Além disso, é importante relacionar o consumo de ácidos graxos voláteis com a produção de metano, tendo em vista que, quando ocorre a redução significativa da concentração desses ácidos, é observado, geralmente, um acréscimo proporcional do potencial de gás metano

no biogás (REIS, 2012). De maneira oposta, conforme mencionado por Krämer (2019), a porcentagem de metano tende a decair a partir do momento em que há o acúmulo de ácidos orgânicos, promovendo a acidificação do reator e o aumento percentual de CO<sub>2</sub> na composição do biogás. Essa circunstância pode ser vista nos trabalhos de Zhang et al. (2019), o qual trabalhou com efluente e resíduos alimentares, e de Krämer (2019) no sistema que fez uso apenas de resíduos vegetais como substrato no processo de biodigestão. Estes autores obtiveram resultados finais de AGV na faixa de 6000 a 6500 mg Ác/L.

Ambos os trabalhos constataram, para os sistemas em que houve maior acúmulo de AGV, um menor rendimento comparativo de metano, de modo a ocorrer, também, a queda de pH e a inibição do processo de biodigestão anaeróbia. Desse modo, ao analisar a utilização do aguapé como cossustrato neste trabalho, verifica-se um consumo expressivo desses ácidos orgânicos, de modo a propiciar uma maior estabilização do sistema, resultando em, também, melhores valores comparativos de metano em relação ao dispositivo que não utilizou codigestão, o reator de bancada controle, como pode ser visto no tópico Análise do Biogás.

Um aspecto interessante a se destacar quanto aos valores obtidos para AGV neste estudo é relacionado ao ritmo de degradação dos ácidos orgânicos. Percebe-se que, enquanto o reator com 15% de STV aguapé apresentou o menor valor final de AGV com uma diminuição brusca da concentração desses ácidos entre os períodos intermediário e final, o reator com 20% de STV expressou resultados bons para o consumo de ácidos, com a degradação destes sendo realizada de maneira mais gradual e constante. Esse comportamento também exerce influência no biogás gerado durante a biodigestão, sobretudo no que se refere à estabilidade da produção e à composição do biogás produzido durante o processo.

Sendo assim, uma propriedade que também está relacionada diretamente aos AGV é a alcalinidade, com seus valores sendo apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 – Valores de alcalinidade obtidos para os reatores de bancada ao longo do período experimental.

<b>Alcalinidade - Valores obtidos (mg CaCO<sub>3</sub>/L)</b>			
<b>Reator de bancada analisado</b>	<b>Período do estudo</b>		
	<b>Inicial (Dia 1)</b>	<b>Intermediário (Dia 45)</b>	<b>Final (Dia 90)</b>
Controle	6963,25	6761,28	8068,09
AG15	6969,61	6249,93	9968,63
AG20	7348,40	6307,12	8295,36

Fonte: A Autora (2021).

A alcalinidade é uma característica importante a ser avaliada, tendo em vista que, conforme as bactérias produzem ácidos e dióxido de carbono, resultando na diminuição do pH, o carbono e o bicarbonato realizam o consumo desses ácidos, impedindo grandes flutuações de pH ao promover o efeito tampão no sistema (KUNZ et al., 2014). Quando os ácidos graxos voláteis aumentam, eles são neutralizados pela alcalinidade em bicarbonato, de modo que a redução significativa da alcalinidade pode implicar na inibição do processo de biodigestão pela diminuição do pH (KUNZ et al., 2014).

Assim, a alcalinidade atua como um indicador nos biodigestores, com uma redução expressiva representando que o processo não está sendo executado em suas melhores condições. Essa circunstância, contudo, não ocorre nos reatores deste estudo, com os valores de alcalinidade diminuindo do período inicial ao intermediário - devido à passagem pela etapa da acidogênese, em que há produção de AGV – porém aumentando novamente do período intermediário ao final, apresentando quantidades significativas. Esses valores relativamente altos de alcalinidade podem estar relacionados à produção de amônia na biodigestão anaeróbia ou à adição de bicarbonato de sódio nos reatores para manutenção do pH.

De acordo com Mata-Alvarez, Macé e Llabres (2000), para assegurar condições estáveis, recomenda-se que o biodigestor tenha alcalinidade total acima de 1500 mg CaCO<sub>3</sub>/L. Enquanto isso, para Schnürer e Jarvis (2010), a alcalinidade a bicarbonato, que representa uma fração da alcalinidade total, pode estar em uma faixa de 3000 a 15000 mg CaCO<sub>3</sub>/L. Já Souza (1984) e Metcalf e Eddy (1991) indicam que, para uma faixa de alcalinidade total segura, a alcalinidade deve dispor de valores entre 1000 e 5000 mg CaCO<sub>3</sub>/L. Considerando a disparidade de faixas apresentadas por diferentes autores para esse parâmetro, é importante destacar que os limites de alcalinidade podem apresentar variações, não sendo facilmente estabelecidos devido, sobretudo, às características de adaptação dos microrganismos à amônia de cada sistema (KRÄMER, 2019; SCHNÜRER; JARVIS, 2010; VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

Há trabalhos, por exemplo, em que a alcalinidade analisada encontra-se na faixa segura estabelecida por Souza (1984) e Metcalf e Eddy (1991), no entanto, o acúmulo de AGV evidencia que o sistema está em colapso, como ocorre na pesquisa de Barbosa (2017). Nesse contexto, por meio da Tabela 8, é visto que os resultados para alcalinidade nos três reatores do presente estudo ultrapassam o limite máximo de 5000 mg CaCO<sub>3</sub>/L estabelecido pelos autores supracitados, assim como também ocorre nos trabalhos de Filho (2017) e Pereira, Campos e Moterani (2009). Essa característica, no entanto, não resultou em problemas significativos para o processo de biodigestão e para a geração de biogás, trazendo inclusive benefícios no que se



refere à manutenção do pH do sistema, sendo interessante considerar, para a análise realizada por este trabalho, a faixa mais ampla determinada por Schnürer e Jarvis (2010).

Assim, o valor da razão AGV/Alcalinidade em sistemas anaeróbios é um indicador relevante a ser analisado no que se refere ao estado de equilíbrio no conteúdo do reator (SCHMEIER, 2017). O estudo dessa relação possibilita a avaliação da estabilidade biológica da biodigestão, de modo a fornecer informações válidas para o prognóstico de eventuais falhas do sistema, propiciando a adoção de medidas preventivas ou corretivas, evitando situações irreversíveis no processo (FERREIRA, 2015a; SCHMEIER, 2017)

Segundo Chernicharo (2007) e Leite et al. (2004), a relação entre ácidos graxos voláteis e alcalinidade total em torno de 0,5 favorece o estado de equilíbrio dinâmico no reator e o biogás produzido. Enquanto isso, para Liu et al. (2012) e Scano et al. (2014), valores menores – de 0,3 a 0,4 – podem ser considerados como razões de referência seguras para indicação de estabilidade do sistema. Diante disso, os resultados obtidos para relação AGV/Alcalinidade para os reatores de bancada deste trabalho após o período de estabilização podem ser vistos na Tabela 9.

Tabela 9 – Valores para relação AGV/Alcalinidade para os reatores de bancada.

<b>Relação AGV/Alcalinidade</b>	
Reator de Bancada Controle	0,70
Reator de Bancada AG15	0,20
Reator de Bancada AG20	0,32

Fonte: A Autora (2021).

Analisando os valores experimentais, verifica-se que, para o reator de bancada controle, esse valor se manteve superior ao ideal, para o reator de bancada AG15, abaixo do ideal, e, para o reator de bancada AG20, dentro da faixa citada por Liu et al. (2012) e Scano et al. (2014). É importante destacar que uma relação AGV/Alcalinidade fora das faixas indicadas pelos autores mencionados não representa que o sistema foi ineficiente no que se refere à degradação de matéria orgânica, e, sim, indica possíveis condições de instabilidades nos respectivos sistemas (BARBOSA, 2017).

Dessa maneira, é visto que o reator de bancada controle apresentou razão maior devido à sua menor degradação de ácidos graxos voláteis em comparação aos outros biodigestores. O reator AG15 obteve um resultado satisfatório, tendo em vista que a razão relativamente baixa previne o acúmulo de ácidos orgânicos, embora fora das faixas

recomendadas. O reator AG20, entretanto, apresentou um valor dentro do intervalo de 0,3 a 0,4, verificando-se um melhor equilíbrio do conteúdo em relação aos AGV e à alcalinidade.

#### 5.2.1.2 Série de Sólidos

O teor de sólidos é um parâmetro relevante para analisar a remoção da carga orgânica, tendo em vista que ele mensura a quantidade de materiais sólidos presentes na massa de resíduos em degradação, podendo ser classificados em sólidos totais, totais fixos e totais voláteis (DE SOUZA; JAEGER; VIANA, 2019). O processo anaeróbico decompõe somente a fração teoricamente orgânica do substrato, logo, quanto maior a concentração de sólidos totais voláteis, a qual representa o teor de matéria orgânica biodegradável, maior será a taxa de bioconversão dos resíduos (ROCHA, 2016).

Diante disso, ao realizar a análise da quantidade de sólidos voláteis anterior e posterior à biodigestão, pode-se verificar a eficiência da redução da carga orgânica. Os resultados obtidos para os reatores de bancada deste trabalho no que se refere a sólidos totais, totais fixos e totais voláteis, avaliados no início, meio e final do período do experimento, são exibidos nas Tabelas 10, 11 e 12.

Tabela 10 – Valores de sólidos obtidos do reator de bancada controle ao longo do período experimental.

<b>Série de Sólidos - Reator de Bancada Controle</b>			
<b>Parâmetro analisado</b>	<b>Período do estudo</b>		
	<b>Inicial (Dia 1)</b>	<b>Intermediário (Dia 45)</b>	<b>Final (Dia 90)</b>
ST (g/L)	25,39	20,82	18,52
STF (g/L)	11,22	10,58	10,96
STV (g/L)	14,18	10,23	7,56

Fonte: A Autora (2021).

Tabela 11 – Valores de sólidos obtidos do reator de bancada com 15% de STV de aguapé ao longo do período experimental.

<b>Série de Sólidos - Reator de Bancada AG15</b>			
<b>Parâmetro analisado</b>	<b>Período do estudo</b>		
	<b>Inicial (Dia 1)</b>	<b>Intermediário (Dia 45)</b>	<b>Final (Dia 90)</b>
ST (g/L)	20,38	17,86	13,26
STF (g/L)	10,61	10,05	10,38
STV (g/L)	9,78	7,82	2,88

Fonte: A Autora (2021).

Tabela 12 – Valores de sólidos obtidos do reator de bancada com 20% de STV de aguapé ao longo do período experimental.

<b>Série de Sólidos - Reator de Bancada AG20</b>			
<b>Parâmetro analisado</b>	<b>Período do estudo</b>		
	<b>Inicial (Dia 1)</b>	<b>Intermediário (Dia 45)</b>	<b>Final (Dia 90)</b>
ST (g/L)	26,20	19,34	12,41
STF (g/L)	11,70	14,41	9,45
STV (g/L)	14,50	4,93	2,95

Fonte: A Autora (2021).

Dessa forma, passado o processo de biodigestão anaeróbia, observou-se uma remoção na quantidade de sólidos totais voláteis de 46,67% para o reator controle, 70,54% para o reator AG15 e 79,63% para o reator AG20. Esses resultados evidenciam o potencial da codigestão anaeróbia fazendo uso de aguapé em comparação ao processo de monodigestão. Além disso, o biodigestor com maior quantidade de cossubstrato inserido, 20% de STV, apresentou-se como o mais eficiente no que se refere à biodegradação da fração orgânica de resíduos sólidos.

Os valores obtidos para a monodigestão podem ser comparados com os estudos de Filho (2017) e Neves (2016), os quais obtiveram, como valores máximos de remoção de STV, 56,80% e 51,42% respectivamente, trabalhando com a biodigestão de resíduos alimentares. Os resultados aproximam-se bastante dos valores obtidos pelo reator controle de bancada deste estudo, tendo em vista que os parâmetros utilizados são semelhantes.

Nesse contexto, analisando pesquisas que trabalharam com codigestão, Amorim (2017) utilizou, como substrato, resíduos alimentares, obtendo resultados de remoção de STV

de 86,93% para casca de coco como cossustrato e 94,10% para poda. Já De Souza, Jaeger e Viana (2019) trabalharam com resíduos alimentares e grama, de modo a obter valores entre 40 e 45% de remoção. Enquanto isso, no estudo de Lins et al. (2021), utilizou-se, para o processo de biodigestão, as combinações efluente de fecularia + glicerol e efluente de abatedouro + glicerol, obtendo, respectivamente, 68% e 41% de taxa de remoção de STV.

Para os resultados que apresentaram menos de 50% de remoção, os autores justificaram a circunstância mencionando o acúmulo de ácidos voláteis no processo, aspecto o qual levou à diminuição do pH e à acidificação da mistura do biodigestor. Dito isso, para os reatores de bancada que trabalharam com codigestão neste estudo, os resultados obtidos foram bastante satisfatórios, tendo em vista que o funcionamento adequado dos sistemas resultou em valores elevados de remoção de sólidos voláteis. Além disso, ressalta-se a circunstância de o cossustrato utilizado consistir em uma macrófita aquática com estrutura lignocelulósica de difícil degradação, o que não impossibilitou a obtenção de bons resultados para a remoção de STV, evidenciando a codigestão de resíduos alimentares e aguapé como técnica promissora de tratamento.

Por fim, é importante salientar que, no que se refere à bioestabilização da mistura de substratos dos reatores, a diminuição do tamanho dos resíduos por meio de pré-tratamentos é favorável, tendo em vista que, quanto maior a área superficial das partículas, maior a interação das bactérias com os substratos, viabilizando a aceleração do processo de degradação biológica e propiciando uma maior taxa de produção de biogás (VIRIATO, 2013; VIRIATO et al., 2015). Diante disso, o presente trabalho contou com a redução do tamanho das partículas do material inserido nos biodigestores por meio de trituração mecânica, característica a qual, possivelmente, exerceu influência nas porcentagens tanto de remoção de sólidos como de demanda química de oxigênio, oportunizando a biodigestão de resíduos.

### *5.2.1.3 Demanda Química de Oxigênio*

A demanda química de oxigênio corresponde à quantidade de oxigênio necessária para degradar a fração orgânica do material a ser analisado. O acompanhamento desse parâmetro é realizado por meio dos valores iniciais e finais de DQO das misturas dos biodigestores, auxiliando na análise da remoção de matéria orgânica, pois, quanto maior a eficiência de remoção, maior será a degradação do resíduo, sendo um importante fator a ser monitorado durante o processo de biodigestão anaeróbia (SGORLON et al., 2011). Diante

disso, os valores para DQO obtidos por esse trabalho para os reatores de bancada, a qual foi analisada no início, meio e final do experimento, são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 – Valores de demanda química de oxigênio obtidos para os reatores de bancada ao longo do período experimental.

<b>Demanda Química de Oxigênio - Valores obtidos (mg O<sub>2</sub>/L)</b>			
<b>Reator de bancada analisado</b>	<b>Período do estudo</b>		
	<b>Inicial (Dia 1)</b>	<b>Intermediário (Dia 45)</b>	<b>Final (Dia 90)</b>
Controle	18410,97	15580,35	9725,47
AG15	18338,96	11630,62	5127,00
AG20	18252,32	6871,00	3421,59

Fonte: A Autora (2021).

A partir desses valores, verificam-se as porcentagens de remoção de DQO de 47,18% no reator controle, 72,04% no reator AG15 e 81,25% no reator AG20, destacando-se, também para esse parâmetro, os efeitos favoráveis da adição de cossustrato aos sistemas anaeróbios. Além disso, em concordância com os valores encontrados para sólidos totais voláteis, o reator com maior porcentagem de STV de aguapé apresentou maior taxa de remoção de DQO, evidenciando uma maior degradação da matéria orgânica comparativamente.

Nesse contexto, é importante ressaltar a existência de uma parcela orgânica da DQO que não foi biodegradada pelos microrganismos durante o período avaliado de biodigestão, conhecida como DQO recalcitrante, constituída por substâncias de baixa biodegradabilidade como lignina, celulose e hemicelulose, entre outros compostos recalcitrantes, que se depositam no fundo dos reatores (BRASIL, 2016; CORRÊA et al., 2020). De acordo com Leite et al. (2004), o uso de diferentes tipos de resíduos sólidos orgânicos pode influenciar em variações na remoção de massa de DQO. Como mencionado anteriormente, mais da metade da constituição do aguapé é composta por esses polímeros, o que pode ter exercido influência na razão de remoção da DQO neste estudo.

Essa parcela recalcitrante, no entanto, não trouxe efeitos significativos ao processo de degradação, tendo em vista que os resultados foram satisfatórios. Realizando a comparação com outros estudos que utilizaram codigestão, o trabalho de Andrade et al. (2015), que contou com a codigestão de dejetos de suínos e de aves com efluente de fecularia, obteve valor de remoção de DQO de 68%. O estudo de Cremonez et al. (2015) trabalhou com codigestão de água residual de suinocultura e vinhaça, obtendo valores de DQO de 68,4% e 69%. Enquanto

isso, a pesquisa de Castrillón et al. (2013), utilizando dejetos de gado com glicerol, encontrou, como maior redução de DQO, o valor de 80,7%. Sendo assim, os valores obtidos para as análises de DQO neste trabalho foram relativamente favoráveis, salientando a maior eficiência de remoção para o reator com maior porcentagem de STV de cossubstrato.

#### 5.2.1.4 Carbono Orgânico Total, Nitrogênio Total Kjeldahl e Relação Carbono/Nitrogênio

O carbono orgânico total (COT) é um parâmetro que indica toda a concentração de carbono em uma amostra, das substâncias solúveis, insolúveis, biodegradáveis e não biodegradáveis, de modo a ser uma medida direta da matéria orgânica no que se refere ao carbono contabilizado (COSTA; BARBOSA FILHO; GIORDANO, 2014). O carbono é a principal fonte de alimentação dos microrganismos e componente principal do biogás, sendo derivado, sobretudo, de hidratos de carbono contidos na biomassa (GUERI, 2017). Dessa maneira, os resultados obtidos para COT no que se refere aos reatores de bancada podem ser vistos na Tabela 14.

Tabela 14 – Valores de carbono orgânico total obtidos para os reatores de bancada ao longo do período experimental.

<b>Carbono Orgânico Total - Valores obtidos (%)</b>			
<b>Reator de bancada analisado</b>	<b>Período do estudo</b>		
	<b>Inicial (Dia 1)</b>	<b>Intermediário (Dia 45)</b>	<b>Final (Dia 90)</b>
Controle	17,72	5,45	3,49
AG15	21,08	13,41	4,34
AG20	25,03	14,89	11,70

Fonte: A Autora (2021).

Enquanto isso, o nitrogênio total kjeldahl (NTK) consiste em um método utilizado para medir a quantidade de nitrogênio de origem orgânica e de origem amoniacal (BAUR; GUTTERRES; BORDIGNON, 2009). Esse elemento é constituinte de proteínas, com suas concentrações relacionando-se diretamente ao percentual de matéria orgânica presente nos resíduos sólidos (CARVALHO, 2015). As formas orgânica e amoniacal são as representativas em misturas em meios anaeróbios, enquanto a conversão a nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) ocorre em ambientes aeróbios (FLECK, 2003). Desse modo, os valores obtidos para NTK são apresentados a seguir na Tabela 15.

Tabela 15 – Valores de nitrogênio total kjeldahl obtidos para os reatores de bancada ao longo do período experimental.

<b>Nitrogênio Total Kjeldahl - Valores obtidos (mg/L)</b>			
<b>Reator de bancada analisado</b>	<b>Período do estudo</b>		
	<b>Inicial (Dia 1)</b>	<b>Intermediário (Dia 45)</b>	<b>Final (Dia 90)</b>
Controle	1128,70	956,29	1557,00
AG15	1046,42	677,60	1346,90
AG20	1064,18	847,50	1160,22

Fonte: A Autora (2021).

Nesse contexto, como dito anteriormente neste trabalho, a proporção C/N auxilia na avaliação do desempenho do processo de biodigestão, verificando se os elementos carbono e nitrogênio fornecem o apropriado balanço de nutrientes exigido pelos microrganismos anaeróbios, em relação tanto a seu crescimento quanto à estabilidade do sistema (ZHANG et al., 2014).

O valor baixo para essa razão é um indicativo de possibilidade de acúmulo de amônia no meio, ocasionando a inibição das bactérias metanogênicas; enquanto isso, quando há uma elevada relação C/N, constata-se que o carbono não está sendo metabolizado suficientemente, evidenciando uma ineficiência do processo (SGORLON et al., 2011). Dessa maneira, de forma geral, o desequilíbrio de nutrientes na mistura influencia negativamente no desenvolvimento dos microrganismos metanogênicos, podendo reduzir a qualidade do biogás (GUERI, 2017).

Desse modo, a adequada relação C/N no processo de biodigestão é importante do ponto de vista microbiológico, melhorando a atividade das bactérias, de modo a equilibrar os nutrientes necessários e proporcionar um melhor rendimento no que se refere ao metano produzido (MATA-ALVAREZ et al., 2014; VILLA, 2018). Assim, para obter essa relação neste estudo, foram utilizadas as quantidades obtidas por meio das análises de COT e NTK. Após a conversão dos valores de nitrogênio total para porcentagem, foram calculados os valores mostrados na Tabela 16.

Tabela 16 – Valores para relação C/N para os reatores de bancada.

<b>Relação C/N</b>			
<b>Reator de bancada analisado</b>	<b>Período do estudo</b>		
	<b>Inicial (Dia 1)</b>	<b>Intermediário (Dia 45)</b>	<b>Final (Dia 90)</b>
Controle	15,70	6,70	2,24
AG15	20,14	19,79	3,22
AG20	23,52	17,57	10,08

Fonte: A Autora (2021).

De acordo com diversos autores, como Filho (2017), Silveira (2009) e Verma (2002), a faixa ótima para a relação C/N encontra-se entre os valores de 20 e 30. É importante destacar que os valores iniciais do processo são bastante relevantes, tendo em vista que o balanceamento dos nutrientes é feito no início, levando em consideração as características físico-químicas da biomassa, a razão inóculo:substrato:cossustrato e os parâmetros de operação utilizados. Dessa forma, por meio dos resultados iniciais, constata-se que os reatores que trabalharam com codigestão situaram-se dentro da faixa ótima no começo do processo, enquanto que o reator controle está ligeiramente próximo ao limite inferior desejado.

Diante disso, é pertinente mencionar que alguns autores consideram uma relação C/N segura entre 10 e 30 sem grandes prejuízos à biodigestão (ROHSTOFFE, 2010; RODRIGUEZ et al., 2018), de modo a ser possível enquadrar o valor inicial obtido para o reator controle nesta faixa. Além disso, examinando o processo como um todo, outros trabalhos ressaltam uma relação ótima de C/N entre 20-30 para o início do tratamento e entre 10-13 para que o resíduo seja considerado estabilizado (KARLSSON, 2014; SGORLON et al., 2011), sendo essa uma informação importante a se considerar para os resultados intermediário e final.

A partir dos valores exibidos na Tabela 16 para esses períodos, é possível perceber uma diminuição considerável da relação C/N para o reator controle, do resultado inicial para o intermediário, e para o reator AG15, do resultado intermediário para o final, fazendo com que os números obtidos fossem bem abaixo das faixas mencionadas anteriormente. Isso ocorre devido a altas concentrações de nitrogênio nos dois reatores, que neste caso pode ter sido convertido à amônia, a qual não foi digerida proporcionalmente ao teor de carbono, resultando em uma relação C/N não favorável.

Os resíduos alimentares apresentam um elevado nível de biodegradabilidade, entretanto, carecem de nutrientes e sais minerais essenciais para o desenvolvimento dos microrganismos, sendo recomendável o uso de dois ou mais substratos no processo de



biodigestão (codigestão) para compensar as carências nutricionais e promover o auxílio ao crescimento das bactérias, aprimorando a qualidade do biogás (CHEN et al., 2016; GUERI, 2017). Assim, os cossustratos auxiliam na otimização da relação C/N das misturas dos biodigestores.

Dito isso, verifica-se a influência do aguapé nos reatores de bancada AG15 e AG20, tendo em vista que suas relações iniciais encontram-se dentro da faixa ideal. Analisando o reator AG15, percebe-se que esse sistema conseguiu manter valores satisfatórios também no período intermediário do experimento, diferentemente do que aconteceu com o reator controle, cujo valor decaiu após 45 dias. Essa circunstância ressalta que o reator AG15 apresentou um melhor balanço de nutrientes até a metade do experimento, de modo a diminuir a relação C/N apenas próximo ao término do período experimental.

Enquanto isso, o reator AG20 contou com resultados dessa relação dentro da faixa ótima durante toda a pesquisa, de modo a obter valores interessantes tanto para o início do tratamento (20-30) como para após a estabilização do resíduo (10-13), conforme determinado por Karlsson (2014) e Sgorlon et al. (2011). Dessa maneira, pode-se ter uma maior noção quanto à eficiência do processo para essa porcentagem de STV de aguapé, tendo em vista que a relação C/N também está relacionada ao desempenho da biodigestão anaeróbia.

Diante disso, realizando a comparação com outros trabalhos, Filho (2017) realizou seu estudo com monodigestão de resíduos alimentares e obteve valores bons para a razão C/N no início, de modo a, ao decorrer do processo, essas quantidades decaírem para valores menores do que 5, saindo da faixa segura, assim como ocorreu com o reator controle. Enquanto isso, o estudo de Leite et al. (2017) trabalhou com codigestão de resíduos vegetais e lodo anaeróbio de esgoto sanitário, de modo a obter, para um de seus sistemas, o valor de 18,78 para o início do processo e 12,02 para o fim, com valores satisfatórios conforme faixas mencionadas anteriormente, evidenciando a influência da adição de cossustrato na biodigestão anaeróbia.

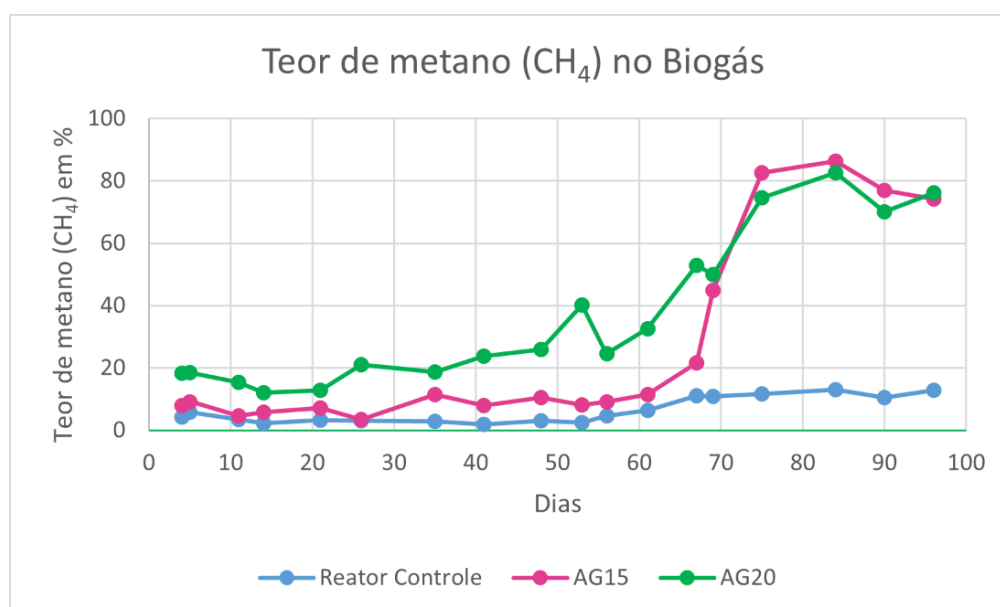
### ***5.2.2 Análise do Biogás***

Conforme discutido nos tópicos anteriores, o biogás é produzido por meio da decomposição de resíduos com composição majoritariamente orgânica, apresentando elevado teor energético e possuindo, como seu principal constituinte, o gás metano (CH<sub>4</sub>) (GRANDO; DE ANTUNES; DA FONSECA, 2016). É necessário ressaltar que a composição do biogás é

bastante variável, dependendo, além da matéria orgânica utilizada, das condições operacionais às quais o processo de biodigestão anaeróbia é submetido (APPELS et al., 2011).

Diante disso, nos reatores de bancada deste estudo, foi realizado o acompanhamento da composição do biogás semanalmente durante todo o período do experimento, utilizando um monitor de extração de gases para verificação de valores. As análises objetivaram averiguar a qualidade do biogás produzido no que se refere à determinação dos teores de metano. Dessa forma, os resultados obtidos para as porcentagens de metano nos reatores controle, AG15 e AG20 podem ser vistos na Figura 25.

Figura 25 – Teor de metano nos reatores de bancada ao longo do período experimental.



Fonte: A Autora (2021).

O metano apresenta-se como o componente de maior poder calorífico do biogás, sendo bastante relevante para seu aproveitamento. Dessa forma, resultados promissores foram encontrados para os tratamentos utilizando aguapé como cossustrato, apresentando os teores mais elevados de CH<sub>4</sub>, de modo a atingir picos de 86,3% e 82,5%, respectivamente, para os reatores AG15 e AG20. Em relação ao reator controle, o qual trabalhou com biodigestão apenas de resíduos alimentares como substrato, não houve valores significativos de teor de metano, obtendo, como valor máximo, a porcentagem de 13%.

Como dito anteriormente, os resíduos alimentares são considerados substratos orgânicos bastante propícios para a biodigestão, de modo a possuir elevado potencial para a produção de CH<sub>4</sub>. No entanto, inibições podem ocorrer ao se biodigerir unicamente resíduos

alimentares por um longo tempo de operação (GUERI, 2017). O valor esperado para a monodigestão anaeróbia no que se refere a teores de metano consiste na faixa de 35 a 70% (KUNZ et al., 2019). O estudo de Silva (2018) apresentou porcentagem de rendimento de metano de 64% ao utilizar resíduos orgânicos provindos de restaurante universitário como substrato. Enquanto isso, Stefanutti et al. (2019), trabalhando com o mesmo tipo de resíduo, alcançou valores de 40 a 54,73%.

Dito isso, para o caso do reator controle deste estudo, percebe-se a relativa baixa eficiência na produção de  $\text{CH}_4$ . As razões para a inibição podem estar relacionadas às circunstâncias previamente mencionadas, como a menor degradação comparativa de AGV e a razão AGV/Alcalinidade acima da ideal mesmo após estabilização do sistema, o que possivelmente ocasionou acumulação excessiva de ácidos orgânicos a níveis desfavoráveis, acarretando em menor remoção de STV e de DQO. Além disso, a relação C/N também pode ter exercido influência, uma vez que atingiu valores menores do que a faixa segura (10-30) ainda no período intermediário do experimento, propiciando o desequilíbrio de nutrientes.

Nesse contexto, novamente, vários pesquisadores mencionam as vantagens da codigestão anaeróbia quando comparada à biodigestão conduzida com um único substrato em relação à eficiência na geração de metano. Dentre os benefícios, o trabalho de Matheri et al. (2018) destaca que a codigestão viabiliza relações mais interessantes de C/N, de modo a diminuir a influência de inibidores e compostos tóxicos, além de promover o efeito tampão ao meio (SAMPAIO, 2019). Esses aspectos contribuem para melhorar o rendimento anaeróbio, proporcionando um ambiente favorável para os microrganismos metanogênicos, viabilizando, conseqüentemente, uma maior produção de metano.

Dessa maneira, os biodigestores que fizeram uso de aguapé neste estudo apresentaram uma eficiência expressiva no que se refere à qualidade do biogás, elevando seu potencial energético devido aos altos teores de  $\text{CH}_4$ . Analisando trabalhos que utilizaram cossustrato, El-Mashad e Zhang (2010) encontraram teores de metano na faixa de 56,5 a 69,2% ao operar com a codigestão anaeróbia de resíduos alimentares com esterco bovino. Enquanto isso, a pesquisa de Yong et al. (2015) encontrou faixas estáveis de concentração de metano variando entre 50 e 70% por meio da codigestão de resíduos alimentares com palha. Ademais, Weerayuttil, Khoyun e Khuanmar (2016) obtiveram porcentagens de metano entre 56,4% a 64,4% trabalhando com esterco de galinha e capim.

Com isso, é vista a eficiência relativamente mais alta dos reatores de bancada AG15 e AG20, com 86,3% e 82,5% de rendimento de metano respectivamente. A comparação de

valores pode ser realizada, também, com o trabalho de Zala, Solanki e Bhale (2020), que utilizou, similarmente, resíduos alimentares com aguapé para a produção de biogás. Essa pesquisa encontrou valores de 52,1% a 68,3% ao utilizar diferentes razões substrato:cossustrato. Dito isso, e também considerando caracterizações físico-químicas iniciais distintas para cada trabalho, verifica-se ainda um maior rendimento no teor de metano para os biodigestores deste estudo, destacando o potencial de produção para as condições selecionadas neste experimento.

Nesse âmbito, é importante ressaltar a viabilidade do aguapé como cossustrato. Amorim (2017), que também utilizou material lignocelulósico como cossustrato (no caso, casca de coco), relatou a produção de quantidades reduzidas de metano nas amostras. A autora justificou a circunstância baseada nas altas porcentagens de lignina (35-45%) e de celulose (23-43%) do cossustrato, com baixas quantias de hemicelulose (3-12%), sendo esta última o polímero mais atrativo destes para o consumo dos microrganismos. O aguapé, por sua vez, também dispondo desses compostos em sua constituição, abrange aproximadamente 18% de lignina, 18% celulose e 23,5% de hemicelulose segundo Gao et al. (2013), com este último carboidrato estando em maior quantidade comparativamente e à disposição para as bactérias. Assim, é observado que estes componentes lignocelulósicos, nas proporções presentes no aguapé e de acordo com as porcentagens utilizadas nos reatores de bancada, não trazem prejuízos ao procedimento, sendo uma boa opção de cossustrato a ser utilizada para a biodigestão anaeróbia.

Ademais, ao examinar os resultados das análises para os três biodigestores, compreende-se a influência da remoção de DQO e de STV para a produção de biogás, tendo em vista que, para os maiores valores de decomposição de matéria orgânica, verifica-se uma maior conversão da biomassa residual em metano. Além disso, é importante ressaltar a relevância do pré-tratamento dos substratos e da agitação da mistura dos biodigestores para um maior rendimento de  $\text{CH}_4$ , visando à promoção de melhores condições aos microrganismos atuantes no processo.

Assim sendo, uma particularidade a ser observada quanto aos reatores de bancada AG15 e AG20 consiste no maior pico de metano ser do reator AG15, aspecto o qual pode estar relacionado ao consumo expressivo de AGV realizado por esse sistema em um curto intervalo de tempo. Enquanto isso, o reator AG20 apresentou menor disparidade entre os resultados ao se considerar o período total do experimento, fator que pode ser visto por meio do aumento gradual e constante das porcentagens de metano até seu maior valor na Figura 25. Esse

comportamento provavelmente está relacionado à estabilidade da biodigestão, com o reator AG15 possuindo maior eficiência no que se refere a um resultado isolado, porém, com o AG20 sendo mais efetivo ao levar em consideração o processo como um todo.

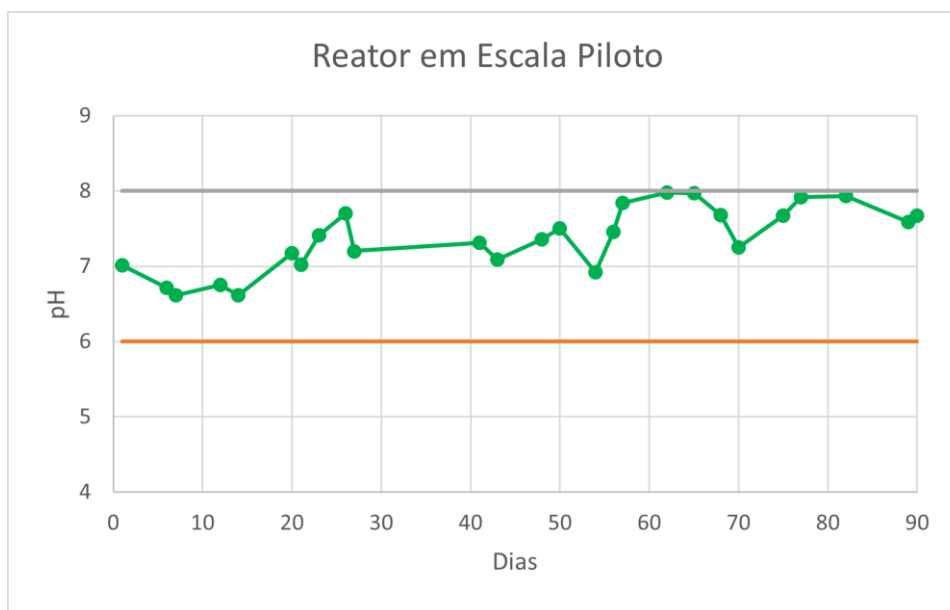
### **5.3 Reator em escala piloto**

Ao verificar a remoção de matéria orgânica, a eficiência do processo e o rendimento de teor de metano, a proporção de 20% de STV de aguapé foi a escolhida para ser replicada no reator em escala piloto, buscando avaliar o comportamento do processo de biodigestão anaeróbia com essa proporção de cossustrato em um sistema de dimensão mais próxima da real. Dito isso, considerando que o reator piloto trabalhou de maio a agosto de 2021, é necessário ressaltar que planejava-se realizar o acompanhamento desse sistema por mais tempo, tendo em vista o aumento de escala em comparação aos reatores de bancada. Desse modo, os resultados apresentados neste estudo referem-se aos valores que puderam ser obtidos até a elaboração deste trabalho de conclusão de curso.

Ademais, devido ao modelo semelhante de biodigestor ao operado por Magalhães (2018), este tópico irá abranger a comparação de valores com os resultados desse trabalho. Destacam-se as diferenças entre os sistemas: Magalhães (2018) trabalhou com um reator em escala piloto utilizando inóculo e resíduos alimentares como substrato, em regime semi-contínuo de alimentação, durante 150 dias; enquanto isso, o presente estudo trabalhou com inóculo, resíduos alimentares como substrato e aguapé como cossustrato, em regime em batelada, durante 90 dias.

Desse modo, a partir da análise dos resultados exibidos na Figura 26 a seguir, é visto que o pH do conteúdo do reator em escala piloto manteve-se próximo à faixa neutra durante todo o período do experimento, assim como os reatores de bancada, não sofrendo processo de acidificação da mistura. Para tanto, é necessário ressaltar o uso de substância alcalinizante ( $\text{NaHCO}_3$ ) também nesta fase do experimento, objetivando a manutenção do pH. O monitoramento desse parâmetro foi realizado de 2 a 3 vezes por semana.

Figura 26 – Valores de pH do reator em escala piloto ao longo do período experimental.



Fonte: A Autora (2021).

Dito isso, é possível observar que, a partir do dia 50, há uma quantidade significativa de valores que ultrapassam o valor de 7,4 de pH, limite superior da faixa considerada ótima para o desenvolvimento dos microrganismos de acordo com Zehnder, Ingvorsen e Marti (1982). Esse aspecto pode ser uma circunstância proveniente da adição de bicarbonato de sódio para neutralização, no entanto, levando em conta a data em que esses valores tornaram-se mais frequentes, provavelmente é um indicativo de relativo acúmulo de amônia no biodigestor. Ainda assim, no que se refere ao parâmetro de pH, os valores não ultrapassaram a faixa mais ampla citada por Filho (2017), conseguindo conferir estabilidade ao processo.

Comparando-se esse parâmetro, os resultados apresentados por Magalhães (2018) evidenciaram pH de caráter ácido no início do processo. Isso ocorreu devido à diferença de abordagem quanto à adição de substância alcalinizante: enquanto Magalhães (2018) inseriu os resíduos alimentares no biodigestor com menor adição de  $\text{NaHCO}_3$ , resultando em pH inicial da mistura mais baixo (em torno de 5,5), o presente trabalho contou com a manutenção do pH de maneira proporcional ao pH do substrato inserido no reator, viabilizando a adição de quantidades apropriadas e suficientes de bicarbonato, proporcionando um ambiente mais adequado para o processo de biodigestão anaeróbia desses resíduos.

Diante disso, os ácidos graxos voláteis e a alcalinidade para o reator em escala piloto foram avaliados no início e final do período de estudo. Assim, os valores obtidos são apresentados nas Tabelas 17 e 18.

Tabela 17 – Valores de ácidos graxos voláteis obtidos para o reator em escala piloto ao longo do período experimental.

<b>Ácidos Graxos Voláteis - Valores obtidos (mg Ác/L)</b>		
<b>Reator analisado</b>	<b>Período do estudo</b>	
	<b>Inicial (Dia 1)</b>	<b>Final (Dia 90)</b>
Escala Piloto	18862,19	16787,04

Fonte: A Autora (2021).

Tabela 18 – Valores de alcalinidade obtidos para o reator em escala piloto ao longo do período experimental.

<b>Alcalinidade - Valores obtidos (mg CaCO<sub>3</sub>/L)</b>		
<b>Reator analisado</b>	<b>Período do estudo</b>	
	<b>Inicial (Dia 1)</b>	<b>Final (Dia 90)</b>
Escala Piloto	11685,47	12297,83

Fonte: A Autora (2021).

Ao analisar os resultados, é possível observar os altos valores de AGV obtidos para esse sistema em comparação aos dos reatores de bancada, característica a qual é influenciada pelo aumento de dimensão do biodigestor. Enquanto isso, os valores de alcalinidade também elevaram-se de maneira significativa, de modo a se destacar que, mesmo referindo-se a um reator de escala maior, estes ainda se situaram dentro da faixa mais ampla determinada por Schnürer e Jarvis (2010), de 3000 a 15000 mg CaCO<sub>3</sub>/L.

Assim, com o objetivo de verificar o equilíbrio do conteúdo no reator em escala piloto, também foi realizado o cálculo para a relação AGV/Alcalinidade, obtendo-se o valor de 1,37. Essa razão ultrapassa as faixas recomendadas apresentadas no tópico destinado aos reatores de bancada, verificando-se uma presença expressiva de ácidos orgânicos em comparação à alcalinidade. Observa-se que a remoção desses ácidos não foi tão efetiva, com o valor final ultrapassando, inclusive, os obtidos por Zhang et al. (2019) e Krämer (2019), mencionados anteriormente, que relataram, para os sistemas em que houve acúmulo significativo de AGV, um menor rendimento comparativo de metano.

Ao realizar a comparação com o estudo de Magalhães (2018), este obteve valores em torno de 10000 mg  $\text{Ác/L}$  para o início do processo e 30000 para o fim, também correspondendo a quantias consideravelmente altas. Os resultados obtidos para AGV tanto por Magalhães (2018) como pelo presente trabalho provavelmente interferiram na eficiência de produção de biogás, sendo considerado um fator limitante para o crescimento dos microrganismos metanogênicos. Ademais, quanto à alcalinidade, ressalta-se que Magalhães (2018) obteve resultados oscilando entre 10000 a 15000 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ , sendo próximos aos apresentados na Tabela 18 e, também, dentro da faixa determinada por Schnürer e Jarvis (2010).

Desse modo, foram realizadas análises no que se refere aos sólidos presentes no conteúdo do biodigestor ao início, meio e final do período do experimento, de modo aos resultados obtidos serem exibidos na Tabela 19.

Tabela 19 – Valores de sólidos obtidos para o reator em escala piloto ao longo do período experimental.

<b>Série de Sólidos - Reator em Escala Piloto</b>			
<b>Parâmetro analisado</b>	<b>Período do estudo</b>		
	<b>Inicial (Dia 1)</b>	<b>Intermediário (Dia 45)</b>	<b>Final (Dia 90)</b>
ST (g/L)	51,88	37,57	34,23
STF (g/L)	28,98	20,75	21,71
STV (g/L)	22,90	16,81	12,52

Fonte: A Autora (2021).

Verifica-se que, analisando-se a fração orgânica que foi digerida pelo processo de biodigestão, representada nesta análise pelo valor de sólidos totais voláteis, houve uma remoção de 45,33%. Comparado ao valor obtido pelo reator de bancada AG20, 79,63%, a partir do qual foram replicadas as condições para o reator em escala piloto, observa-se uma diminuição no rendimento de degradação de resíduos. Além disso, Magalhães (2018) apresentou, como média de remoção para STV, 72,09% para um reator de mesma escala do presente estudo, observando-se também menor rendimento comparativo neste caso.

Assim, ainda investigando a degradação da matéria orgânica, foi avaliada a demanda química de oxigênio, parâmetro analisado no início, meio e final do experimento, sendo conseguidos os valores apresentados na Tabela 20.



Tabela 20 – Valores de demanda química de oxigênio obtidos para o reator em escala piloto ao longo do período experimental.

<b>Demanda Química de Oxigênio - Valores obtidos (mg O<sub>2</sub>/L)</b>			
<b>Reator analisado</b>	<b>Período do estudo</b>		
	<b>Inicial (Dia 1)</b>	<b>Intermediário (Dia 45)</b>	<b>Final (Dia 90)</b>
Escala Piloto	63787,30	40288,60	26543,47

Fonte: A Autora (2021).

A partir desses valores, verifica-se a porcentagem de remoção de DQO de 58,39% para o reator em escala piloto. Ao comparar com o reator de bancada AG20, que teve como resultado 81,25%, percebe-se também uma diminuição de desempenho, evidenciando uma redução de eficiência no que se refere à decomposição da matéria orgânica, assim como também observado no tópico de sólidos. Enquanto isso, Magalhães (2018) obteve como porcentagem para remoção de DQO o valor de 84,75%, enfatizando a diminuição de rendimento.

Ainda assim, necessita-se ressaltar que Magalhães (2018) não fez uso de material lignocelulósico para o reator em escala piloto, cuja degradação é mais complexa do que a de resíduos orgânicos alimentares, devido à forte ligação química entre essas estruturas. Além disso, destaca-se o período de acompanhamento do reator piloto do presente estudo, o qual poderia ter sido mais longo, de modo a ser possível a apresentação de resultados mais promissores por meio da avaliação do processo por um número maior de dias.

Nesse contexto, realizou-se a análise de carbono orgânico total, avaliando toda a fração orgânica presente nas amostras, objetivando conseguir os valores de concentração de carbono. Com isso, obteve-se os valores apresentados na Tabela 21. Verifica-se a diminuição de concentração do período inicial ao final, como o esperado para o processo de biodigestão. Magalhães (2018) apresentou, como média final, o valor de 29,35% para porcentagem de carbono, sendo próxima ao valor obtido pelo presente estudo.

Tabela 21 – Valores de carbono orgânico total obtidos para o reator em escala piloto ao longo do período experimental.

<b>Carbono Orgânico Total - Valores obtidos (%)</b>			
<b>Reator analisado</b>	<b>Período do estudo</b>		
	<b>Inicial (Dia 1)</b>	<b>Intermediário (Dia 45)</b>	<b>Final (Dia 90)</b>
Escala Piloto	23,14	20,93	20,51

Fonte: A Autora (2021).

Dito isso, não foi possível obter resultados para o método nitrogênio total kjeldahl em relação ao reator em escala piloto. Da primeira fase para a segunda, houve problemas relacionados ao aparelho utilizado para essa análise, de modo que os resultados obtidos não foram consistentes. Assim, não foi possível, também, estimar a relação C/N para avaliação do equilíbrio de nutrientes na mistura do biodigestor. Para compensar esse imprevisto, foram realizadas análises de amônia, buscando-se analisar, de uma maneira alternativa, a quantidade de nitrogênio amoniacal presente nas amostras. Os resultados obtidos podem ser vistos na Tabela 22.

Tabela 22 – Valores de amônia obtidos para o reator em escala piloto ao longo do período experimental.

<b>NH<sub>3</sub> - Valores obtidos (mg/L)</b>			
<b>Reator analisado</b>	<b>Período do estudo</b>		
	<b>Inicial (Dia 1)</b>	<b>Intermediário (Dia 45)</b>	<b>Final (Dia 90)</b>
Escala Piloto	358,13	925,93	742,00

Fonte: A Autora (2021).

A amônia é um composto importante para o crescimento dos microrganismos anaeróbios, porém, em concentrações elevadas, pode ser tóxica. Ela é produzida por meio da degradação da matéria orgânica nitrogenada, principalmente na forma de proteínas e ureia, de modo ao íon amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e à amônia livre (NH<sub>3</sub>) serem as suas duas formas mais predominantes (VIEIRA, 2017). De acordo com Chernicharo (2007), a presença do bicarbonato de amônia é benéfica ao digestor, como fonte de nitrogênio e como solução tampão, entretanto, o íon amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e a amônia livre são considerados inibidores quando presentes em elevadas concentrações.

Dito isso, em função das condições operacionais e ambientais do meio reacional, pode-se haver uma geração elevada de amônia livre no conteúdo dos biodigestores (DE PRÁ et al., 2013). A amônia livre é tóxica às arqueas metanogênicas, pois tem a capacidade de se difundir através da membrana celular dos microrganismos, causando desequilíbrio iônico e/ou deficiência de potássio (KUNZ et al., 2019).

Desse modo, as concentrações de  $\text{NH}_3$ , no que se refere a favorecer ou inibir o processo de biodigestão anaeróbia, são apresentadas a seguir na Tabela 23.

Tabela 23 – Efeito da amônia livre na biodigestão anaeróbia.

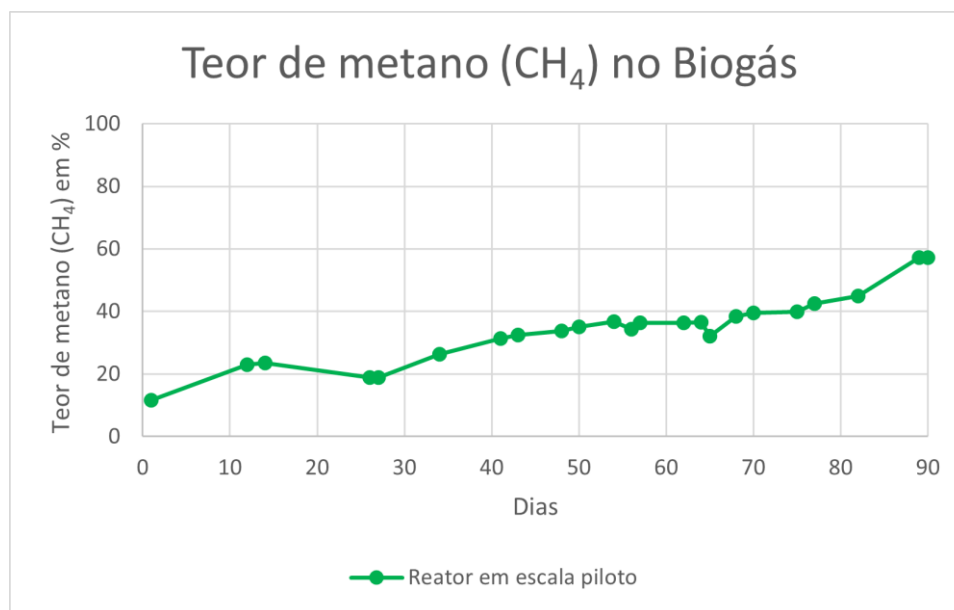
<b>N-NH<sub>3</sub> (mg/L)</b>	<b>Efeito na biodigestão anaeróbia</b>
50 a 200	Benéfico
200 a 1000	Sem efeito adverso
1500 a 3000	Inibidor em pH elevado
Acima de 3000	Tóxico

Fonte: McCarty (1964) e Vieira (2017).

Dessa forma, avaliando os resultados obtidos neste estudo, todos os valores enquadram-se na segunda categoria apresentada na Tabela 23, de modo à amônia estimada não promover efeitos adversos à biodigestão anaeróbia. Essa circunstância relaciona-se aos valores próximos a 8 de pH obtidos a partir do dia 50, conforme exibido na Figura 26, tendo em vista que houve certo acúmulo de amônia ao decorrer do processo, aspecto que pode ser percebido analisando os valores iniciais e finais das análises, mas não tão intensamente a ponto de causar efeitos negativos ao sistema.

No que se refere à análise do biogás gerado, realizou-se o acompanhamento da composição do gás com a frequência de 2 a 3 vezes por semana. Desse modo, foram contabilizadas porcentagens de metano para verificação da eficiência da qualidade do biogás no reator em escala piloto. Além disso, nessa fase do experimento, foi feita a mensuração da quantidade de biogás produzido, por meio de um medidor de gás. Desse modo, os resultados para teores de  $\text{CH}_4$  são exibidos na Figura 27.

Figura 27 – Teor de metano no reator em escala piloto ao longo do período experimental.



Fonte: A Autora (2021).

Para o reator em escala piloto, foram observados valores crescentes de geração de metano durante o período do experimento, atingindo o valor máximo de 57,21% no dia 90. Em comparação ao reator de bancada AG20, cujo máximo teor de metano foi de 82,5%, verifica-se uma diminuição de eficiência ao replicar a escala de laboratório para uma mais próxima da real. O reator de Magalhães (2018), por sua vez, apresentou valor de concentração de metano de 65%, sendo relativamente próximo ao obtido no presente estudo, porém sem a utilização de cossustrato.

Dito isso, o volume obtido de biogás foi de 1,68 metros cúbicos, sendo uma quantidade considerável de gás produzido durante o tempo analisado, destacando-se a possibilidade de volume maior caso o período de acompanhamento do reator piloto também tivesse sido mais longo. Enquanto isso, Magalhães (2018) conseguiu o volume de 4,01 metros cúbicos em 150 dias, de modo que, ao analisar os resultados intermediários, observa-se o valor aproximado de 2,5 metros cúbicos para o dia 90. Visto os números apresentados, é relevante salientar que Magalhães (2018) trabalhou com alimentação semi-contínua, o que pode ter possibilitado o volume maior de biogás produzido.

Com isso, para o reator piloto deste estudo, destaca-se a diminuição de rendimento em relação à remoção de matéria orgânica, além da redução de eficiência quanto à produção e à qualidade de biogás. Dentre as possíveis justificativas, pode-se citar o maior acúmulo de AGV, a relação AGV/Alcalinidade fora da faixa determinada por trabalhos anteriores, além da

presença de materiais de difícil degradação no substrato e cossustrato, de modo a ser possível a forma complexa desses elementos apresentar efeitos expressivos em uma escala maior. Além disso, a dimensão do reator pode ter influenciado, tendo em vista que, em sistemas menores, há um maior controle das condições operacionais. O regime utilizado no processo também é um critério relevante a ser avaliado, de modo a ser interessante verificar se regimes semi-contínuo e contínuo poderiam elevar a eficiência do procedimento.

Ressalta-se, porém, mesmo com as desvantagens apresentadas, que o reator em escala piloto ainda foi bem-sucedido no que se refere à conversão da matéria orgânica em biogás, tendo em vista que, mesmo com o acúmulo de ácidos orgânicos, verificou-se a produção de gás e metano em números relativamente altos, de modo a viabilizar a obtenção e o uso energético do  $\text{CH}_4$  por meio do processo de biodigestão, além de proporcionar a destinação adequada e tratamento de resíduos sólidos alimentares e lignocelulósicos.

## 6 CONCLUSÃO

A biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos alimentares utilizando aguapé como cossustrato mostrou-se bastante promissora por meio da análise resultados obtidos, tendo em vista os valores satisfatórios para remoção de matéria orgânica e, sobretudo, para a qualidade do biogás produzido no que se refere a teores de metano, característica a qual é relevante de maneira significativa para o uso desse produto como fonte de energia sustentável.

A partir da análise da primeira fase do experimento, com reatores de bancada, observa-se valores expressivos para remoções de DQO (72,04 e 81,25%) e de STV (70,54% e 79,63%), caracterizando-se como um indicativo de que a degradação da matéria orgânica ocorreu de maneira eficiente. Além disso, os valores obtidos para o consumo de ácidos graxos voláteis também foram favoráveis, de modo a prevenir inibições no processo ocasionadas por essas estruturas.

Assim, os valores encontrados para a alcalinidade e para a razão AGV/Alcalinidade foram promissores no que se refere à estabilidade do meio. Além disso, ressalta-se que a manutenção do pH durante o período do experimento foi de considerável importância, tendo em vista a existência de faixas ótimas para os microrganismos anaeróbios, sobretudo, para os metanogênicos, com o pH próximo à neutralidade sendo recomendado.

Nesse contexto, os valores obtidos para carbono e nitrogênio também foram melhores para os reatores que trabalharam com codigestão, de modo ao reator com maior proporção de cossustrato apresentar valores ótimos no que se refere ao equilíbrio desses nutrientes. Dessa forma, o acompanhamento e a administração desses parâmetros contribuiu para um processo de degradação de resíduos mais eficiente, de modo a gerar, também, biogás com maior valor agregado, tendo em vista as quantidades significativas de metano obtidas pelos dois reatores que trabalharam com aguapé como cossustrato (86,3% e 82,5%).

Assim, na segunda fase deste estudo, após o período de funcionamento do reator piloto com a proporção referente ao reator de bancada que apresentou mais resultados favoráveis (20% de STV de aguapé), verificou-se a diminuição comparativa do rendimento dos parâmetros analisados, tais como DQO (obtendo-se o valor de 58,39%), STV (44,33%) e metano no biogás (57,21%). O acúmulo de AGV pode ter propiciado essa circunstância, assim como o aumento de escala, levando-se em consideração o menor controle de determinadas condições operacionais em biodigestores maiores. Ademais, outros fatores também podem ter

exercido influência no processo, tais como regime de operação e tempo de avaliação menor do que o planejado.

Mesmo assim, o reator em escala piloto ainda apresentou resultados propícios para o aproveitamento dos resíduos, propiciando a gestão e aproveitamento dos mesmos. Dessa forma, foi possível contabilizar elevado volume de biogás produzido e rendimento em metano considerável, este podendo ter sido influenciado pelo acúmulo de AGV, porém não de maneira intensa, ainda sendo aproveitável para viés energético. Diante disso, observa-se a viabilidade da produção de biogás por meio da utilização de biodigestores anaeróbios, sendo necessário estudar metodologias para investigar e melhorar a eficiência do processo, buscando evitar circunstâncias que podem vir a inibir a atividade microbiológica no sistema.

## 7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Avaliar a utilização de diferentes concentrações de cossustrato na partida dos biodigestores, objetivando estudar, sobretudo, valores maiores, visto que, para os reatores de bancada, o mais eficiente foi o que possuía maior porcentagem de STV de aguapé;
- Considerar a utilização de um sistema de aquecimento para controle da temperatura, tendo em vista que esse foi um parâmetro não investigado neste estudo, sendo interessante manter o sistema em uma faixa de 35 a 55 °C – intervalo ótimo para o desenvolvimento de microrganismos metanogênicos segundo Ferreira (2015b);
- Desenvolver um método para quantificar o volume de biogás gerado pelos reatores de bancada, visto que não houve uma metodologia direcionada para mensuração desse valor;
- Realizar as análises para parâmetros físico-químicos com maior frequência, sobretudo AGV, Alcalinidade e NTK, visto que esses valores caracterizam substâncias que podem favorecer ou inibir o processo de biodigestão. Dessa forma, é interessante realizar um acompanhamento mais efetivo, obtendo-se um maior controle dos parâmetros operacionais e condições do sistema;
- Investigar a utilização de aguapé como cossustrato para as proporções utilizadas nos sistemas deste trabalho e também outras, porém mudando o tipo de regime, para verificar se há o aumento do percentual de metano gerado;
- Buscar aprimorar a preparação do aguapé antes de inserção nos biodigestores, tendo em vista que, do modo que foi realizado neste estudo, demandou uma quantidade significativa de dias até reunir o total de massa necessária para o reator em escala piloto. Dito isso, a utilização de aguapé ainda úmido pode ser uma alternativa, sendo necessário realizar as respectivas proporções em relação à massa seca desse cossustrato.



## REFERÊNCIAS

- AMORIM, N. B. de. **Codigestão anaeróbia de resíduos orgânicos utilizando a casca de coco como cossubstrato visando produção de biogás**. 2017. 105 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.
- ANDRADE, M. M. de M. **Parâmetros operacionais da digestão anaeróbia de resíduos de alimentos para fins energéticos**. 2018. 93 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2018.
- ANDRADE, W.; XAVIER, C. A.; SANTOS, T. M.; GOMES, F. O.; CAPPI; TREVIZAN, P. S. **REDUÇÃO DA DQO NA CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS DE SUÍNOS E AVES COM MANIPUEIRA**. IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais 05 a 07 de maio de 2015 [**Anais**]. Rio de Janeiro – RJ, 2015.
- ANDRÉ, A. C. L. **Co-digestão anaeróbia de resíduos da agroindústria da acerola e esgoto doméstico em condições mesófilas e termófilas**. 2019. 53 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental) - Universidade Federal do Vale do São Francisco, Campus Juazeiro-BA, 2019.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23ed. Washington D C. 2017.
- APPELS, L.; LAUWERS J.; DEGRÈVE J.; HELSEN, L., LIEVENS, B., WILLEMS, K., VAN IMPE, J., DEWIL, R. Anaerobic digestion in global bio-energy production: potential and research challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 9, p. 4295-4301, 2011.
- ARIAS, J. A. V. Remoción del sulfuro de hidrógeno (H<sub>2</sub>S(g))/ácido sulfhídrico (H<sub>2</sub>S(aq)) en el biogás. **ECAG Informa**, n. 53, p. 16-21. 2010.
- BARBOSA, P. da S. **Produção de biogás e remoção de matéria orgânica da manipueira em reatores UASB de bancada**. 2017, 47 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental) - Universidade Federal do Vale do São Francisco, Campus Juazeiro-BA, 2017.
- BARCELOS, B. R. de. **Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos**. 2009. 75 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade de Brasília, 2009.
- BARUA, V. B.; KALAMDHAD, A. S. Water hyacinth to biogas: A review. **Poll. Res.** 35, 491-501. 2016.
- BARUA, V. B.; KALAMDHAD, A. S. Biochemical methane potential test of untreated and hot air oven pretreated water hyacinth: A comparative study. **Journal of Cleaner Production**, v. 166, p. 273-284, 2017.

BARUA, V. B.; KALAMDHAD, A. S. Biogas production from water hyacinth in a novel anaerobic digester: A continuous study. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 127, p. 82-89, 2019.

BARUA, V. B.; RATHORE, V.; KALAMDHAD, A. S. Comparative evaluation of anaerobic co-digestion of water hyacinth and cooked food waste with and without pretreatment. **Bioresource Technology Reports**, v. 4, p. 202-208, 2018.

BAUR, L.; GUTTERRES, M.; BORDIGNON, S. R. Estudo e remoção de nitrogênio de efluentes de curtume. Seminário do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química (8.: 2009 out. 20-23: Porto Alegre, RS). [Anais][recurso eletrônico]. Porto Alegre, RS: UFRGS/PPGEQ, 2009., 2009.

BICALHO, J. R. S. **Modelagem computacional de um reator anaeróbico fabricado em polietileno de alta densidade rotomoldado**. Dissertação de Mestrado. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto Politécnico, RJ, Brasil, 2007.

BRASIL. MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. **Plano Nacional de Energia 2030**. Colaboração Empresa de Pesquisa Energética. Brasília: MME: EPE, 2007.

BRASIL. **Atlas de energia elétrica do Brasil**. Agência Nacional de Energia Elétrica. 3. ed. – Brasília: Aneel, 236p, 2008.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Secretaria Nacional de Defesa Agropecuária. Laboratório Nacional de Referência Vegetal. **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes minerais, orgânicos, organominerais e corretivos**. Brasília, DF. 227p. 2014.

BRASIL. SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Probiogás**. Catálogo de tecnologias e empresas de biogás. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2015.

BRASIL. MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Probiogás**: Conceitos para o licenciamento ambiental de usinas a biogás. 1ª ed. Brasília: Ministério das Cidades, 2016.

BRASIL, MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA, EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Plano Nacional de Energia 2050**. Brasília: MME: EPE, 2020.

CARDONA, C. A.; QUINTERO, J. A.; PAZ, I. C. Production of bioethanol from sugarcane bagasse: status and perspectives. **Bioresource technology**, v. 101, n. 13, p. 4754-4766, 2010.

CARDOSO, B. M. **Uso da Biomassa como Alternativa Energética**. 2012. 94f. Projeto de Graduação – UFRJ/ Escola Politécnica/ Curso de Engenharia Elétrica, 2012.

CARVALHO, J. X. de. **Caracterização físico-química do lixiviado de central de tratamento de resíduos e possíveis aplicações agrícolas**. 2015. 39 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental) - Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2015.

CARVALHO, R. Q.; TAVARES, A. N.; SANTOS, G. V. **Oportunidades enterradas: geração elétrica a partir do biogás de resíduos sólidos urbanos**. Vitória: Edufes, 301 p., 2019.

CASTRILLÓN, L.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; ORMAECHEA, P.; MARAÑÓN, E. Methane production from cattle manure supplemented with crude glycerin from the biodiesel industry in CSTR and IBR. **Bioresource technology**, v. 127, p. 312-317, 2013.

CEBULA, J.; CHYGRYN, O.; CHAYEN, S. V.; PIMONENKO, T. Biogas as an alternative energy source in Ukraine and Israel: Current issues and benefits. **International Journal of Environmental Technology and Management**, v. 21, n. 5-6, p. 421-438, 2018.

CHEN, B. Y., ZHAO, B. C., LI, M. F., SUN, R-C. Characterization of lignins isolated with alkali from the hydrothermal or dilute-acid pretreated rapeseed straw during bioethanol production. **International journal of biological macromolecules**, v. 106, p. 885-892, 2018.

CHEN, G.; LIU, G.; YAN, B.; SHAN, R.; WANG, J.; LI, T.; WU, W. Experimental study of co-digestion of food waste and tal fescue for biogas production. **Renewable Energy**, v. 88, p. 273-279, 2016.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios** – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. v.5. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

CIBIOGÁS. **Digestão anaeróbica: características do substrato, principais fontes e etapas da produção de biogás**. Foz do Iguaçu, 2020a.

CIBIOGÁS. **Fundamentos Do Biogás: Conceitos básicos e digestão anaeróbia**. Foz do Iguaçu, 2020b.

CIBIOGÁS. **Operação e manutenção de plantas de biogás, arranjos de viabilidade econômica e panorama de biogás**. Foz do Iguaçu, 2020c.

CIBIOGÁS. **Tecnologias de Tratamento de Biogás e Produção de Biometano**. Foz do Iguaçu, 2020d.

COGAN, M.; ANTIZAR-LADISLAO, B. The ability of macroalgae to stabilise and optimise the anaerobic digestion of household food waste. **Biomass and Bioenergy**, v. 86, p. 146-155, 2016.

CORRÊA, A. G.; SANTOS, R. de F.; DA SILVEIRA, B. P.; VIEIRA, B. M.; NADALETI, W. C. AVALIAÇÃO DO GRAU DE REMOÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA NA CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS ALIMENTARES. 3º COSRESUL – 3º Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade (09 – 11 de setembro de 2020). [Anais] Gramado – RS, 2020.

COSTA, E. S.; BARBOSA FILHO, O.; GIORDANO, G. Reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB): uma abordagem concisa. Rio de Janeiro: **COAMB/FEN/UERJ**, v. 5, 2014.

CREMONEZ, P. A.; DE ROSSI, E.; FEROLDI, M.; TELEKEN, J. G.; FEIDEN, A.; DIETER, J. Codigestão de água residual de suinocultura e vinhaça sob diferentes condições térmicas. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 38, n. 1, p. 103-110, 2015.

CRUZ, A. D. da. **PRODUÇÃO DE BIOGÁS UTILIZANDO MACRÓFITAS AQUÁTICAS**. 2020. 56f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Energias

Renováveis do Centro de Energias Alternativas e Renováveis da Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa – PB. 2020.

DA SILVA, A. K. M.; MOTA, F. S. B. **Caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos: Aproveitamento do Biogás**. Editora Appris, 2019.

DE PRÁ, M. C.; KUNZ, A.; BORTOLI, M.; PERONDI, T.; CHINI, A. Simultaneous removal of TOC and TSS in swine wastewater using the partial nitrification process. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 88, n. 9, p. 1769-1769, 2013.

DE SOUZA, F. de M.; JAEGER, J. M. da S.; VIANA, E. ANÁLISE QUALI QUANTITATIVA DO DIGERIDO PROVENIENTE DA CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES E GRAMA. 3º COSRESUL – 3º Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade (28 – 30 de maio de 2019). [Anais] Foz do Iguaçu - PR, 2019.

DEUBLEINB, D., STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources** - An introduction. Second Revised and Expanded Edition. 2011.

EDWIGES, T. **Biodigestão anaeróbia de resíduos vegetais provenientes de central de abastecimento**. 2017. 81 p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2017.

EL-MASHAD, H. M.; ZHANG, R. Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 4021-4028, 2010.

EPE - Empresa de Pesquisa Energética (Brasil). **Balço Energético Nacional 2021: Ano base 2020**. Relatório Final. Rio de Janeiro: EPE, 2021.

ESPERANCINI, M. S. T. Viabilidade técnica e econômica da substituição de fontes convencionais de energia por biogás em assentamento rural do estado de São Paulo, **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v.27, n.1, p.110-118, jan./abr. 2007.

FARIA, R. A. P. **Avaliação do potencial de geração de biogás e de produção de energia a partir da remoção da carga orgânica de uma estação de tratamento de esgoto** – estudo de caso. 2012. 63 f. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

FERREIRA, B. O. **Avaliação de um sistema de metanização de resíduos alimentares com vistas ao aproveitamento energético do biogás**. Belo Horizonte: UFMG, 2015a. 124 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, 2015a.

FERREIRA, A. L. de A. **Avaliação da viabilidade de aproveitamento do biogás produzido no tanque secundário do sistema de tratamento de lamas (SIMRIA)**. Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente- Universidade de Aveiro. 2015b.

FILHO, P. de S. L. **Produção de Metano a partir de Resíduos Alimentares do Restaurante Universitário do Campus do Pici**. 2017. 64 f. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Curso de Engenharia Ambiental, Fortaleza, 2017.

FLECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

FORSTER-CARNEIRO, T.; PÉREZ, M.; ROMERO, L. I. Influence of total solid and inoculum contents on performance of anaerobic reactors treating food waste. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 15, p. 6994-7002, 2008.

GAO, J.; CHEN, L.; YAN, Z.; WANG, L. Effect of ionic liquid pretreatment on the composition, structure and biogas production of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). **Bioresource technology**, v. 132, p. 361-364, 2013.

GASPAR, R. M. B. L. **UTILIZAÇÃO DE BIODIGESTORES EM PEQUENAS E MÉDIAS PROPRIEDADES RURAIS COM ÊNFASE NA AGREGAÇÃO DE VALOR: UM ESTUDO DE CASO NA REGIÃO DE TOLEDO-PR.** Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. Florianópolis. 2003.

GHOSH, S., LALL, U. Kinetics of anaerobic digestion of solid substrate. In: **Fifth international symposium on anaerobic digestion**, E. R. Hall and P. M. Hobson, Pergamon Press. p. 365-373, 1988.

GIACON, M. F. Valorização energética dos resíduos de kiwi e borra de vinho por meio de co-digestão anaeróbia. 2019. 65f. Dissertação (mestrado) - Escola Superior Agrária de Bragança com a Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Bragança, 2019.

GONÇALVES, C. D. C. **Modelação do processo de digestão anaeróbia da FORSU à escala industrial.** 2012. 82 f. Tese (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Instituto Superior Técnico de Lisboa, Lisboa, 2012.

GONÇALVES JUNIOR, A. C.; SELZLEIN, C.; NACKE, H. Uso de biomassa seca de aguapé (*Eichhornia crassipes*) visando à remoção de metais pesados de soluções contaminadas. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 31, n. 1, p. 103-108, 2009.

GRÃ-BRETANHA. Department of Environment. Environment Agency. **Guidance on monitoring landfill gas surface emissions.** Inglaterra: 63 p., 2004.

GRANDO, R. L.; DE ANTUNES, A. M.; DA FONSECA, F. V. ESTUDO PROSPECTIVO DA CADEIA PRODUTIVA DO BIOGÁS. **Ciência & Tecnologia**, v. 8, n. 1, 2016.

GUERI, M. V. D. **Avaliação do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares em reatores batelada e semi-contínuo.** 2017. 82f. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Bioenergia, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2017.

GUERI, M. V. D., DE SOUZA, S. N. M., KUCZMAN, O., SCHIRMER, W. N., BURATTO, W. G., RIBEIRO, C. B., BESINELLA, G. B. Digestão anaeróbia de resíduos alimentares utilizando ensaios bmp. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n. 1, p. 08-16, 2017.

- HARTMANN, I.; ANGELIDAKI, B.; AHRING, K. Co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with other waste types. J. Mata-Alvarez (Ed.), *Biomethanisation of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*, **IWA Publishing Company**, Amsterdam 2002.
- KAFLE, G. K.; KIM, S. H. Anaerobic treatment of apple waste with swine manure for biogas production: batch and continuous operation. **Applied Energy**, v. 103, p. 61-72, 2013.
- KARLSSON, T. **Manual Básico de Biogás. Lajeado**: UNIVATES, 70p., 2014.
- KOCH, K.; HELMREICH, B.; DREWES, J. E. Co-digestion of food waste in municipal wastewater treatment plants: effect of different mixtures on methane yield and hydrolysis rate constant. **Applied Energy**, v. 137, p. 250-255, 2015.
- KRÄMER, L. E. **AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS ATRAVÉS DA CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DE HORTIFRUTIGRANJEIROS E RESÍDUO DE LODO ATIVADO**. 2019. 109f. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, São Leopoldo, 2019.
- KUNZ, A. et al. **Gestão Ambiental na Agropecuária**. Volume 2. Embrapa: Brasília, 2014.
- KUNZ, A. et al. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves. 209p. 2019.
- KUNZ, A.; MUKHTAR, S. Hydrophobic membrane technology for ammonia extraction from wastewaters. **Engenharia Agrícola**, v. 36, p. 377-386, 2016.
- LARKIN, S., RAMAGE, J., SCURLOCK, J., 2004, Bioenergy. In: **BOYLE, G.** (ed.), *Renewable Energy: Power for a Sustainable Future*, 2ª ed., capítulo 4, New York, USA, Oxford University Press. 2004.
- LEITE, V. D.; BARROS, A. J. M.; MENEZES, J. M. C.; DE SOUSA, J. T.; LOPES, W. S. Codigestão anaeróbia de resíduos orgânicos. **Rev. DAE**, v. 65, p. 35-46, 2017.
- LEITE, V. D.; LOPES, W.S.; SOUSA, J.T.; PRASAD, S.; SILVA, S.A. Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, p.280-284. 2004.
- LEITE, W. R. M. **Digestão Anaeróbia em Temperaturas Mesofílica e Termofílica de Lodo de ETE Usando Reatores de Estágio Único e dos Estágios**. 2015. 193 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.
- LIAO, X.; LI, H.; CHENG, Y.; CHEN, N.; Process performance of high-solids batch anaerobic digestion of sewage sludge. **Environmental technology**, v. 35, n. 21, p. 2652–2659, 2014.
- LIMA, N. C. **Análise de tipos e concentrações de inóculos para potencializar a geração de biogás na digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares (FORSD) do Bairro Pici, Fortaleza – CE**. 2015. 140 f. Dissertação (Mestrado em

Engenharia Civil: Saneamento Ambiental) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

LINS, M. A.; BERGER, J. S.; GONÇALVES, M. P.; ZENATTI, D. C.; HERMES, E. Efeito da adição de glicerol residual na digestão anaeróbia de efluentes de fecularia e abatedouro. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 14, n. 2, p. e6149-e6149, 2021.

LIU, C.; LI, H.; ZHANG, Y.; LIU, C. Improve biogas production from low-organic-content sludge through high-solids anaerobic co-digestion with food waste. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 252–260, 2016.

LIU, X.; KHALID, H.; AMIN, F. R.; MA, X.; LI, X.; CHEN, C.; LIU, G. Effects of hydraulic retention time on anaerobic digestion performance of food waste to produce methane as a biofuel. **Environmental Technology & Innovation**, v. 11, p. 348-357, 2018.

LIU, X.; WANG, W.; SHI, Y.; ZHENG, L.; GAO, X.; QIAO, W.; ZHOU, Y. Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste and waste activated sludge in China: effect of organic loading rate. **Waste management**, v. 32, n. 11, p. 2056-2060. 2012.

LOPES, W. S. Influência da umidade na digestão anaeróbia de resíduos sólidos. In: 28º Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. **Artigos Técnicos**. AIDIS, 2002.

MACHADO, M. F. de S. **A situação brasileira dos biossólidos**. 2001. 282p. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Campinas, SP. 2001.

MAGALHÃES, G. V. V. **Avaliação da biodigestão anaeróbica de resíduos orgânicos: Ensaio de potencial bioquímico de metano (BMP) e projeto piloto de um biodigestor em escala real**. 2018. 131 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

MARCHI, M. E. V.; BARBOSA, P. M.; BRESSANI, P. A. **Digestão anaeróbia de resíduos orgânicos para cozinha industrial dos restaurantes Latife**. 2014. 114 p. Trabalho de Formatura - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. São Paulo, 2014.

MARREIRA, J. A. **TECNOLOGIAS DE GERAÇÃO DISTRIBUÍDA UTILIZANDO BIOGÁS DA ROTA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS: ASPECTOS NORMATIVOS E MODELAGEM**. 2021. 91 f. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Curso de Engenharia de Energias Renováveis, Fortaleza, 2021.

MARTINS, A. da S. **DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES: EFEITO DA CARGA ORGÂNICA E DA ADIÇÃO DE ELEMENTOS TRAÇO SOBRE A PRODUÇÃO DE METANO E A DIVERSIDADE MICROBIANA**. 2018, 156f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. Belo Horizonte – MG, 2018.

MARTINS, J. S. de B. **Estudo de reator de digestão anaeróbia de lamas de ETAR**. Tese de Mestrado em Engenharia Química – Instituto Superior de Engenharia do Porto. 2019.

MATA-ALVAREZ, J., DOSTA, J., ROMERO-GÜIZA, M. S., FONOLL, X., PECES, M., ASTALS, S. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. **Renewable and sustainable energy reviews**, v. 36, p. 412-427, 2014.

MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRES, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. **Bioresource technology**, v. 74, n. 1, p. 3-16, 2000.

MATHERI, A. N.; SETHUNYA, V. L.; BELAID, M.; MUZENDA, E. Analysis of the biogas productivity from dry anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 81, p. 2328–2334, 2018.

MCCARTY, P. L. Anaerobic waste treatment fundamentals. **Public works**, v. 95, n. 9, 1964.

MEDEIROS, A. F. **Estudo da Produção de Metano a partir da Co-digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos com Macrófitas Aquáticas**. 2020. 78 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2020.

MEHARIYA, S., PATEL, A. K., OBULISAMY, P. K., PUNNIYAKOTTI, E., WONG, J. W. C. Co-digestion of food waste and sewage sludge for methane production: Current status and perspective. **Bioresource technology**, v. 265, p. 519-531, 2018.

METCALF & EDDY Inc. **Wastewater engineering treatment, disposal, reuse**. 3.ed. New York: McGraw-Hill, 1991. 1334p.

MILANEZ, A. Y., GUIMARÃES, D. D., MAIA, G. B. D. S., SOUZA, J. A. P. D., LEMOS, M. L. F. **Biogás de resíduos agroindustriais: Panorama e Perspectivas**. BNDES Setorial 47, p. 221-276, 2018.

MONTEIRO et al. **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

NEVES, G. N. **Produção de hidrogênio e metano via codigestão anaeróbia em reatores de dois estágios a partir de resíduo alimentar e lodo de tratamento de vinhaça**. 2016. 122 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2016a.

NIE, Y.; LIU, H.; DU, G.; CHEN, J. Enhancement of acetate production by a novel coupled syntrophic acetogenesis with homoacetogenesis process. **Process Biochemistry**, v. 42, p. 599-605, 2007.

NOGUEIRA. L. A. H. **Biodigestão: a alternativa energética**. São Paulo: Nobel, 1986.

OLIVEIRA, J. D. **Co-digestão anaeróbia dos dejetos de suínos e forragens em idades diferentes de maturação**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Zootecnia) – Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, MS, 2019.

OLIVEIRA, R. D. **Geração de energia elétrica a partir do biogás produzido pela fermentação anaeróbia de dejetos em abatedouros e as possibilidades no mercado de**



**carbono**. 2009. 98 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Elétrica, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

PACHECO, L. O. S.; BARRETO, R. C. Produção de Gás e Aproveitamento energético a partir de Biodigestores Bacterianos Instalados em Estações de Tratamento de Esgoto. 27º Congresso Brasileiro de Microbiologia [**Anais**]. 2013.

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.

PELLIZZER, E. L. **Otimização da produção de biogás utilizando aquecimento e agitação com automação de biodigestores**. 2017. 42 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia na Agricultura) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2017.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 3, p. 157-168, 2009.

PICANÇO, A. P. **Influência da Recirculação de Percolado em Sistemas de Batelada de uma fase híbrido na digestão da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos**. 2004. 151 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

PRAJAPATI, K. B.; SINGH, R. Sewage sludge and food waste co-digestion to methane: a multi response and kinetic modeling study to evaluate the dynamics in compositional parameters. **Bioresource Technology Reports**, v. 2, p. 121-130, 2018.

PROSAB: Programa de Pesquisas em Saneamento Básico. **Digestão Anaeróbia de Resíduos Orgânicos e Aproveitamento de Biogás**. 2003.

RABII, A., ALDIN, S., DAHMAN, Y., ELBESHBISHY, E. A review on anaerobic co-digestion with a focus on the microbial populations and the effect of multi-stage digester configuration. **Energies**, v. 12, n. 6, p. 1106, 2019.

RAPOSO, A.; DE LA RUBIA, M. A.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: Na overview relating to methane yields and experimental procedures. In: **Renewable and sustainable energy reviews**. v.16, p.861-877, 2012.

REIS, A. dos S. **TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS EM BIODIGESTOR ANAERÓBIO**. 2012. 79 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2012.

ROCHA, C. M. da. **PROPOSTA DE IMPLANTAÇÃO DE UM BIODIGESTOR ANAERÓBIO DE RESÍDUOS ALIMENTARES**. 2016, 61f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitarista) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora - MG, 2016.

ROCHA, Q. de N. **Gestão de energia de resíduos de biomassa: otimização da distribuição geográfica das unidades industriais de geração de energia.** 2011. xi, 97 f., il. Monografia (Bacharelado em Engenharia Mecânica) – Universidade de Brasília, Brasília, 2011.

RODRIGUEZ, C., ALASWAD, A., EL-HASSAN, Z., OLABI, A. G. Waste paper and macroalgae co-digestion effect on methane production. **Energy**, v. 154, p. 119-125, 2018.

ROHSTOFFE, F. N. Guide to Biogas from Production to Use. **Federal Ministry of Food**, 2010.

SALOMON, K. R. **Avaliação técnico-econômica e ambiental da utilização do biogás proveniente da biodigestão da vinhaça em tecnologias para geração de eletricidade.** 2007. 219 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal de Itajubá, Instituto de Engenharia Mecânica, Itajubá, 2007.

SAMPAIO, S. R. **Avaliação de fontes de nitrogênio suplementares da digestão anaeróbia de resíduos alimentares com vistas a produção de biometano.** 2017. 123 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2019.

SANTOS, A. G. dos. **Co-digestão anaeróbia de diferentes tipos de dejetos com resíduos de incubatório.** 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Zootecnia) – Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, MS, 2018.

SANTOS, M. C. L. dos; DIAS, S. L. F. G. Resíduos Sólidos Urbanos e seus impactos socioambientais. São Paulo: **IEE-USP**, 2012.

SCANO, E. A.; ASQUER, C.; PISTIS, A.; ORTU, L.; DEMONTIS, V.; COCCO, D. Biogas from anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: Experimental results on pilot-scale and preliminary performance evaluation of a full-scale power plant. **Energy Conversion and Management**, 77, 22–30, 2014.

SCHMEIER, N. P. **AVALIAÇÃO DA OPERAÇÃO DE BIODIGESTOR NO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS.** 2017, 94f. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, São Leopoldo, 2017.

SCHNURER, A.; JARVIS, A. Microbiological handbook for biogas plants. **Swedish Waste Management U**, v. 2009, p. 1-74, 2010.

SGORLON, J. G., RIZK, M. C., BERGAMASCO, R., & TAVARES, C. R. G. Evaluation of the COD and the C/N ratio in the anaerobic treatment of fruit and vegetable wastes. **Acta Scientiarum. Technology**, 33(4), 421-424, 2011.

SHIMADZU. **Unidade de combustão para amostras sólidas - SSM-5000A:** analisador de carbono orgânico total. Analisador de Carbono Orgânico Total. 2021. Disponível em: <<https://shimadzu.com.br/analitica/produtos/toc/ssm-5000a.shtml>>. Acesso em: 25 jul. 2021.

SIDDIQUE, M. N. I.; WAHID, Z. A. Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. **Journal of cleaner production**, v. 194, p. 359-371, 2018.

SILVA, A. S. C. e. **Avaliação da codigestão de resíduos orgânicos visando a produção de metano**. 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2020.

SILVA, C. C. **Proposta de Biodigestor Anaeróbico para a Co-digestão dos Lodos Gerados na ETE Brasília Norte e Resíduos Sólidos Urbanos**. 2016, 79 p. (ENC/FT/UnB, Bacharel em Engenharia Ambiental, 2016) Monografia de Projeto Final - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. 2016b.

SILVA, J. C. da. **ESTUDO DA METANIZAÇÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES COMO FONTE DE ENERGIA NO RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO DA UFSC**. 2018. 119f. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina. Centro Tecnológico. Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis, 2018.

SILVA, P. M. U. **Estudo da hidrólise no processo de codigestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos**. 2016. 59f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental - PPGCTA) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2016a.

SILVEIRA, G. **Estudo de co-digestão anaeróbia de lamas domésticas com o efluente da indústria da fermentação da levedura do pão da empresa Mauri Fermentos**. Tese de Mestrado - Universidade Nova de Lisboa. 2009.

SILVEIRA, M. R. da R. **Potencial de Produção de Biogás da Codigestão Anaeróbia Termofílica de Resíduos de Frutas e Verduras e Lodo de Esgoto Primário**. 2017. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Florianópolis, 2017.

SOUZA, J. L.; HOLANDA, C. A.; DE LIMA AIRES, A. M.; DOS REIS ALMEIDA, T.; DE SOUSA OLIVEIRA, E.; DA COSTA ROCHA, M. B.; COSTA, A. N. Potencialidades da *Eichhornia azurea* (aguapé) na remoção do corante têxtil turquesa remazol em meio aquoso: Estudo dos mecanismos cinéticos de adsorção. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 10, p. 76037-76053, 2020.

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

SPEECE, R. E. **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters**. United States, 1996.

STEFANUTTI, R.; MAGALHÃES, G. V. V.; VERA, R. S.; FREITAS, L. M. C.; LIMA, A. C. A. de. Ensaio de potencial bioquímico de metano na digestão de resíduos sólidos orgânicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 30º, 16 a 19 jun. 2019, Natal, no Rio Grande do Norte. **Anais [...]** Natal, no Rio Grande do Norte, 2019.

TOLMASQUIM, M. T. **Energia Renovável: Hidráulica, Biomassa, Eólica, Solar, Oceânica**. – EPE: Rio de Janeiro, 2016.

TURKENBURG, W. C. Renewable energy technologies, In: **World Energy Assessment**, Ed: J. Goldemberg, Washington D.C., UNDP, pp: 220 - 272. 2000.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos**: Um manual para regiões de clima quente. Campina Grande: Guerreiro e Catunda, 1994.

VERMA, S. Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes. **Columbia University**, v. 7, n. 3, p. 98-104, 2002.

VIEIRA, G. C. **Inibição e toxicidade no processo de digestão anaeróbia dos lodos gerados na ETE Brasília Sul**: estudo em escala laboratorial. 2017. 78 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, De Engenharia Civil e Ambiental, Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2017.

VIEIRA, H. G.; POLLI, H. Q. O BIOGÁS COMO FONTE ALTERNATIVA DE ENERGIA. **Revista Interface Tecnológica**, v. 17, n. 1, p. 388-400, 2020.

VIEIRA, S. M. M., SOUZA, M. E. Métodos analíticos para o acompanhamento da biodigestão. **Revista Energia**, v. 3, n. 15, p. 26-36, jul./ago., 1981.

VILLA, L. M. **Co-digestão anaeróbia dos dejetos de suínos com batata doce ou mandioca em diferentes relações C/N**. 2018. 78f. Dissertação (Mestrado) – Pós Graduação em Zootecnia, Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, 2018.

VIRIATO, C. L. **Influência da granulometria e da concentração de sólidos totais de resíduos sólidos vegetais no processo de bioestabilização anaeróbia**. 2013. 95 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2013.

VIRIATO, C. L.; LEITE, V. D.; SOUSA, J. T.; LOPES, W. S.; OLIVEIRA, E. G.; GUIMARÃES, H. S. Influência da granulometria e da concentração de sólidos totais na codigestão anaeróbia de resíduos orgânicos. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 17, n. 1, p. 6- 15, 2015.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Volume 1, 4a edição. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. UFMG, 2011.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte, Editora UFMG, 2016.

WALSH, J. L, ROSS, C. C., SMITH, M. S., HARPER, S. R. & WILKINS, W. A. **Handbook on biogas utilization**. Georgia, Atlanta, USA: Georgia Tech Research Institute (GTRI) and U. S. Department of Energy (DOE), 156P. 1988.

WEBER, M. I. **AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE UM REATOR ANAERÓBIO DE LEITO FLUIDIZADO PARA O TRATAMENTO DE RESÍDUOS LÍQUIDOS DA INDÚSTRIA DE REFRIGERANTES**. Dissertação (mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, da Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2006.

WEERAYUTSIL, P.; KHOYUN, U.; KHUANMAR, K. Optimum ratio of chicken manure and napier grass in single stage anaerobic co-digestion. **Energy Procedia**, v. 100, p. 22-25, 2016.

WU, X.; YAO, W.; ZHU, J. Biogas and CH<sub>4</sub> productivity by co-digesting swine manure with three crop residues as an external carbon source. **Rev. Bioresource Technology**, v. 101, p 4042- 4047, 2010.

XAVIER, C. de A. N.; LUCAS JÚNIOR, J. de. Parâmetros de dimensionamento para biodigestores batelada operados com dejetos de vacas leiteiras com e sem uso de inóculo, **Revista Engenharia Agrícola Jaboticabal**, vol.30, n.2, p.212-223. 2010.

XU, F.; CHEN, L.; WANG, A.; YAN, Z. Influence of surfactant-free ionic liquid microemulsions pretreatment on the composition, structure and enzymatic hydrolysis of water hyacinth. **Bioresource technology**, v. 208, p. 19-23, 2016.

YONG, Z.; DONG, Y.; ZHANG, X.; TAN, T. Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production. **Renewable Energy**, v. 78, p. 527-530, 2015.

ZABED, H. M.; AKTER, S.; YUN, J.; ZHANG, G.; ZHANG, Y.; QI, X. Biogas from microalgae: Technologies, challenges and opportunities. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 117, 109503, 2020.

ZALA, M.; SOLANKI, R.; BHALE, P. V. Experimental investigation on anaerobic co-digestion of food waste and water hyacinth in batch type reactor under mesophilic condition. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 10, n. 3, p. 707-714, 2020.

ZEHNDER, A. J. B.; INGVORSEN, K.; MARTI, T. Microbiology of methane bacteria. In: **Proceedings 2nd Anaerobic Digestion International Symposium**, 1981, Travemunde (FRG). Amsterdam: Elsevier Biomedical Press, 1982. p. 45-65.

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, M.; ZHANG, Y.; LI, Z.; ZHANG, C.; TAN, X.; LIU, X.; WAN, C.; YANG, X.; LEE, D. J. Anaerobic co-digestion of food waste/excess sludge: substrates-products transformation and role of NADH as an indicator. **Journal of environmental management**, v. 232, p. 197-206, 2019.