

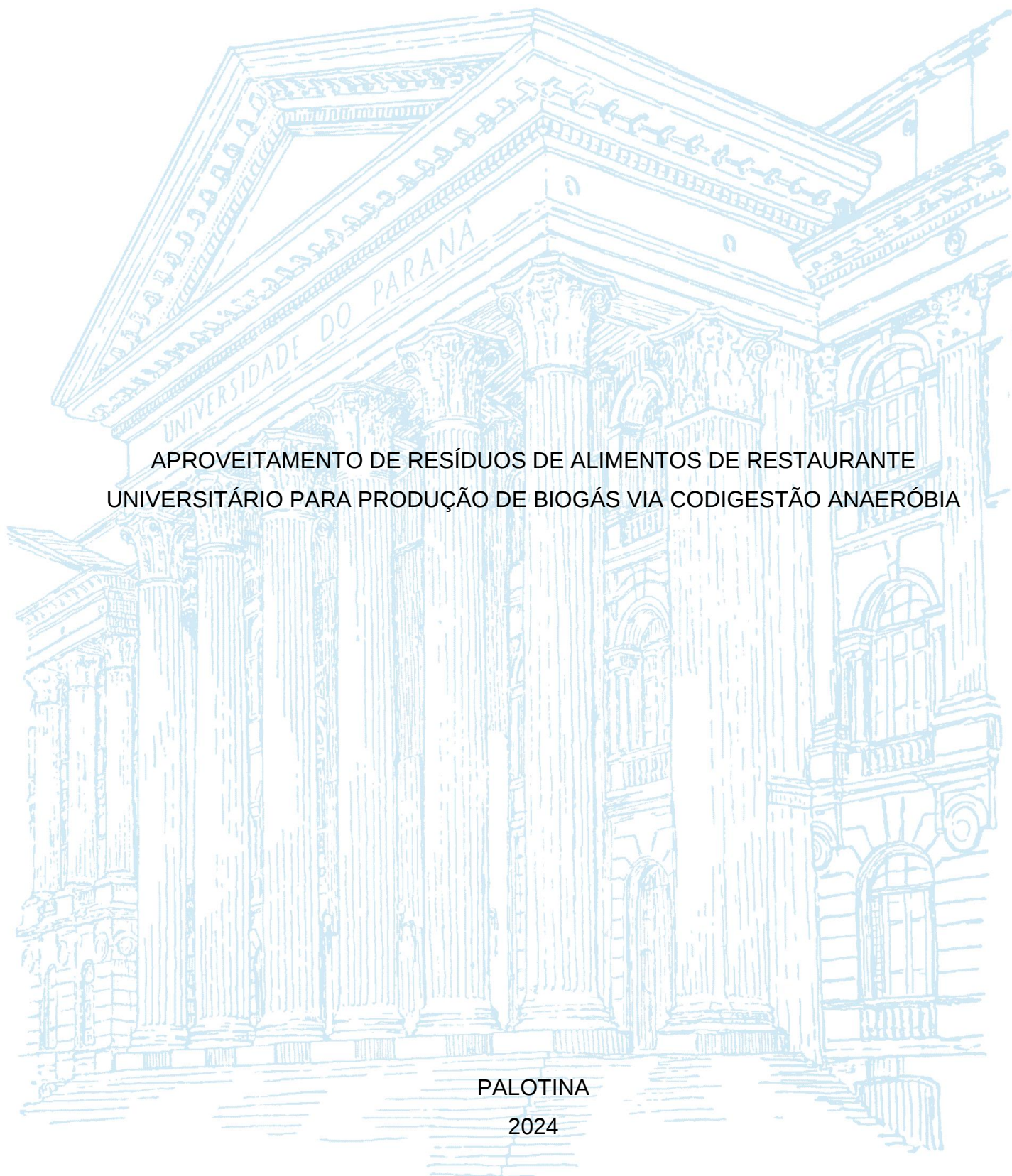
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MILENE DA SILVA

APROVEITAMENTO DE RESÍDUOS DE ALIMENTOS DE RESTAURANTE
UNIVERSITÁRIO PARA PRODUÇÃO DE BIOGÁS VIA CODIGESTÃO ANAERÓBIA

PALOTINA

2024



MILENE DA SILVA

APROVEITAMENTO DE RESÍDUOS DE ALIMENTOS DE RESTAURANTE
UNIVERSITÁRIO PARA PRODUÇÃO DE BIOGÁS VIA CODIGESTÃO ANAERÓBIA

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
curso de Graduação em Engenharia de Energia,
Setor Palotina, Universidade Federal do Paraná,
como requisito parcial à obtenção do título de
Bacharel em Engenharia de Energia

Orientador: Prof. Dr. Joel Gustavo Teleken

PALOTINA
2024



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ATA DE REUNIÃO

Aos três dias do mês de dezembro do ano de 2024, das 16h30min às 18h10min, na plataforma virtual *Microsoft Teams* [link](#), compareceram para defesa pública do Trabalho de Conclusão de Curso, requisito obrigatório para a obtenção do título de Engenheiro de Energia a aluna Milene da Silva, tendo como Título do Trabalho de Conclusão de Curso "*Aproveitamento de resíduos de alimentos de restaurante universitário para produção de biogás via codigestão anaeróbia*". Constituíram a Banca Examinadora os professores: Prof. Dr. Joel Gustavo Teleken (Orientador e Presidente da Banca), Prof. Dr. Helton José Alves e o Doutor Paulo André Cremonez. O orientador e Presidente da Banca concedeu a palavra ao discente, para exposição do seu trabalho. A seguir, foi concedida a palavra em ordem sucessiva aos membros da Banca de Exame, os quais passaram a arguir o discente. Ultimada a defesa, que se desenvolveu nos termos normativos, a Banca de Exame, em sessão secreta, passou aos trabalhos de julgamento, tendo atribuído ao discente as seguintes notas: **Prof. Dr. Helton José Alves, nota: 100 (cem)**, **Dr. Paulo André Cremonez, nota: 100 (cem)**, e **Prof. Dr. Joel Gustavo Teleken, nota: 100 (cem)**. A nota final do discente, após a média aritmética dos três membros da banca de exame, foi **100 (cem)** considerando a discente **APROVADA**. As considerações e sugestões feitas pela Banca de Exame deverão ser atendidas pelo discente sob acompanhamento de seu orientador. Nada mais havendo a tratar foi lavrada a presente ata, que, lida e aprovada, vai por todos assinada eletronicamente.



Documento assinado eletronicamente por **JOEL GUSTAVO TELEKEN, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 03/12/2024, às 18:22, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **HELTON JOSE ALVES, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 04/12/2024, às 01:02, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



A autenticidade do documento pode ser conferida [aqui](#) informando o código verificador **7020698** e o código CRC **FBADCBF2**.

Referência: Processo nº 23075.050876/2024-12

SEI nº 7020698



Documento assinado digitalmente
PAULO ANDRE CREMONEZ
Data: 10/12/2024 08:59:11-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

AGRADECIMENTOS

A realização desse trabalho não teria sido possível sem o apoio, incentivo e orientação de muitas pessoas que, de diferentes formas, contribuíram para o seu desenvolvimento. Gostaria de expressar minha gratidão a todos que fizeram parte dessa jornada.

Primeiramente agradeço imensamente a minha família por todo o suporte durante esse tempo longe de casa, estando sempre presentes nessa jornada. Sem esse suporte não teria conseguido chegar até aqui.

Também agradeço ao meu orientador **Dr. Joel Gustavo Teleken** pelas valiosas orientações ao longo dos anos, me auxiliando a dar os primeiros passos na pesquisa científica e sendo essencial para que o meu trabalho fosse realizado.

Agradeço, igualmente, ao Técnico do Laboratório de Produção de Biocombustíveis (LPB), **Dr. Thompson Weiser** por toda a ajuda, sempre tirando minhas dúvidas e me auxiliando dentro do laboratório, juntamente com a professora **Dr^a. Dilemara Zenatti**, que também apresentou grande auxílio durante meu período no laboratório.

Além disso, presto meu sincero agradecimento aos meus colegas do LPB por todas as conversas, cafés e pela companhia. Em especial, agradeço a todos que me ajudaram nos experimentos durante a minha trajetória, incluindo os colegas do Labmater pelo suporte nas análises de cromatografia, que foram fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho.

Também agradeço imensamente ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) pelo apoio financeiro durante minha Iniciação Científica, que foi essencial para meu desenvolvimento acadêmico ao longo da graduação.

Por fim, quero agradecer aos professores e colegas do curso de Engenharia de Energia, que foram peças fundamentais na minha formação. Aos professores pela dedicação, pelo ensino de qualidade e pelas valiosas contribuições ao longo da minha formação e aos meus colegas, em especial as meninas do terço das meninas, pelo apoio e amizade, sou grata a todos por tornarem esses últimos anos tão especiais.

RESUMO

O desperdício de alimentos e seu manejo inadequado constituem uma das principais fontes de emissão de gases de efeito estufa em escala global, representando uma parcela significativa dos resíduos orgânicos que necessitam de tratamento apropriado. A redução da quantidade de desperdício e a implementação de técnicas adequadas de manejo para os resíduos, produzidos inevitavelmente, são essenciais para mitigar esses impactos ambientais. Tais resíduos apresentam potencial energético, podendo ser utilizados, a partir do processo de biodigestão anaeróbia, para produção de biogás. A biodigestão anaeróbia é o processo da degradação da matéria orgânica, sem a presença de oxigênio, realizada por um consórcio de microrganismos, formando principalmente o biogás. Neste trabalho, foi avaliada a degradação e potencial de produção de biogás dos resíduos alimentares do restaurante universitário da UFPR – Setor Palotina. No estudo foi realizado monitoramento de um reator anaeróbio em escala piloto com tanque de digestão de 4200 L e tanque de gás de 2300 L, alimentado com resíduos alimentícios, obtidos em um restaurante universitário. A alimentação do biodigestor foi separada em 3 etapas, iniciando com alimentação 2 vezes na semana com 10kg de alimento, seguido por um período sem alimentação e adição de inóculo e finalizado na etapa 3 com alimentação 2 vezes na semana e 5kg de alimento, totalizando 16 semanas do estudo. Foram feitas análises do inóculo referente à série de sólidos e do digestato e dos resíduos alimentares adicionados com relação ao consumo de sólidos (totais, fixos e voláteis), Óleos e Graxas, Nitrogênio Amoniacal e Total e cloretos. Também foram realizadas análises de pH, acidez e alcalinidade referentes ao digestato e, ainda, foi feita a avaliação da composição do biogás gerado por cromatografia gasosa. Os resultados obtidos para as etapas demonstraram elevada remoção de sólidos, bem como ótimo consumo de óleos e graxas dentro do reator. A avaliação de Nitrogênio total revelou altos níveis de nitrogênio tanto no afluente quanto no efluente da digestão, estando dentro dos padrões da biodigestão, contudo, foi avaliado excesso de amônia no meio, influenciando no pH durante todo o estudo e aumentando a alcalinidade do processo. Ainda assim, não houve a inibição da produção de biogás. Com relação ao biogás produzido, observou-se porcentagens de CH₄ e CO₂ dentro das faixas esperadas, tendo, em média, 60% de metano para 40% de dióxido de carbono. Com isso conclui-se que a biodigestão anaeróbia pode ser uma boa alternativa para tratamento dos resíduos alimentares.

Palavras-chave: energias renováveis; gestão de resíduos; biodigestão anaeróbia; resíduos orgânicos.

ABSTRACT

Food waste and its improper management are among the main sources of greenhouse gas emissions on a global scale, representing a significant portion of organic waste that requires appropriate treatment. The reduction of waste volume and the implementation of appropriate management techniques for this unavoidable waste are essential to mitigate these environmental impacts. Food waste has energy potential and can be treated through the anaerobic digestion process, for biogas production. Anaerobic digestion is the process of organic matter degradation, without the presence of oxygen, carried out by microorganisms, resulting in biogas formation. This study evaluated the degradation process and the potential for biogas production from food waste generated by the university restaurant at UFPR's Palotina campus. In this study, a pilot-scale anaerobic reactor was monitored, consisting of a 4200 L digestion tank and a 2300 L gas tank, continuously fed with food waste collected from a university restaurant. The biodigester feeding process was divided into three stages: it began with feeding twice a week with 10 kg of food, followed by a pause period on the feeding and the addition of inoculum, before progressing to stage 3, where feeding resumed to twice a week with 5 kg of food, totaling 16 weeks of study. The substrate and the digestate were characterized according to Total Solids, Total Fixed Solids, Total Volatile Solids, Oils and Greases, Total Nitrogen, Total Ammonia Nitrogen (TAN) and Chlorine. Analyses of acidity, alkalinity and pH of the digestate were also conducted, as well as an evaluation of the biogas composition, using gas chromatography. The analytical results demonstrated excellent solids removal, as well as an effective consumption of oils and greases within the reactor. The evaluation of total nitrogen revealed high nitrogen levels before and after the biodigester, remaining within the standards of biodigestion, however, an excess of ammonia was identified in the system, which influenced the pH throughout the study and increased the alkalinity of the process. Still, there was no inhibition on the gas production. Regarding the biogas produced, satisfactory percentages of CH₄ and CO₂ were observed throughout the study, remaining within the expected ranges, with an average of 60% methane and 40% carbon dioxide. Therefore, it can be concluded that anaerobic digestion can be a viable alternative for the treatment of food waste.

Keywords: renewable energies; waste management; anaerobic digestion; organic waste.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - OFERTA INTERNA DE ENERGIA	19
FIGURA 2 - COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA MÉDIA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL	21
FIGURA 3 - ETAPAS DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA E MICRORGANISMOS ENVOLVIDOS EM CADA ETAPA	24
FIGURA 4 - AMOSTRA DE ALIMENTO 1.....	37
FIGURA 5 - AMOSTRA DE ALIMENTO 2.....	37
FIGURA 6 – BIODIGESTOR INSTALADO.....	38
FIGURA 7 – BIODIGESTOR EM OPERAÇÃO	38
FIGURA 8 - BIODIGESTOR HOMEBIOGÁS 7.0	39
FIGURA 9 - ETAPAS DE ALIMENTAÇÃO	41
FIGURA 10 – TEMPERATURA DO BIODIGESTOR X TEMPERATURA AMBIENTE	43
FIGURA 11 - PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS	47
FIGURA 12 - ALCALINIDADE TOTAL E PH DO DIGESTATO	48
FIGURA 13 - RELAÇÃO ALCALINIDADE INTERMEDIÁRIA/ALCALINIDADE PARCIAL.....	50
FIGURA 14 - RELAÇÃO ACIDEZ VOLÁTIL / ALCALINIDADE TOTAL X PH	51
FIGURA 15 - % CONSUMO DE ÓLEOS E GRAXAS	53
FIGURA 16 - NITROGÊNIO TOTAL KJEDAHN	55
FIGURA 17 - NITROGÊNIO AMONÍACAL	57
FIGURA 18 - TEOR DE CLORETOS	59
FIGURA 19 - COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS	61

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - ETAPAS DE ALIMENTAÇÃO DO BIODIGESTOR.....	41
QUADRO 2 - ANÁLISES DE MONITORAMENTO DO REATOR.....	42

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS ALIMENTARES	23
TABELA 2 - COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS POR SUBSTRATO	36
TABELA 3 - RESULTADOS DA SÉRIE DE SÓLIDOS (TOTAIS, FIXOS e VOLÁTEIS)	45
TABELA 4 - RESULTADOS ÓLEOS E GRAXAS.....	52
TABELA 5 - GÁS SULFÍDRICO NO BIOGÁS GERADO.....	62

LISTA DE ABREVIATURAS OU SIGLAS

ABREMA	- Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente
ABRELPE	- Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AGCL	- Ácidos Graxos de Cadeia Longa
AGV	- Ácidos Graxos Voláteis
Al	- Alcalinidade Intermediária
Al/AP	- Relação Alcalinidade Intermediária / Alcalinidade Parcial
ANP	- Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis
AP	- Alcalinidade Parcial
APHA	- American Public Health Association
AT	- Alcalinidade Total
AV	- Acidez Volátil
AV/AT	- Relação Acidez Volátil / Alcalinidade Total
BEN	- Balanço Energético Nacional
BMP	- Biochemical Potential Methane
C/N	- Relação Carbono / Nitrogênio
CONAMA	- Conselho Nacional de Meio Ambiente
DQO	- Demanda química de Oxigênio
EMBRAPA	- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPE	- Empresa de Pesquisa Energética
FAO	- Food and Agriculture Organization
LABMATER	- Laboratório de Materiais e Energias Renováveis
LPB	- Laboratório de Produção de Biocombustíveis
NA	- Nitrogênio Amoniacal
NTK	- Nitrogênio Total Kjeldahl
PCS	- Poder Calorífico Superior
pH	- Potencial Hidrogeniônico
PNRS	- Política Nacional dos Resíduos Sólidos
PNUMA	- Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
PROINFA	- Programa de Incentivo às Fontes Alternativas
TAN	- Total Ammonia Nitrogen
TRH	- Tempo de Retenção Hidráulica

UNEP	- United Nations Environment Programme
RA	- Resíduos Alimentares
RSU	- Resíduos Sólidos Urbanos
RENOVABIO-	Política Nacional de Biocombustíveis
SEEG	- Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa
ST	- Sólidos Totais
STV	- Sólidos Totais Voláteis

LISTA DE SÍMBOLOS

CaCO_3	- Carbonato De Cálcio
CH_4	- Metano
Cl^-	- Íon Cloro
CO	- Monóxido de Carbono
CO_2	- Dióxido de Carbono
H_2	- Hidrogênio
H_2O	- Água
$\text{H}_2\text{O}_{\text{vapor}}$	- Vapor De Água
H_2S	- Gás Sulfídrico
kg	- Quilograma
N_2	- Nitrogênio
NH_3	- Amônia
NH_4^+	- Íon amônio
O_2	- Oxigênio
Ppm	- Partes por Milhão

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
1.1 OBJETIVOS	18
1.1.1 Objetivo geral	18
1.1.2 Objetivos específicos.....	18
2 REVISÃO DE LITERATURA	19
2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	20
2.2 RESÍDUOS ALIMENTARES	21
2.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA	23
2.4 FATORES QUE AFETAM A DIGESTÃO ANAERÓBIA	26
2.4.1 Temperatura.....	26
2.4.2 pH.....	27
2.4.3 Tempo de Retenção Hidráulica	27
2.4.4 Nutrientes	28
2.4.5 Biomassa.....	28
2.4.6 Substrato	29
2.4.7 Inóculo	29
2.4.8 Série de Sólidos: Totais, Fixos e Voláteis	30
2.4.9 Acidez e Alcalinidade	30
2.4.10 Óleos e Graxas	31
2.4.11 Nitrogênio	32
2.4.12 Cloretos	33
2.4.13 Digestão Anaeróbia de Resíduos Alimentares	33
2.5 BIOGÁS.....	35
2.5.1 Composição do Biogás.....	35
3 MATERIAL E MÉTODOS	37
3.1 SUBSTRATO E INÓCULO	37
3.2 BIODIGESTOR EM ESCALA PILOTO	38
3.3 CRONOGRAMA DE ALIMENTAÇÃO DO BIODIGESTOR	40
3.4 PARÂMETROS DE MONITORAMENTO DO BIODIGESTOR	41
4 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS	43
4.1 TEMPERATURA	43
4.2 SÉRIE DE SÓLIDOS (TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS)	45

4.3 PH, ACIDEZ E ALCALINIDADE	48
4.4 ÓLEOS E GRAXAS.....	52
4.5 NITROGÊNIO.....	55
4.5.1 Nitrogênio Total	55
4.5.2 Nitrogênio Amoniacal	57
4.6 CLORETOS.....	59
4.7 COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS PRODUZIDO	60
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	64
5.1 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	65
REFERÊNCIAS.....	66
APÊNDICE 1 – LEITURA DE TEMPERATURA	81
APÊNDICE 2 – AMOSTRAS	83
APÊNDICE 3 – AMOSTRAS DE CROMATOGRAFIA	84
APÊNDICE 4 – CROMATOGRAFIA GASOSA	85

1 INTRODUÇÃO

Com o passar dos anos é evidente que, apesar do uso de combustíveis fósseis ser básico para a sociedade durante um grande período e, também, quase que imprescindível quando se considera o aumento da demanda energética mundial, a larga utilização desses combustíveis possui grande influência nos níveis de emissão de gases de efeito estufa.

De acordo com dados coletados e analisados pelo Balanço Nacional Energético (BEN, 2024), em 2023, o total de emissões de dióxido de carbono (CO₂) associadas à matriz energética brasileira atingiram um aumento de 0,8% em relação a 2022. Além disso, o gás natural participa com 9,6 % na matriz energética nacional, enquanto o uso de petróleo e derivados representa 35,1% da oferta interna de energia no Brasil (BEN 2024).

O Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG), mostra que as emissões *per capita* do Brasil estão consistentemente acima da média mundial, com emissões brutas iguais a 11,4 toneladas, em 2022 (SEEG, 2024). No Relatório sobre a Lacuna de emissões do programa das nações unidas para o meio ambiente (UNEP, 2021), é ressaltada a importância da redução da emissão do gás metano para o declínio das mudanças climáticas no globo. Para essa redução, a UNEP sugere medidas como a troca de gás natural por combustíveis renováveis, mudanças na dieta populacional e redução no desperdício alimentar.

Dessa forma, destaca-se o biogás, um biocombustível com conteúdo energético elevado, semelhante ao gás natural, que representa ótima alternativa às fontes não renováveis de energia (Magalhães, 1980 apud Pereira, et al., 2015). Milanez (2018) afirma que, com algum processamento, o biogás pode substituir o gás natural em todas as suas aplicações.

O biogás é produzido a partir da biodigestão anaeróbia, composto majoritariamente por metano (CH₄) e o dióxido de carbono (CO₂) (CRESPO, 2013). Ainda, Amponsah et al. (2014) afirmam que a digestão anaeróbia é vista como um dos métodos mais econômicos e tecnicamente adequados para o tratamento de resíduos urbanos biodegradáveis.

A Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente (ABRELPE, 2022), mostra que, no Brasil, os resíduos alimentares constituem grande parte dos resíduos

sólidos urbanos gerados, fazendo parte dos 45,3% dos resíduos sólidos urbanos em forma de matéria orgânica. Sendo assim, os resíduos alimentares representam grande parte dos resíduos gerados no país e necessita de destinação correta.

O PLANARES (2022), ressalta que resíduos descartados de maneira inadequada nas vias públicas, nos rios, nos terrenos baldios ou até mesmo queimados a céu aberto causam graves impactos ambientais. Ainda, muitos destes resíduos acabam sendo levados até o mar, não sendo, portanto, coletados pelo serviço público de limpeza urbana para destinação correta. Os resíduos sólidos no mar ocasionam, por sua vez, prejuízos para a biodiversidade, turismo, pesca e segurança da navegação.

O Índice de Desperdício de Alimentos 2021, realizado pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), ressaltou que 17% do total de alimentos disponíveis aos consumidores em 2019, foram para o lixo das residências, varejo, restaurantes e outros serviços alimentares em torno do mundo. O'Connor et al. (2022), afirmam que o índice de Desperdício Alimentar cresce gradualmente junto com o desenvolvimento da economia e da população. Dessa maneira, a produção desses resíduos possui a tendência de aumentar proporcionalmente à densidade populacional urbana, enquanto Iacovidou et al. (2012), relatam que um dos problemas graves de quase todas as cidades do mundo é a eliminação de resíduos orgânicos oriundos de restaurantes, desperdiçado das residências, estabelecimentos comerciais, instituições, refeitórios de fábrica, cantinas dentre outros.

O reaproveitamento de alimentos desperdiçados é considerado uma alternativa atrativa, tendo destaque na produção de biogás como aproveitamento energético (FERREIRA, 2015). Experiências realizadas nesse sentido demonstram que a metanização dos resíduos alimentares é uma alternativa viável para o tratamento e a valoração desse resíduo (LI et al., 2011; BROWNE et al., 2013; ZHANG et al., 2006, 2011, 2013).

Por fim, observou-se no restaurante universitário da Universidade Federal do Paraná (UFPR) - Setor Palotina, uma sobra abundante de alimentos, sendo necessária destinação correta desses resíduos. Dessa forma, a solução abordada é a utilização desses resíduos como forma de substrato para produção de energia limpa por meio da biodigestão anaeróbia, auxiliando na resolução dos problemas de

gestão de resíduos, gerando digestato que pode ser utilizado como biofertilizante e, ainda, produzindo energia renovável.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste trabalho foi acompanhar a digestão anaeróbia dos resíduos do restaurante universitário da UFPR – Setor Palotina, observando a degradação desses resíduos, além de avaliar o potencial de produção de biogás.

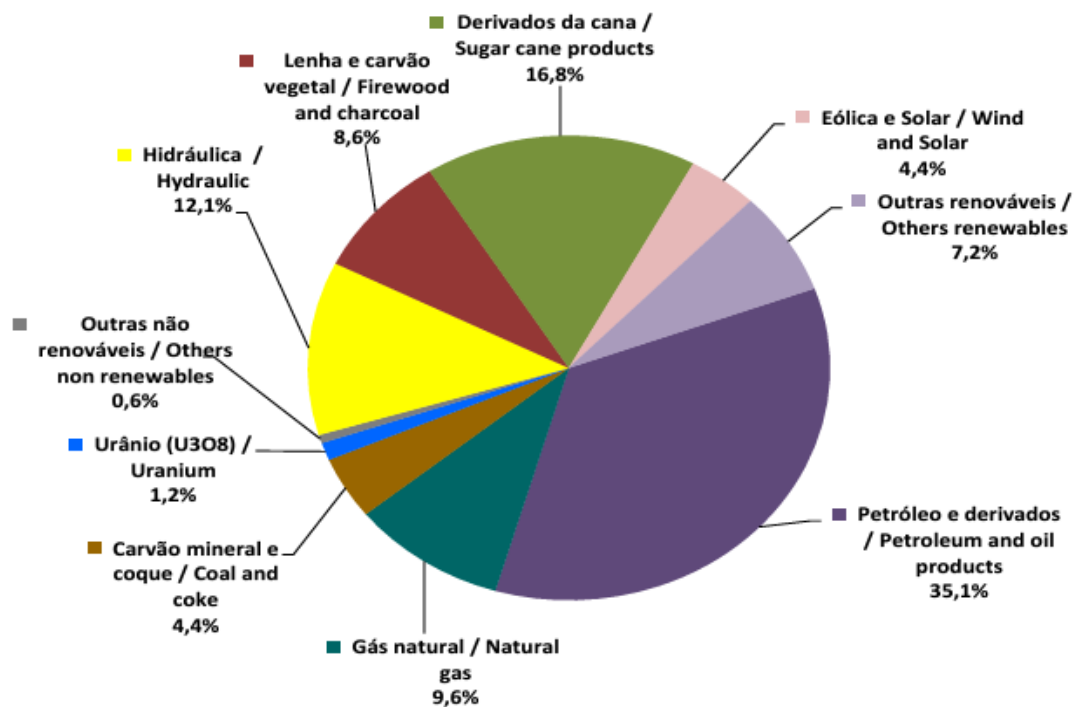
1.1.2 Objetivos específicos

- Tratamento dos resíduos alimentares para produção de biogás.
- Avaliação dos parâmetros da biodigestão anaeróbia dos resíduos alimentares.
- Determinação da composição do biogás gerado.
- Avaliar a produção de biogás por kg de resíduo alimentar.
- Avaliar o potencial metanogênico dos resíduos.

2 REVISÃO DE LITERATURA

No Brasil, a matriz energética é predominantemente renovável, o que ainda não é a realidade para muitos países. Conforme os dados do BEN 2024, ano-base 2023, a oferta interna de energia atingiu 313,9 Mtep, registrando um aumento de 3,5% em relação ao ano anterior. Além disso, a participação de renováveis na matriz energética foi marcada pela manutenção da oferta de energia hidráulica, crescimento da geração eólica e solar fotovoltaica e redução do uso das usinas termelétricas a partir de combustíveis fósseis como gás natural e derivados de petróleo (BEN, 2024). Na figura 1 é apresentada a divisão da oferta interna de energia no Brasil.

FIGURA 1 - OFERTA INTERNA DE ENERGIA



FONTE: BEN (2024).

O Brasil é destacado como um modelo mundial pelo seu vigoroso programa de biocombustíveis no setor de transportes baseado no etanol e pela aplicação das tecnologias de energia da biomassa (MENEGUELLO e CASTRO, 2007).

Além disso, o Brasil possui diversos programas de incentivo de energias renováveis, como a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio), instituída

pela Lei nº 13.576/2017, objetivando o estímulo da produção e o uso de biocombustíveis, com foco na redução de emissões de gases de efeito estufa, enquanto o Programa de Incentivo às Fontes Alternativas (Proinfa) tem o objetivo de aumentar a participação de fontes renováveis, como Pequenas Centrais Hidrelétricas, eólicas e térmicas a biomassa na produção de energia elétrica.

Ainda, segundo o BEN (2024), a capacidade de geração de biogás por unidade federativa está mais concentrada em regiões em que o potencial de produção da matéria orgânica, resíduos agrícolas, urbanos, industriais e florestais é maior.

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

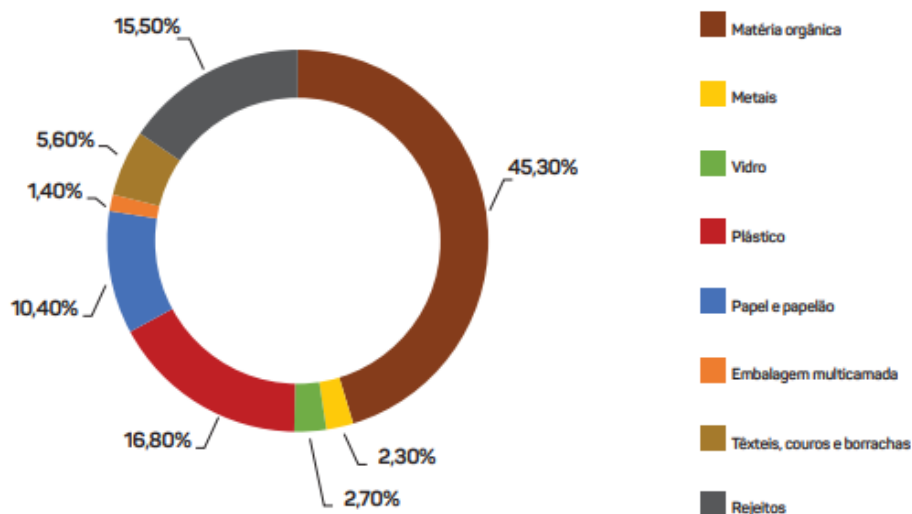
A Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), Lei nº 12.305 de 2010, define resíduos sólidos como sendo o material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

De acordo com o Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil, em 2022, da Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente (ABREMA) foi estimada geração a média de 1,047 kg de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) por dia em 2022. A partir desse valor, foi estimada produção de aproximadamente 81 milhões de toneladas de RSU no país em 2022 (ABREMA, 2024).

A composição desses resíduos urbanos é majoritariamente matéria orgânica, abrangendo sobras e perdas de alimentos, resíduos verdes e madeiras (PLANARES, 2022). De acordo com XU et al. (2015), os resíduos alimentares (RA) são apresentados como um dos principais constituintes dos RSU em virtude do processo de urbanização.

Na figura 2 é apresentada a composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. Também, de acordo com ABREMA, em 2023, 58,5% dos resíduos gerados no país tiveram destinação correta, enquanto os 41,5% restantes tiveram disposição inadequada, sendo jogados, por exemplo, em lixões e aterros controlados.

FIGURA 2 - COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA MÉDIA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL



FONTE: ABRELPE (2020).

A PNRS, em seu art. 3º, inciso VII, definiu que destinação final ambientalmente adequada desses resíduos compreende a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes, dentre elas a disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar impactos ambientais adversos.

2.2 RESÍDUOS ALIMENTARES

O termo resíduo alimentar refere-se aos resíduos orgânicos originados do preparo da alimentação humana, seja ele na cozinha da residência ou em qualquer outro tipo de estabelecimento (Viana, et al., 2006).

O desperdício alimentar ocorre ao longo de toda a cadeia produtiva, sendo consequência da falta de cuidado no manuseio e na colheita, da falta de logística no transporte e do acondicionamento inadequado dos produtos, com destaque nos setores de produção de raízes, tubérculos, frutas e vegetais. O processamento e o transporte de alimentos também têm importante contribuição nesse montante, principalmente no setor de perecíveis (carne, peixes e frutos do mar). Já o desperdício no ato do consumo tem papel de destaque no setor dos cereais, como arroz, trigo e soja (Ferreira, 2015).

De acordo com Zhang, et al. (2014), a geração de resíduo alimentar é inerente ao crescimento populacional, pois está relacionada a todas as etapas da cadeia alimentar. Assim, quanto maior a demanda por alimentos maior será a geração destes resíduos.

Ainda, em pesquisa brasileira realizada por Porpino et al. (2018), em parceria com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), foi apresentado ranking dos alimentos mais desperdiçados, onde 22,5% eram compostos somente por arroz, frutas, verduras e legumes representando 19,7% do desperdício, enquanto as proteínas (grupo de carnes, ovos e leite) representam 42,5% do desperdício alimentar brasileiro.

De acordo com a Food and Agriculture Organization (FAO, 2016), somente na América Latina, há o desperdício de 127 milhões de toneladas de alimentos ao ano, o equivalente a 97 bilhões de dólares. De acordo com Mbow et al. (2019), cerca de 8–10% das emissões globais de gases com efeito de estufa estão associadas a alimentos que não são consumidos, sendo assim, o reaproveitamento industrial dos resíduos é considerado atrativo, a destacar a produção de biogás, passível de aproveitamento energético. Experiências realizadas na área demonstram que a metanização do resíduo alimentar é uma rota viável para o tratamento e a valoração desse resíduo (ZHANG et al, 2014; FMI/GMA/NRA, 2014).

O PLANARES (2022) apresenta que o aterro sanitário figura no país a principal forma de destinação final ambientalmente adequada dos resíduos orgânicos. Contudo, Zhu, et al. (2009) relatam que a fração orgânica fermentável dos resíduos sólidos urbanos, quando depositada em aterros sanitários, é biodegradada naturalmente com o passar do tempo, produzindo vários gases responsáveis pelo efeito estufa, além de propiciar significativa concentração de material orgânico e nitrogenado no lixiviado gerado, que é responsável pela contaminação dos corpos aquáticos e do solo.

O uso de aterros sanitários para a disposição e o tratamento de resíduos sólidos é adequado, porém, mesmo com a adoção de procedimentos de controle, a prática implica riscos de contaminação ambiental, sendo, portanto, potencialmente poluidora e provocando alterações na paisagem e impacto nas comunidades biológicas (GARCIA; CANDIANI, 2017).

Os Resíduos Alimentares se apresentam como bons substratos para a biodigestão anaeróbia, por conta da sua composição e seu teor de umidade

(ABASSI, et al., 2012). De acordo com Esposito, et al. (2012) os carboidratos e proteínas presentes no substrato são digeridos mais rapidamente pelos microorganismos, enquanto os lipídeos, apesar de ter uma degradabilidade mais lenta, ajudam a produzir um biogás de maior qualidade.

Segundo Tchonobaglou et al. (1993), os resíduos alimentares se enquadram na categoria de resíduos rapidamente biodegradáveis. Na tabela 1 são apresentadas as características dos resíduos alimentares.

TABELA 1 - CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS ALIMENTARES

	Zhang et al. (2011)	Zhang et al. (2014)	LI, Yangyang et al. (2017)	Han e Shin (2004)
pH	6,5	4,2	-	-
ST (%)	18,1	23,1	20	20,5
SV (%)	17,1	21	-	19,5
C/N	13,2	24,5	15	14,7

FONTE: O Autor (2024).

Contudo, Neves (2009) ressalta que as características dos substratos de desperdício alimentar mudam de acordo com os hábitos da população, a localização, os hábitos culturais e o tipo de resíduo alimentar produzido.

2.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA

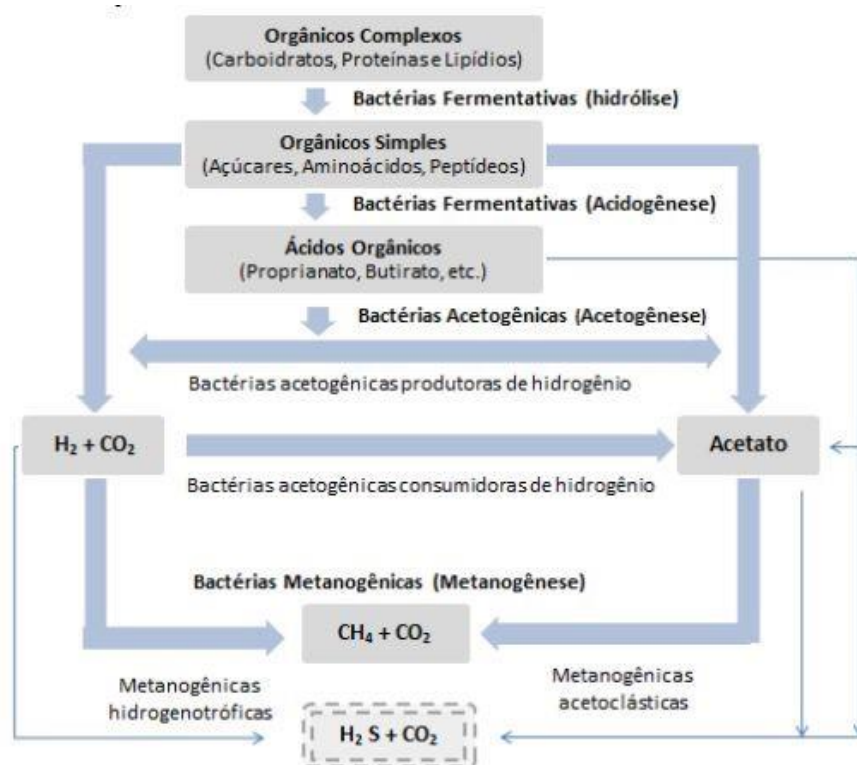
O processo de digestão anaeróbia ocorre pela degradação, transformação ou decomposição da biomassa, realizada por microrganismos. Alguns produtos sintéticos também podem ser digeridos, os quais são conhecidos como produtos biodegradáveis (OLIVEIRA, 2005). Esse processo permite não só estabilizar os resíduos, como também reduzir os microrganismos patogênicos dos resíduos (WILLIAMS, 2006).

A digestão anaeróbia possui como produtos principais biogás e digestato, onde o biogás é um biocombustível, com conteúdo energético elevado semelhante ao gás natural, produzido a partir de uma mistura gasosa de dióxido de carbono com gás metano. Pode ser utilizado para a geração de energia elétrica, térmica ou mecânica na propriedade rural, contribuindo para a redução dos custos de produção

(PNA, 2006). Enquanto isso, o digestato e o lodo gerado pelo processo podem apresentar grande potencial como fertilizantes, como fonte de matéria orgânica e, em menores proporções, como fonte de água (COMPARETTI et al., 2013; SILVA et al., 2012; HOOTON; NI e WANG, 2019).

A digestão anaeróbia é dividida em 04 etapas, sendo elas: hidrólise; acidogênese; acetogênese; e metanogênese, conforme é indicado na figura 3. Cada etapa é realizada por diferentes grupos de microrganismos, em sintrofia, e podem requerer diferentes condições ambientais (Kunz, et al., 2019).

FIGURA 3 - ETAPAS DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA E MICRORGANISMOS ENVOLVIDOS EM CADA ETAPA



FONTE: Chernicharo (1997).

A etapa de hidrólise ocorre pela quebra das cadeias carbônicas de proteínas, lipídios e carboidratos para compostos mais simples como aminoácidos, açúcares, glicerol e ácidos graxos. A hidrólise de materiais lignocelulósicos ocorre de forma lenta e incompleta quando comparada a outras substâncias orgânicas (DEUBLEIN, 2008).

Os produtos formados na fase hidrolítica são utilizados por diferentes bactérias anaeróbias facultativas e obrigatórias na fase acidogênica e degradados a

substâncias mais simples como: ácidos graxos voláteis de cadeia curta, álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfetos de hidrogênio, além de nova biomassa composta de células bacterianas (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008). A pressão parcial de hidrogênio durante o processo afeta diretamente o estado de oxidação dos produtos. Se for muito elevada, resultará em produtos com maior quantidade de carbono (KUNZ, et al., 2019).

Os principais gêneros das bactérias que estão associados à acidogênese são: *Clostridium sp*, *Bacteroides sp*, *Ruminococcus sp*, *Butyribacterium sp*, *Propionibacterium sp*, *Eubacterium sp*, *Lactobacillus sp*, *Streptococcus sp*, *Pseudomonas sp*, *Desulfobacter sp*, *Micrococcus sp*, *Bacillus sp* e *Escherichia sp* (MENDONÇA, 2009).

Na acetogênese, os produtos derivados da etapa anterior, por meio da atuação de bactérias acetogênicas, são metabolizados e transformados em ácido acético, H_2 , ácidos graxos e entre outros (ZEREDO, 2015). Segundo McCarty (1971), a grande importância dos organismos acetogênicos, no processo de digestão anaeróbia, decorre do fato de que cerca de 60 a 70% dos elétrons do substrato original são canalizados para a produção de acetato. Em decorrência, a remoção de DQO da fase líquida depende da conversão de acetato em metano, o que é feito pelos microrganismos metanogênicos acetoclásticos.

Os gêneros dos microorganismos acetogênicos que são encontrados nos processos anaeróbios são: *Syntrophobacter sp* e *Syntrophomonas sp* (CHERNICHARO, 2007).

Quanto à metanogênese, é a quarta e última etapa do processo e compreende a formação do metano sob condições estritamente anaeróbias (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008). Deste modo, o carbono contido na biomassa é convertido a dióxido de carbono e metano através da ação das arqueas metanogênicas (KUNZ, et al., 2019).

As arqueas metanogênicas são divididas de acordo com suas vias metabólicas em acetoclástica e hidrogenotróficas. As arqueas metanogênicas acetoclásticas (ex. *Methanosarcina*) convertem acetato a metano e as arqueas metanogênicas hidrogenotróficas (ex. *Methanobacterium* e *Methanospirillum*) convertem hidrogênio e dióxido de carbono a metano (KUNZ, et al. 2019).

2.4 FATORES QUE AFETAM A DIGESTÃO ANAERÓBIA

O desempenho satisfatório da biodigestão anaeróbia está totalmente dependente do controle dos requisitos ambientais favoráveis ao crescimento e à interação harmônica do consórcio de microrganismos produtores de metano (KHALID et al., 2011).

A digestão anaeróbia é muito sensível às condições a que é submetida durante o processo. Segundo Alcântara (2012) a eficiência dos processos de biodigestão anaeróbia depende de diversos fatores, dentre eles: carga orgânica de alimentação, temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), concentração de inibidores, composição do substrato, tipo de biodigestor, meio suporte, entre outros.

2.4.1 Temperatura

Dentre os fatores físicos que afetam o crescimento microbiano, a temperatura é um dos mais importantes na seleção das espécies, isso em virtude de os microrganismos não possuírem meios de controlar sua temperatura interna, a qual é então determinada pela temperatura ambiente externo (CHERNICHARO, 1997). Além disso, a temperatura também influencia a velocidade de crescimento e o metabolismo dos microrganismos, bem como a solubilidade dos compostos orgânicos e pode, ainda, afetar na quantificação de patógenos no reator, com isso, influenciando diretamente na dinâmica populacional em um biodigestor (KUNZ, et al., 2019).

A temperatura para processo de biodigestão na faixa mesófila compreende a faixa entre 20 e 40 °C, além desta não requerer aquecimento ou resfriamento, podendo ser conduzida a temperatura ambiente buscando-se apenas manter as variações de temperatura preferencialmente inferiores a 3 °C (BOND e TEMPLETON, 2011).

Para Chernicharo (1997), dois níveis ótimos têm sido associados à digestão anaeróbia, de 30 a 35 °C na faixa mesófila e de 50 a 55 °C na faixa termófila. Quando o reator se apresenta em temperatura ótima, as enzimas encontram-se na forma mais ativa. Em valores mínimos, a eficiência enzimática na taxa de conversão da matéria orgânica se reduz significativamente, limitando o processo de forma geral, ao passo que para a faixa máxima, pode ocorrer a desnaturalização das

proteínas (destruição do arranjo molecular), acarretando a morte da célula (ALVES, 2008).

2.4.2 pH

O pH é um fator importante no controle do processo anaeróbio, pois assim como a temperatura, influencia a velocidade das reações bioquímicas (LAY; LI; NOIKE, 1997). Alterações no pH afetam sensivelmente os microrganismos envolvidos no processo de digestão anaeróbia, podendo revelar-se de formas variadas, modificando suas estruturas e, conseqüentemente, fazendo-os perder suas características originais, aumentando ou diminuindo sua toxicidade (MEYSTRE, 2007; SALOMON, 2007).

Schirmer et al. (2014), relatam que o aumento do pH pode ocorrer, na digestão anaeróbia, por conta da presença do CO₂ gerado no meio da fase líquida do biodigestor, aumentando a alcalinidade e a concentração de bicarbonato.

Segundo Magalhães (1986), a estabilidade da biodigestão ocorre em pH variando de 7,2 a 8,5, na qual ocorre a diminuição da produção de CO₂ e conseqüentemente aumento da produção de CH₄. Kunz, et al. (2019), ressalta que as arqueas metanogênicas são extremamente sensíveis ao necessitando de maior controle do pH, com um valor ótimo entre 6,7 e 7,5, enquanto os microrganismos fermentativos são menos sensíveis e podem se adaptar a maiores variações de pH entre 4,0 e 8,5.

2.4.3 Tempo de Retenção Hidráulica

O tempo de retenção hidráulica (TRH) depende sempre da matéria orgânica utilizada e do biodigestor. Consiste no tempo que leva para o substrato ser digerido totalmente no biodigestor. É definido pela relação entre o volume do digestor e o volume da carga diária. Quando combinado com a taxa de decomposição dos sólidos voláteis é responsável pela eficiência do digestor. Desta forma, o menor tempo de retenção e o maior de decomposição são resultados dos melhores digestores (SALOMON, 2007).

Em um digestor que funciona plenamente, são essencialmente as características do substrato que determinam o tempo de retenção hidráulico, pois,

em cada fase da digestão anaeróbica cada grupo de bactérias tem a sua taxa específica de atividade e, por conseguinte, a degradação de cada um dos compostos orgânicos decorre igualmente em diferentes intervalos de tempo. Enquanto a hidrólise dos compostos orgânicos complexos pode durar dias, a conversão dos açúcares e ácidos gordos voláteis dura apenas algumas horas (VICTORINO, 2017).

2.4.4 Nutrientes

A presença de macro e micronutrientes é fundamental para o metabolismo, crescimento e atividade bacteriana. Os principais nutrientes para a vida dos microrganismos anaeróbios são o carbono, nitrogênio e o fósforo, bem como uma série de elementos minerais como enxofre, ferro, potássio, sódio, cálcio e magnésio, fornecidos principalmente pela hidrólise dos carboidratos, das proteínas e dos lipídios (PARK, 2012).

Bohrz (2010), afirma que é imprescindível que a concentração de macro e micronutrientes esteja de forma adequada para que os processos de tratamento dos efluentes sejam realizados com eficácia. De acordo com Zhang (2003), os micronutrientes contribuem para o adensamento celular de microrganismos metanogênicos e, desta forma, indiretamente, aumentam o rendimento da produção de metano e dificultam a acidificação do sistema.

2.4.5 Biomassa

O termo biomassa foi introduzido inicialmente pelo americano Eugene Adam, definido como a matéria orgânica viva gerada por todos os seres vivos em seus diferentes processos (SARKANEN; TILLMAN, 1979). Já de acordo com o ponto de vista energético, a biomassa é definida por Souza (2015), como toda matéria orgânica, vegetal ou animal que pode ser empregada na geração de energia. O potencial energético de cada um desses grupos depende tanto da matéria-prima utilizada quanto da tecnologia utilizada no processamento para obtê-los (CARDOSO, 2012).

Deublein e Steinhauser (2011) afirmam que qualquer tipo de biomassa possa ser usado como substrato para a biodigestão anaeróbia, desde que contenha

carboidratos, proteínas, gorduras, celulose e hemicelulose como componentes principais.

As características da biomassa utilizada na biodigestão anaeróbia influenciam diretamente nas características do processo de biodigestão, bem como nos produtos gerados.

2.4.6 Substrato

Um substrato é, geralmente, o resultado da mistura de dois ou mais materiais formulados e manipulados para atingir propriedades físicas e químicas desejáveis (FONTENO et al., 1981). Relacionado ao biogás, o substrato é a matéria orgânica que será convertida em biogás por meio da biodigestão anaeróbia.

Substratos distintos contribuem de forma diferenciada para a otimização do processo de digestão anaeróbia devido às suas características. A escolha dos substratos deve levar em conta a sua natureza, potenciais fontes e a sua interação com diversos fatores do processo de digestão anaeróbia (COURA, 2015).

2.4.7 Inóculo

O inóculo fornece uma comunidade microbiana que é habilitada para digerir a matéria orgânica (HOLLIGER et al., 2016), atuando, portanto, na aceleração do processo inicial de biodegradação das moléculas orgânicas (DE SOUZA, et al., 2020). Usualmente, o inóculo é coletado em uma planta de biogás, com intuito de fornecer a maior diversidade de microrganismos anaeróbios possíveis e deve conter uma concentração de matéria orgânica seca (sólidos voláteis) maior que 50% dos sólidos totais (KUNZ, et al., 2019).

O processo de inoculação tem como objetivo a redução do tempo de estabilização anaeróbia dos resíduos, por meio do tratamento combinado com vários resíduos com características complementares, em uma única instalação (MAGALHÃES, 2018).

2.4.8 Série de Sólidos: Totais, Fixos e Voláteis

Os Sólidos Totais são divididos entre sólidos fixos e voláteis. Pessuti, et al. (2015) relatam que os sólidos fixos (SF) são considerados a matéria inorgânica presente no substrato que não é utilizada e pode dificultar o processo caso esteja em grandes quantidades, enquanto os sólidos voláteis (SV) correspondem a matéria orgânica dos sólidos.

Leite e Povinelli (1999), afirmam que, como no processo anaeróbio a bioconversão só ocorre na fração teoricamente orgânica do substrato, quanto maior a concentração de sólidos totais voláteis maior será a taxa de bioconversão do resíduo.

Já com relação aos Sólidos Voláteis, Kuczman et al. (2007) afirmam que quanto maior o SV de uma biomassa, maior será a produção de biogás. As concentrações de SV no afluente e no efluente indicam a porcentagem de dejetos que foram biodegradados no processo anaeróbio (LABATUT; GOOCH, 2012).

2.4.9 Acidez e Alcalinidade

A Alcalinidade em um sistema pode ser entendida como uma medida da capacidade de tamponamento, ou seja, a capacidade de evitar alterações bruscas de pH. Em meios anaeróbios, muitas vezes é atribuída ao equilíbrio entre a dissolução do CO_2 e a formação de ácido carbônico (H_2CO_3) (KUNZ, et al., 2019). Boe (2006) afirma que a capacidade de tamponamento ou alcalinidade é um parâmetro indicativo de acumulação de ácidos orgânicos voláteis mais eficiente que o pH, pois esse aumento de concentração, primeiro consome a alcalinidade e, posteriormente, influi na mudança do potencial hidrogeniônico. Chernicharo (1997) define um intervalo para a Alcalinidade Total de 1.500 a 2.500 $\text{mg.L}^{-1}\text{CaCO}_3$ para que seja possível a ocorrência do tamponamento do pH no sistema.

Ainda, a acidez volátil mede a concentração de radicais ácidos que a amostra possui e, assim, a sua resistência em permitir a elevação do pH (STIVAL, et al., 2017). Se a concentração de ácidos no meio exceder a alcalinidade disponível, o reator irá acidificar e inibir severamente a atividade microbiana, especialmente a metanogênica (PAGÉS-DÍAZ et al., 2018).

De acordo com Amani et al. (2010), a alcalinidade e acidez volátil, são os dois indicadores mais importantes para o monitoramento de processos anaeróbios. Feiden (2001) afirma que a relação da Acidez Volátil/Alcalinidade Total (AV/AT) é uma relação importante para o processo de digestão anaeróbia, sendo utilizada como uma estimativa do estado do processo de digestão.

Além disso, Do Amaral, et al. (2016), afirmam que uma estratégia para o controle do sistema de tamponamento e monitoramento indireto dos ácidos produzidos durante a digestão anaeróbia é a relação alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial (AI/AP), sendo que a Alcalinidade Intermediária fornece valores equivalentes à alcalinidade por bicarbonato, enquanto a Alcalinidade Parcial refere-se à alcalinidade vinda dos ácidos voláteis.

Kunz, et al., (2019) relatam que as faixas ótimas da relação AI/AP estão entre 0,3 e 0,4. Valores menores de 0,3 indicam reator em subcarga e valores maiores de 0,4 indicam sobrecarga no reator. Contudo, Foresti (1994), afirma que é necessária a verificação de cada caso para que se possa afirmar o real significado da relação AI/AP, declarando que é possível existir um processo estável com relações diferentes de 0,3.

No caso dos alimentos, a acidez pode ser resultado de compostos naturais dos alimentos, formados durante a fermentação ou outro tipo de processamento, adicionados durante o processamento ou resultado de deterioração do alimento (DE OLIVEIRA, 2016). Enquanto isso, Fagnani (2023) afirma que uma alcalinidade excessiva na degradação de alimentos pode vir por conta da amônia liberada na digestão de resíduos ricos em proteínas.

2.4.10 Óleos e Graxas

As gorduras e os óleos fazem parte de um subgrupo dos lipídeos que possuem o grupo álcool esterificado com ácidos graxos, predominantemente sob a forma de triglicerídeos (ALVES, et al., 2009 apud BUENO, 2016). Na digestão anaeróbia os lipídios são convertidos em ácidos graxos de cadeia longa (AGCL) e glicerina (FAGNANI, 2023) e elevadas concentrações de lipídios podem causar problemas na digestão anaeróbia em função do acúmulo de AGCLs e ácidos graxos voláteis (AGV), que inibem o processo metanogênico (ESCUDERO et al., 2014).

Silveira (2016), afirma que a elevada concentração de óleos e graxas (O&G) pode prejudicar a condução da digestão anaeróbia de resíduos sólidos, pois requer uma etapa separada de hidrólise, que se torna limitante. Matsumiya et al. (2007), afirmam que os lipídios, por serem insolúveis em água, apresentam degradação lenta, dessa forma, exigindo uma fase anterior à hidrólise, que aumenta a solubilização de compostos pouco solúveis.

Além disso, as concentrações de ácidos graxos voláteis produzidos na biodegradação de efluentes gordurosos podem ocasionar a acidificação do reator, pois consomem a alcalinidade, reduzem o pH do meio e, possivelmente, comprometem o processo de digestão anaeróbia (FAGNANI, 2013; ZHANG et al., 2013).

Contudo, Fernandes, et al. (2005) determinaram que um lodo anaeróbio bem aclimatado é capaz de degradar óleos e graxas de diferentes fontes, além disso, Cirne, et al. (2007) declaram que os lipídeos como substratos da digestão anaeróbia resultam em elevados rendimentos de metano. Dessa forma, é exibida a necessidade de quantificação dos óleos e graxas na entrada e na saída dos reatores anaeróbios.

2.4.11 Nitrogênio

O nitrogênio é um nutriente fundamental para o crescimento bacteriano e a sua falta limita a atividade microbiológica (FERNANDES e SOUZA, 2001). Em meio anaeróbio, as proteínas e demais substratos orgânicos ricos em nitrogênio, são degradados na forma de íon amônio (NH_4^+) e amônia livre (NH_3) (ZHANG et al., 2014). Silveira (2016), define o termo “nitrogênio Kjeldahl total (NKT)” como a combinação de amônia e nitrogênio orgânico.

Costa, Barbosa e Giordano (2014), afirmam que o nitrogênio, juntamente com outros nutrientes essenciais na digestão anaeróbia, quando lançados no ambiente aquático, podem levar ao crescimento de uma vida aquática não desejável e a poluição de águas subterrâneas.

Enquanto isso, Kunz, et al (2019) afirmam que a amônia, apesar de ser um nutriente essencial para o crescimento dos microrganismos anaeróbios, também pode ser tóxica em concentrações elevadas. Jiang et al. (2019) reiteram que a ammonia, em baixas concentrações (50 – 200 mg/L), servem como fonte de

Nitrogênio. Além disso, Yu et al. (2020), ressaltam que a amônia no meio operacional auxilia na alcalinidade do meio operacional, afetando o pH.

Fagnani (2023), relata que a definição de qual é a concentração mínima de amônia que realmente ocasiona inibição no reator não é consenso na literatura, devido às diversas variáveis envolvidas, tais como: características dos substratos, condições operacionais de temperatura e alcalinidade do reator, período de aclimação da microbiota, tipo de microrganismos predominantes, sinergismo, entre outros.

Follmann, et al. (2017) reitera que a avaliação dos parâmetros físico-químicos preliminares às etapas de biodigestão é imprescindível para a previsão do potencial de geração de biogás obtido a partir dos tratamentos avaliados, incluindo a determinação de Nitrogênio Total Kjeldahl e Nitrogênio Amoniacal, como parâmetros de importância para a biodigestão.

2.4.12 Cloretos

O cloro, na forma de íon cloreto (Cl^-), é um dos principais ânions inorgânicos em águas naturais e residuárias. Dejetos humanos e de animais possuem teor elevado de cloreto, devido ao cloreto de sódio ser um ingrediente comum nas dietas, que passa inalterado pelo sistema digestivo (CLESCERI, et al. 1989).

Geilfus (2018) determinou que o acúmulo de cloreto no solo pode afetar a absorção de nutrientes pelas plantas, reduzindo a produtividade agrícola. Sendo assim, é demonstrada necessidade da quantificação de cloretos no digestato gerado a partir da biodigestão para que este seja utilizado posteriormente como biofertilizante.

2.4.13 Digestão Anaeróbia de Resíduos Alimentares

Os resíduos alimentares possuem diversos tipos de tratamentos que podem ser utilizados como forma de destinação final dos resíduos, incluindo composteiras, digestão anaeróbia para produção de energia e queima para produção de combustível (HEO et al., 2011). Contudo, Zhang et al. (2011) afirmam que a digestão anaeróbia é a opção mais atrativa de tratamento desses resíduos.

Neves (2009) declara que os bio-resíduos alimentares constituem um substrato com elevado potencial para ser valorizado através da digestão anaeróbia, devido à sua elevada biodegradabilidade e elevado teor de umidade. Além disso, Zhang, et al. (2011) afirmam que os resíduos alimentares possuem grandes quantidades de nutrientes.

O teor de matéria rapidamente biodegradável, como carboidratos, proteínas e lipídios, presentes nos resíduos alimentares, relaciona-se com o desenvolvimento dos microrganismos, portanto, afeta qualitativamente e quantitativamente a produção do biogás (MACIEL & JUCÁ, 2011).

Mao, et al. (2015), reiteram que o potencial de produção de metano dos resíduos alimentares fica entre 0,3 – 1,1 m³CH₄/kgSV, valores acima do que normalmente é obtido com outros resíduos comumente utilizados como substratos para digestão, como a biomassa lignocelulósica, esterco animal e lodo de esgoto.

Ainda, estudos demonstram que os substratos de desperdício alimentar são facilmente degradados pelas bactérias fermentativas, que produzem grandes quantidades de ácidos orgânicos, diminuindo o pH do reator, podendo inibir a metanogênese e limitar a geração de metano (VAVILIN et al., 2006; BOUALLAGUI et al., 2004; WANG et al., 1997; NEVES, 2009). Além disso, Jin, et al. (2021), ressaltam que altas concentrações de proteínas e lipídeos podem, também, causar inibição por amônia no reator.

Forster-Carneiro et al. (2008), em estudo variando as porcentagens de substrato proveniente de um restaurante universitário e inóculo, avaliaram que a digestão dos resíduos alimentares possuem o padrão de decomposição de resíduos por biodigestão anaeróbia, com um início rápido de 0 a 5 dias, um estágio de aclimação entre os dias 5 e 30 e a subsequente fase de estabilização.

Diversos estudos com relação ao uso de resíduos alimentares na biodigestão anaeróbia indicam que seja necessária inoculação do reator, ou utilização de co-substratos para que a digestão ocorra nas melhores condições para produção de metano (ZHANG, et al., 2011; ZHANG et al., 2013; NEVES, 2009). Ainda, Neves (2009), afirma que é necessário prever possíveis problemas no processo da digestão com substratos de fácil biodegradabilidade, como os resíduos alimentares, portanto, exhibe-se a importância de estudos com relação a biodigestão anaeróbia dos resíduos alimentares.

2.5 BIOGÁS

Segundo Wereko-Brobby e Hagen (2000), o biogás é produzido a partir da decomposição anaeróbica de materiais orgânicos, composto majoritariamente por metano (CH_4) e Dióxido de Carbono (CO_2).

O biogás é um gás leve e de fraca densidade e, contrariamente ao butano e ao propano, suscita menores riscos de explosão na medida em que a sua acumulação se torna mais difícil. Contudo, sua baixa densidade implica que ele ocupe um volume significativo e que a sua liquefação seja mais difícil, o que lhe confere algumas desvantagens em termos de transporte e utilização (BATISTA, 2007).

De acordo com Reis (2011), a produção do biogás pode ocorrer naturalmente por meio da ação de bactérias em materiais orgânicos (lixo doméstico orgânico, resíduos industriais de origem vegetal, esterco de animal) ou de maneira induzida em um biodigestor anaeróbico.

As principais aplicações do biogás são a energia elétrica, por meio da sua queima em motogeradores, a fabricação de biometano, após a retirada do CO_2 e contaminantes, para a substituição do gás natural, especialmente o veicular, e a utilização dos resíduos como fertilizantes. A principal utilização do biogás para uso próprio, especialmente nas pequenas e médias propriedades rurais, é a sua queima para a produção de energia térmica (MILANEZ et al. 2018). Além disso, uma rota mais nobre para o uso do biogás é a reforma para produção de H_2 (SCHAFFER, et al., 2014).

2.5.1 Composição do Biogás

A cromatografia é um método físico-químico de análise largamente empregado na separação de compostos químicos e na identificação e quantificação das espécies separadas (NASCIMENTO, et al., 2018). Sendo assim, a cromatografia gasosa se apresenta como um método de análise do biogás interessante, possibilitando a quantificação dos principais componentes do biogás e suas impurezas.

A composição do biogás é estimada em 65% a 70% de metano, 25% a 30% de dióxido de carbono, e por baixas quantidades de gás sulfídrico, amônia, gás

nitrogênio e gás hidrogênio (CASSINI et al., 2003). O grau de pureza e a concentração de metano são os principais fatores a serem considerados em termos de potencial calorífico do biogás (Kunz, et al., 2019).

Chernicharo (1997) afirma que a composição global do biogás varia de acordo com as condições ambientais presentes no reator. Para reatores operando de maneira estável, a composição do biogás é razoavelmente uniforme. Entretanto, a proporção de gás carbônico em relação ao metano varia de acordo com as características do substrato. Por conta dessa variação de composição do gás a partir dos substratos utilizados, destaca-se a importância de um método de identificação dos componentes do biogás gerado. Na tabela 2 são apresentadas as características do biogás gerado a partir de diferentes resíduos alimentares.

TABELA 2 - COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS POR SUBSTRATO

Componente	Resíduo Doméstico	Resíduo Agroalimentar	Resíduos Alimentares*
CH ₄ (%)	50-60	68	58 - 68
CO ₂ (%)	34-38	26	38 - 45
N ₂ (%)	0-5	-	-
O ₂ (%)	0-1	-	0
H ₂ O (%)	6	6	-
H ₂ S (ppm)	100-900	100	0 – 250
NH ₃ (ppm)	-	400	-

FONTE: Adaptado de Kwasny & Balcerzak (2016); * Da Silva, et al. (2022).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 SUBSTRATO E INÓCULO

Nesse trabalho, os substratos utilizados foram resíduos alimentares coletados no restaurante universitário da Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina. Os resíduos foram coletados sempre no mesmo dia da alimentação, sem a presença de qualquer outro resíduo que seria considerado como contaminante, como papéis e plásticos. Os alimentos utilizados como substrato eram compostos majoritariamente de feijão, arroz, macarrão, carnes e saladas, variando em cada dia de alimentação. Nas figuras 4 e 5 podem ser observadas algumas das amostras de alimentos utilizadas como substrato.

FIGURA 4 - AMOSTRA DE ALIMENTO 1



FIGURA 5 - AMOSTRA DE ALIMENTO 2



FONTE: O Autor (2024).

Além disso, para o crescimento populacional de microrganismos na biodigestão anaeróbia, é importante a utilização de inóculo. O inóculo combina diferentes substratos na digestão anaeróbia, para compensar substratos faltantes, podendo assim, aumentar a produção de biogás (BARCELOS, 2009).

Dessa forma, ao notar a necessidade de maior controle nos parâmetros da biodigestão, foi utilizado inóculo proveniente de indústria de soro do leite em uma

das etapas do estudo. Posteriormente foi realizada a caracterização do inóculo com relação à série de sólidos.

3.2 BIODIGESTOR EM ESCALA PILOTO

É possível definir os biodigestores anaeróbios como sendo uma câmara fechada, onde são colocados os substratos orgânicos para serem degradados na ausência de oxigênio molecular, tendo como produto a formação do biogás e um efluente rico em nutrientes (FILHO, 2014).

Para a condução do processo de biodigestão anaeróbia foi empregado um biodigestor, em escala piloto, modelo 7.0 HomeBiogás, com tanque de digestão com capacidade de 4200 L e tanque de gás de 2300 L. A câmara de fermentação comporta a mistura do material orgânico em anaerobiose, onde um consórcio de microrganismos atua no consumo do substrato, produzindo biogás. Ao início do estudo o reator já havia sido inicializado com inóculo e estava em operação.

O homebiogás é um equipamento fabricado em lona náutica de uso autônomo, sem necessidade de energia complementar para que o sistema funcione adequadamente, de fácil montagem e manuseio, além de ficar acima do solo para evitar sua contaminação e a de lençóis freáticos (DE DEUS; SKRIVAN, 2023). Pode admitir até 18L diários de resíduos de cozinha e possui dimensões de 400 x 180 x 145 (cm, C x L x A). Na figura 6 é apresentado o biodigestor após a instalação, enquanto na figura 7 é possível observar o reator com o tanque de gás cheio.

FIGURA 6 – BIODIGESTOR INSTALADO



FIGURA 7 – BIODIGESTOR EM OPERAÇÃO



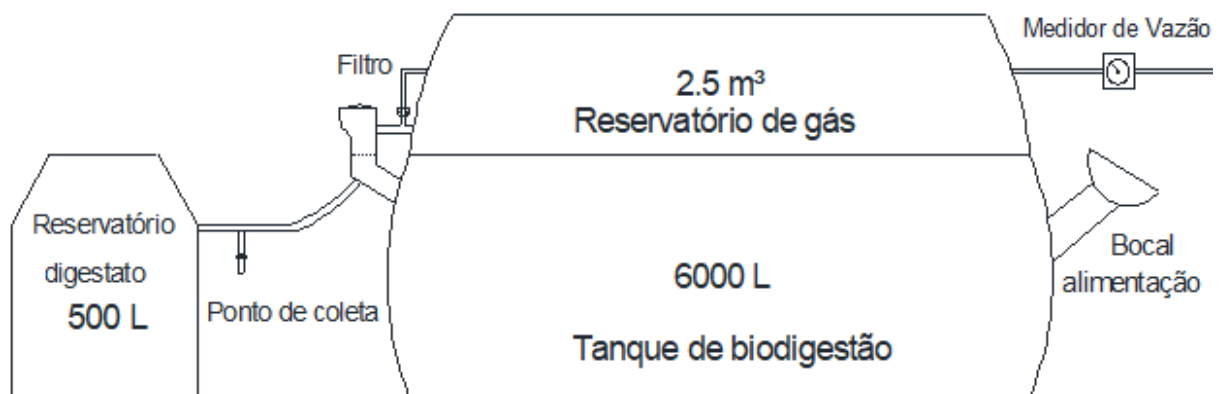
FONTE: O Autor (2024).

Nazaro (2016), afirma que para fins residenciais, pequenos biodigestores (com câmara de digestão de até 50 m³) se destacam por apresentarem uma forma de fornecer biogás para utilização em diversas finalidades, como: cozimento (em fogões), aquecimento de água ou de ambientes e iluminação (em lamparinas a gás).

De acordo com BIOMOVEMENT (2022), os biodigestores portáteis comerciais, como os HomeBiogas, têm sido comercializados como alternativas de bom custo-benefício para o uso doméstico. Machado, et al. (2023) relata que esse equipamento apresenta vantagens em sua comercialização por possuir uma estrutura simples e compacta.

Na figura 8 é apresentado o biodigestor HOMEBIOGÁS 7.0. Os substratos entram no reator a partir do bocal de alimentação, sinalizado na figura. Além disso, é possível observar na figura a divisão entre o tanque de biodigestão, onde ficam os resíduos durante o processo da biodigestão anaeróbia, e o reservatório de gás, no qual encontra-se a mistura gasosa de CH₄ e CO₂, chamada de biogás. Após a saída do tanque de digestão existe o reservatório do digestato, em que é possível realizar a coleta do digestato para a realização de análises e uso como biofertilizante. Ainda, observa-se que após o reservatório de gás, é possível a leitura da vazão de saída do gás, bem como a coleta desse gás para produção de energia térmica, elétrica ou mecânica.

FIGURA 8 - BIODIGESTOR HOMEBIOGÁS 7.0



FONTE: Figueiredo, et al. (2023).

3.3 CRONOGRAMA DE ALIMENTAÇÃO DO BIODIGESTOR

A alimentação do biodigestor foi dividida entre três etapas distintas, onde cada uma se diferenciou na quantidade de alimento utilizado. Durante a primeira etapa a alimentação foi realizada com 10 kg de alimento e uma frequência de alimentação de duas vezes semanais. Para realização das análises de monitoramento do biodigestor foi realizada a coleta de 500 mL de digestato durante os dias de alimentação e cada amostra analisada correspondeu ao digestato acumulado por semana.

Durante a primeira etapa de alimentação foi notada a necessidade de maior controle dos parâmetros da biodigestão, demonstrando a necessidade do início da etapa 2. Inicialmente, na segunda etapa, foi definida uma pausa na alimentação do reator, durante duas semanas. Nesse período a coleta de digestato para as análises de monitoramento continuou ocorrendo normalmente, seguindo o padrão de acúmulo semanal. No dia 03 de maio de 2024, após as duas primeiras semanas da etapa 2, foi realizada a adição de um volume de inóculo no reator, para aprimoramento da biodigestão. Com a adição do inóculo, o digestato foi coletado nos dias 03/05, 05/05 e 07/05/2024, compondo amostras distintas, para que fosse possível observar os efeitos do inóculo no processo da biodigestão anaeróbia. Ainda, após a adição do inóculo, seguiu-se mais um período de pausa na alimentação do reator, finalizando-se a etapa 2.

Por fim, na etapa 3, a alimentação continuou sendo realizada duas vezes semanais, com menor carga de alimentos e, assim como na primeira etapa, as amostras de digestato foram coletadas nos dias de alimentação e cada semana obteve amostras acumuladas de digestato.

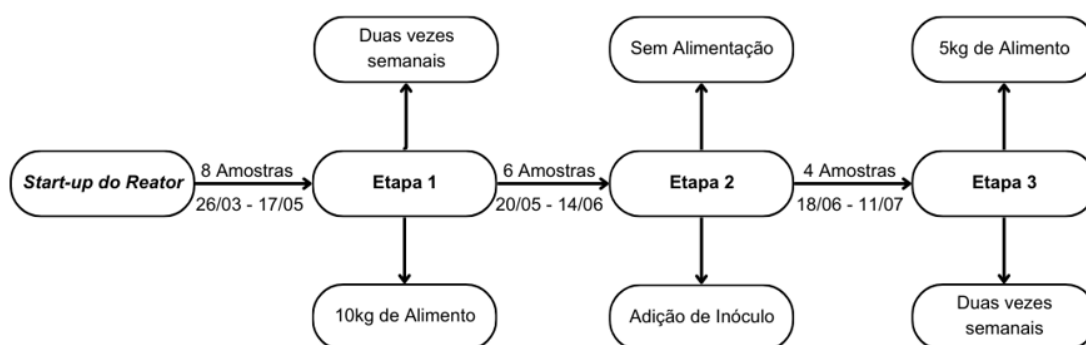
Além das amostras de digestato, também eram coletadas porções do substrato nos dias de alimentação, que compuseram amostras acumuladas da semana, para posterior análise do substrato utilizado. No quadro 1 é apresentado o cronograma de alimentação e as características de cada etapa realizada, enquanto na figura 9 pode ser observado o fluxograma das etapas de alimentação do reator.

QUADRO 1 - ETAPAS DE ALIMENTAÇÃO DO BIODIGESTOR

Etapa	Período	Alimentações Semanais	Quantidade de Alimento (kg)	Inóculo (L)
Etapa 1	26/03/2024 - 17/05/2024	2	10	-
Etapa 2	20/05/2024 - 14/06/2024	-	-	100
Etapa 3	18/06/2024 - 11/07/2024	2	5	-

FONTE: O Autor (2024).

FIGURA 9 - ETAPAS DE ALIMENTAÇÃO



FONTE: O Autor (2024).

3.4 PARÂMETROS DE MONITORAMENTO DO BIODIGESTOR

Como importante objeto de monitoramento da eficiência do reator, foram avaliados os sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV), sólidos totais fixos (STF), Óleos e Graxas, Cloretos, Nitrogênio Amoniacal e Nitrogênio Kjeldahl dos resíduos alimentares adicionados no biodigestor e o digestato gerado por este processo de co-digestão. Além disso, também foi avaliado o pH, a acidez volátil (AV), alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI) do digestato gerado.

As metodologias utilizadas para realização das análises podem ser visualizadas o quadro 2. Além das análises mencionadas, também foi quantificado o biogás produzido, a partir de um totalizador de gás comercial.

QUADRO 2 - ANÁLISES DE MONITORAMENTO DO REATOR

Parâmetro	Método
Temperatura	Termômetro Digital
Sólidos Totais	Gravimétrico (APHA, 2540 – E, B)
Sólidos Totais Voláteis	Gravimétrico (APHA, 2540 – E, B)
Sólidos Totais Fixos	Gravimétrico (APHA, 2540 – E, B)
AV	Volumétrico (SILVA, 1977)
AT	Volumétrico (SILVA, 1977)
AP	Volumétrico (SILVA, 1977)
AI	Volumétrico (SILVA, 1977)
Óleos e Graxas	Gravimétrico (Suehara, 2005)
Nitrogênio Amoniacal	(APHA, 4500 – B)
Nitrogênio Kjeldahl	(APHA, 2012)
Cloretos	Volumétrico (CLESCERI, 1989)
Cromatografia Gasosa	COLLINS, et al. (2014)

FONTE: O Autor (2024).

Durante todos os dias de alimentação, além de serem coletadas amostras do digestato e do substrato, também era realizada a leitura da temperatura interna do biodigestor em relação à temperatura ambiente.

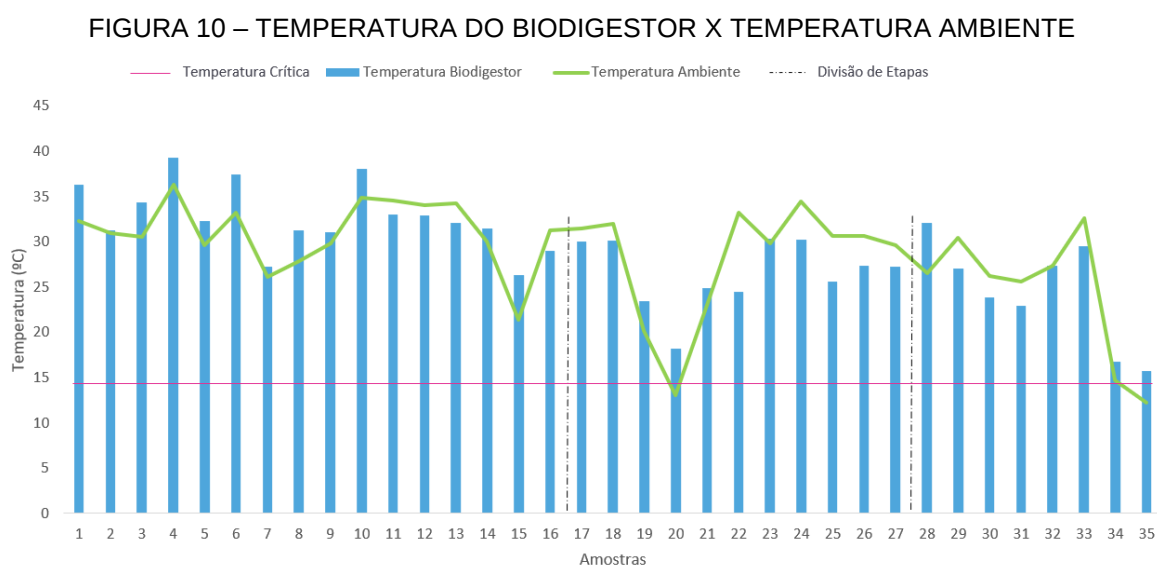
Enquanto isso, as coletas de gás para a análise de cromatografia gasosa foram realizadas duas vezes na semana e foram conduzidas no Laboratório de Materiais e Energias Renováveis (Labmater), enquanto todas as outras análises foram realizadas no Laboratório de Produção de Biocombustíveis (LPB) no Campus Palotina da UFPR.

4 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

4.1 TEMPERATURA

A temperatura é um fator de grande importância para a biodigestão anaeróbia, afetando a atividade metabólica dos microrganismos e influenciando diretamente na produção de metano do processo (WARD et al., 2008). O biodigestor em escala piloto utilizado não possui controle de temperatura, o que tornou necessária a avaliação da temperatura de operação do reator.

Castro e Cortez (1998) afirmam que o processo de biodigestão pode ocorrer em uma faixa de temperatura que varia de 10 °C a 60 °C, contudo, o manual do biodigestor Homebiogás 7.0 indica que, apesar de ser possível continuar a operação do reator durante o período de inverno, caso a temperatura atinja 14 °C é necessário interromper a alimentação do reator. Sendo assim, na figura 10 são apresentadas a temperatura interna do biodigestor e a temperatura ambiente no dia correspondente.



FONTE: O Autor (2024).

LEGENDA: A numeração das amostras está de acordo com a data de alimentação e pode ser visualizada no apêndice 1.

A partir da figura 10 é possível observar que a temperatura do biodigestor acompanhou a temperatura ambiente ao decorrer do estudo. A temperatura interna do biodigestor apresentou média de $27,9 \pm 4,2$ °C, enquanto a temperatura ambiente apresentou média igual a $27,6 \pm 4,4$ °C.

Ward et al. (2008) afirmam que a faixa de temperatura mesofílica de funcionamento do biodigestor se apresenta entre 20 e 45 °C. Dessa forma, é possível afirmar que a temperatura do biodigestor se apresentou majoritariamente dentro da faixa mesofílica. Apesar disso, a temperatura média obtida se apresentou fora da faixa mesofílica ideal, que, de acordo com Metcalf e Eddy (1991), varia entre 30 e 38 °C.

Ainda, ao observar a figura 10, é possível perceber que a temperatura interna do reator não esteve abaixo de 15 ° C durante o estudo, não chegando até a temperatura crítica do processo.

Kim, Ahn e Speece (2002) afirmam que as temperaturas em regime mesofílico são amplamente utilizadas na biodigestão anaeróbia e apresentam ótima performance operacional. Gavala et al. (2003) indicam que isso se deve em função do menor consumo de energia com relação as faixas termofílicas e da maior estabilidade do processo.

Segundo Freitas (2011), quando as temperaturas são baixas e há muitas oscilações térmicas, a produção de biogás pode ser prejudicada, contudo, no estudo de Giacobbo, et al. (2013), foi observado que, apesar da ocorrência de baixas temperaturas, a produção de biogás não oscilou de forma considerável.

Banks, et al. (2008), em estudo comparativo das faixas termofílicas e mesofílicas em reatores com resíduos alimentares domiciliares observaram que as temperaturas maiores do reator termofílico resultaram em uma redução do pH e maior instabilidade da digestão. Além disso, o reator em faixa mesofílica apresentou melhor consumo de sólidos voláteis e maior rendimento na produção de biogás.

Além disso, Parkin e Owen (1986) expõem a importância de impedir a ocorrência de variações bruscas de temperatura, uma vez que estas oscilações afetam a população microbológica presente no reator. Kunz, et al. (2019) ressaltam que, para evitar possíveis problemas, a temperatura do reator não deve variar bruscamente mais do que 2 °C. A partir disso, é possível afirmar que a grande variação de temperatura obtida durante o processo pode ter influenciado negativamente no processo da biodigestão.

4.2 SÉRIE DE SÓLIDOS (TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS)

A remoção de matéria orgânica na forma de sólidos voláteis, presentes em biodigestores anaeróbios, é um importante parâmetro para avaliar a eficiência da degradação da matéria orgânica, já que representa a parte orgânica que será utilizada pelos microrganismos. Com uma boa digestão anaeróbia é possível observar significativa redução no conteúdo de sólidos voláteis ao longo dos dias de investigação (NEVES, 2009). Sendo assim, são apresentados os resultados obtidos para a série de sólidos na tabela 3, enquanto na figura 11 são apresentados os percentuais de remoção de sólidos, com linha tracejada separando as etapas 1 e 3.

TABELA 3 - RESULTADOS DA SÉRIE DE SÓLIDOS (TOTAIS, FIXOS e VOLÁTEIS)

Amostra	Sólidos Totais (g/L)		Sólidos Totais Voláteis (g/L)		Sólidos Totais Fixos (g/L)	
	Substrato	Digestato	Substrato	Digestato	Substrato	Digestato
1	276,6 ± 2,31	12,04 ± 0,09	249,54 ± 5,95	4,51 ± 0,6	14,1 ± 0,05	7,53 ± 0,69
2	259,1 ± 3,47	13,24 ± 0,15	239,8 ± 3,41	6,24 ± 0,04	19,3 ± 0,07	7,00 ± 0,13
3	258,6 ± 0,8	10,08 ± 0,13	231,5 ± 1,93	2,74 ± 0,93	27,1 ± 1,49	7,34 ± 0,84
4	236,7 ± 1,65	9,93 ± 0,18	196,45 ± 4,99	3,36 ± 0,14	61,2 ± 6,50	6,57 ± 0,32
5	194,4 ± 0,27	10,57 ± 0,40	180,6 ± 0,28	4,15 ± 0,42	13,7 ± 0,04	6,41 ± 0,05
6	246,2 ± 1,21	13,64 ± 0,65	165,8 ± 5,39	6,62 ± 0,38	80,4 ± 5,47	7,02 ± 0,38
7	217,1 ± 5,53	8,39 ± 0,14	171,0 ± 7,98	2,12 ± 0,32	46,1 ± 2,58	6,28 ± 0,20
8	160,4 ± 0,95	11,10 ± 0,46	140,45 ± 2,08	4,43 ± 0,07	20,0 ± 1,14	6,66 ± 0,39
9	-	7,56 ± 0,31	-	2,31 ± 0,27	-	5,25 ± 0,22
10	-	7,55 ± 0,11	-	2,44 ± 0,11	-	5,11 ± 0,01
11	-	7,94 ± 0,41	-	3,25 ± 0,3	-	7,33 ± 0,31
Inóculo	8,23 ± 1,07		4,89 ± 1,67		3,34 ± 0,61	
12	-	8,16 ± 0,1	-	2,60 ± 0,03	-	5,56 ± 0,13
13	-	9,63 ± 1,06	-	4,78 ± 1,45	-	8,06 ± 0,13
14	-	8,32 ± 0,14	-	3,15 ± 0,57	-	7,94 ± 0,54
15	172,2 ± 5,02	8,69 ± 0,13	157,4 ± 5,00	2,42 ± 0,35	14,8 ± 0,02	6,28 ± 0,25
16	285,5 ± 2,34	9,33 ± 0,39	269,7 ± 2,28	3,40 ± 0,35	15,8 ± 0,06	5,93 ± 0,14
17	121,2 ± 7,06	8,88 ± 0,71	107,0 ± 7,07	2,38 ± 0,21	14,2 ± 0,01	6,51 ± 0,34
18	130,7 ± 5,96	8,67 ± 0,03	116,8 ± 6,00	2,75 ± 0,21	14,0 ± 0,11	5,91 ± 0,20

FONTE: O Autor (2024).

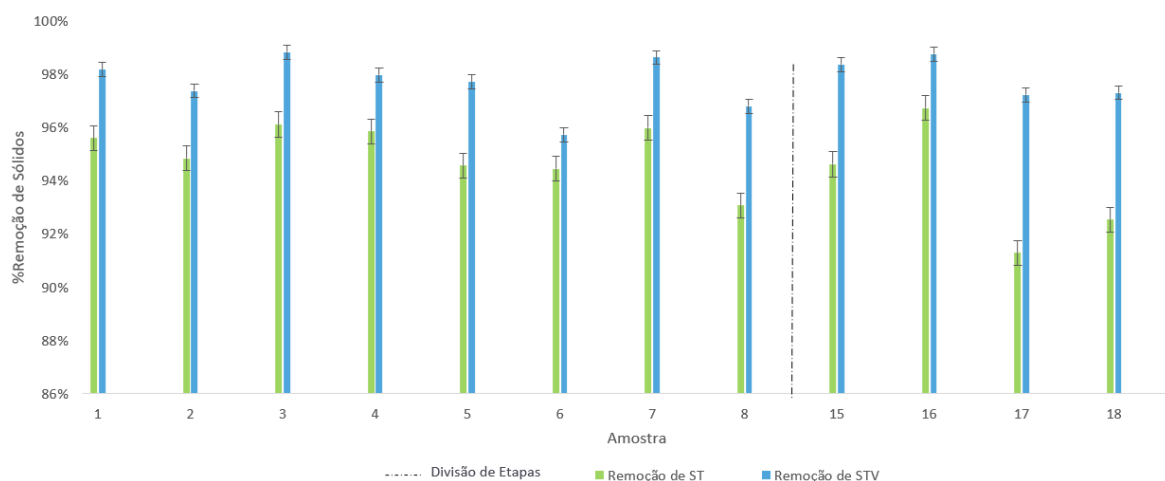
Conforme apresentado na tabela 3, é possível observar que os substratos utilizados apresentavam uma composição de sólidos majoritariamente representada pelos sólidos voláteis, indicando grande fração de massa biodegradável nos resíduos utilizados.

Santos, et al. (2020), ao analisarem resíduos de restaurante universitário, obtiveram teor de sólidos totais desses substratos iguais a $250 \pm 5,48$ g/L. Enquanto isso, Sales, et al. (2019), observaram, em mistura de 50% resíduos alimentares com 50% resíduos suínos, resultados de ST e SV iguais a 275,2 e 227 g/L, respectivamente.

A quantificação de sólidos obtida para o digestato durante as etapas apresenta resultados ligeiramente abaixo do que os observados na literatura, com médias de 9,65 g/L, 6,6 g/L e 3,5 g/L para ST, STF e STV, respectivamente. Isso pode ocorrer por conta do alto TRH dos substratos no reator e da alta biodegradabilidade dos resíduos utilizados, fazendo com que os sólidos entrando no reator fossem consumidos em altas porcentagens até a sua saída. Outra hipótese para esses valores reduzidos é a possibilidade de acúmulo de sólidos no reator, relacionada com a leve diminuição dos valores referentes aos STF, observados na tabela 3.

Gueri (2017), obteve, em ensaio BMP (Biochemical Potential Methane), 17,7 g/L de Sólidos Totais e 10,7 g/L de Sólidos Voláteis, em mistura de inóculo com resíduos alimentares. Enquanto isso, no trabalho de Cardoso (2021), foi obtido como resultado 12,4 g/L, 9,5 g/L e 2,95 g/L para as análises de ST, STF e STV, respectivamente, após o tratamento em codigestão de resíduos alimentares e aguapé.

FIGURA 11 - PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS



FONTE: O Autor (2024).

LEGENDA: A numeração das amostras está de acordo com a data de alimentação e pode ser visualizada no apêndice 2.

A partir da figura 11, é possível observar que a remoção de Sólidos na reação foi bastante eficaz, com média de 97,5% de remoção de Sólidos Totais Voláteis. Esses resultados demonstram eficiência na remoção de carga orgânica dos resíduos utilizados.

Tampio et al. (2014), utilizando reatores com agitação semicontínua para tratar resíduos de alimentos obtiveram remoção média de 74,7% STV. Santos (2015), no tratamento de resíduos sólidos de refeição de restaurante a partir de inoculação com dejetos bovinos e tempo de retenção hidráulica de 75 dias, obteve eficiência de remoção de STV de $95\% \pm 2,3$. Enquanto Grimberg et al. (2014), em tratamento de resíduos alimentícios de restaurantes universitários, também obtiveram remoção de 93% a 96% de Sólidos Voláteis.

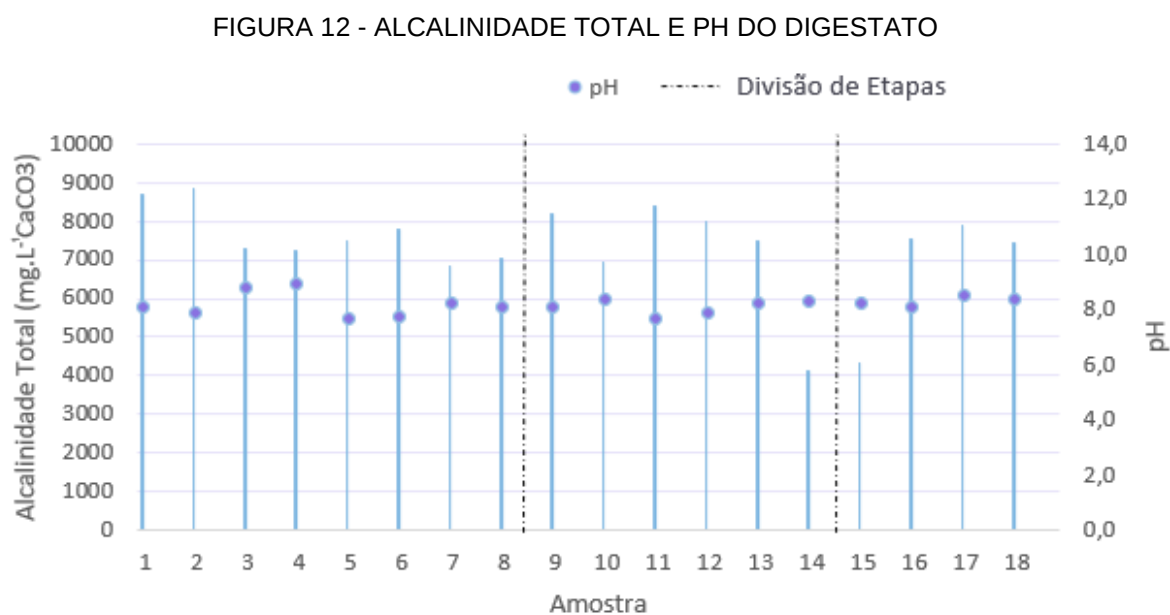
Nizer (2022), em estudo de tratamento de resíduos sólidos urbanos via digestão anaeróbia obteve eficiência na remoção de SV igual a 95%, já De Oliveira, et al. (2017), variando proporções de inóculo de abatedouro de aves com resíduos alimentares, observaram remoção de 89 e 90 % de Sólidos Voláteis na Digestão.

Amorim (2017), ao utilizar resíduo alimentar em seus reatores, acrescentou resíduo de poda e fibra de coco como co-substratos. Com isso, obteve valores de remoção de sólidos voláteis de 86,93% no reator que continha fibra de coco e 94,10% no reator que utilizou resíduo de poda.

Dessa forma, observa-se que os resíduos alimentares têm ótimo potencial de tratamento via digestão anaeróbia, tendo altos percentuais de remoção de matéria orgânica mesmo com variações no ambiente da digestão anaeróbia.

4.3 PH, ACIDEZ E ALCALINIDADE

Lettinga, et al. (1996) apud Chernicharo (2007), declaram que o pH afeta o processo da digestão tanto indiretamente como diretamente, influenciando na toxicidade dos componentes presentes no reator ou afetando as atividades enzimáticas. Na figura 12 é possível observar o pH do digestato durante todo o estudo, juntamente com a alcalinidade total obtida.



FONTE: O Autor (2024).

De acordo com Mao et al., (2015), para o processo global de biodigestão, tem-se que a faixa ótima de pH situa-se entre 6,8-7,4. Ao observar a figura 12, percebe-se que o pH obtido durante todo o estudo variou entre os valores de 7,5 e 9, encontrando-se acima do que avaliado pela literatura.

Fisgativa et al. (2016), afirmam que a digestão anaeróbia de resíduos alimentares sem co-substratos acaba sendo instável por conta do acúmulo de ácidos orgânicos durante a fase da acidogênese, que resulta na diminuição do pH e inibição

da atividade metanogênica, contudo, a partir do pH obtido durante o estudo, percebe-se que não houve esse acúmulo de ácidos no reator.

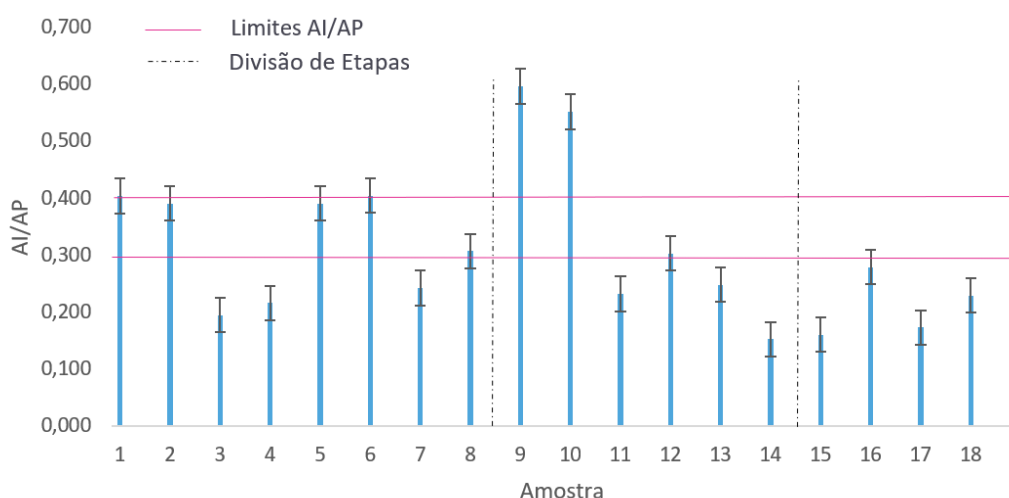
Akindele e Sartaj (2018) relatam que pH elevado nos reatores de digestão anaeróbia pode auxiliar na inibição de produção de metano em altas concentrações de amônia. Além disso, Clark; Speece (1971) observaram que em pH acima de 9 a produção de biogás é cessada, contudo, assim que os níveis de pH retornaram a uma faixa mais branda a produção de biogás retorna ao normal. Dessa forma, ressalta-se a necessidade da pausa da alimentação e inoculação realizada na etapa 2, que serviu para que o pH do biodigestor se aproximasse da neutralidade.

Yirong, et al., (2017), em estudos com resíduos alimentares com alto teor de nitrogênio, também observaram pH mais elevado com relação ao que diz a literatura. No estudo, o pH se manteve estabilizado próximo a 8 durante os dias 200 e 300 do estudo. Ainda, Yirong, et al. (2017), fizeram a comparação entre os resíduos alimentares com altas concentrações de nitrogênio e resíduos de baixa concentração de nitrogênio. Nesses reatores alimentados com os resíduos alimentares baixos em nitrogênio o pH apresentado ficou sempre entre 7 e 7,5, constatando-se a influência do nitrogênio no pH do reator.

Tchobanoglous; Theisen; Vigil (1993) afirmam que valores de alcalinidade de 1000 a 5000 mgCaCo₃/L são considerados ideais para a digestão anaeróbia. Dessa forma, a partir da figura 12, obtém-se que a Alcalinidade do sistema é elevada em relação ao que diz a literatura. Contudo, em estudo com resíduos alimentares em reator mesofílico, Banks et al. (2008) obtiveram alcalinidade total variando entre 9,250 e 19,125 mg L⁻¹. Os autores identificaram que a alcalinidade elevada obtida no estudo estava atrelada a altos níveis de nitrogênio nos resíduos utilizados e na grande quantidade de nitrogênio amoniacal observada ao final do processo.

Além da avaliação da Alcalinidade Total, também é importante observar o comportamento da relação entre Alcalinidade Intermediária e Parcial durante a digestão. Os resultados para essa relação estão apresentados na figura 13.

FIGURA 13 - RELAÇÃO ALCALINIDADE INTERMEDIÁRIA/ALCALINIDADE PARCIAL



FONTE: O Autor (2024).

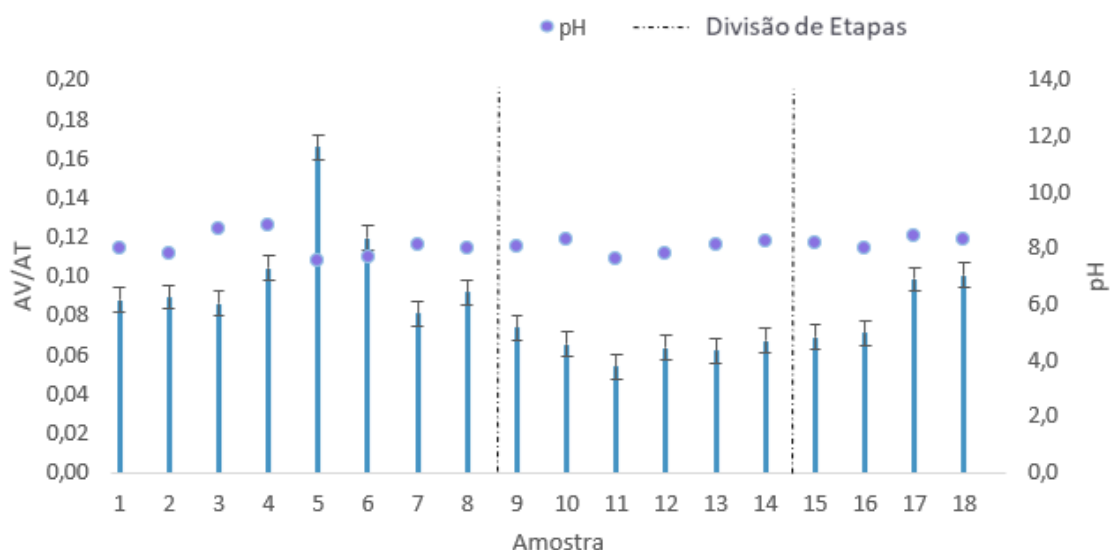
Lili et al. (2011), indicam que relações Al/AP acima de 0,4 necessitam de monitoramento cuidadoso do reator e, caso o haja o aumento contínuo dessa relação, ao chegar ao valor de 0,6 a alimentação do biodigestor deve ser interrompida imediatamente. Dessa forma, ao realizar os cálculos referentes a determinação da relação Al/AP, com resultado apresentado na figura 13, determinou-se a necessidade do início da etapa 2 de alimentação, na semana do dia 20 de maio de 2024, pausando totalmente a alimentação durante duas semanas, sendo seguida pela inoculação do reator e mais duas semanas de pausa no alimento.

Esse aumento excessivo da alcalinidade intermediária no reator indica uma entrada excessiva de biomassa e, após as mudanças no controle do reator, realizadas na etapa 2, foi possível observar que a relação Al/AP retornou aos índices normais para a biodigestão, se mantendo em faixas de operação estáveis até o final do estudo.

De Oliveira, et al. (2017), observaram, ao início do processo de co-digestão anaeróbia de resíduos alimentares, juntamente com inóculo de abatedouro de aves, relações Al/AP entre 0,4 e 0,98 ao variar as proporções de Inóculo/Substrato, enquanto ao final do estudo a relação Al/AP encontrava-se entre 0,27 e 0,45.

Além da relação Al/AP, segundo Silva (1977) apud Feiden (2001), a relação entre a Acidez Volátil e a Alcalinidade Total é a chave para o sucesso de uma boa digestão anaeróbia. São apresentados na figura 14 os resultados dessa relação.

FIGURA 14 - RELAÇÃO ACIDEZ VOLÁTIL / ALCALINIDADE TOTAL X PH



FONTE: O Autor (2024).

Segundo Leite et al. (2004), a relação AV/AT em torno de 0,5 favorece o estado de equilíbrio dinâmico no reator, enquanto Correia e Del Bianchi (2008) afirmam que quanto menor for a relação AV/AT, melhor a estabilidade do processo de digestão. Dessa forma, observa-se, a partir da figura 14, que os ácidos voláteis e a alcalinidade estavam equilibrados dentro do reator durante todo o estudo, sendo que o maior valor encontrado para a relação foi igual à 0,2, ainda estando dentro do que relata a literatura.

Entretanto, Gueri (2017), ao obter relação AV/AT igual a 0,04 na digestão de resíduos alimentares, constatou que o valor abaixo de 0,1 para a relação indica que o biodigestor está subutilizado. O autor aponta que valores abaixo desse limite representam baixa produção de ácidos orgânicos no processo, implicando em menores produções de metano. Com base nisso, observa-se, então, que o período em que havia menor produção de ácidos orgânicos no reator foi na etapa 2 do estudo, com relação AV/AT média igual a 0,064 durante a etapa, representando, novamente, a necessidade da utilização de inóculo para melhor funcionamento do processo da biodigestão anaeróbia.

Tanto a relação AI/AP quanto a AV/AT representaram problemas na estabilidade do processo da biodigestão anaeróbia com relação a alcalinidade no meio, contudo, as mudanças no controle do processo auxiliaram para que a biodigestão se apresentasse dentro das faixas apresentadas na literatura.

4.4 ÓLEOS E GRAXAS

No tratamento por digestão anaeróbia de resíduos oleosos, diversos problemas podem ocorrer por conta da dificuldade de degradação dos lipídeos. De acordo com Rodrigues (2012), existem desvantagens que não podem ser desconsideradas e que ocorrem quando a adição de óleos ou gorduras excede os níveis metabolizáveis pelos microrganismos do meio e passam a atuar como tóxicos, resultando na limitação da atividade microbiana e consequentemente na produção de biogás.

Salminen e Rintala (2002) reforçaram que a degradação dos ácidos graxos de cadeia longa é um passo limitante para a boa condução da biodigestão anaeróbia, visto que as bactérias que os degradam são de crescimento lento. Na tabela 4 são apresentados os teores de Óleos e Graxas presentes no substrato utilizado e no digestato obtido após o tratamento dos resíduos. Além disso, na figura 15 é possível observar o consumo, em percentual, da gordura dentro do reator.

TABELA 4 - RESULTADOS ÓLEOS E GRAXAS

Amostra	Óleos e Graxas (g/L)	
	Substrato	Digestato
1	8,89 ± 1,26	0,06 ± 0,03
2	16,39 ± 2,73	0,02 ± 0,00
3	18,92 ± 3,41	0,02 ± 0,02
4	26,39 ± 1,35	0,05 ± 0,01
5	10,14 ± 1,85	0,18 ± 0,05
6	24,33 ± 0,60	0,19 ± 0,03
7	9,92 ± 0,83	0,12 ± 0,02
8	17,03 ± 2,55	0,26 ± 0,02
9	-	0,01 ± 0,003
10	-	0,02 ± 0,005
11	-	0,01 ± 0,01
12	-	0,03 ± 0,01
13	-	0,03 ± 0,01
14	-	0,12 ± 0,02
15	14,92 ± 0,30	0,09 ± 0,002
16	28,08 ± 2,29	0,09 ± 0,004
17	2,22 ± 0,46	0,01 ± 0,05
18	15,22 ± 2,32	0,01 ± 0,05

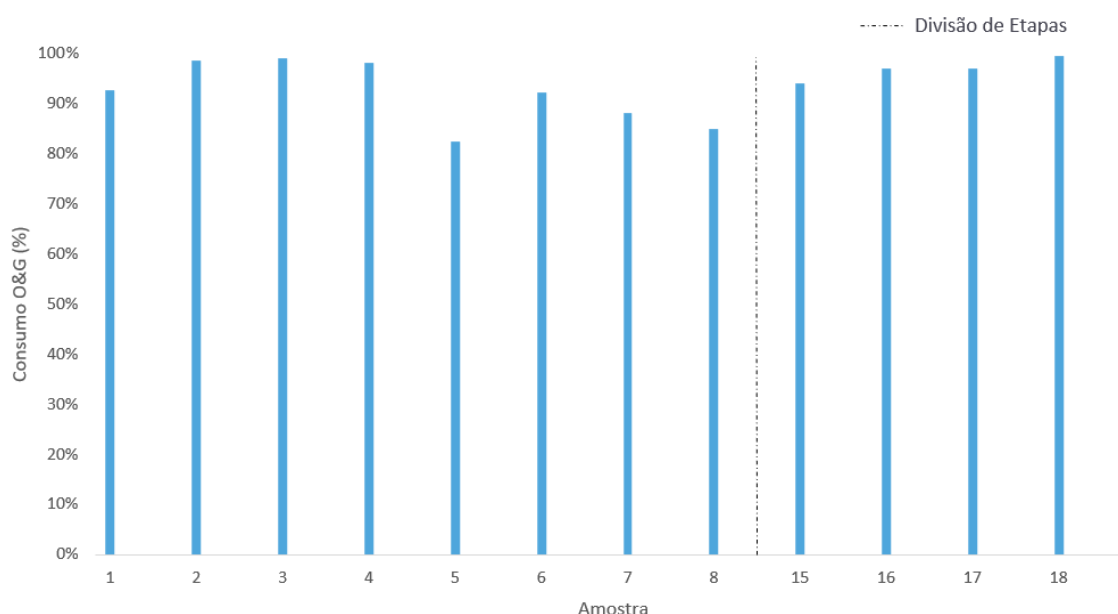
FONTE: O Autor (2024).

O Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), estabelece, com relação ao teor de Óleos e Gorduras dos efluentes provenientes de quaisquer fontes poluidoras, que o lançamento direto ou indireto em corpos d'água só pode ocorrer caso sua concentração seja de até 20 mg/L para fontes minerais e até 50 mg/L para fontes vegetais e animais (CONAMA, Resolução N°430, 2011). Dessa forma, a partir da tabela 4, observa-se que os Óleos e Graxas obtidos após a digestão anaeróbia apresentam-se dentro do que foi definido pelo CONAMA.

Ainda, Angelidaki et al. (1992) apud Granzotto et al. (2016) consideram que a concentração ideal de óleos e graxas para que a biodigestão não seja afetada negativamente pelas gorduras deve ser de até 200 mg.L⁻¹. A partir do que foi apresentado na tabela 4, percebe-se que a gordura presente no digestato durante todo o estudo não chegou próxima da concentração limite definida por Angelidaki e Ahring (1992), sendo um bom indicativo de que a inibição por excesso de AGCLs e AGVs não ocorreria no reator.

Neves (2009), observou em seu estudo que resíduos alimentares provenientes de restaurante universitário da Faculdade de Minho, em Portugal, alcançaram concentrações de gorduras iguais a 20 g/kg_{resíduo}. Enquanto isso, Miloski (2015), obteve, em análise de Óleos e Graxas, teores menores de 6 mg/L após o tratamento de efluentes de indústria alimentícia.

FIGURA 15 - % CONSUMO DE ÓLEOS E GRAXAS



FONTE: O Autor (2024).

Conforme apresentado na figura 15, é possível observar que o reator conseguiu fazer o consumo da maior parte dos óleos e gorduras que estavam presentes no substrato, com média de 93,5% de consumo durante o trabalho.

Os lipídeos são substratos de degradação mais lenta, dessa forma, Cavaleiro, Pereira e Alves (2008), relatam que uma alimentação intervalada permite que a produção de metano seja otimizada, por permitir que as gorduras sejam consumidas sem acúmulos de ácidos graxos de cadeia longa. Sendo assim, é possível observar que após o período e pausa na alimentação, o teor de consumo dos óleos e graxas no reator sofreu um aumento, contudo, durante todo o estudo o consumo de gorduras se manteve alto, por conta do alto tempo de retenção dos substratos no reator.

Caso a alimentação do reator fosse aumentada significativamente, é possível que os microrganismos não tivessem sucesso em hidrolisar em grande quantidade as gorduras presentes nos alimentos.

Granzotto, et al. (2016) obtiveram, ao utilizar restos de comida, cascas de frutas e resíduos de horta como substratos, juntamente com esterco bovino, 278 mg.L⁻¹ de O&G. Ainda, Granzotto (2016), em estudo da biodigestão anaeróbia de resíduo orgânico de restaurante, obteve remoção de O&G igual a 86%. Jeganathan et al. (2006), em estudo de tratamento de águas residuárias oleosas, conseguiram atingir consumos de gorduras acima de 80% para todos os seus tratamentos.

Davidsson et al. (2008), ao realizar estudo de codigestão de lodo de esgoto com lama de caixas de gordura de restos alimentares, observou que ao adicionar quantidades controladas desse resíduo gorduroso resulta em um aumento na produção de metano do reator, contudo, a utilização dessa lama gordurosa sem co-substratos não se apresentou favorável a biodigestão, por demonstrar um processo bastante instável. Dessa forma, é possível afirmar que a gordura presente nos resíduos alimentares auxiliou o processo da biodigestão, favorecendo a produção de metano do processo.

4.5 NITROGÊNIO

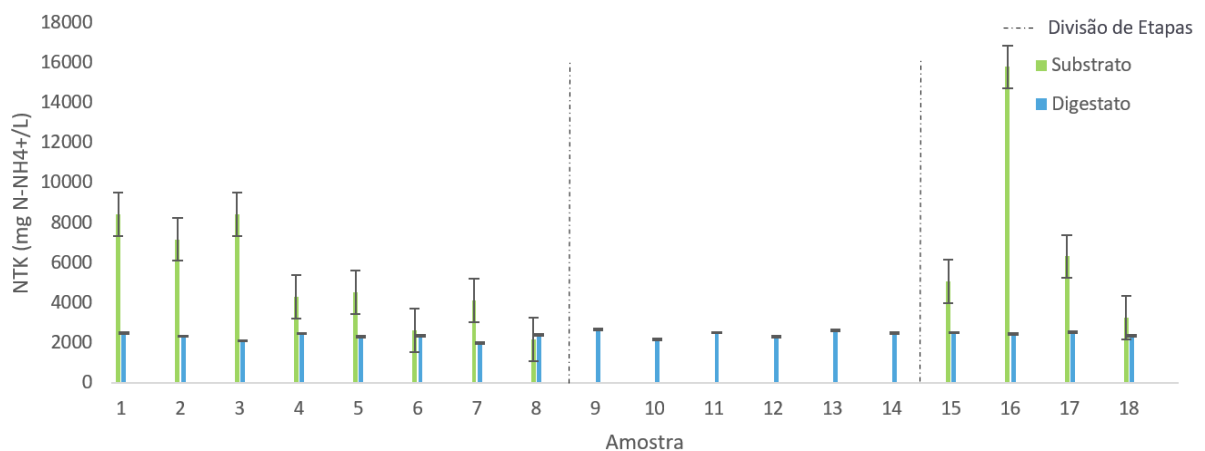
4.5.1 Nitrogênio Total

O desenvolvimento dos micro-organismos no reator depende, de forma direta, da quantidade de macro e micronutrientes que devem ser fornecidos pelo material utilizado na alimentação ou adicionado como suplemento à alimentação do reator. Dentre os macronutrientes importantes para a digestão estão nitrogênio, fósforo e enxofre, enquanto os micronutrientes podem ser representados pelo ferro, cobalto, níquel e zinco, entre outros (DRENNAN, 2011).

Segundo Chernicharo (2007), o nitrogênio utilizado pelos microrganismos na digestão anaeróbia na forma de nitrito e nitrato não se encontra disponível para o crescimento bacteriano, uma vez que este é reduzido a nitrogênio gasoso e liberado na atmosfera. As principais fontes de nitrogênio utilizadas por esses microrganismos são amônia e nitrogênio orgânico.

Ainda, Chernicharo (2007) aponta que valores elevados de NTK podem acarretar aumento das quantidades de amônia, nitrito e nitratos, causando instabilidade no sistema e inibindo a atividade da microbiota responsável pela produção de metano. Na figura 16 é possível observar os resultados referentes as análises de Nitrogênio Total referentes ao substrato utilizado e ao digestato obtido.

FIGURA 16 - NITROGÊNIO TOTAL KJEDAH



FONTE: O Autor (2024).

Foram verificadas, a partir da figura 16, grandes variações na quantificação de Nitrogênio obtida para o substrato, podendo chegar a 16.000 mg/L de nitrogênio na amostra. Das amostras utilizadas, observaram-se variações entre 2.160 e 15.800 mgN-NH⁺/L, isso ocorreu por conta da grande variedade de alimentos utilizados. Os picos de NTK exibidos na figura representam os resíduos com maiores quantidades de proteína.

No trabalho de Yang, et al. (2005), foi identificado, em resíduo de indústria alimentícia, concentrações de 19.000 mg/L de Nitrogênio Total, variando entre 15.000 e 25.000 mg/L.

Os resíduos alimentares utilizados por Donoso-Bravo, et al. (2021), contendo 20% de proteína, 55% vegetais, 20% alimentos processados, juntamente com 5% de papéis, obtiveram 155 mg/L⁻¹ de Nitrogênio Total Kjeldahl. Ainda, Neves (2009), obteve teor de 13.000 mg/kg NTK no resíduo alimentar avaliado em seu trabalho.

Observa-se, ainda, a partir da figura 16, que a quantidade de Nitrogênio Total sofreu uma diminuição ao final da digestão, com valor máximo obtido sendo de 2660 mg NTK/L para o digestato. Kunz, et al. (2019), afirmam que o digestato, muitas vezes, é pobre em matéria orgânica biodegradável, mas acaba sendo um efluente rico em nitrogênio e fósforo. Silva (2009) em seu experimento com resíduos sólidos vegetais, atingiu valores máximos de NTK de 1106 mg NTK/L e 1111,6 mg NTK/L.

De La Rubia et al. (2009), alcançaram, em estudo de digestão anaeróbia a partir de resíduo da agroindústria de óleo de girassol, teores de Nitrogênio Total Kjeldahl variando entre 570 e 3340 mg/L após a digestão, enquanto Cheng, et al. (2016), obtiveram, em digestato de reator com resíduos alimentares, concentração de nitrogênio total igual a 2.200 mg/L.

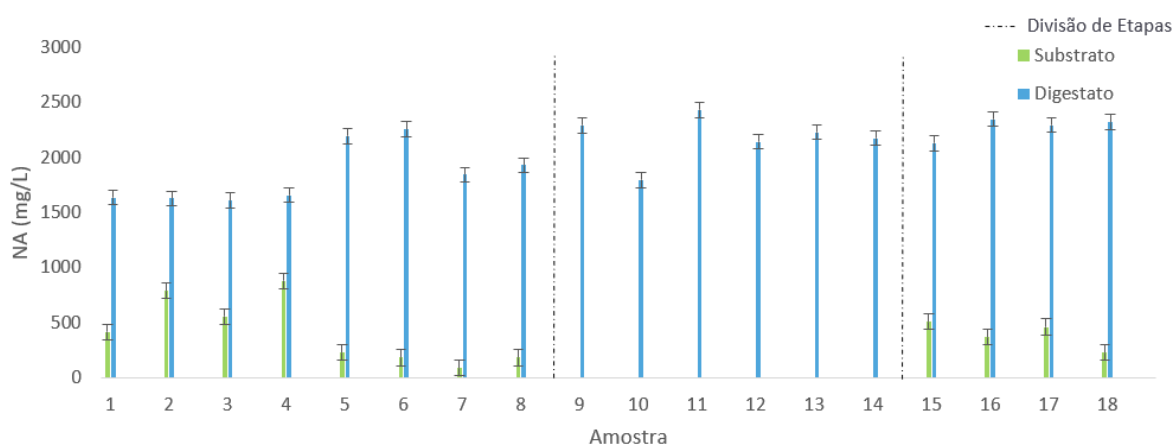
A quantificação de NTK no digestato se manteve próximo do que relatado na literatura em estudos com os resíduos alimentares, contudo, ao se observar o elevado nível de NTK nos substratos, existe a possibilidade de que exista um acúmulo do nutriente dentro do reator anaeróbio, pois o processo da digestão anaeróbia não possui grande potencial de remoção desse nutriente.

4.5.2 Nitrogênio Amoniacal

Conforme foi afirmado por Souza (1984), altas concentrações de nitrogênio total podem provocar inibição na digestão, visto que durante o processo uma parte considerável do nitrogênio total é transformada em nitrogênio amoniacal. O nitrogênio amoniacal tem efeito tóxico em concentrações acima de 1500 mg/L em meios com pH elevado e em concentrações maiores que 3000 mg/L para qualquer valor de pH.

Contudo, o Nitrogênio Amoniacal (NA) resultante da degradação de compostos nitrogenados durante o processo de biodigestão anaeróbia é benéfico e serve como fonte de nutriente e como tamponante, evitando mudanças de pH (Ripley et al., 1986; Chernicharo, 1997). São apresentados na figura 17 os resultados referentes as análises de Nitrogênio Amoniacal correspondentes ao substrato utilizado e ao digestato obtido.

FIGURA 17 - NITROGÊNIO AMONIAICAL



FONTE: O Autor (2024).

Ocorrem diferentes formas de perdas de Nitrogênio no sistema, dentre as quais tem significativa importância à volatilização de amônia (NH_3) e/ou desnitrificação. A volatilização de NH_3 depende da concentração de NH_4^+ e NH_3 em solução, que por sua vez são altamente dependentes do pH (HENRY et al, 1999).

Carvalho (2015) afirma que quanto mais alto for o pH maior será a quantidade volatilizada de NH_3 , sendo assim, observam-se os efeitos dos altos

valores de pH encontrados durante todo o trabalho, influenciando diretamente na quantificação de NA encontrado.

Verificando os valores obtidos para o Nitrogênio amoniacal do efluente, a partir da figura 17, são identificadas quantidades acima do recomendado. Ainda assim, foi verificado que estes valores não inibiram a produção de metano na digestão. Velsen (1979) mostrou que lodos bem aclimatados podem produzir metano mesmo a concentrações de N-amoniacal de até 5.000 mg/L.

Ao comparar os resultados de NTK do digestato com a quantificação de NA nas amostras, é possível perceber que a maior parte do Nitrogênio nas amostras era referente à amônia. Em média, durante o estudo, 86% do nitrogênio total do digestato era representado pelo nitrogênio amoniacal. É possível afirmar que a grande quantidade de NTK presente nos substratos, ao passar pelo processo da biodigestão, foi transformado em amônia no meio, saindo no digestato gerado.

Donoso-Bravo, et al. (2021), observaram que, nos resíduos de desperdício alimentar utilizados em seu trabalho, quase 80% do Nitrogênio Total obtido na amostra era referente a amônia presente no substrato. Após a digestão desses resíduos a concentração de amônia no digestato foi igual a 3603 mg/L.

De Araujo (2024), em estudo do tratamento de resíduos alimentares com a biodigestão anaeróbia, obteve como resultado 596,12 mg N-NH₃⁺/L. Ainda, De La Rubia et al. (2009), obtiveram, a partir de resíduo proveniente da extração de óleo de girassol, teores de Nitrogênio Amoniacal solúvel variando entre 550 e 1570 mg/L após a biodigestão. Cheng, et al. (2016), na avaliação de Nitrogênio Amoniacal em digestato de reator com resíduos alimentares, atingiram concentração de 2.120 mg/L.

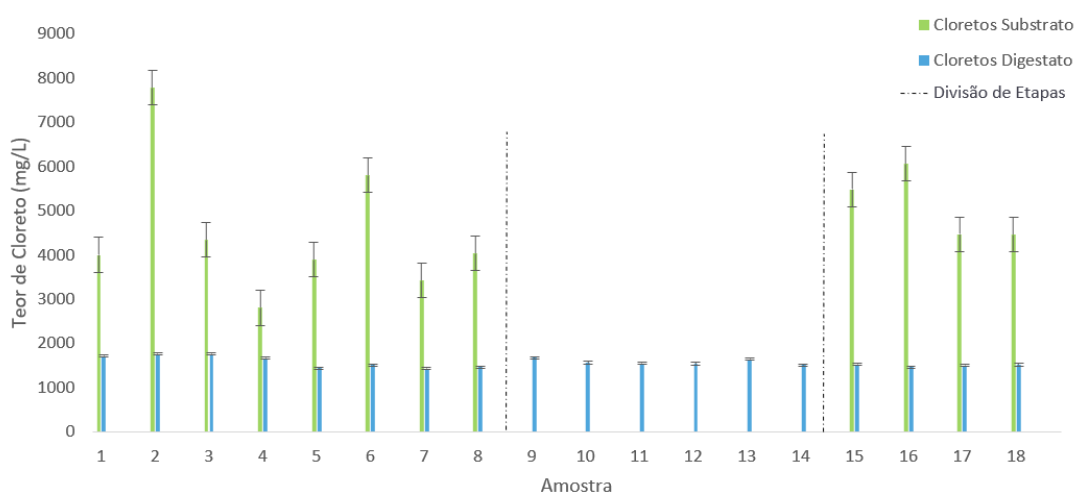
De acordo com Pereira (2018), o nitrogênio amoniacal pode causar sérios problemas ambientais se lançado indiscriminadamente nos corpos d'água, dentre eles, o processo de eutrofização artificial. No Brasil, a Resolução CONAMA 430/2011, estabelece como padrão de lançamento de nitrogênio amoniacal, o valor de 20 mg.L⁻¹. Dessa forma, sugere-se, então, a possível necessidade de tratamento de remoção de nitrogênio do digestato obtido.

4.6 CLORETOS

Assim como para qualquer ser vivo, os microorganismos aeróbios e anaeróbios dependem de quantidades suficientes e diversificadas de nutrientes disponíveis (Bryant, 1979 apud Weinrich; Nelles, 2021). A concentração e a disponibilidade dos nutrientes têm grande influência no processo de digestão e no comportamento das bactérias envolvidas (Weinrich; Nelles, 2021).

Kunz, et al. (2019), afirmam que o íon Cloro é um dos nutrientes necessários para o bom funcionamento da digestão anaeróbia. Dessa forma, na figura 18 são apresentados os resultados para a análise de cloreto dos alimentos e do digestato.

FIGURA 18 - TEOR DE CLORETOS



FONTE: O Autor (2024).

A quantidade de cloro presente nos resíduos alimentares sofre grandes variações por conta da diversidade de alimentos utilizados e do preparo desses alimentos no restaurante universitário. Isso pode ser observado na figura 18, onde encontram-se amostras com teor de cloreto variando entre 2.800 até 8.000 mg C/L.

Para a digestão anaeróbia com substratos de alto teor de cloro, é necessário o monitoramento desse nutriente, pois, Carmona et al. (2009), relatam que teores entre 5.000 e 9.000 mg.L⁻¹ de cloreto são passíveis de provocar inibição da fase metanogênica.

Ainda, Elfadel et al. (2002), ressaltam que o cloreto é um contaminante altamente persistente, capaz de atravessar as camadas mais profundas do corpo de

resíduos sólidos urbanos (RSU) de um aterro sanitário sem sofrer qualquer processo significativo de degradação.

Contudo, Deborde & Von Gunten (2008), afirmam que o cloro na biodigestão pode reagir com a matéria orgânica dos substratos, auxiliando na degradação dos resíduos para a produção do biogás. Ao observar a figura 18, é possível perceber que parte do cloreto presente nos substratos foi utilizado pelos microrganismos para o processo da biodigestão, sem que houvesse um acúmulo desse íon dentro do reator anaeróbio. Calegari (2017), em seu estudo com o uso de vinhaça concentrada, apresentou a eficiência de remoção de cloretos inferior a 27 %.

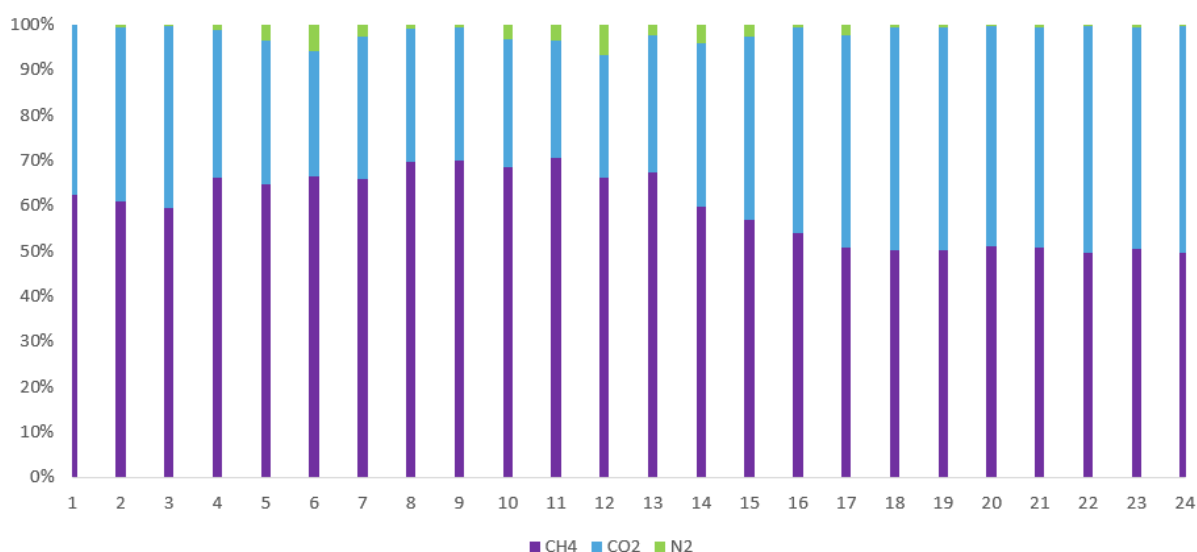
Segundo ministério da saúde, na Portaria n°. 36/6M de 19.01.90, o teor máximo de cloreto permitido, em águas de abastecimento, é de 250 mg.Cl⁻¹/L. Dessa forma, percebe-se que apesar da digestão ter conseguido reduzir o cloro presente no substrato, o cloreto presente no digestato ainda está acima do que é definido pelo ministério da saúde.

4.7 COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS PRODUZIDO

O biogás é um dos produtos do processo de biodigestão anaeróbia que apresenta potencial para ser utilizado como fonte de energia alternativa (COLATTO; LANGER, 2011; BUDZIANOWSKI, 2012). De acordo com Metcalf & Eddy (2003), o biogás é composto, na sua maior parte, de metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂), contendo, ainda, traços de vapor de água (H₂O_{vapor}), gás sulfídrico (H₂S), nitrogênio (N₂), oxigênio (O₂), hidrogênio (H₂), monóxido de carbono (CO), amônia (NH₃), mercaptanas e outros gases.

Também, de acordo com Possa (2013), a concentração dos gases constituintes na formação do biogás pode variar entre 0 e 1% para o H₂, de 0 a 7% para o N₂, de 0 a 2% para o O₂ e de 0 a 3% para a amônia e para o ácido sulfídrico (H₂S). Encontra-se, na figura 19, a composição do biogás gerado a partir dos resíduos alimentares utilizados.

FIGURA 19 - COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS



FONTE: O Autor (2024).

LEGENDA: A numeração das amostras está apresentada no apêndice 3.

Observando a figura 19, é possível identificar maiores quantidades de metano no biogás até a amostra 16, momento em que o biogás começou a possuir quantidades quase equivalentes de CH₄ e CO₂. Contudo, durante todo o estudo, o biogás apresentou, em média, 59,6% de CH₄ e 38,5% de CO₂. O metano, nas condições normais de temperatura e pressão, possui poder calorífico de aproximadamente 33.980 kJ.m³.

Ao considerar composição de 59,6% de metano no biogás, obtém-se um poder calorífico igual a 20.252 kJ.m³. Segundo a Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP), é estabelecido para o gás natural que o PCS (Poder Calorífico Superior) deve estar entre 35.000 kJ/m³ à 43.000 kJ/m³, sendo assim, observa-se que o poder calorífico do biogás obtido representa 58% do poder calorífico do gás natural.

De acordo com Sampaio (2019), em meios onde há excesso de NH₃, há possíveis intoxicações das archeas, que acabam produzindo biogás menores teores de CH₄. Dessa forma, é possível identificar que os teores de metano próximos de 50% foram ocasionados por conta da alta quantidade de nitrogênio amoniacal, analisado previamente. O biogás com menor teor de metano possui um poder calorífico inferior quando comparado ao biogás com alto teor de metano, tornando-o

menos eficiente do ponto de vista energético. No entanto, ele se mostra adequado para aplicações como a reforma a seco, para produção de hidrogênio.

Além disso, foram observadas pequenas quantidades de outros gases na composição do biogás. Obteve-se média de 2% de N₂ no biogás durante todo o estudo, estando dentro da faixa de 0 a 7% apresentada por Possa (2013). Na tabela 5 é apresentada a quantificação do gás sulfídrico no biogás gerado.

TABELA 5 - GÁS SULFÍDRICO NO BIOGÁS GERADO

Amostra	H ₂ S
1	0
2	0
3	0
4	0
5	0
6	0
7	0
8	0
9	0
10	0,02
11	0
12	0
13	0
14	0
15	0
16	0
17	0
18	0
19	0,01
20	0
21	0,01
22	0
23	0
24	0

FONTE: O Autor (2024).

A partir do que foi apresentado na tabela 5, foi possível observar que a quantidade de H_2S durante o período de análise do biogás foi mínimo, demonstrando eficiência no filtro de remoção do gás acoplado ao biodigestor.

No estudo de Lin et al. (2011), utilizando resíduos de frutas juntamente com resíduos alimentares, a concentração de CH_4 variou entre 53,7% e 63,8%, enquanto Zhang et al. (2013) em estudo de codigestão com resíduos alimentares e esterco bovino obtiveram como maior teor de CH_4 no biogás 79%. Yong et al. (2015) encontraram faixas de concentração de metano variando entre 50 e 70% por meio da codigestão de resíduos alimentares com palha.

Ainda, Tampio et al. (2014), em estudos de biodigestão com resíduos alimentares, obtiveram biogás com 55 a 62% de CH_4 , com baixa variação entre as diversas cargas orgânicas aplicadas ao reator e H_2S entre 0 e 500 ppm.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A biodigestão anaeróbia é um processo biológico amplamente utilizado para tratamento de resíduos, auxiliando no manejo de poluentes, além de resultar em um biocombustível de alto poder calorífico e em digestato com potencial para ser utilizado como biofertilizante.

Ao final do trabalho os objetivos propostos foram concluídos, onde foi possível acompanhar a degradação dos resíduos alimentares no processo de biodigestão anaeróbia e avaliar a eficiência na produção de biogás durante o tratamento.

A partir das análises realizadas foi possível observar o comportamento da biodigestão anaeróbia dos resíduos do restaurante universitário da Universidade Federal do Paraná, no Setor Palotina. Constatou-se, a partir da redução da carga orgânica dos resíduos ao final do processo, que o tratamento foi eficiente, demonstrando grande potencial de metanização desses resíduos.

Os parâmetros da biodigestão se encontraram, majoritariamente durante o estudo, próximo ao que foi observado em outros trabalhos com resíduos similares aos resíduos alimentares do restaurante universitário da UFPR – Setor Palotina.

Além disso, a determinação do biogás gerado apresentou percentuais de CH_4 e CO_2 dentro da faixa esperada para o biogás. O biogás obtido não apresentou quantidades elevadas de metano, portanto, seu poder calorífico não foi maximizado, contudo, o biogás gerado possui grande potencial para aplicações que não estão relacionadas com o potencial energético do biogás, como a utilização em reforma para produção de H_2 .

Ainda, foi possível observar que a etapa 2 do estudo foi essencial para que o processo ocorresse da forma correta, sem que houvesse a inibição na produção do biogás e colapso do reator anaeróbio. Tanto a pausa na alimentação quanto a adição de inóculo auxiliaram positivamente da biodigestão dos resíduos alimentares utilizados.

Por fim, conclui-se que a biodigestão anaeróbia tem grande destaque no tratamento de sobras de alimentos, podendo auxiliar no manejo dos efluentes que compõe a maior parte dos resíduos sólidos urbanos produzidos no país.

5.1 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A partir das limitações observadas neste estudo, sugere-se a utilização de co-substratos, como efluentes agroindustriais ou biomassa lignocelulósica, em trabalhos futuros relacionados à biodigestão anaeróbia dos resíduos alimentares. Esses co-substratos compõe resíduos ricos em carbono, podendo auxiliar no balanceamento de nutrientes no reator. Acredita-se que ao utilizar proporções desses co-substratos os parâmetros da digestão seriam otimizados, diminuindo as chances de inibição por amônia e o excedente de alcalinidade.

É possível afirmar, também, que a utilização de alguma forma de controle da temperatura do reator influenciaria positivamente o processo da biodigestão, bem como a produção de metano. Além disso, em situações em que a oferta de alimento for significativamente elevada, recomenda-se proceder à trituração do substrato para facilitar a hidrólise dos alimentos.

REFERÊNCIAS

- ABBASSI-GUENDOUZ, A. et al. **Total solids content drives high solid anaerobic digestion via mass transfer limitation**. Biosource Technology, v. 111, p.55-61, maio 2012.
- ABBASI, T.; TAUSEEF, S.M.; ABBASI, S.A. **Biogas Energy**; Springer: New York, NY, 2012; ISBN 978-1-4614-1039-3.
- ABRELPE, 2020, **PANORAMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL**, Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Disponível em: < <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2020.pdf>>. Acesso em: 08 mar 2024.
- ABREMA, 2024, **PANORAMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL**, Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente. Disponível em: < <https://www.abrema.org.br/download/96475/?tmstv=1733786378>>. Acesso em: 01 dez 2024.
- AKINDELE, Akinwumi A.; SARTAJ, Majid. **The toxicity effects of ammonia on anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste**. Waste management, v. 71, p. 757-766, 2018.
- ALCANTARA, Michael Steinhorst. **Avaliação de biodigestor tubular na degradação anaeróbia de cama de frango de corte**. 61p. Dissertação (Mestrado) –Programa de Pósgraduação em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Cascavel – PR, 2012.
- ALVES, I. R. F. S. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos**. 2008. 134 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.
- ALVES, M. **Estudo e caracterização de digestores anaeróbios de leito fixo**. Dissertação para Doutorado em Engenharia Biológica e Química na Universidade do Minho, 1998.
- ALVES, M. M. et al. **Waste lipids to energy: how to optimize methane production from long-chain fatty acids (LCFA)**. Microbial Biotechnology, Chichester, v. 2, n. 5, p. 538-550, 2009.
- AMANI, T.; NOSRATI, M.; SREEKRISHNAN, T. R. **Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects - a review**. Environmental Reviews, n. 18, p. 255-278, 2010.
- AMPONSAH, N. Y. et al. **Greenhouse gas emissions from renewable energy sources: A review of lifecycle considerations**. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 39, p. 461–475, 2014.

ANGELIDAKI, I. & AHRING, B. K. **Effects of free long-chain fatty acids on thermophilic anaerobic digestion.** Applied Microbiology and Biotechnology, 37, 808-812, 1992.

ANGELIDAKI, I.; ALVES, M.; BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J. L.; GUWY, A. J.; KALYUZHNYI, S.; JENICEK, P.; VAN LIER, J. B. **Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays.** Water Science and Technology (WST), v. 59, n. 5, p. 927-934, 2009.

ANP. (2017). **Resolução ANP Nº685.** Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis.

ANP. (2021). **Resolução ANP Nº852.** Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis.

BANKS C.J., CHESSHIRE M. & STRINGFELLOW A. **A pilot-scale comparison of mesophilic and thermophilic digestion of source segregated domestic food waste.** Water Science and Technology 58 (7):1475-1481, 2008.

BARCELOS, Beatriz Rodrigues. **Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos.** Dissertação (mestrado em tecnologia ambiental e recursos hídricos) - Faculdade de tecnologia, departamento de engenharia civil e ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

BATISTA, P. S. **Geração biogás e fertilizante orgânico através usina de compostagem pequeno porte.** 2007. 69 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Formas Alternativas de Energia) -Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2007.

BERGER, Jussara Silva et al. **Solids reduction and microbial protein measurement in biodigester used in cassava wastewater treatment.** Engevista, v. 18, n. 2, p. 329-337, 2016.

BIOMOVEMENT. HomeBiogas. [S. l.]: **HOME BIOGAS**, 2022. Disponível em: <https://www.homebiogas.com/>. Acesso em: 10 out. 2024.

BOE, KANOKWAN. **Online monitoring and control of the biogas process.** Technical University of Denmark, p. 25-28, 2006.

BOHRZ, G. I. **Geração de metano em lagoa anaeróbia: um estudo de caso em abatedouro de bovinos.** 2010. 153 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Santa Maria, 2010.

BOND, T.; TEMPLETON, M. R. **History and future of domestic biogas plants in the developing world, Energy for Sustainable Development**, v. 15, p. 347-354, 2011.

BOUALLAGUI H., TORRIJOS M., GODON J.J., MOLETTA R., BEN CHEIKH R., TOUHAMI Y., DELGENES J.P. & HAMDY, M. **Two-phase anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: bioreactors performance**. Biochemical Engineering Journal 21:193-197, 2004.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos – Planares**. Brasília, DF: MMA, 2022.

BRASIL. **Política Nacional de Biocombustíveis**. L13576/2017. 2017.

BROWNE, J. D.; MURPHY, J. D. **Assessment of the resource associated with biomethane from food waste**. Appl. Energy, v. 104, p. 170-177, 2013.

BRYANT, M.P. **Microbial Methane Production - Theoretical Aspects**. Journal of Animal Science. Vol. 48, No. 1, 193–201, 1979.

BUDZIANOWSKI, W. M. **Sustainable biogas energy in Poland: prospects and challenges**. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 16, n. 1, p. 342-349, 2012.

BUENO, Beatriz Egerland. **Efeito da adição de fibras de cana-de-açúcar pré-tratadas na produção de metano advinda da biodigestão anaeróbia de gorduras do leite**. 2016. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

CAMPOS, José Roberto. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro. ABES, 464 p. 1999.

CARDOSO, Bruno Monteiro. **Uso da biomassa como alternativa energética**. 2012.

CARDOSO, Fernanda Emanuelle Possidonio. **Avaliação da biodigestão anaeróbia de resíduos alimentares e agropé para a produção de biogás**. 2021.

CARRILHO, Nuno Filipe Queiroga. **Valorização de Bio-Resíduos Alimentares por Digestão Anaeróbia Descentralizada—Caso de Estudo: Campus da FCT/UNL**. 2012. Tese de Doutorado. Dissertação de Mestrado. Universidade Nova de Lisboa.

CASSINI, S. T.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDREOLI, C. V.; FRANÇA, M.; BORGES, E. S. M.; GONÇALVES, R. F. **Hidrólise e atividade anaeróbia em lodos**. In: CASSINI, S. T. Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.

CASTRO, L.R.; CORTEZ, L.A.B. **Influência da temperatura no desempenho de biodigestores com esterco bovino**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.2, n.1, p.97-102. Jan/abr 1998.

CAVALEIRO, A. J.; PEREIRA, M. A.; ALVES, M. **Enhancement of methane production from long chain fatty acid based effluents**. Bioresource technology, v. 99, n. 10, p. 4086-4095, 2008.

CHENG, J.; QING, Y.; XU, J.; YANG, Z.; ZHOU, J.; CEN, K. **Improving pollutants removal by microalgae Chlorella PY-ZU1 with 15% CO₂ from undiluted**

anaerobic digestion effluent of food wastes with ozonation pretreatment. *Bioresource Technology*, v. 216, p. 273–279, 2016.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; reatores anaeróbios.** 1. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1997. v. 5.

CHERNICHARO, Carlos Augustos. **Anaerobic reactors.** IWA publishing, 2007.

CIBIOGÁS. **Panorama do Biogás no Brasil 2022.** CIBiogás (Brasil) Relatório Técnico nº 001/2023 – Foz do Iguaçu, 2023.

CIRNE, D. G.; PALOUMET, X.; BJORNSSON, I.; ALVES, M.M.; MATTIASSON, B. **Anaerobic digestion of lipid-rich waste – effects of lipid concentration.** *Renewable Energy*, Kidlington, v. 32, n. 6, p. 965-975, 2007.

CLARK, R. H.; SPEECE, R. E. **The pH tolerance of anaerobic digestion.** *Advances in Water Pollution Research*, v. 1, p. 1-13, 1971.

CLESCERI, L. S.; GREENBERGH, A. E.; TRUSSELL, R.R. (Editors). **Standard Methods: For Examination of Water and Wastewater**, 17th. adiition. Washington, 1989.

COLATTO, L.; LANGER, M. Biodigestor - **resíduo sólido pecuário para produção de energia.** *Unoesc & Ciência-ACET*, v. 2, n. 2, p. 119-128, 2011.

COLLINS, C.H., BRAGA, G.L., BONATO, P.S. **Fundamentos de cromatografia.** Campinas: Editora da UNICAMP, 2014.

COMPARETTI, A.; FEBO, P.; GRECO, C.; ORLANDO, S. **Current State and Future of Biogas and Digestate Production.** *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, Bulgaria, v. 19, n. 1, p. 1-14, 2013.

CONAMA. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011.** Publicada no DOU nº92, de 16 de maio de 2011.

CORREIA, Gleyce T.; DEL BIANCHI, Vanildo L. **Tratamento biológico de água residuária da produção de farinha de mandioca utilizando reator anaeróbico compartimentado vertical (RACOV).** Seminário: Ciências Exatas e Tecnológicas, v. 29, n. 2, p. 159-166, 2008.

COSTA, Ernani S.; BARBOSA FILHO, Olavo; GIORDANO, Gandhi. **Reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB): uma abordagem concisa.** Rio de Janeiro, RJ: FEN/Uerj, 2014.

COURA, Renata. **Estudo de biodegradabilidade de efluentes agropecuários e agroindustriais em processos de co-digestão anaeróbia.** 2015. Dissertação de Mestrado.

CREMONEZ, Paulo André et al. **Digestão anaeróbia de polímero orgânico a base de fécula de mandioca**. 2015.

CREMONEZ, Paulo A.; TELEKEN, Joel G.; FEIDEN, Armin; ROSSI, Eduardo de; SOUZA, Samuel M. de; TELEKEN, Jhony; DIETER, Jonathan; ANTONELLI, Jhonatas. **Biodigestão anaeróbia de um polímero orgânico de fécula de mandioca**. Revista de Ciências Agrárias, v. 39, n. 1, p. 122-133, 2016.

CRESPO, Elisabete de Jesus Morais. **Digestão Anaeróbia de resíduos agroalimentares: Reutilização das frações líquidas e sólidas (state-of-art)**. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, 2013.

DA SILVA, Carlos Emílio Vieira et al. **Qualitative Aspects of Biogas Production in a Small-Scale Biodigester by Anaerobic Digestion of Food Waste from University Environment**. 2022.

DAVIDSSON Å., LÖVSTEDT C., LA COUR JANSEN J., GRUVBERGER C. & ASPERGEN H. **Codigestion of grease trap sludge and sewage sludge**. Waste Management 28:986-992, 2008.

DE ARAÚJO, Narcísio Cabral. **TRATAMENTO ANAERÓBIO DE SOBRAS DE ALIMENTOS DE RESTAURANTE VISANDO A PRODUÇÃO DE BIOGÁS E BIOFERTILIZANTE**.. Tese de Doutorado. Universidade Estadual da Paraíba. 2024

DE DEUS, Ricardo Jorge Amorim; SKRIVAN, Alessandra Gomes. **Sustentabilidade e gerenciamento de resíduos: medidas para redução de resíduos em uma unidade de alimentação e nutrição hospitalar no município de Redenção-PA**. Novos Cadernos NAEA, v. 26, n. 3, 2023.

DE LA RUBIA, M.; RAPOSO, F.; RINCON, B.; BORJA, R. **Evaluation of the hydrolytic-acidogenic step of a two-stage mesophilic anaerobic digestion process of sunflower oil cake**. Bioresource technology. V. 100, p:4133-4138, 2009.

DEL NERY, V., DAMIANOVIC, M. H. Z., POZZI, E., DE NARDI, I. R., CALDAS, V. E. A., PIRES, E. C. **Long-term performance and operational strategies of a poultry slaughterhouse waste stabilization pond system in a tropical climate**. Resources, Conservation and Recycling, v. 71, p. 7-14, 2013.

DE OLIVEIRA, Bruna Patrícia. **BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS ALIMENTARES**, 2016.

DE OLIVEIRA, Bruna Patrícia; DOS SANTOS, L. H.; MARTIN, G. **Anaerobic Digestion of Food Waste**. In: 25th European Biomass Conference and Exhibition. 2017. p. 902-906.

DE SOUZA, Fernanda de Marco et al. Influência do inóculo na co-digestão anaeróbia de resíduos alimentares e grama. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 1, p. 146-156, 2020.

DEUBLEIN, D., & STEINHAUSER, A. **"Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction."** 2nd Edition, Wiley-VCH. 2011.

DONOSO-BRAVO, Andrés et al. **New findings on the anaerobic co-digestion of thermally pretreated sludge and food waste: Laboratory and pilot-scale studies.** Water Science and Technology, v. 84, n. 9, p. 2530-2540, 2021.

DRENNAN, M. **A study of high solids anaerobic digestion of Bucknell University food waste followed by aerobic curing.** 2011. 159 f. Dissertação. (Master of Science in Environmental Engineering) – Bucknell University, Bucknell, 2011.

EMBRAPA. **Bioeconomia em progresso: resíduos da agroindústria.** Disponível em: <<https://www.embrapa.br/visao-de-futuro/sustentabilidade/sinal-e-tendencia/bioeconomia-em-progresso-residuos-da-agroindustria>>. Acesso em: 25 set. 2023.

EPE [Empresa de Pesquisa Energética] **Balanco Energético Nacional (BEN) 2024:** Ano base 2023, 2024.

ESCUDERO, A., LACALLE, A., BLANCO, F., PINTO, M., DIAZ, DOMINGUEZ, A. **Semi-continuous anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste.** Journal of Environmental Chemical Engineering, v. 2, n. 2, p. 819-825, 2014)

ESPOSITO, G.; FRUNZO, L.; GIORDANO, A.; LIOTTA, F.; PANICO, A.; PIROZZI, F. **Anaerobic co-digestion of organic wastes.** Rev. Environ. Sci. Biotechnol. 2012, 11, 325–341.

FAGNANI, Katia Cristina et al. **Valorização Energética de Lodos de Sistema de Tratamento de Efluentes da Indústria de Abate e Processamento de Carnes Via Codigestão Anaeróbia.** 2023.

FEIDEN, Armin. **Tratamento de águas residuárias de indústria de fécula de mandioca através de biodigestor anaeróbio com separação de fases em escala piloto.** 2001.

FERRAZ, José Maria Gusmann; MARRIEL, Ivanildo Evódio. **Biogás: fonte alternativa de energia.** 1980.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO, 2016). **Food losses and waste in Latin America and Caribbean.** Disponível em <http://www.fao.org/3/a-i5504e.pdf>

FERNANDEZ, A.; SANCHEZ A.; FONT, X. **Anaerobic co-digestion of a simulated organic fraction of municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin.** Biochemical Engineering Journal. v. 26, p:22-28, 2005.

FERREIRA, Bernardo Ornelas. **Avaliação de um sistema de metanização de resíduos alimentares com vistas ao aproveitamento energético do biogás.** Universidade Federal de Minas Gerais-UFMG, 2015.

FIGUEIREDO, Adriel Mendonça *et al.* **PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DE RESÍDUOS ALIMENTARES**. Palotina: Workshop Projeto iH2 Brasil e UFPR, 2023.

FILHO, I., O., S. **Avaliação da Toxicidade e Remoção de Matéria Orgânica de Efluente de Biodigestor de Resíduos Sólidos Orgânicos Tratado em Wetlands**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Caruaru, 2014.

FMI - Food Marketing Institute; GMA - Grocery Manufacturers Association; NRA - National Restaurant Association. **The Food Waste Reduction Alliance: Best Practices & Emerging solutions**. v.1, 26p. Washington, DC, EUA. 2014.

FOLLMANN, Hioná Valéria Dal Magro *et al.* **Avaliação de parâmetros físico-químicos na degradação de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) de diferentes idades e sua relação com a geração de biogás**. *Espacios*, v. 38, n. 39, p. 1-9, 2017.

FONTENO, W. C.; CASSEL, D.K.; LARSON, R.A. **Physical properties of three container media and their effect on poinsettia growth**. *Journal of the American Society for Horticultural Science*. 106:76-741.1981.

FORSTER-CARNEIRO, T., PÉREZ, M., ROMERO, L.I. **Anaerobic digestion of municipal solid wastes: Dry thermophilic performance**. *Bioresource Technology*, v 99, pp 8180–8184, 2008.

FREITAS, M.B. **Gestão de produção de energia por biodigestores na Cooperativa Regional Agropecuária de Campos Novos e seus integrados**. 77p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenheiro Agrônomo) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Florianópolis, 2011.

GARCIA, Dante Cavalhero; CANDIANI, Giovano. **Diagnóstico dos inventários de fauna em estudos de impacto ambiental de aterro sanitário**. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (RBCIAMB)*, n. 45, p. 100-114, 2017.

GARCIA, M. L., & ANGENENT, L. T. **Interaction between temperature and ammonia in mesophilic digesters for animal waste treatment**. *Water Research Journal*, v. 43, n.9, p. 2373-2382, 2009.

GAVALA, H. N. *et al.* **Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge: effect of pre-treatment at elevated temperature**. *Water Research*, n.37, p. 4561-4572, 2003.

GIACOBBO, Giovana *et al.* **Influência da variabilidade da temperatura ambiente na co-digestão anaeróbia de dejetos de bovinocultura de leite e cama de aviário**. *Acta iguazu*, v. 2, n. 5, p. 55-69, 2013.

GEILFUS, Christoph-Martin. **Chloride: from nutrient to toxicant**. Plant and Cell Physiology, v. 59, n. 5, p. 877-886, 2018.

GRANZOTTO, Fabiane. **Uso de biodigestor anaeróbio no tratamento de resíduo orgânico de restaurante**. 2016.

GRANZOTTO, Fabiane; SCHERER, Minéia Johann; BRACHER, Eduarda Holz. **Treatment of urban residential organic waste through anaerobic digestion**. Scientia cum Industria, v. 4, n. 2, p. 131-134, 2016.

GRIMBERG, S. J.; HILDERBRANDT, D.; KINNUNEN, M.; ROGERS, S. **Anaerobic digestion of food waste through the operation of a mesophilic two-phase pilot scale digester – Assesment of variable loadings on system performance**. Bioresource technology, 2014.

GUERI, Matheus Vitor Diniz; SOUZA, SNM de; KUCZMAN, Osvaldo. **Parâmetros operacionais do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares: uma revisão**. BIOFIX Scientific Journal, v. 3, n. 1, p. 17-25, 2018.

HANSEN, K. H.; ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. K. **Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia**. Water Research Journal, v.32, n.1, p. 5-12, 1998.

HEO, H.S., KIM, S.G., JEONG, K.E., JEON, J.K., PARK, S.H., KIM, J.M., KIM, S.S., PARK, Y.K. **Catalytic upgrading of oil fractions separated from food waste leachate**. Bioresour. Technol. 102, 3952–3957, 2011.

HOLLIGER, C.; ALVES, M. S.; ANDRADE, D.; ANGELIDAKI, I. **Towards a standardization of biomethane potential tests**. Water Science & Technology, v.74, n.11, p.2515-2522, 2016.

HOME BIOGAS. **HOME BIOGAS 7.0 - Biodigestor Autônomo**. Disponível em: <https://www.homebiogas.com.br/product-page/homebiogas-7-0-biodigestor-autonomo>. Acesso em: 12 mar. 2024.

HOOTON, E.; NI, Y. S.; WANG, C. **Is biodigester effluent a suitable replacement for commercial fertilizers. Assessing the efficacy of liquid biogas digestate for cultivation of tomato (solanum lycopersicum) crops in barbados**. Journal of Sustainable Tropical Agriculture, Montreal, p.1-40, 2019.

IACOVIDOU, E; OHANDJA, DG; VOULVOULIS, N. **Food waste co-digestion with sewage sludge-realising its potential in the UK**. Journal environmental management. vol. 112, pag. 267-274, 2012.

JEGANATHAN, Jeganaesan; NAKHLA, George; BASSI, Amarjeet. **Long-term performance of high-rate anaerobic reactors for the treatment of oily wastewater**. Environmental science & technology, v. 40, n. 20, p. 6466-6472, 2006.

JIANG, Y., MCADAM, E., ZHANG, Y., HEAVEN, S., BANKS, C., LONGHURST, P. **Ammonia inhibition and toxicity in anaerobic digestion: a critical review**. J. Water Process Eng. 32, 2019.

JIN, Chenxi et al. Anaerobic digestion: An alternative resource treatment option for food waste in China. **Science of the Total Environment**, v. 779, p. 146397, 2021.

KHALID, A. et al. **The anaerobic digestion of solid organic waste**. Reproduced from Waste Management, 31: 1737-1744 (2011)

KIM, Moonil; AHN, Young-Ho; SPEECE, R. E. **Comparative process stability and efficiency of anaerobic digestion; mesophilic vs. thermophilic**. Water research, v. 36, n. 17, p. 4369-4385, 2002.

KUCZMAN O., TORRES, D. G. B., DAMASCENO, S., TAVARES, M. H. F., ALCÂNTARA, M. S. 2007. **Anaerobic treatment of cassava industry effluent in a horizontal reactor phase**. Tropical Roots and Starches Journal, 3, 2.

KUNZ, A. et al. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. 2019.

KWAŚNY, Justyna; BALCERZAK, Wojciech. **Sorbents Used for Biogas Desulfurization in the Adsorption Process**. Polish Journal of Environmental Studies, v. 25, n. 1, 2016.

LABATUT, R. A .; GOOCH, C. A. **Monitoring of anaerobic digestion process to optimize a performance and prevent system failure**. In: Got manure? Enhancing Environmental and Economic Sustainability Conference. Anais, New York. 2012.

LAY, J. J.; LI, Y. Y.; NOIKE, T.; ENDO, J.; ISHIMOTO, S. **Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solids organic waste**. Japan Elsevier Science. V. 36, nº 6 – 7, p. 493 – 500. 1997.

LEITE, Valderi Duarte; POVINELLI, Jurandyr. **Comportamento dos sólidos totais no processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos e industriais**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 3, n. 2, p. 229-232, 1999.

LETTINGA, Gatze. Sustainable integrated biological wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v. 33, n. 3, p. 85-98, 1996.

LILI, M.; BIRÓ, G.; Sulyok, E.; PETIS, M.; BORBÉLY, J.; TAMÁS, J. **Novel approach on the basis of FOS/TAC method**. Analele Universității din Oradea, Fascicula: Protecția Mediului, v. 17, p. 713-718, 2011.

LI, Y. et al. **Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste**. Renew. Sust. Energ. Rev., 15, 821-826. 2011.

LI, Yangyang et al. **Effects of organic composition on mesophilic anaerobic digestion of food waste**. Bioresource technology, v. 244, p. 213-224, 2017.

LIN, J.; ZUO, J.; GAN, L.; LI, P.; LIU, F.; WANG, K.; GAN, H.. **Effects of mixture ratio on anaerobic co-digestion with fruit and vegetable waste and food waste of China**. Journal of Environmental Sciences, v.23, p.1403-1408, 2011.
DOI:[https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60572-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60572-4).

MACIEL, F. J.; JUCÁ, J. F. T. **Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale experimental cell in Brazil.** Waste Management, v.31, n.05, p.966977, 2011.

MAGALHÃES, A. P. T. **Biogás: um projeto de saneamento urbano.** São Paulo: Nobel, 1980.

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

MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. **Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion.** Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 45, p. 540-555, 2015.

MASSE, D. I.; MASSE, L.; CROTEAU, F. **The effect of temperature fluctuations on psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors treating swine manure.** Bioresource Technology, v. 89, n.1, p. 57-62, 2003.

MATA-ALVAREZ, J., DOSTA, J., ROMERO-GÜIZA, M., FONOLL, X., PECESA, M., ASTALS, S., A F. XU et al. **Bioresource Technology 247 (2018) 1047–1058 1057 critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013.** Renewable Sustainable Energy Rev. 36, 412–427, 2014.

MATSUMIYA, Y., WAKITA, D., KIMURA, A., SANPA, S. AND KUBO, M. **Isolation and Characterization of a Lipid- Degrading Bacterium and Its Application to Lipid-Containing Wastewater Treatment.** Journal of Bioscience and Bioengineering, 103, 325-330, 2007.

MBOW, C., ROSENZWEIG, C., BARIONI, L. G., BENTON, T. G., HERRERO, M., KRISHNAPILLAI, M., LIWENGA, E., PRADHAN, P., RIVERA-FERRE, M. G., SAPKOTA, T., TUBIELLO, F. N., & XU, Y. **Chapter 5. Food security. In Climate Change and Land: An IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. Intergovernmental Panel on Climate Change.** 2018.

MCCARTY, P. L. **Energetics and bacterial growth in organic compounds in aquatic environments,** In: Faust, S. D. e Hunter, J. V., New York, Marcel Dekker Inc., 1971.

MENDONÇA, E. F. **Tratamento anaeróbio de efluentes oriundos da bovinocultura de leite em biodigestor tubular.** 2009. 62 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Cascavel, 2009.

MENEGUELLO, Luiz Augusto; CASTRO, M. C. A. A. **O Protocolo de Kyoto e a geração de energia elétrica pela biomassa da cana-de-açúcar como mecanismo de desenvolvimento limpo.** Revista Internacional de Desenvolvimento Local. V, v. 8, n. 1, p. 33- 43, 2007.

MEYSTRE, J. A. **Partida de um reator UASB, em escala piloto, para tratamento de efluente doméstico:** estudo de caso para a região da Serra da Mantiqueira. 2007. 128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Energia) - Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2007.

MILANEZ, Artur Yabe et al. **Biogás de resíduos agroindustriais: panorama e perspectivas.** 2018.

NASCIMENTO, Ronaldo Ferreira do et al. **Cromatografia gasosa: aspectos teóricos e práticos.** 2018.

NAZARO, Mariane Scheffer et al. **Desenvolvimento de um biodigestor residencial para processamento de resíduos sólidos orgânicos.** 2016.

NEVES, L. **Anaerobic Co-Digestion of organic wastes.** Doutorado em Engenharia Química e Biológica. Universidade do Minho, 2009.

O'CONNOR, James et al. **Environmental implications, potential value, and future of food-waste anaerobic digestate management: A review.** Journal of Environmental Management, v. 318, p. 115519, 2022.

OLIVEIRA, L.R.P. de. **Biodigestor.** In: VII Simpósio Goiano de Avicultura e II Simpósio Goiano de Suinocultura. 2005, p. 4-8.

PAGÉS-DÍAZ J.; PEREDA-REYES, I.; SANZ, J. L.; LUNDIN, M.; TAHERZADEH, M. J.; SÁRVÁRI HORVÁTH, I. **A comparison of process performance during the anaerobic mono-and co-digestion of slaughterhouse waste through different operational modes.** Journal of Environmental Sciences, v. 64, p. 149-156, 2018.

PARK, S.; LI, Y. **Evaluation of methane production and macronutrient degradation in the anaerobic co-digestion of algae biomass residue and lipid waste.** Bioresource technology, v. 111, p. 42-48, 2012.

Parkin, G. F. and Owen, W.F. (1986). **“Fundamentals of Anaerobic Digestion of Wastewater Sludges.”** *Journal of Environmental Engineering*, 24 (8): 867-920.

PESSUTI, C. A. A .; HERMES, E .; ZENATTI, D. C .; SILVA, R. P. **Remoção de sólidos e produção de metano na digestão anaeróbia de efluente de processamento de mandioca.** Revista Brasileira de Energias Renováveis, v. 4, p. 110-116, 2015.

PEREIRA, Alyne Duarte. **Reatores com atividade anammox para o pós-tratamento de digestato de resíduo alimentar: avaliação de diferentes estratégias de aeração e da comunidade microbiana.** 2018.

PEREIRA, Murilo Sagrillo et al. Energias renováveis: biogás e energia elétrica provenientes de resíduos de suinocultura e bovinocultura na UFSM. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental Santa Maria**, v. 19, n. 3, p. 239-247, 2015.

PLANO NACIONAL DE AGROENERGIA **2006 – 2001**. Brasília-DF 2005.

PORPINO, G.; LOURENÇO, C. E.; ARAÚJO, C.M.; BASTOS, A. (2018). **Intercâmbio Brasil – União Europeia sobre desperdício de alimentos. Relatório final de pesquisa**. Brasília: Diálogos Setoriais União Europeia – Brasil. Disponível em: <<http://www.sectordialogues.org/publicacao>>.

POSSA, R. D.. **Tecnologia alternativa para purificação do metano contido no biogás proveniente da digestão anaeróbica de dejetos de suínos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2013.

PROBSTEIN, R.F., HICKS, R.E. **Synthetic fuels**. Editora McGraw Hill Book Company, p 490, Nova Iorque.1982.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O AMBIENTE (2021). **Food Waste Index Report 2021** (Relatório do Índice de Desperdício Alimentar 2021). Nairobi.

REIS, L.B. **Geração de energia elétrica**. 2ª ed. Barueri: Manole, 2011.

SALES, José Cássio Ferreira de et al. **Digestão anaeróbia de dejetos suínos e resíduos de alimentos em Biodigestor Canadense**. 2017.

SALOMON, K. R. **Avaliação técnico-econômica e ambiental da utilização do biogás proveniente da biodigestão da vinhaça em tecnologias para geração de eletricidade**. 2007.

SAMPAIO, Solaine Ramos. **AVALIAÇÃO DE FONTES DE NITROGÊNIO SUPLEMENTARES DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES COM VISTAS A PRODUÇÃO DE BIOMETANO**. 2019. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia e Desenvolvimento Sustentável, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2019.

SANTOS, A. M. S. et al. **II-096-CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE BIOMASSA ALGAL E RESÍDUOS DE ALIMENTOS PARA PRODUÇÃO DE METANO**, 2020.

SANTOS, V. G. **Tratamento de resíduos sólidos de refeições de restaurante e produção de biogás em reator anaeróbio em escala piloto**. 2015. 100 f. Dissertação (Mestrado) – Fundação Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2015.

SARKANEN, K. V. e TILLMAN, D. A. **Progress in Biomass Conversion**, 1a Edição, Vol 01, p 02. Editora Academic Press, Nova Iorque. 1979.

SCHAFFER, J. V. et al. Potencial de produção de hidrogênio a partir da reforma catalítica do biogás na região oeste do Paraná. **Revista Tecnológica Maringá**, v. 23, p. 119-129, 2014.

SCHIRMER, W. N.; JUCÁ, J. F. T.; SCHULER, A. R. P.; HOLANDA, S.; JESUS, L. L. **Methane production in anaerobic digestion of organic waste from Recife (Brazil) Landfill: 102 evaluation in refuse of different ages**. Brazilian Journal of Chemical Engineering, v.31, n.02, p.373-384, April - June, 2014

SEEG. **Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do Brasil**, 2023.

SILVA, Wellington Regis. **Kinetics study of the process of anaerobic digestion of vegetable residual solids**. 2009. 201 f. Tese (Doutorado em Química) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2009.

SILVA, M.O.S.A. **Análises físico-químicas para controle das estações de tratamento de esgotos**. São Paulo: CETESB, 1977. 226p.

SILVA, W. T. L.; NOVAES, A. P.; KUROKI, V.; MARTELLI, L. F.A.; MAGNONI, L. **Avaliação Físico-química de Efluente Gerado em Biodigestor Anaeróbio para Fins de Avaliação de Eficiência e Aplicação como Fertilizante Agrícola**. Química Nova, São Paulo, v. 35, n. 1, p. 35-40, 2012.

SILVEIRA, NATÁLIA CAROLINA. **Codigestão de Lodo de Esgoto e Fração Orgânica de Resíduo de Restaurante**. 2016.

SOUZA, C. D. F; et al. **Produção volumétrica de metano - dejetos suínos**. Ciência Agrotecnologia, Lavras, volume 32, nº 1, p. 219-224, jan/fev, 2008.

SOUZA, M. E. **Fatores que influenciam a digestão anaeróbia**. Revista DAE, (44), p. 8894, 1984.

SOUZA, V. H. A. de. **Aspectos sustentáveis da biomassa como recurso energético**. 2015.

STIVAL, L.; ERRERA, M.; AISSE, M. **Avaliação do desempenho de uma unidade de biodigestão em escala real tratando dejetos da suinocultura**. Revista Brasileira de Energias Renováveis, v. 6, n. 5, p. 983-994, 2017.

TAMPIO, E.; ERVASTI, S.; PAAVOLA, T.; HEAVEN, S.; BANKS, C.; RINTALA, J. **Anaerobic digestion of autoclaved and untreated food waste**. *Waste management*, v. 34, p. 370-377. 2014.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. New York: McGraw-Hill, 1993. 978 p.

UNEP, UNEP. **Emissions gap report 2020**. UN, 2021.

VAN VELSEN, A. F. M. - **Adap-tation of Methanogenic Sludge to High Ammonia-Nitrogen Concen-trations**. Water Research, Grã-Bretanha 1979.

VAVILIN V.A., JONSSON S., EJLERTSSON J. & SVENSSON B.H. (2006). **Modelling MSW decomposition under landfill conditions considering hydrolytic and methanogenic inhibition**. Biodegradation 17 (5):389-402

VIANA, Ednilson et al. Resíduos alimentares do lixo domiciliar: estudo do uso na alimentação de frangos de corte. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, p. 203-211, 2006.

VICTORINO, Alfiado. **Potencial da digestão anaeróbia na gestão de resíduos e produção de energia renovável: um estudo de caso**. 2018.

WANG Y.-S., ODLE W.S.I., ELEAZER W.E. & BARLAZ, M.A. **Methane potential of food waste and anaerobic toxicity of leachate produced during food waste decomposition**. Waste Management and Research 15:149–167, 1997.

WARD A.J., HOBBS P.J., HOLLIMAN P.J. & JONES D.L. **Review - Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources**. Bioresource Technology 99:7928-7940, 2008.

WEINRICH, S.; NELLES, M. **Basics of Anaerobic Digestion: Biochemical Conversion and Process Modelling. (DBFZ-Report, 40)**. Leipzig: DBFZ. VIII, 9-76 S. ISBN: 978-3-946629-72-6, 2021.

WEREKO-BROBBY, C. Y.; HAGEN, E. B. **Biomass conversion and technology**. New York: Editora John Wiley & Sons. 2000. 224p.

WILLIAMS, P.T. **Waste Treatment and Disposal**. Wiley 2ª edição, Wiltshire, 380.pp. 2006.

XU, C.; SHI, W.; HONG, J.; ZHANG, F.; CHEN, W. **Life cycle assessment of food waste-based biogas generation**. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 49, p. 169-177, 2015.

YANG, Q.X.; YANG, M., ZHANG, S.J., LV, W.Z. **Treatment of wastewater from a monosodium glutamate manufacturing plant using successive yeast and activated sludge systems**, Appl. Microbiol. Biotechnol.(2005) 2483–2488.

YIRONG, Chaowana et al. **Influence of ammonia in the anaerobic digestion of food waste**. Journal of environmental chemical engineering, v. 5, n. 5, p. 5131-5142, 2017.

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.

YU, D., ZHANG, J., CHULU, B., YANG, M., NOPENS, I., WEI, Y. **Ammonia stress decreased biomarker genes of acetoclastic methanogenesis and second peak**

of production rates during anaerobic digestion of swine manure. Bioresour. Technol. 317, 2020.

ZEREDO, A. C. B. **Eficiência de biodigestores anaeróbios modelo lagoa coberta na remoção de vírus entéricos em dejetos suínícolas.** 2015.

ZHANG L, LEE YW, JAHNG D. **Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: focusing on the role of trace elements.** Bioresour Technol 102:5048–59. 2011.

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

ZHANG, C; SU, H.; TAN, T. **Batch and semi-continuous anaerobic digestion of food waste in a dual solid–liquid system.** Bioresour Technol 145:10–6. 2013.

ZHANG, R. et al. **Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion.** Bioresour. Technol. 98, 929–935. 2006.

ZHU, B.; CIKAS, P.; ZHANG, R.; LORD, J.; JENKINS, B.; LI, X.; **Characteristics and biogas Production Potential of Municipal Solid Wastes Pretreated with a Rotary Drum Reactor.** Biores. Techn., Vol. 100, n. 3, p. 1122–1129, 2009.

APÊNDICE 1 – LEITURA DE TEMPERATURA

QUADRO A – DEFINIÇÃO DE AMOSTRAS PARA LEITURA DE TEMPERATURA DO REATOR

Amostra	Data
1	26/03/2024
2	28/03/2024
3	02/04/2024
4	05/04/2024
5	09/04/2024
6	12/04/2024
7	16/04/2024
8	19/04/2024
9	23/04/2024
10	26/04/2024
11	30/04/2024
12	03/05/2024
13	07/05/2024
14	09/05/2024
15	14/05/2024
16	17/05/2024
17	20/05/2024
18	21/05/2024
19	24/05/2024
20	27/05/2024
21	31/05/2024
22	03/06/2024
23	05/06/2024
24	07/06/2024
25	11/06/2024
26	14/06/2024
27	18/06/2024
28	19/06/2024
29	21/06/2024
30	25/06/2024

31	28/06/2024
32	02/07/2024
33	05/07/2024
34	09/07/2024
35	11/07/2024

FONTE: O Autor (2024).

FIGURA A1 – LEITURA DE TEMPERATURA
(12/04/2024)



FIGURA A2 – LEITURA DE TEMPERATURA
(28/06/2024)



FONTE: O Autor (2024).

APÊNDICE 2 – AMOSTRAS

QUADRO B – DEFINIÇÃO DE AMOSTRAS UTILIZADAS POR DATA E ETAPA

Etapa	Amostra	Data
Etapa 1	1	26/03 - 28/03
	2	02/04 - 05/04
	3	09/04 - 12/04
	4	16/04 - 19/04
	5	23/04 - 26/04
	6	30/04 - 03/05
	7	07/05 - 09/05
	8	14/05 - 17/05
Etapa 2	9	20/05 - 24/05
	10	27/05 – 31/05
	11	03/06
	Inóculo	03/06
	12	05/06
	13	07/06
	14	11/06 - 14/06
Etapa 3	15	18/06 - 21/06
	16	25/06 - 28/06
	17	02/07 - 05/07
	18	09/07 - 11/07

FONTE: O Autor (2024).

APÊNDICE 3 – AMOSTRAS DE CROMATOGRAFIA

QUADRO C – DEFINIÇÃO DE AMOSTRAS DE GÁS POR DATA

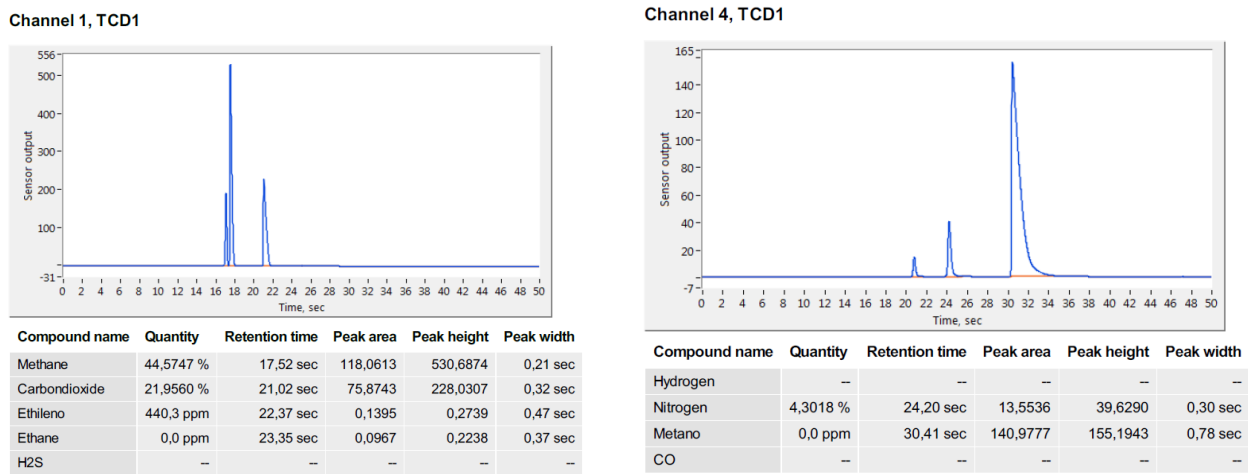
Amostra	Data
1	07/05/2024
2	09/05/2024
3	14/05/2024
4	17/05/2024
5	23/05/2024
6	28/05/2024
7	31/05/2024
8	05/06/2024
9	07/06/2024
10	11/06/2024
11	14/06/2024
12	18/06/2024
13	21/06/2024
14	25/06/2024
15	28/06/2024
16	02/07/2024
17	05/07/2024
18	09/07/2024
19	12/07/2024
20	16/07/2024
21	19/07/2024
22	23/07/2024
23	26/07/2024
24	30/07/2024

FONTE: O Autor (2024).

APÊNDICE 4 – CROMATOGRAFIA GASOSA

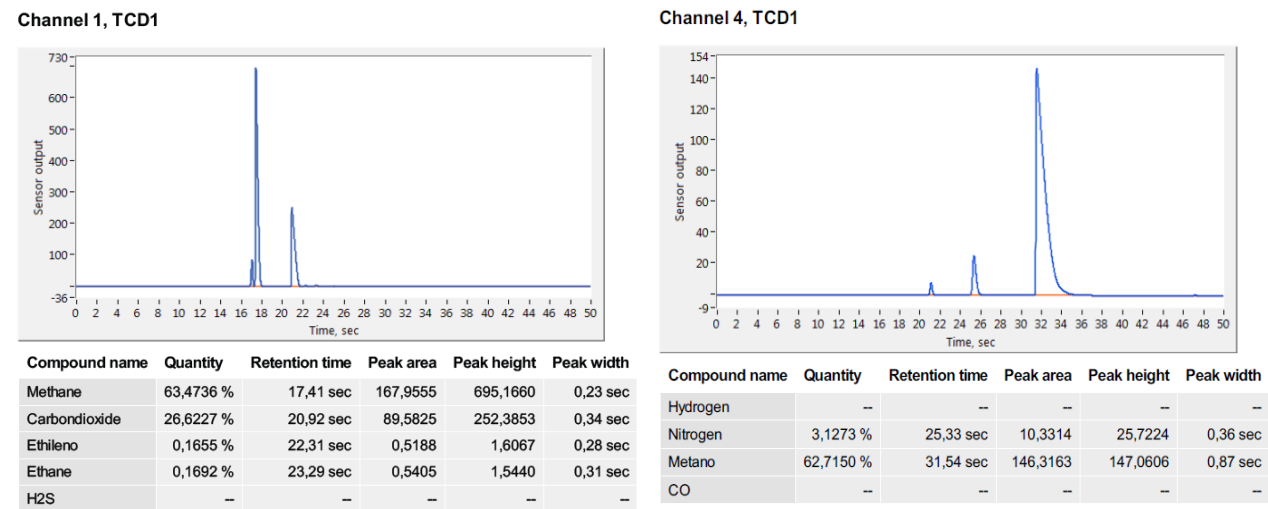
Cada amostra de gás foi analisada separadamente no cromatógrafo a gás, possibilitando a criação da figura 19, que representou a composição do biogás gerado durante todo o estudo. Nas figuras B1, B2, B3 e B4 são apresentados os cromatogramas gerados em algumas das análises realizadas.

FIGURA B1 – AMOSTRA DE GÁS 5 (23/05/2024)



FONTE: O Autor (2024).

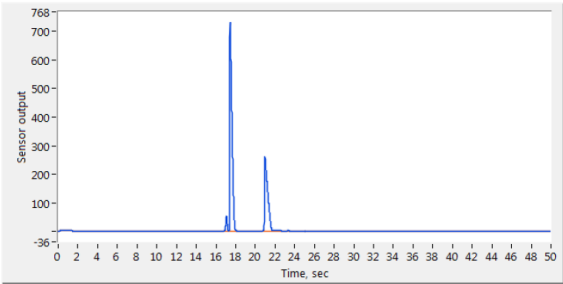
FIGURA B2 – AMOSTRA DE GÁS 9 (07/06/2024)



FONTE: O Autor (2024).

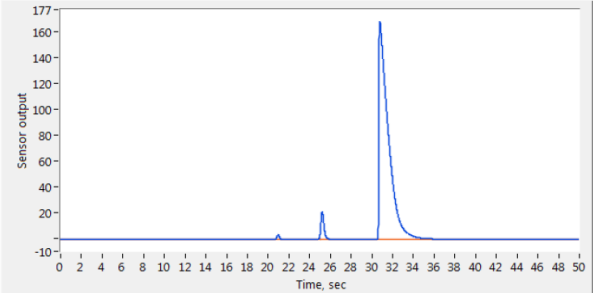
FIGURA B3 – AMOSTRA DE GÁS 12 (18/06/2024)

Channel 1, TCD1



Compound name	Quantity	Retention time	Peak area	Peak height	Peak width
Methane	68,0233 %	17,44 sec	179,9682	729,2027	0,23 sec
Carbondioxide	27,8104 %	20,96 sec	93,5793	258,9221	0,35 sec
Ethileno	767,3 ppm	22,34 sec	0,2404	0,4344	0,48 sec
Ethane	358,8 ppm	23,33 sec	0,1146	0,2507	0,48 sec
H2S	--	--	--	--	--

Channel 4, TCD1

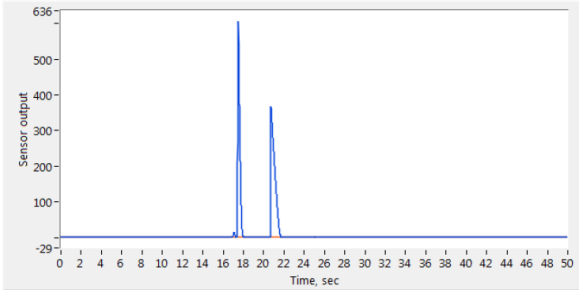


Compound name	Quantity	Retention time	Peak area	Peak height	Peak width
Hydrogen	--	--	--	--	--
Nitrogen	2,2481 %	25,20 sec	7,4269	21,3800	0,31 sec
Metano	75,4925 %	30,76 sec	175,7887	168,5162	0,90 sec
CO	--	--	--	--	--

FONTE: O Autor (2024).

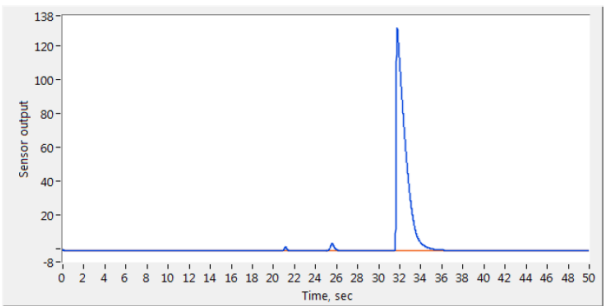
FIGURA B4 – AMOSTRA DE GÁS 21 (19/07/2024)

Channel 1, TCD1



Compound name	Quantity	Retention time	Peak area	Peak height	Peak width
Methane	51,6581 %	17,47 sec	136,7689	603,6057	0,21 sec
Carbondioxide	49,5773 %	20,71 sec	166,8150	365,0100	0,44 sec
Ethileno	--	--	--	--	--
Ethane	--	--	--	--	--
H2S	75,7 ppm	32,35 sec	0,0197	0,0488	0,39 sec

Channel 4, TCD1



Compound name	Quantity	Retention time	Peak area	Peak height	Peak width
Hydrogen	--	--	--	--	--
Nitrogen	0,4768 %	25,58 sec	1,6358	4,0423	0,37 sec
Metano	0,0 ppm	31,75 sec	126,9056	131,9759	0,84 sec
CO	--	--	--	--	--

FONTE: O Autor (2024).