



Universidade Federal
do Espírito Santo

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

CENTRO TECNOLÓGICO

PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

**EFEITOS DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL DO
INÓCULO E DIGESTATO LÍQUIDO NA PRODUÇÃO DE
ENERGIA E ESTABILIDADE DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE
RESÍDUOS ALIMENTARES**

Vitória-ES

2024

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

**EFEITOS DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACO DO
INÓCULO E DIGESTATO LÍQUIDO NA PRODUÇÃO DE
ENERGIA E ESTABILIDADE DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE
RESÍDUOS ALIMENTARES**

TATIANA IZATO ASSIS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental, área de concentração em Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ing. Ricardo Franci Gonçalves.

Vitória-ES

2024

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

A848e Assis, Tatiana Izato, 1986-
EFEITOS DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL DO INÓCULO E DIGESTATO LÍQUIDO NA PRODUÇÃO DE ENERGIA E ESTABILIDADE DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES / Tatiana Izato Assis. - 2024.
148 f. : il.

Orientador: Ricardo Franci Gonçalves.
Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Valorização. 2. Bioenergia. 3. Resíduos alimentares. 4. Relação C/N. I. Gonçalves, Ricardo Franci. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Ata da Octogésima Primeira (81ª) Sessão de Defesa de Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) do Centro Tecnológico (CT) da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), da aluna **Tatiana Izato Assis**, candidata ao grau de Doutora em Engenharia Ambiental.

Às oito horas e trinta minutos do dia dois de setembro de dois mil e vinte e quatro (02/09/2024), por videoconferência. O Prof. Ricardo Franci Gonçalves, presidindo a Sessão, deu início aos trabalhos apresentando ao público presente à candidata **Tatiana Izato Assis** e a banca examinadora da tese, composta pelos seguintes membros: Profª Regina Pinho Keller – Examinadora Interna – PPGEA/CT/UFES, Prof. Yuri Nascimento Nariyoshi – Examinador Interno – DEA/CT/UFES, Prof. Luciano Matos Queiroz – Examinador Externo – UFBA, Prof.ª Raquel Machado Borges – Examinador Externo – IFES. O Senhor Presidente da Banca Examinadora passou em seguida a palavra à candidata, que em trinta minutos apresentou a tese de Doutorado intitulada **“EFEITOS DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL DO INÓCULO E DIGESTATO LÍQUIDO NA PRODUÇÃO DE ENERGIA E ESTABILIDADE DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES”**. Dando prosseguimento aos trabalhos de defesa da tese, o Senhor Presidente passou a palavra aos membros da Banca, um a um, iniciando os comentários de arguição da candidata com os examinadores externos. Após, o Senhor Presidente teceu comentários sobre o trabalho da candidata e franqueou a palavra ao público presente. Findada a arguição, o Senhor Presidente convidou a Banca Examinadora se reunir em separado, para deliberação. Ao retornar, o Senhor Presidente informou ao público presente a decisão da banca que resultou na APROVAÇÃO da examinada. Por fim, o presidente da sessão alertou que a aprovada somente terá direito ao título de Doutora em Engenharia Ambiental após entrega da versão final de sua tese, em meio digital, à Secretária do Programa com as correções apontadas pela banca, cumpridos todos os trâmites exigidos pelo Regimento do PPGEA e da homologação do resultado da defesa pelo Colegiado Acadêmico do PPGEA. Por fim, declarou encerrada a sessão, e eu, Prof. Ricardo Franci Gonçalves, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, do Centro Tecnológico, lavrei a presente ata, que irá assinada pelos membros da Banca Examinadora e pela doutoranda.

<input checked="" type="checkbox"/>	_____ Prof. Ricardo Franci Gonçalves Orientador - PPGEA/CT/UFES	<input checked="" type="checkbox"/>	_____ Prof.ª Regina Pinho Keller Examinadora Interna – PPGEA/CT/UFES
<input checked="" type="checkbox"/>	_____ Prof. Yuri Nascimento Nariyoshi Examinador Interno – DEA/CT/UFES	<input checked="" type="checkbox"/>	_____ Prof. Luciano Matos Queiroz Examinador Externo – UFBA
<input checked="" type="checkbox"/>	_____ Prof. Raquel Machado Borges Examinadora Externa – IFES	<input checked="" type="checkbox"/>	_____ Tatiana Izato Assis Doutoranda

Vitória/ES, 02 de setembro de 2024





UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

EFEITOS DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACO DO INÓCULO E DIGESTATO LÍQUIDO NA PRODUÇÃO DE ENERGIA E ESTABILIDADE DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES

Tatiana Izato Assis

Banca Examinadora:



Prof. Ricardo Franci Gonçalves
Orientador - PPGEA/CT/UFES



Prof.^a Regina Pinho Keller
Examinadora Interna – PPGEA/CT/UFES



Prof. Yuri Nascimento Nariyoshi
Examinador Interno – DEA/CT/UFES



Prof. Luciano Matos Queiroz
Examinador Externo – UFBA



Prof.^a Raquel Machado Borges
Examinadora Externa – IFES

ELISA VALENTIM GOULART
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

Vitória/ES, 03 de setembro de 2024





Ata e folha de Rosto - Tese Tatiana Izato Assis

Data e Hora de Criação: 24/09/2024 às 09:27:55

Documentos que originaram esse envelope:

- 81 - Documentos de Defesa - Tatiana Izato Assis_Atta.pdf (Arquivo PDF) - 1 página(s)
- 81 - Documentos de Defesa - Tatiana Izato Assis_Folha de rosto.pdf (Arquivo PDF) - 1 página(s)



Hashs únicas referente à esse envelope de documentos

[SHA256]: ef2d9558a16a2e7c991a9b7f90f59e96e5abe17b7243e05b39cbf0fb3bd028e0

[SHA512]: 36488aef9e64de099a9bb515f980a1eede8fda95527316f02cb387fc2efa844cfb79615e9b613e97f850bfd5d59e9e559786c57bd7a2bdc191a7679687be9b9

Lista de assinaturas solicitadas e associadas à esse envelope



ASSINADO - Tatiana Izato Assis (tatianaizato@gmail.com)

Data/Hora: 24/09/2024 - 09:55:38, IP: 177.137.224.184, Geolocalização: [-20.352204, -40.307916]

[SHA256]: 064d8cb1626004ec060c98709e29bb4f6a3063707c8a611636233ef92b5e0fdb



ASSINADO - Raquel Machado Borges (raquelmb@ifes.edu.br)

Data/Hora: 24/09/2024 - 13:46:35, IP: 200.137.71.158, Geolocalização: [-20.310336, -40.318564]

[SHA256]: 2d8f32d170806b53d57c48d61b0f852de50a1ecca6076d903c746139fac44c0e



ASSINADO - Ricardo Franci Gonçalves (ricardo.goncalves@ufes.br)

Data/Hora: 25/09/2024 - 08:41:06, IP: 37.120.236.201, Geolocalização: [-20.446989, -40.333485]

[SHA256]: e5eca3cd42e761b5e593d2fd3c13d63439855bd889ea318d6e12b6c0f780955f



ASSINADO - Regina Keller (kellygr@gmail.com)

Data/Hora: 25/09/2024 - 12:49:35, IP: 200.137.65.107, Geolocalização: [-20.272132, -40.305748]

[SHA256]: f17c1d105d23ab6aa562fe4d27b4e3fa94be63517499c3fd53beb2f6313283c4



ASSINADO - Luciano Matos Queiroz (lucianoleitinho@gmail.com)

Data/Hora: 25/09/2024 - 13:31:31, IP: 200.128.60.96, Geolocalização: [-12.999692, -38.509818]

[SHA256]: 7be6f21e961982c8717c79e512d0e7c8ddfcca16b530fb4134a17defab7e38b5



ASSINADO - Yuri Nascimento Nariyoshi (yuri.nariyoshi@ufes.br)

Data/Hora: 25/09/2024 - 13:35:19, IP: 172.225.82.177, Geolocalização: [-20.283728, -40.300299]

[SHA256]: 164e03ef20b73ce02506e834e0184f932ca7cc6a0cc260c789c904ea21da087b

Histórico de eventos registrados neste envelope

25/09/2024 13:35:20 - Envelope finalizado por yuri.nariyoshi@ufes.br, IP 172.225.82.177

25/09/2024 13:35:19 - Assinatura realizada por yuri.nariyoshi@ufes.br, IP 172.225.82.177

25/09/2024 13:31:31 - Assinatura realizada por lucianoleitinho@gmail.com, IP 200.128.60.96

25/09/2024 13:31:17 - Envelope visualizado por lucianoleitinho@gmail.com, IP 200.128.60.96

25/09/2024 12:49:35 - Assinatura realizada por kellygr@gmail.com, IP 200.137.65.107

25/09/2024 12:46:17 - Envelope visualizado por kellygr@gmail.com, IP 200.137.65.107

25/09/2024 08:41:06 - Assinatura realizada por ricardo.goncalves@ufes.br, IP 37.120.236.201

25/09/2024 08:40:22 - Envelope visualizado por ricardo.goncalves@ufes.br, IP 37.120.236.201

24/09/2024 13:46:35 - Assinatura realizada por raquelmb@ifes.edu.br, IP 200.137.71.158

24/09/2024 13:46:22 - Envelope visualizado por raquelmb@ifes.edu.br, IP 200.137.71.158

24/09/2024 09:55:38 - Assinatura realizada por tatianaizato@gmail.com, IP 177.137.224.184

24/09/2024 09:55:29 - Envelope visualizado por tatianaizato@gmail.com, IP 177.137.224.184

24/09/2024 09:54:37 - Envelope registrado na Blockchain por tatianaizato@gmail.com, IP 177.137.224.184

24/09/2024 09:54:36 - Envelope encaminhado para assinaturas por tatianaizato@gmail.com, IP 177.137.224.184

24/09/2024 09:27:56 - Envelope criado por tatianaizato@gmail.com, IP 177.137.224.184

*Dedico esta tese ao meu amado filho Miguel e ao meu
querido marido Vinicius.*

AGRADECIMENTOS

Expresso minha mais profunda gratidão a Deus, que me sustentou e concedeu a força necessária para perseverar e alcançar este momento.

Ao meu marido, Vinicius, pelo apoio e ao meu filho Miguel, que é a grande motivação da minha vida.

À minha mãe, Nilza, e aos meus irmãos, Monalisa e Thiago, pelo constante apoio.

Aos meus amigos, pelo incentivo.

Ao meu orientador, Ricardo Franci Gonçalves, expresso minha gratidão pela confiança depositada em mim, pelos ensinamentos valiosos e pela excepcional oportunidade de contribuir nesta pesquisa. Sua compreensão e apoio em um dos momentos mais desafiadores que enfrentei durante o doutorado foram fundamentais.

Agradeço imensamente ao Rodrigo Oss pelo valioso apoio e incentivo.

Ao professor Sérgio Túlio, por sua generosa assistência e por disponibilizar os recursos do CPID, que foram essenciais para o desenvolvimento deste trabalho.

À Isabela e à Brenda, também do CPID, pelo constante auxílio.

À professora Kelly, por permitir o acesso ao LABSAN.

Ao Daniel e ao professor Miguel Ângelo, do LMC, à Roberta, do LDX, à Larissa e à professora Maria Tereza, do LEA, pela colaboração nas análises realizadas.

À Larissa e à Bianca, técnicas do LABSAN, por todo suporte no laboratório, sempre prestativas e dedicadas.

Ao professor Yuri pela ajuda!

Aos colegas do Núcleo Água, especialmente à Solaine Sampaio e ao Gabriel Bouez, pela valiosa colaboração e apoio ao longo deste projeto.

Por fim, estendo meus sinceros agradecimentos às agências de fomento, em especial à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), cujo suporte financeiro foi indispensável para o desenvolvimento deste projeto, por meio do fornecimento de bolsas de estudo.

“Entrega o teu caminho ao Senhor; confia nEle, e Ele tudo fará”.

Salmos 37:5

RESUMO

Esta pesquisa investigou a valorização de resíduos alimentares por meio da digestão anaeróbia, com foco na otimização do processo para produção de biometano. O resíduo alimentar coletado apresentou baixa relação C/N (10,1 a 14,9). Nesse sentido, adotou-se uma estratégia para remoção de excesso de N. Inicialmente, o estudo focou na remoção de amônia do inóculo (digestato) através da volatilização e precipitação química de estruvita, visando equilibrar os nutrientes ao melhorar a relação C/N e, conseqüentemente, a produção de biometano. O tratamento que utilizou pH 8,7 e relação molar Mg:PO₄³⁻ de 1:1 alcançou a maior produção de biometano (466,5 mL CH₄/gSV), representando um aumento de 74% em relação ao controle, com biodegradabilidade de 94%. A remoção de amônia aumentou a relação C/N do processo em até 27,3%, melhorando a recuperação de energia. Por fim, uma nova estratégia operacional de reatores foi avaliada, envolvendo a recirculação do digestato líquido após a remoção de nitrogênio por volatilização e precipitação química de estruvita. A condição com pH 9,5 e relação molar Mg:PO₄³⁻ de 1:1 resultou na remoção de 45,5% de nitrogênio amoniacal total e 65,5% de nitrogênio amoniacal livre, com melhorias na alcalinidade e remoção de matéria orgânica (DQO, SV e ST) em 97%, 95% e 91%, respectivamente. Essa estratégia permitiu reduzir o tempo de detenção hidráulica do reator, acelerando a estabilização da matéria orgânica. O balanço energético para o reator com TDH de 30 dias foi positivo em 7,0 kWh/tRA. Em suma, esta tese demonstra que a digestão anaeróbia de resíduos alimentares pode ser otimizada através da remoção de amônia e recirculação do digestato líquido, promovendo uma gestão mais sustentável e eficiente desses resíduos.

Palavras-chave: Valorização; Bioenergia; Resíduos Alimentares; Relação C/N.

ABSTRACT

This thesis investigates the valorization of food waste through anaerobic digestion, focusing on process optimization for biomethane production. The collected food waste exhibited a low C/N ratio (10.1 to 14.9). Therefore, a strategy for excess N removal was adopted. Initially, the study focused on ammonia removal from the inoculum (digestate) through volatilization and chemical precipitation of struvite, aiming to balance the nutrients by improving the C/N ratio and consequently biogas production. The treatment that used pH 8.7 and a molar ratio of Mg:PO₄³⁻ of 1:1 achieved the highest biomethane production (466.5 mL CH₄/gSV), representing a 74% increase compared to the control, with 94% biodegradability. Ammonia removal increased the process C/N ratio by up to 27.3%, enhancing energy recovery. Finally, a new operational strategy for reactors was evaluated, involving the recirculation of liquid digestate after nitrogen removal by volatilization and struvite precipitation. The condition with pH 9.5 and a molar ratio of Mg:PO₄³⁻ of 1:1 resulted in the removal of 45.5% of total ammoniacal nitrogen and 65.5% of free ammoniacal nitrogen, with improvements in alkalinity and organic matter removal (COD, VS, and TS) by 97%, 95%, and 91%, respectively. This strategy allowed for a reduction in the hydraulic retention time of the reactor, accelerating the stabilization of organic matter. The energy balance for the reactor with an HRT of 30 days was positive at 7.0 kWh/t of food waste. In summary, this thesis demonstrates that anaerobic digestion of food waste can be optimized through ammonia removal and liquid digestate recirculation, promoting a more sustainable and efficient management of this waste.

Keywords: Valorization, bioenergy, food waste, and C/N ratio.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Co-ocorrência de clusters de palavras-chave.....	40
Figura 2 - Caracterização do material precipitado: Difração de Raios X em Pó (DRX), Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV) e Espectroscopia de Raios X por Energia Dispersiva (EDS).....	50
Figura 3 - Fluxograma do estudo experimental realizado nesta tese.	53
Figura 4 – Triturador utilizado para processar os resíduos alimentares após coleta no restaurante universitário da UFES – Campos Goiabeiras.....	55
Figura 5 - Homogeneização das amostras simples coletadas em três dias consecutivos após o processamento no triturador.....	55
Figura 6 - Amostra composta após processamento com água destilada no liquidificador para atingir concentração de ST próximo a 10%.	56
Figura 7- Amostras de digestato (inóculo) (esquerda) e digestato líquido (direita) utilizados no planejamento fatorial completo para precipitação de estruvita e remoção de nitrogênio.	58
Figura 8 – Inóculo (digestato) na incubadora à 37°C por 10 dias para degaseificação.	59
Figura 9 – Volatilização e precipitação de estruvita do inóculo (digestato).	60
Figura 10 – Volatilização e precipitação de estruvita do digestato líquido.....	60
Figura 11 - Sistema Automático de Teste de Potencial de Biometano II (AMPTS II) utilizado na digestão anaeróbia de resíduo alimentar e inóculo após precipitação de estruvita.....	62
Figura 12 – Garrafas de sacrifícios na incubadora à 37°C utilizadas para monitoramento de pH, alcalinidade total, NAT e NH ₃	63
Figura 13 - Esquema do reator utilizado no experimento	68
Figura 14 - Os reatores usados nos experimentos foram: R1 e R2 como controles; R3 e R4 para os testes experimentais.....	69
Figura 15 - Processo de precipitação de estruvita derivado do digestato líquido e posterior recirculação nos reatores R3 e R4.....	70
Figura 16 - Eficiência de remoção de NH ₃ , NAT e fosfato total do sobrenadante de digestato líquido após precipitação de estruvita.	81

Figura 17 - Caracterização de materiais precipitados: análise por Difração de Pó de Raios X (DRX) de amostras do digestato.	84
Figura 18 - Caracterização de materiais precipitados: análise por Difração de Pó de Raios X (DRX) de amostras em pH 9,5 com relações molares Mg:PO ₄ ³⁻ de 1:1, 2:1 e 3:1.....	85
Figura 19 – Análise de espectroscopia de ressonância magnética (RMN) para identificação de formas de fósforo presentes no precipitado do digestato líquido – pH 9,5 e relação molar Mg:PO ₄ ³⁻	86
Figura 20 - a) Produção cumulativa de biometano a partir da razão molar Mg:PO ₄ ³⁻ [1:1]; b) Produção cumulativa de biometano a partir da razão molar Mg:PO ₄ ³⁻ [2:1]; c) Produção cumulativa de biometano a partir da razão molar Mg:PO ₄ ³⁻ [3:1]......	93
Figura 21 - Monitoramento de pH, alcalinidade total e NH ₃ durante o processo de digestão anaeróbia	96
Figura 22 - Monitoramento de pH e AT(a) NAT e NH ₃ (b) durante a operação dos reatores, que tiveram tempo de detenção de 45 dias.	99
Figura 23 - Monitoramento da produção de biogás, pH e temperatura nos reatores de controle e tratamento ao longo dos 45 dias de operação,.....	106
Figura 24 - Balanço energético em três cenários: Controle, Tratamento com TDH = 45 dias e Tratamento com TDH = 30 dias.	107
Figura 25 - Procedimento de análise bibliométrica e sistemática,.....	128
Figura 26 – Análise de resíduos do modelo de regressão múltipla.	147

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estatística descritiva das características do resíduo alimentar de 41 artigos de 15 países. Os dados são apresentados como média aritmética \pm desvios padrão (DP).....	29
Tabela 2 - Parâmetros e valores que inibem o processo de digestão anaeróbia	39
Tabela 3 – Experimentos conduzidos utilizando diversas fontes e condições operacionais para a precipitação química da estruvita (Continua).....	44
Tabela 4 – Planejamento fatorial completo para volatilização e precipitação de estruvita do digestato e digestato líquido	57
Tabela 5 - Caracterização físico-química do substrato e dos inóculos utilizados nos experimentos no AMPTS II. Média + Desvio Padrão.....	65
Tabela 6 - Características do Digestato líquido Utilizado na Precipitação de Estruvita para Remoção de Amônia.....	67
Tabela 7 – Descrição dos componentes do reator.....	68
Tabela 8 - Caracterização físico-química do substrato e inóculo utilizado nos reatores. Média + Desvio Padrão.....	70
Tabela 9 – Caracterização físico-química do resíduo alimentar pré e pós consumo após trituração coletado no restaurante universitário da UFES – Campus Goiabeiras nas quatro estações do ano (2022-2023). N = 4 (3 amostras simples e 1 amostra composta) para cada estação.	77
Tabela 10 - Comparação dos parâmetros do digestato (inóculo) antes e depois da precipitação da estruvita. Média + Desvio Padrão (n=2).....	79
Tabela 11 - Caracterização do sobrenadante após processo de precipitação de digestato líquido e estruvita. Média + desvio padrão. N=2.....	80
Tabela 12 - Razão Mistura C/N, Produção cumulativa de biometano (mLCH ₄ .gSV ⁻¹), biodegradabilidade do substrato (%), aumento (%), remoção de SV e DQO, SV/ST e hidrólise (razão DQO solúvel/DQO total).	89
Tabela 13 – Parâmetros cinéticos dos modelos de Gompertz modificado e logístico e indicadores estatísticos.	91
Tabela 14 - Desempenho de reatores para tratamento de resíduos alimentares em diferentes condições operacionais	102

Tabela 15 - Dados médios de entrada (RA) e digestatos nos reatores de controle e tratamento após 45 dias de TDH (média + desvio padrão, n=4) 103

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Estratégias para neutralizar íons que afetam negativamente a produção de estruvita.....	49
Quadro 2 - Técnicas de caracterização utilizadas para analisar o precipitado derivado do processo de precipitação de estruvita	51
Quadro 3 – Análises realizadas nas matrizes utilizadas no presente estudo. . .	72

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A/M	Relação alimento/microrganismos
AGV	Ácidos graxos voláteis de cadeia curta
C	Carbono
Ca ²⁺	Íon cálcio
CH ₄	Biometano
CNTP	Condições normais de temperatura e pressão
CO ₂	Gás carbônico
C/N	Relação entre carbono e nitrogênio
COT	Carbono Orgânico Total
COV	Carga Orgânica Volumétrica
DQO	Demanda química de oxigênio
DA	Digestão anaeróbia
kW	Quilowatt
kWh	Quilowatt-hora
Mg ²⁺	Íon magnésio
MS	Massa seca
N	Nitrogênio
NAT	Nitrogênio amoniacal total
NT	Nitrogênio total
NH ₃	Amônia livre
NH ₄ ⁺	Íon amônio
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
P	Fósforo
PBM	Potencial Bioquímico de Biometano
pH	Potencial hidrogeniônico
PTM	Potencial Teórico de Biometano
PO ₄ ³⁻	Ortofosfato
RA	Resíduo Alimentar
RSU	Resíduo Sólido Urbano
S ²⁻	Sulfeto
SO ₄ ²⁻	Sulfato

ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
SV/ST	Relação entre Sólidos Voláteis e Sólidos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TRS	Tempo de Retenção de Sólidos
t	Tonelada
UFES	Universidade Federal do Espírito Santo

SUMÁRIO

1	Introdução.....	21
2	Hipóteses.....	25
3	Objetivos.....	26
3.1	Geral.....	26
1.1	Específicos.....	26
4	Revisão bibliográfica.....	27
4.1	Resíduo alimentar.....	27
4.1.1	Definições.....	27
4.1.2	Composição e características.....	28
4.1.3	Geração e coleta.....	31
4.2	Digestão anaeróbia de resíduo alimentar.....	33
4.2.1	Biogás.....	35
4.2.2	Digestato.....	36
4.2.3	Fatores inibitórios da digestão anaeróbia de resíduo alimentar ...	37
4.3	Análise sistemática e bibliométrica da digestão anaeróbia de resíduo alimentar.....	39
4.4	Remoção de excesso de nitrogênio.....	43
4.4.1	Volatilização.....	43
4.4.2	Precipitação de estruvita.....	43
4.4.3	Fatores Influenciadores da Precipitação de Estruvita.....	46
4.4.4	Caracterização do precipitado.....	49
5	Materiais e métodos.....	52
5.1	Determinação das características físico-químicas dos resíduos alimentares.....	54
5.2	Determinação da relação molar Mg:PO ₄ ³⁻ e o pH ideais para a remoção de nitrogênio no digestato e no digestato líquido da digestão anaeróbia de resíduos alimentares.....	56
5.3	Avaliação da estratégia de remoção de nitrogênio amoniacal do inóculo para equilibrar a relação carbono-nitrogênio (C/N).....	61
5.4	Investigação da estratégia de remoção de nitrogênio amoniacal do digestato líquido de reatores anaeróbios por meio da precipitação química de estruvita.....	67
5.4.2	Métodos analíticos.....	71
5.4.3	Análise estatística.....	73

6	Resultados e Discussão	75
6.1	Características dos resíduos alimentares ao longo do tempo.....	75
6.2	Remoção de nitrogênio por volatilização/precipitação de estruvita.....	78
1.1.1	Digestato	78
1.1.2	Digestato líquido.....	80
1.2	Caracterização do Precipitado	82
1.2.1	Digestato	82
1.2.2	Digestato líquido.....	85
6.3	Testes de atividade metabólica anaeróbia	88
6.3.1	Cinética da biodigestão anaeróbia.....	91
1.2.3	Avaliação do pH, NH ₃ e Alcalinidade Total.....	94
6.4	Operação de reatores	98
1.2.4	Monitoramento dos digestatos líquidos	98
1.2.5	Produção de biogás.....	104
1.2.6	Avaliação energética	107
7	Conclusão.....	109
8	Recomendações.....	110
9	Referências.....	111
	Apêndice A - Metodologia da revisão bibliométrica e sistemática	126
	Apêndice B - ANOVA dos modelos cinéticos	140
	Apêndice C - Análise de resíduos do modelo de regressão múltipla	146

1 Introdução

Com o desenvolvimento econômico, a urbanização e o aumento populacional, há uma crescente preocupação quanto à geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) (LI et al., 2018; SOUDEJANI et al., 2019). Conforme o relatório do Banco Mundial, projeta-se que a produção de resíduos sólidos nas principais cidades do mundo cresça de 2,1 bilhões de toneladas por ano em 2016 para 3,4 bilhões de toneladas anuais até 2050 (KAZA et al., 2018). No Brasil, em 2022, foram enviadas 41,1 milhões de toneladas desses resíduos para aterro sanitário sem aproveitamento energético (ABRELPE, 2022). Nos RSU, os resíduos alimentares (RA) predominam em sua composição, representando aproximadamente 30% a 60% desse resíduo em escala global (BONG et al., 2018; WONG et al., 2018).

Os RA se referem ao descarte ou uso não alternativo de alimentos adequados ao consumo humano, os quais foram desperdiçados ou descartados por escolha ou depois que os alimentos expiraram sua validade como resultado de negligência (FAO, 2014). Sua composição é bastante heterogênea (CAVINATO et al., 2012), compreendendo restos de comida e preparação de alimentos não consumidos de residências, estabelecimentos, restaurantes, lanchonetes escolares e de indústrias, dentre outros (ZHANG et al., 2007). No nível global, aproximadamente 1,3 bilhão de toneladas de alimentos produzidos para consumo humano perdiam-se ou desperdiçavam-se todos os anos, representando cerca de um terço do total da produção alimentar mundial no início da década de 2010 (FAO, 2011). Trata-se de um problema global, pois o manuseio e disposição final inadequados dos RA causa liberação de odores, poluição das águas e emissões de gases de efeito estufa (GEE) (ZHANG et al., 2021).

Países ao redor do globo estão enfrentando o grave impacto ambiental causado pelo crescimento na produção de resíduos e pelas intensas demandas energéticas (NKETIAH et al., 2024). A intensa dependência da sociedade em relação à energia e aos produtos de consumo derivados de recursos fósseis faz com que seja essencial buscar fontes de energia renováveis para atender às necessidades sociais (EST et al., 2023). Reconhecido como fonte de energia renovável, o biogás tem o potencial de reduzir a dependência de combustíveis fósseis e fomentar a geração de energia

sustentável e descentralizada em âmbito nacional (ABDULLAH et al., 2020; SANTOS et al., 2018). Nesse sentido, a digestão anaeróbia (DA) é eficaz para processar resíduos alimentares e gerar energia, pela produção de biogás (NKETIAH et al., 2024). Trata-se, portanto, de uma alternativa para gerenciar o aumento de resíduos globais, convertendo-os em biometano e outros subprodutos úteis como fertilizantes.

A DA compreende a estabilização da matéria orgânica na ausência de oxigênio por consórcios de bactérias e arqueias (MASEBINU et al., 2019). O principal produto final é o biogás que pode ser colhido como energia renovável podendo gerar até 250 kWh/tRA. Além disso, ao final do processo é obtido um digestato rico em nutrientes que pode ser transformado em biofertilizante (BONG et al., 2018; KARTHIKEYAN; SELVAM; WONG, 2016). Ao final da DA, o volume de resíduos é bastante reduzido, o que pode ser realizado mediante o emprego de reatores mesófilos com baixo custo operacional (CODIGNOLE LUZ et al., 2018; GOTTARDO et al., 2017; GUIMARÃES; MAIA; SERRA, 2018; LI et al., 2018; LIM et al., 2018, 2020; LIU et al., 2018).

A relação carbono/nitrogênio (C/N) dos resíduos alimentares reflete a disponibilidade de nutrientes para os microorganismos, influenciando assim o desempenho do processo de digestão anaeróbia (HAO; XIAO; VARJANI, 2022). Pesquisas indicam que a faixa ideal de C/N para a DA varia entre 18,6 e 30,2, com uma média ótima de $25,4 \pm 5,6$ encontrada em diversos estudos (DADASER-CELIK et al., 2016; DEEPANRAJ et al., 2017; KAINTHOLA et al., 2020; SENTHILKUMAR et al., 2016; ZHANG et al., 2018; ZHANG et al., 2019; ASSIS; GONÇALVES, 2022b; PANIGRAHI; DUBEY, 2019). Para vários autores, a relação C/N dos resíduos alimentares é considerada baixa na faixa de 13,2 a 24,5 (BRAGUGLIA et al., 2018; DEEPANRAJ et al., 2020; RUIHONG ZHANG et al., 2007).

Para Hao; Xiao; Varjani (2022) substratos com baixa relação C/N (menor que 15) resultam em desequilíbrio do processo de digestão anaeróbia, prejudicando a metanogênese e resultando em falhas no processo. Nesses casos, a liberação excessiva de $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ dos resíduos é frequentemente observada. Tanimu et al., (2014), ao testarem a DA de RA com uma relação C/N de 6,5, notaram concentrações de $\text{NH}_4^+ = 3,9$ g/L no digestor, o que é três vezes maior que a concentração típica durante a digestão anaeróbia desse tipo de resíduo orgânico. Adicionalmente, uma concentração de 1,45 g/L de NH_4^+ resultou em uma redução de 50% na produção de biometano.

Portanto, para otimizar o processo de DA de RA com relações C/N fora da faixa ideal, é essencial equilibrá-la (MIRMOHAMADSADEGHI et al., 2019). A estratégia mais comum é adicionar resíduos ricos em carbono orgânico para aumentar o denominador da fração C/N (KAINTHOLA; KALAMDHAD; GOUD, 2020; XING et al., 2020). Entretanto, um efeito semelhante em termos de processo pode ser obtido através da redução das concentrações de nitrogênio, embora tenham sido encontrados na literatura raríssimos registros sobre a prática (ARELLANO-YASACA; CHU; PETRACCHINI, 2024).

Algumas alternativas possíveis para reduzir as concentrações de N são: volatilização de NH_3 e precipitação de estruvita. A remoção de nitrogênio por volatilização ocorre quando a alcalinidade aumenta, causando acréscimo de pH, o que altera o equilíbrio $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ em direção à volatilização de NH_3 (COVALI et al., 2021). A precipitação química de estruvita permite a remoção simultânea de amônia e ortofosfato, com a adição de uma fonte externa adequada de magnésio (Mg) (TROTТА et al., 2023). Contudo, a precipitação de estruvita do resíduo alimentar não é viável, devido às altas concentrações de sólidos totais nesse substrato, o que afeta negativamente o processo (LARIDI; AUCLAIR; BENMOUSSA, 2010). Porém, embora o resíduo alimentar tenha uma baixa relação C/N, uma parcela significativa do nitrogênio amoniacal pode advir do inóculo utilizado no processo (LI et al., 2018). Além disso, o carbono orgânico é primariamente eliminado na DA, enquanto o nitrogênio e o fósforo são retidos na fração líquida do digerido, o que torna necessárias suas remoções antes da disposição final (ARELLANO-YASACA; CHU; PETRACCHINI, 2024). Recentemente, Arellano-yasaca; Chu; Petracchini (2024) alcançaram altas taxas de remoção de até 79% para o nitrogênio, ao precipitar estruvita do digestato líquido do processo de digestão anaeróbia de resíduo alimentar em condições específicas para tratar o digestato líquido.

A revisão bibliográfica revelou que nenhum estudo utilizou duas formas combinadas de remoção de nitrogênio como a volatilização e precipitação de estruvita para remover amônia do inóculo e aumentar a relação C/N na digestão anaeróbia de resíduos alimentares com o objetivo de incrementar a produção de biometano. Além disso, na revisão bibliográfica realizada, não foram identificados estudos que realizaram a volatilização e precipitação de estruvita no digestato líquido da digestão anaeróbia de resíduos alimentares, seguido pela recirculação do digestato líquido no

sistema para incrementar o processo. Assim, este estudo tem como objetivo primordial reduzir o excesso de nitrogênio no processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares, visando equilibrar a disponibilidade de nutrientes e incrementar a eficiência na geração de energia renovável.

2 Hipóteses

Neste estudo, tem-se as seguintes hipóteses:

- A remoção do excesso de nitrogênio do inóculo através de sua volatilização e da precipitação de estruvita pode estabilizar a digestão anaeróbia de resíduos alimentares ao equilibrar a relação carbono:nitrogênio (C:N), resultando em um processo mais estável.
- A volatilização de nitrogênio e a precipitação de estruvita do digestato líquido, seguida da remoção de amônia e recirculação do digestato líquido tratado no sistema, pode incrementar a geração de biometano em digestores anaeróbios de estágio único, melhorando a eficiência do processo de digestão em termos de remoção de matéria orgânica e geração de energia renovável líquida.
- A remoção de amônia através da volatilização de nitrogênio e precipitação de estruvita pode melhorar a estabilização da matéria orgânica na digestão anaeróbia de resíduos alimentares, reduzindo o tempo de detenção hidráulica necessário nos digestores.

3 Objetivos

3.1 Geral

O objetivo principal desta pesquisa foi desenvolver arranjos e técnicas de operação para equilíbrio da relação carbono/nitrogênio durante o processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares através da remoção de nitrogênio tanto do inóculo do processo quanto do digestato líquido da digestão anaeróbia.

1.1 Específicos

- Estudar a variabilidade da composição química de resíduos alimentares para determinar a relação C/N.
- Determinar a relação molar $Mg:PO_4^{3-}$ e o pH ótimos para a remoção de nitrogênio no digestato e no digestato líquido da digestão anaeróbia.
- Avaliar a eficácia da remoção de nitrogênio amoniacal do inóculo de digestores anaeróbios para equilibrar a relação C/N.
- Investigar a remoção de nitrogênio amoniacal do digestato líquido de digestores anaeróbios.

4 Revisão bibliográfica

4.1 Resíduo alimentar

4.1.1 Definições

A Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura definiu sete fases diferentes da cadeia de suprimento de alimentos: i) Produção e colheita agrícola, ii) pós-colheita, iii) armazenamento, iv) transporte, v) processamento, vi) atacado e varejo e vii) consumo por domicílios e serviços de alimentação (FAO, 2019). Nessa cadeia, o termo “*food loss (FL)*” se refere a perda da quantidade ou qualidade dos alimentos resultante de decisões e ações dos fornecedores de alimentos da cadeia, exceto: varejo, prestadores de serviços e consumidores.

Por outro lado, o “resíduo alimentar” (RA) ou “*food waste*” (FW) refere-se aos estágios finais da cadeia de suprimento de alimentos, englobando desde a produção até o consumo final. Ele está relacionado à diminuição da quantidade ou qualidade dos alimentos devido a decisões de varejistas, serviços de alimentação e consumidores (FAO, 2019). De acordo com alguns autores, a fase de consumo ainda pode ser subdividida nas categorias: “desperdício de alimentos evitável”, “desperdício de alimentos inevitável” e “desperdício de alimentos possivelmente evitável”(EDJABOU et al., 2016; QUESTED et al., 2011) ou ainda “comestível” ou “não comestível”(CORRADO et al., 2019). Adicionalmente, os termos “*Food wastage*” ou “*Food loss and waste (FLW)*” podem ser utilizados para indicar a soma de “*food waste*” e “*food loss*”, ou seja, para representar os resíduos orgânicos de todas as etapas da cadeia de suprimento de alimentos, incluindo colheita, distribuição, processamento, varejo e consumo final (restaurantes e domicílios) (FAO, 2013, 2019).

Quested et al. (2011) estudaram o “*food waste*” descartado nas casas e examinaram a quantidade e os tipos de alimentos descartados no Reino Unido. Os autores utilizaram os termos “*avoidable food waste*” para se referirem a alimentos comestíveis que poderiam ter sido consumidos, mas foram descartados, “*unavoidable food waste*” para a fração de alimentos que geralmente não é consumida como: como

casca de banana, miolo de maçã, casca de ovo e ossos de galinha e “*possibly avoidable food waste*” para alimentos que são consumidos em algumas situações, mas não em outras, como a casca de batata.

Esses termos também foram utilizados no estudo de Edjabou et al. (2016), que identificaram a geração e composição do “*food waste*” gerado na Dinamarca. Nesse estudo o termo “*food waste*” se referiu a soma do “*avoidable food waste*” e “*unavoidable food waste*” gerado nos domicílios. Por outro lado, alguns autores utilizam o termo “*food waste*” (FW) para se referir a resíduos gerados em hotéis, restaurantes, cantinas e empresas, “*kitchen waste*” (KW) para resíduos de cozinhas domésticas e comerciais e restaurantes, “*fruit-vegetable waste*” (FVW) para resíduos de distribuidores de mercado, frutas e legumes, os quais geralmente são caracterizados pelo alto conteúdo lignocelulósico. Os termos “*food waste*” e “*kitchen waste*” podem ser considerados sinônimos, já que são usados para descrever resíduos originados em certos locais, como cantinas de universidades, no entanto essas definições não foram padronizadas (BONG et al., 2018).

Por fim, o resíduo alimentar na fase de consumo é frequentemente subclassificado como resíduos pré-consumo ou pós-consumo. Desta forma, resíduos de perda de armazenamento, perda de preparação, perda de serviço e superprodução constituem resíduos pré-consumo, enquanto resíduos pós-consumo são tipicamente definidos como alimentos comprados por um consumidor e subsequentemente não consumidos (COSTELLO; BIRISCI; MCGARVEY, 2016).

4.1.2 Composição e características

Em termos de composição bioquímica, é relatado que o resíduo alimentar é um resíduo muito heterogêneo com características amplamente diferentes (AGYEMAN; TAO, 2014; POE et al., 2020; ZHOU; ELBESHBISHY; NAKHLA, 2013). Sua fração e composição variam de acordo com a localização geográfica (KIM; HAN; SHIN, 2003), estações do ano (LI et al., 2018), procedimentos de cozimento e padrões de consumo (PRAMANIK et al., 2019). Devido às essas variações seu PBM difere em alguns estudos entre 0,3 a 1,1 m³/kgSV (BONG et al., 2018; XU et al., 2018). Além disso, é considerado um substrato orgânico facilmente biodegradável devido à sua grande quantidade de conteúdo de umidade (ZHANG et al., 2014).

Em geral, o resíduo alimentar é composto principalmente de carboidratos degradáveis (41 a 62%), proteínas (15 a 25%) e lipídios (13 a 30%) (BRAGUGLIA et al., 2018) com uma pequena quantidade de celulose e hemicelulose (ZHOU; ELBESHBIHY; NAKHLA, 2013). Resíduos com maior quantidade de lipídeos possuem maior potencial de teórico de metano (PTM), tendo em vista que o PTM dos lipídeos (1,01 m³/kgSV) é superior ao das proteínas (0,74 m³/kgSV) e carboidratos (0,37 m³/kgSV para glicose). Os resíduos de alimentos e vegetais que possuem maior quantidade de lignocelulose e menor quantidade de lipídeos possuem menor PTM (0,16 a 0,35 m³/kgSV) (XU et al., 2018; ZUPANČIČ; JEMEC, 2010).

Numerosos autores forneceram a caracterização de resíduo alimentar coletados em diferentes países e fontes (EDJABOU et al., 2016; POE et al., 2020; ZHANG et al., 2007) e outros ainda forneceram compilações úteis de estudos individuais (BONG et al., 2018; FISGATIVA; TREMIER; DABERT, 2016). A importância deste tópico se destina a se aprofundar em informações sobre as características do resíduo alimentar, para posteriormente definir estratégias para melhorar a digestão anaeróbia. Para tanto, uma descrição analítica com as características do resíduo alimentar de 41 artigos de 15 países foi compilada. Posteriormente foi realizada a análise de estatística descritiva com os principais dados dos artigos referente às características do RA utilizando o Software R Studio (Tabela 1). As referências e dados completos deste levantamento estão na Tabela 4 do Apêndice A desta tese.

Tabela 1 - Estatística descritiva das características do resíduo alimentar de 41 artigos de 15 países. Os dados são apresentados como média aritmética \pm desvios padrão (DP).

Variáveis	n ^a	Média \pm DP	Min	Max	CV ^b (%)
<i>Características físico-químicas</i>					
Ph	20	5,2 \pm 1,0	3,7	7,1	19,3
DQO total (g.L ⁻¹)	7	143 \pm 55	93	240	38,5
DQO solúvel (g.L ⁻¹)	5	23 \pm 18	2	42	78,2
ST (%)	16	22,7 \pm 7,7	4,2	35,0	34,1
SV (%)	15	19,6 \pm 5,9	4,1	29,6	30,2
ST (g.L ⁻¹)	6	155,7 \pm 49,6	110,7	225,7	31,8
SV (g.L ⁻¹)	5	148,9 \pm 52,2	93,4	215,2	35,1
SV/ST	23	0,9 \pm 0,1	0,7	1,0	8,5
Umidade (%)	5	75,7 \pm 4,2	72,4	81,6	5,5
<i>Composição elementar</i>					

C (% massa seca)	11	46,5 ± 8,7	24,1	58,4	18,8
N (% massa seca)	12	2,3 ± 0,8	1,1	3,6	37,3
H (% massa seca)	5	7,5 ± 2,4	4,3	10,4	31,6
S (% massa seca)	2	0,4 ± 0,1	0,3	0,5	35,4
O (% massa seca)	3	38,9 ± 7,0	32,2	46,2	18,0
C/N	19	22,4 ± 10,7	11,3	44,2	47,7

Fonte: Autoria própria. a = Número de amostras, b = Coeficiente de Variação = $100 \times (\text{Desvio Padrão} / \text{Média})$, c = Matéria seca.

A composição média do RA analisado nos artigos selecionados apresentou pH médio ácido ($5,2 \pm 1,0$) semelhante ao que foi relatado em outros estudos (BONG et al., 2018; FISGATIVA; TREMIER; DABERT, 2016). De forma similar, na revisão bibliográfica de Fisgativa et al. (2016) os autores compilaram e analisaram estatisticamente características de resíduos alimentares de 70 estudos para determinar a variabilidade dessas características e como elas influenciam o processo de digestão anaeróbia. Os autores relataram que o pH do resíduo alimentar apresentou valor de médio de $5,1 \pm 0,7$ com CV menor que 16% e seguiu uma distribuição normal, sugerindo que esse valor do parâmetro pode ser representativo.

O valor médio de C/N teve alta variabilidade (CV = 47,7%), com valores dentro da faixa citada na literatura (10 a 36,4) (BONG et al., 2018; ZHANG et al., 2007), exceto para o valor máximo (44,2) proveniente de resíduo alimentar da cantina de um Instituto na Índia. Essa variação pode ser atribuída às oscilações nos valores no teor de nitrogênio (CV = 37,3%), tendo em vista que a variação de carbono foi relativamente baixa (CV = 18,8%). O menor e maior valor de teor de nitrogênio foram 1,13 e 3,6, provenientes de cantinas de Institutos na Índia e Coréia do Sul, respectivamente. Considerando que a fonte é a mesma nos dois países, pode-se sugerir que a variação do teor de nitrogênio no resíduo alimentar pode ter relação com a origem geográfica, bem como aos hábitos culturais de alimentação (XU et al., 2018).

No estudo realizado por Fisgativa et al. (2016), os parâmetros nitrogênio amoniacal total (NAT), matéria seca (MS) e teor de Na mostraram-se impactados pela origem geográfica do resíduo alimentar. No geral, é relatado que a relação C/N do RA é considerada relativamente baixa, variando principalmente entre 13,2 a 24,5, ou seja, menor que a faixa ideal de 25 a 35 para o processo de digestão anaeróbia (BRAGUGLIA et al., 2018; DEEPANRAJ et al., 2020; ZHANG et al., 2007).

A relação SV/ST apresentou alto valor médio ($0,9 \pm 0,1$), o que indica a alta biodegradabilidade do resíduo alimentar (BONG et al., 2018) com baixa variação (CV = 8,5%). Com exceção da umidade, pH, relação SV/ST, teor de carbono e oxigênio, todos os demais parâmetros apresentam alta oscilação (CV > 30%), o que confirma que o resíduo alimentar possui composição bioquímica muito variável (BONG et al., 2018; FISGATIVA; TREMIER; DABERT, 2016; POE et al., 2020). Observou-se que o pH ácido ($5,1 \pm 0,7$), a alta fração de sólidos voláteis em relação a sólidos totais (em torno de $85 \pm 5\%$) e alta umidade (74 a 90%) são característicos desse resíduo em todo o mundo (BRAGUGLIA et al., 2018). Em relação a metais pesados, foi relatado que o resíduo alimentar possui baixo teor desses elementos, que o distingue do lixo doméstico, que pode apresentar altos níveis de desses metais (BRAGUGLIA et al., 2018; SUWANNARAT; RITCHIE, 2015).

A proporção de micronutrientes como Fe, K, Mg, Ca são pouco citados na literatura. Além disso, há grande variação na metodologia de análise dos parâmetros e nas unidades que os valores são expressos (BONG et al., 2018), o que dificulta a padronização desses valores para comparação. Um melhor entendimento entre as características bioquímicas do resíduo alimentar e sua biodegradabilidade é de grande importância (FISGATIVA; TREMIER; DABERT, 2016).

4.1.3 Geração e coleta

A China é um dos maiores geradores de resíduo alimentar e produziu cerca de 99,72 milhões de toneladas em 2017 (LANG et al., 2020). Nesse sentido, o país desde 2010 tem criado projetos para descarte desse resíduo em cidades-piloto. Entre esses projetos, mais de 90% adotaram a tecnologia de digestão anaeróbia para a valorização de resíduos alimentares (LI et al., 2018). Outro país com alta geração desse resíduo são os Estados Unidos que geram anualmente cerca de 60,8 milhões de toneladas de RA (GMA, 2012). Em 2012, foi reportado que a Coreia do Sul gerou 6,24 milhões e entre 2008 e 2012, a geração desse resíduo no país aumentou 3% ao ano (HOU, 2013). O governo australiano estimou que os consumidores descartam cerca de 3,1 milhões de toneladas de alimentos comestíveis e mais 2,2 milhões de toneladas são descartados pelo setor comercial e industrial, o que equivale a cerca de 5,3 milhões de toneladas no total (THOMPSON, 2018).

Na Europa, a geração de RA em 2012 foi estimada em 88 milhões de toneladas com custos associados de 143 bilhões de euros. Os setores que mais contribuíram na geração foram os domicílios (47 milhões de toneladas \pm 4 milhões de toneladas) e o setor de processamento de alimentos (17 milhões de toneladas \pm 13 milhões de toneladas) (FUSIONS, 2016). O Brasil gerou aproximadamente 33,5 milhões de toneladas de RA por ano com uma população de 200.361,925 habitantes e possui geração per capita de 0,17 kgRA/dia, sendo que o RA constitui 54,9% do resíduo sólido urbano (CORSTEN; WORRELL; VAN, 2012). O país possui legislação (Lei Federal n.º 12.305/2010) que incentiva não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamentos dos resíduos sólidos, porém com fracos incentivos.

Thi; Kumar; Lin (2015) relataram que a geração per capita em países desenvolvidos e em desenvolvimento é de 107 kgRA/ano e 56 kgRA/ano, respectivamente. Além da geração, a fração do RA gerado também varia de acordo com o grau de desenvolvimento do país, sendo que a porcentagem de RA no resíduo sólido urbano nos países em desenvolvimento é superior (55%) a dos países desenvolvidos (45%) (CERDA et al., 2018). As principais causas da geração de RA em países de baixa renda estão associadas a limitações financeiras, gerenciais e técnicas de colheita, armazenamento, refrigeração, infraestrutura e embalagem. Por outro lado, as causas em países com renda média/alta renda estão relacionados principalmente ao comportamento do consumidor, bem como à falta de coordenação entre os diversos atores da cadeia de abastecimento (GIROTTI; ALIBARDI; COSSU, 2015).

Devido ao padrão de vida mais elevado em países desenvolvidos, os quais possuem consumidores mais exigentes em relação à estética e qualidade dos alimentos, esses, quando fora das características desejáveis, são descartados mais facilmente (THI; KUMAR; LIN, 2015). Desta forma, em países em desenvolvimento, mais de 40% da geração ocorre na fase de pós-colheita e processamento, enquanto que nos países desenvolvidos cerca de 40% ocorrem no varejo e no consumidor, o que significa que, em uma base per capita, muito mais alimentos são desperdiçados nos países desenvolvidos (GUSTAVSSON et al., 2011).

O sistema de coleta de RA também influencia em sua composição (HARTMANN; AHRING, 2006; RATTANAPAN et al., 2019) e posteriormente na qualidade dos produtos finais obtidos por meio da sua valorização. Além disso, os

níveis de conteúdo de impureza são altamente variáveis, dependendo do sistema de coleta utilizado, como recipientes residenciais individuais, lixeiras, outros recipientes (CERDA et al., 2018) e separação correta pelas pessoas. Geralmente, o gerenciamento de resíduos centralizado possui cinco etapas: coleta, triagem, armazenamento, eliminação e transporte de resíduos para um centro de valorização (MARTIN-RIOS et al., 2018).

A coleta do resíduo alimentar pode ser realizada de diferentes formas: i) Porta a porta: Sistemas com dispositivos de coleta como baldes, lixeiras, sacos ou contêineres pertencentes a um único prédio ou casa; ii) Ponto de entrega: Equivalente ao modelo porta a porta, utilizando os mesmos tipos de dispositivos de coleta, mas acessíveis para vários prédios e casas; e iii) Pontos de coleta cívica: Os cidadãos levam os resíduos a locais fechados operados por pessoal qualificado. A frequência da coleta pode variar entre uma vez ao dia ou duas vezes ao mês, dependendo da cidade (DEGUEURCE et al., 2020). Alguns países como a Inglaterra e o País de Gales têm investido em um serviço separado de coleta de RA, o que faz com esses países melhorem as taxas de valorização desse resíduo (BEES; WILLIAMS, 2017).

Países em desenvolvimento como Brasil e México atualmente possuem sistemas deficientes de coleta seletiva e reciclagem devido principalmente a carência de programas de educação ambiental adequados e suficientes para melhorar as taxas de separação e coleta de RA. Além disso, há falta de participação do setor privado em atividades de reciclagem e coleta e limitações financeiras para melhorar seus serviços (THI; KUMAR; LIN, 2015). Após a coleta, o resíduo geralmente é armazenado antes do processo de tratamento. Ao ser armazenado, as matérias orgânicas são pré-hidrolisadas e pré-acidificadas, dependendo das condições de armazenamento (IM et al., 2020), alterando algumas características físico-químicas (DEGUEURCE et al., 2020).

4.2 Digestão anaeróbia de resíduo alimentar

A digestão anaeróbia (DA) tem sido considerada o melhor método biológico para lidar com resíduos orgânicos (CODIGNOLE LUZ et al., 2018; GOTTARDO et al., 2017a; LEE et al., 2009). É uma tecnologia de tratamento madura, que vem sendo

aprimorada desde os anos de 1970. Devido às políticas ambientais que fomentam a produção de energia renovável, o aprimoramento dessa tecnologia tem ganhado destaque (ATELGE et al., 2020). Trata-se de um processo que envolve uma série de vias bioquímicas sinérgicas que degradam a matéria orgânica na ausência de oxigênio e que pode ser usado como fonte de energia (ATALLAH et al., 2014; KOTHARI et al., 2014; NIXON, 2016). Esse processo possui quatro estágios principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (ERYILDIZ; LUKITAWESA; TAHERZADEH, 2020; HOSSEINI KOUPAIE et al., 2019; WANG; ZHANG; HUO, 2017) que estão interconectados, bem como as espécies microbianas envolvidas no processo, sendo que os produtos de uma etapa servem como substrato da próxima etapa (SHAH et al., 2015).

A biomassa orgânica contém polímeros complexos que são inacessíveis aos micro-organismos, os quais em geral são incapazes de absorver material orgânico particulado (GUJER; ZEHNDER, 1983). Como resultado, o processo de hidrólise serve ao propósito de transformar macromoléculas orgânicas em seus componentes menores (MEEGODA et al., 2018). Por meio de desintegração sob ação enzimática, os polímeros orgânicos complexos são decompostos e produzem açúcares, aminoácidos e ácidos graxos de cadeia longa (DEBRUYN; HILBORN, 2007). Por possuir taxa de produção ácida da matéria orgânica sólida menor que a da metanogênese, a acidificação por hidrólise é considerada a etapa limitante da taxa de digestão anaeróbia (QIAN et al., 2019).

Os aminoácidos e carboidratos hidrolisados são fermentados para produzir ácidos graxos voláteis de cadeia curta (AGV), hidrogênio e dióxido de carbono na acidogênese (DERBAL et al., 2009; SAHU et al., 2017). Dentre os ácidos orgânicos produzidos na acidogênese, o ácido butírico e o ácido acético são conhecidos por serem melhores precursores da produção de biometano (MONTERO et al., 2010). A acidogênese é a etapa mais rápida do processo e a capacidade de tamponamento desta etapa depende das características do substrato e da carga orgânica aplicada (BRAGUGLIA et al., 2018).

Na fase de acetogênese, as bactérias acetogênicas convertem os ácidos graxos voláteis (AGVs) em acetato, CO₂ e/ou hidrogênio (DEBRUYN; HILBORN, 2007). A eficácia do processo pode ser aprimorada quando um equilíbrio é mantido entre o

estágio de hidrólise e acetogênese, pois essa é dependente dos produtos do estágio de hidrólise e acidogênese (SHAH et al., 2015).

Por fim, na metanogênese, ocorre a conversão de acetato, dióxido de carbono e hidrogênio em biometano por arqueias metanogênicas. As interações entre bactérias e arqueias são complexas e qualquer desequilíbrio pode afetar o desempenho do processo (LIN et al., 2018). Essa complexa sucessão de etapas biológicas, torna o equilíbrio desse processo mais delicado do que na digestão aeróbia, tornando a instabilidade dos digestores um problema comum. Para reduzir instabilidades, o conhecimento e o controle dos fatores ambientais e físico-químicos que influenciam a digestão anaeróbia são essenciais (FISGATIVA; TREMIER; DABERT, 2016). Além disso, parâmetros-chave como: temperatura, AGV, pH, amônia, nutrientes, oligoelementos, dentre outros devem estar dentro das faixas apropriadas para garantir a operação de longo prazo do digestor (ZHANG et al., 2014).

4.2.1 Biogás

O biogás é o principal produto da digestão anaeróbia e é um dos recursos renováveis (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011). Os principais gases presentes na sua composição são: metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e pequenas quantidades de vapor de água (H_2O), sulfeto de hidrogênio (H_2S), hidrogênio (H_2) e siloxanos (VALIJANIAN et al., 2018). Além disso, contém pequenas quantidades de nitrogênio, oxigênio, amônia e partículas (BROWNE et al., 2011). As impurezas presentes no biogás necessitam ser removidas para evitar a corrosão (PETERSSON; SAYFA, 2018).

Nesse sentido, o vapor d'água, CO_2 , sulfeto de hidrogênio, oxigênio, nitrogênio e siloxanos são os componentes que precisam ser removidos (PETERSSON; SAYFA, 2018). Contudo, o sulfeto de hidrogênio (H_2S) é o principal alvo de remoção em plantas de biogás, podendo ser feita por meio de oxidação biológica pela atuação de bactérias aeróbias das espécies *Thiobacillus* e *Sulfolobus* (ANGELIDAKI et al., 2018; PETERSSON; SAYFA, 2018).

O rendimento da produção do biogás é diretamente proporcional à taxa de conversão de carbono orgânico (PARTHIBA KARTHIKEYAN et al., 2018). A matéria-prima influencia na composição do biogás, ou seja, na concentração de metano ou biometano e demais gases presentes (ANGELIDAKI et al., 2018; BROWNE et al., 2011). Foi relatado que a produção de biogás a partir do resíduo alimentar é de aproximadamente 720 m³/t em base seca, com aproximadamente 65% de biometano na composição. No entanto, podem ocorrer variações desses valores em função da qualidade do resíduo. A partir da estimativa de produção, é possível determinar com base no poder calorífico inferior e no teor de biometano (60 a 65%) a quantidade de energia presente no biogás, a qual é em torno de 20 a 25 MJ/m³_{biogas} (ANGELIDAKI et al., 2018; FREITAS et al., 2019).

O biogás é uma fonte de energia sustentável importante na substituição de combustíveis fósseis, a fim de reduzir a dependência do petróleo (ANDERS MATHIASSEN, 2015). Ao ser purificado como biometano, o biogás pode ser injetado na rede de gás ou utilizado como combustível veicular (MIRMOHAMADSADEGHI et al., 2019). Nesse sentido, muitos países europeus fornecem incentivos econômicos para financiamento para novos projetos de plantas de biogás para impulsionar sua produção a partir da coleta de resíduo alimentar (ANDERS MATHIASSEN, 2015; LORA GRANDO et al., 2017).

4.2.2 Digestato

Ao final do processo da DA é obtido um digestato semissólido rico em nutrientes que pode ser transformado em biofertilizante (BONG et al., 2018; KARTHIKEYAN; SELVAM; WONG, 2016), podendo ser um substituto de fertilizantes químicos comerciais aplicados no solo (GRIGATTI et al., 2020; KÖRNER et al., 2010; ZENG; DE GUARDIA; DABERT, 2016). Na maioria dos casos, em sua forma bruta, não são adequados para aplicação direta em solos agrícolas, pois geralmente possuem características indesejáveis como: odor, viscosidade, alta umidade, alto teor de ácidos graxos voláteis (fitotóxicos) e patógenos (em DA mesofílico) (WALKER; CHARLES; CORD-RUWISCH, 2009). O pós-tratamento térmico do digestato com métodos convencionais (pirólise, incineração e gaseificação) não é adequado, tendo em vista

o alto teor de água que o material possui (SHARMA et al., 2020). Nos últimos anos, vários estudos têm sido realizados para investigar a compostagem como pós-tratamento do digestato da DA (FRANKE-WHITTLE et al., 2014; LI et al., 2018; WALKER; CHARLES; CORD-RUWISCH, 2009; ZENG; GUADIA; DABERT, 2016). Por exemplo, Bustamante et al. (2012) avaliaram os produtos obtidos na compostagem do digestato de diferentes tipos de resíduos orgânicos e o material ao final apresentou graus adequados de estabilidade e maturação além de propriedades físicas adequadas para uso como meio de cultivo.

O uso em larga escala de fertilizantes químicos pode resultar na piora da qualidade do solo e degradação ambiental, eutrofização e poluição por metais pesados. A importância do biofertilizante, portanto, é fornecer benefícios socioeconômicos e ecológicos, entre os quais estão melhorias na qualidade do solo, qualidade e segurança alimentar, saúde humana e animal, bem como a qualidade ambiental (OWAMAH et al., 2014).

4.2.3 Fatores inibitórios da digestão anaeróbia de resíduo alimentar

A alta biodegradabilidade do RA frequentemente gera inibição na DA (REN et al., 2018), sendo que o acúmulo de nitrogênio amoniacal livre (NH_3) e AGV causando queda de pH são os principais desafios desse processo (GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ and GARCÍA-ENCINA, 2009; HEGDE and TRABOLD, 2019). Durante a digestão, o nitrogênio orgânico proveniente principalmente de proteínas e uréia é convertido em nitrogênio amoniacal total (GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ; GARCÍA-ENCINA, 2009; KOSTER; LETTINGA, 1988).

Em solução aquosa, o nitrogênio amoniacal total consiste em duas formas principais: o íon amônio (NH_4^+) e a amônia não ionizada ou nitrogênio amoniacal livre (NH_3) (MARTÍN et al., 2013; SERRANO et al., 2014). A amônia livre, por ser uma molécula hidrofóbica, pode penetrar de forma passiva na célula, causando um desequilíbrio de prótons e/ou diminuição da concentração de potássio (K) provocando inibição e desequilíbrio no metabolismo microbiano (SPROTT; PATEL, 1986).

A concentração de NH_3 é afetada pelo pH e pela temperatura, sendo que sua concentração aumenta com o aumento desses dois parâmetros (EMERSON et al., 1975). Desta forma, o pH modifica o comportamento de remoção de amônia, alterando o equilíbrio entre as formas voláteis (NH_3) e não voláteis (NH_4^+) e temperaturas mais altas também aumentam a concentração de amônia livre na fase líquida e posterior transferência para a fase vapor, alterando levemente esse equilíbrio; aumentando assim a volatilização da amônia (WALKER et al., 2011). Concentrações de NH_3 acima do limite é tóxico não apenas para os metanogênicos, mas também para os acidogênicos (KIM and OH, 2011).

Adicionalmente, a alta concentração de AGV, formados na acidogênese e acetogênese, é tipicamente uma indicação da instabilidade do processo da DA de RA (ZHANG et al., 2017; ZHOU et al., 2018), pois leva a uma queda drástica no pH se não houver capacidade tamponante suficiente (BROWN and LI, 2013). Os principais componentes do AGV são o acetato, propionato, iso-butilato, n-butilato, iso-valerato e n-valerato (BARBER and STUCKEY, 2000; ELEFSINIOTIS et al., 2004). Sua concentração pode aumentar devido, por exemplo, a aplicação de altas cargas orgânicas de forma repentina no digestor (NAKASAKI; KWON; TAKEMOTO, 2015).

Além disso, em sistemas termofílicos, a alta temperatura (50 a 55 °C) aumenta as taxas de degradação e acelera a liberação de AGVs. Como resultado, a operação a longo prazo de digestores termofílicos alimentados apenas com restos de alimentos geralmente está sujeita a ao inconveniente acúmulo de AGVs e em alguns casos, acúmulo irreversível de inibidores de subprodutos metabólicos (ATALLAH et al., 2014). Nesse sentido, alguns estudos têm sido conduzidos para investigar a aplicação de neutralizadores e garantir a continuidade do processo (YE et al., 2018). Por exemplo, estudos apontaram que em períodos de acúmulo de AGVs, a adição de Cal no sistema pode ser uma intervenção bem-sucedida que estimula o crescimento microbiano e resulta em uma redução imediata nos AGVs e aumento na degradação de sólidos voláteis.

Ademais, ações de controle, como a redução da carga orgânica e o tempo para a adição de oligoelementos com base na abundância e diversidade microbiana, permitiram a manutenção da continuidade operacional do digestor (WILLIAMS et al., 2013). Além de AGVs, durante a digestão anaeróbia de RA pode ocorrer o acúmulo de ácidos graxos de cadeia longa, os quais são compostos principalmente de ácido

oleico, ácido linoléico e ácido palmitoléico. A toxicidade causada por cada um varia em diferentes concentrações (Tabela 2). A geração desses ácidos ocorre devido a degradação de lipídeos presentes no RA e pode causar vários danos em digestores devido ao efeito inibitório e a adsorção na parede celular (ZHANG et al., 2014). Altas concentrações de lipídeos e ácidos de cadeia longa podem afetar o crescimento de bactérias acetogênicas e metanogênicas (ALVES et al., 2001) Apesar dos inconvenientes inibitórios do processo, a DA tem sido reconhecida como uma técnica bem aceita na valorização do RA devido principalmente ao seu baixo custo de operação e sua utilização como fonte de energia renovável (NAYAK and BHUSHAN, 2019).

Tabela 2 - Parâmetros e valores que inibem o processo de digestão anaeróbia

Variáveis	Valores (mg.L ⁻¹)	Ref.
AGV total	< 1500	(LI et al., 2018; SIEGERT and BANKS, 2005)
AGV (ácido propiônico)	3000	(BOONE and XUN, 1987)
AGV (ácido acético)	800	(ZHOU et al., 2018)
N-NH ₄ ⁺	3000	(GALLERT and WINTER, 1997; PARK et al., 2016)
N-NH ₃	150	(CALLI et al., 2005)
Ácidos graxos de cadeia longa (Oleato)	< 50	(ALVES et al., 2001)
Ácidos graxos de cadeia longa (Palmitato)	1100	(PEREIRA et al., 2005)
Ácidos graxos de cadeia longa (Estearato)	1500	(SHIN et al., 2003)
H ₂ S	< 90	(KOSTER et al., 1986)
Sulfato	5000	(KARHADKAR et al., 1987)

Fonte: Autoria própria.

4.3 Análise sistemática e bibliométrica da digestão anaeróbia de resíduo alimentar

A fim de aprofundar o estudo sobre o tema de digestão anaeróbia de resíduo alimentar para identificar tendências e lacunas de pesquisas, realizou-se uma análise

alcalinidade, AGVs e concentração de amônia. Por exemplo, Zhang et al. (2019) estudaram a codigestão anaeróbia de resíduos alimentares e lodo de esgoto para a produção de hidrogênio. Eles relataram que a proporção de RA e cosubstrato são ambos significativos na otimização da produção de hidrogênio, devendo levar em consideração a combinação desses dois parâmetros para controlar o acúmulo de AGVs e excesso de fonte de nitrogênio para o crescimento celular microbiano (ZHANG et al., 2019). Hou et al. (2020) investigaram os efeitos sinérgicos da adição de palha de arroz e farelo de arroz na produção de biometano e na estabilidade do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares. Observou-se efeito sinérgico positivo em todos os reatores de codigestão. Por outro lado, altas concentrações de AGVs foram acumuladas na monodigestão de resíduos alimentares, especialmente ácido propiônico, que em grande parte causou a estagnação da produção de biometano (HOU et al., 2020).

O Cluster 2 (verde) focou na geração de co-produtos de interesse, principalmente biocombustíveis, incluindo biogás, biometano e hidrogênio. Por exemplo, Kainthola; Kalamdhad; Goud (2020) focaram na otimização dos parâmetros operacionais (relação C/N) para acelerar a produção de biometano. Os autores justificaram o foco do estudo na produção de biometano considerando que os setores de energia precisam reduzir sua dependência de recursos energéticos não renováveis, inventando novos métodos e tecnologias para aproveitar os benefícios dos recursos energéticos renováveis (KAINTHOLA; KALAMDHAD; GOUD, 2020).

O Cluster 3 (azul) foca nos processos metabólicos envolvendo a digestão anaeróbia de RA (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese), além de fermentação escura, cinética de processos e análise da comunidade microbiana. Por exemplo, Qian et al. (2019) interessaram-se pelo estudo da condição ideal de acetogênese através da co-digestão anaeróbia seca de RA e palha de milho. Os resultados mostraram que o aumento da proporção de recirculação do digestato líquido pode encurtar o tempo de fermentação da fase de produção de ácido e aumentar a eficiência da fermentação (QIAN et al., 2019). Nasrin et al. (2021) estudaram diferentes parâmetros cinéticos usando um modelo logístico, e o modelo mostrou um bom ajuste com os resultados experimentais. Após a modelagem, o teor de ST ideal para na DA de RA encontrado foi de 14,9%. Além disso, os autores

observaram que as características do digestato mudaram de acordo com a porcentagem de sólidos no processo (NASRIN et al., 2021).

O Cluster 4 (amarelo) foca no projeto de reatores e outras instalações, como unidade de pré-tratamento e motores para otimizar a produção líquida de energia do sistema. Zhang et al. (2021) realizaram uma otimização do processo substituindo e/ou adicionando equipamentos para aumentar a produção de energia elétrica e térmica do sistema. Modificações foram feitas nas instalações de pré-tratamento, bem como no reator de DA, motor de biogás e trocador de calor. O sistema otimizado sob a mesma COV aumentou em 87% e 135%, em relação à produção de energia térmica e elétrica, respectivamente (ZHANG et al. 2021).

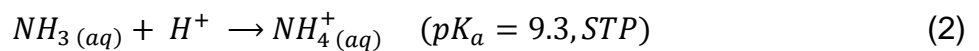
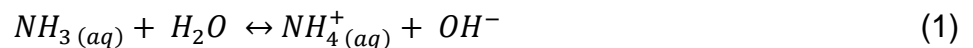
Portanto, com a análise de co-ocorrência foi possível identificar quatro principais tendências de pesquisa na otimização da digestão anaeróbia de resíduo alimentar: i) estratégia de codigestão anaeróbia para equilibrar nutrientes e estabilizar o processo, ii) interesse na geração de biocombustíveis para substituir combustíveis não renováveis, iii) estudo de processos metabólicos para uma melhor compreensão do sistema, iv) otimização do design de reatores e outras instalações para aumentar a eficiência do processo e produção de energia. Além disso, houve uma tendência de estudos de forma holística, levando em consideração a análise da qualidade do digestato, digestão anaeróbia descentralizada e pegada de carbono do sistema (CHOUDHARY et al., 2020; LI et al., 2018; ZHANG et al., 2021; ZHANG et al., 2022).

Na análise sistemática, verificou-se que a variável mais estudada na digestão anaeróbia de resíduos alimentares foi a proporção de mistura de substrato e cosubstrato no processo de codigestão anaeróbia, a fim de equilibrar a relação C/N e disponibilidade de nutrientes. Nos últimos cinco anos, as três variáveis mais estudadas foram: proporção de mistura para equilibrar relação C/N, carga orgânica volumétrica e pH (ASSIS; GONÇALVES, 2022), o que indica o interesse desses parâmetros na otimização do processo. Uma das razões para a proporção de mistura ser o parâmetro mais estudado é que a relação entre substrato e cosubstrato(s) é essencial para ajustar os nutrientes e a quantidade excessiva de materiais inibitórios tais como: ácidos graxos voláteis, amônia e íons de sódio (KIM et al., 2003). Assim, essa relação interfere diretamente em outros parâmetros, como: pH, relação C/N, teor de sólidos, alcalinidade e salinidade.

4.4 Remoção de excesso de nitrogênio

4.4.1 Volatilização

A volatilização ocorre quando o NH_4^+ é convertido em NH_3 , um processo influenciado pelo pH e pela temperatura. Valores elevados desses parâmetros resultam em uma taxa de conversão mais alta. Estudos relatam que temperaturas acima de 40°C e pH acima de 9 podem aumentar significativamente a volatilização. (ARAB; MCCARTNEY, 2017). Contudo, o aumento de temperatura demanda energia, não sendo, portanto, uma opção viável se o objetivo é aumentar a produção de energia líquida no sistema. Manter o pH em 11 é favorável para a remoção de amônia, pois o aumento dos íons hidróxido faz com que os íons amônio se convertam em amônia volátil, conforme mostrado nas reações de equilíbrio abaixo (CHEN et al., 2021)



4.4.2 Precipitação de estruvita

A remoção de nitrogênio pelo processo de precipitação química envolve a remoção de N e P na forma de estruvita (fosfato de magnésio e amônio ou $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), que atua como um fertilizante de liberação controlada devido à sua baixa solubilidade em água (ULUDAG-DEMIRER, DEMIRER, 2005).

A estruvita ou fosfato de amônio-magnésio hexahidratado ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), precipita em condições específicas (Equação 3) (RYU et al., 2020) e é comumente usada para a recuperação de nutrientes em processos de tratamento de diversos tipos de efluentes (BATTISTONI et al., 1997). A Tabela 3 apresenta experimentos conduzidos utilizando diversas fontes e condições operacionais para a precipitação química da estruvita.

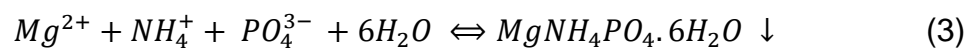


Tabela 3 – Experimentos conduzidos utilizando diversas fontes e condições operacionais para a precipitação química da estruvita (Continua).

pH	Material	Fonte de Magnésio	Relação Molar	Tempo de reação	Velocidade de mistura (rpm)	Temperatura (°C)	Eficiência de remoção (%)		Ref.
							N total	PO ₄ ³⁻	
9,5	Digestato líquido da DA de RA	MgCl ₂	4:1 (Mg:P)	120 minutos	200	35	79	89	(ARELLANO-YASACA; CHU; PETRACCHINI, 2024)
9,0	Esterco de suíno	MgCl ₂	1.6:1 (Mg:P)	20 minutos	N.A.	N.A.	N.A.	76	(BURNS et al., 2010)
9,5	Digestato de vaca	N.A.	2:1(Mg:P)	N.A.	500	N.A.	39,6	54,9	(TROTТА et al., 2023)
9,0	Esterco de suíno	MgO	2.25:1 (Mg:Ca)/3:1 (N:P)	30 segundos	90	20	N.A.	>90	(BISCANS; BÉLINE; DAUMER, 2013)
9,0	Esterco de suíno	MgO	3.2:1(Mg:P)	15 minutos	N.A.	35	N.A.	98	(MOODY; BURNS; STALDER, 2009)
9,5	Esterco de suíno	MgSO ₄	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	55	64	(LUO et al., 2019)

Fonte: Autoria própria.

Tabela 3 – Experimentos conduzidos utilizando diversas fontes e condições operacionais para a precipitação química da estruvita (Conclusão).

pH	Material	Fonte de Magnésio	Proporção Molar	Tempo de reação	Velocidade de mistura (rpm)	Temperatura (°C)	Eficiência de remoção (%)		Ref.
							N total	PO ₄ ³⁻	
9,5	Digestato líquido de suínos e digestato líquido de lodo de	MgCl ₂	1.4:1 (Mg:P)	60 minutos	400	Temperatura ambiente	11.3	97.7	(KWON et al., 2018)
8,0-10,0	Esterco de suíno	CaO, MgO e H ₃ PO ₄	(3:1:1.5) Mg:N:P	43 minutos	N.A.	N.A.	44.9	N.A	(KIM et al., 1998)
8,5-9,0	Digestato líquido de lodo de esgoto	Mg(OH) e MgCl ₂	1:1.3 (Mg:P)	1-2 horas	N.A	N.A	N.A	94	(MUNCH; BARR, 2001)
5,5-8,2	Esterco bovino	MgCl ₂	1.5:1 (Mg:P)	60 minutos/6 minutos	10000	N.A	N.A	80	(BROWN; HARRISON; BOWERS, 2018)
10	Sobrenadante da digestão anaeróbia de lodo	MgCl ₂	1:1 (Mg:P)	60 minutos	300	25	29,0	90,6	(XAVIER et al., 2014)
N.A.	Efluente sintético de suínos tratadas biologicamente	MgO	2.25:1 (Mg:Ca) e 3:1 (N:P)	24h e 40 segundos	90	20	N.A.	N.A	(BISCANS; BÉLINE; DAUMER, 2013)

Fonte: Autoria própria.

4.4.3 Fatores Influenciadores da Precipitação de Estruvita

4.4.3.1 pH

A formação de estruvita por precipitação química é fortemente influenciada pelo pH. Portanto, ajustes no pH são essenciais para promover a precipitação de estruvita em diversos tipos de efluentes (PASTOR et al., 2008). Muitos estudos encontraram diferentes valores ideais de pH (Tabela 3). Arellano-yasaca; chu; petracchini (2024) precipitaram estruvita a partir do digestato líquido da digestão anaeróbia de resíduo alimentar e encontraram o valor ideal de 9,5, utilizando $MgCl_2$ como fonte de magnésio na relação molar 4:1 (Mg:P), na precipitação de estruvita e obtiveram remoção de 79% de N e 89% de P.

Por outro lado, Hao et al., (2013) relataram que um pH próximo ao neutro, entre 7 e 7,5, resultou em um conteúdo de estruvita de 95% no precipitado obtido, indicando que condições quase neutras também são favoráveis à formação de estruvita. Embora o intervalo de pH ideal seja tipicamente de 7 a 11, diversos estudos ajustaram os valores de pH de acordo com as respectivas condições dos sistemas em estudo. Isso demonstra claramente que a seleção do pH pode variar substancialmente conforme as condições particulares de cada processo de tratamento de efluente (NAGARAJAN et al., 2023).

4.4.3.2 Fonte de Magnésio

Na maioria dos estudos, a adição do íon Mg^{2+} , que é o reagente limitante comum na formação de estruvita, foi utilizada como agente para modificar o equilíbrio do produto de solubilidade e induzir a precipitação (ULUDAG-DEMIRER, DEMIRER, 2005). Diversas fontes de magnésio foram utilizadas em vários estudos, como: $MgSO_4$, MgO , $MgCl_2$ e $Mg(OH)$ (Tabela 3). Além dessas, outras fontes alternativas de Magnésio foram estudadas buscando melhorar o custo-benefício do processo, tais como: água do mar e salmoura (LIU et al., 2013), Bitter (LEE et al., 2003) e Magnesita (GUNAY; KARADAG; TOSUN, 2008). Nesse sentido, a seleção de fontes de magnésio para a produção de

estruvita, é crucial encontrar um balanço sustentável entre custo e qualidade. A escolha de fontes mais baratas pode reduzir as despesas operacionais, mas potencialmente diminuir a qualidade da estruvita produzida, afetando a eficácia de sua aplicação (LIU et al., 2013).

4.4.3.3 Relação Molar

A relação molar entre Mg:N:P é crucial e geralmente igual ou acima de 1:1:1 para a formação de estruvita (TROTТА et al., 2023; WARMADÉWANTHI et al., 2020). Apesar disso, essa relação variou bastante em muitos estudos (Tabela 3), demonstrando que a determinação dessa relação irá variar de acordo com diferentes fontes de digeridos e digestato líquidos e ainda dependendo se o objetivo é remover N ou P (NAGARAJAN et al., 2023).

4.4.3.4 Tempo de reação e velocidade de mistura

A formação de estruvita ocorre em dois estágios principais: nucleação (formação dos cristais) e crescimento cristalino, ambos influenciando o tamanho das partículas. A nucleação é influenciada pela taxa de supersaturação e hidrodinâmica, enquanto que o crescimento dos cristais é determinado pelo tempo e pela velocidade de mistura. (DOYLE; PARSONS, 2002). Muitos estudos utilizaram diferentes velocidades de mistura e tempos de mistura: 90-10.000 rpm e 30 segundos a 120 minutos (Tabela 3).

Morales et al. (2019) relataram que a velocidade de agitação influencia a formação de estruvita, observando que um aumento na velocidade resulta em uma diminuição no tamanho das partículas formadas. Os autores recomendaram uma velocidade de agitação entre 100 e 200 rpm para reduzir o consumo de energia e obter cristais maiores, contudo o tempo de mistura utilizado no estudo foi relativamente alto (3 horas).

Arellano-Yasaca; Chu; Petracchini (2024) obtiveram-se taxas de remoção de até 89% para fósforo (P) e 79% para nitrogênio (N) com uma agitação de 200

rpm. A remoção máxima de P ocorreu após 40 minutos de agitação, enquanto a maior remoção de N foi alcançada após 120 minutos. Por fim, Lee et al., (2003) observaram altas taxas de reação e verificaram que a extensão das remoções de nitrogênio e fósforo não mudou após 10 minutos.

4.4.3.5 Temperatura

A temperatura é um parâmetro que foi otimizado em alguns estudos de precipitação de estruvita (ARELLANO-YASACA; CHU; PETRACCHINI, 2024; BISCANS; BÉLINE; DAUMER, 2013). Esse parâmetro é um fator essencial que influencia a solubilidade, a velocidade de formação e a morfologia dos cristais (NAGARAJAN et al., 2023). O estudo de AAGE et al., (1997) revelou que a solubilidade aumenta com a elevação da temperatura até atingir um máximo aos 50°C. Foi observado também que temperaturas superiores a 64°C modificam a estrutura dos cristais de estruvita, afetando sua solubilidade. Além disso, os estudos indicam que a faixa de temperatura ideal para a formação de estruvita é entre 25°C e 35°C, sendo 30°C o ponto em que a solubilidade da estruvita é mínima (AAGE et al., 1997).

4.4.3.6 Efeito de elementos coexistentes/competitivos

Vários estudos têm avaliado e demonstrado que os íons Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , sólidos suspensos e íons de metais pesados afetam de forma negativa o tempo de indução, a pureza, a forma e o tamanho dos cristais de estruvita (NAGARAJAN et al., 2023; WANG et al., 2022; ZHANG; JIANG; DENG, 2017). Nesse sentido, em algumas situações são necessários alguns pré-tratamentos para remover íons coexistentes antes da formação da estruvita. O Quadro 1 apresenta algumas estratégias utilizadas em alguns estudos.

Quadro 1 - Estratégias para neutralizar íons que afetam negativamente a produção de estruvita

Íons competitivos	Estratégia para neutralizar o íon	Referência
CO₃²⁻ e HCO₃⁻	Regular Ph	(HUANG et al., 2017)
Na⁺ e K⁺	Aumentar as razões molares de magnésio em relação ao amônio	(SICILIANO; LIMONTI; CURCIO, 2020)
Ca²⁺	Utilizar agentes quelantes: EDTA ou ácido oxálico	(KOUTSOUKOS, P. G.; KOFINA, A. N.; KLEPETSANIS, 2003)
Substâncias orgânicas e sólidos suspensos	Utilizar cloreto férrico e floculantes	(LARIDI; AUCLAIR; BENMOUSSA, 2010)

Fonte: Autoria própria

4.4.4 Caracterização do precipitado

As técnicas de caracterização utilizadas para analisar o precipitado tipicamente se concentram na identificação qualitativa e quantitativa de diversos elementos químicos presentes na amostra. Essas metodologias são fundamentais para determinar a composição mineralógica e entender as propriedades físicas e químicas do precipitado (DEL; VELASCO; FABRICE, 2023; RAN et al., 2023).

Issac et al., (2023) realizou a recuperação de estruvita a partir de esgoto sanitário e explorou seu uso como fertilizante agrícola. O objetivo principal do estudo foi avaliar a eficácia da estruvita como um fertilizante de liberação lenta. A análise dos cristais de estruvita foi feita usando espectroscopia Fourier-transform e microscopia eletrônica de varredura com espectroscopia por energia dispersiva de raios-X (MEV-EDX), o que permitiu confirmar a composição e a morfologia dos cristais (ISSAC et al., 2023).

Adicionalmente, Arellano-Yasaca; Chu; Petracchini (2024) precipitaram estruvita do digestato líquido do processo de digestão anaeróbia de resíduo alimentar. O estudo identificou picos altos no precipitado através da análise de DRX (curva preta na Figura 2 - a), consistentes com a fase de estruvita de alta

ordem estrutural (alta cristalinidade), caracterizada como $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$. Os cristais de estruvita formados têm uma forma prismática (Figura 2 - b), com duas faces triangulares congruentes e três retangulares, configurando uma estrutura tridimensional.

A análise EDS (Figura 2 - c) corroborou a identificação, mostrando a presença de N, P e Mg nos cristais, além de confirmar a estrutura molecular através do mapeamento elementar. Detalhes adicionais sobre a estrutura incluem uma rede de ligações de hidrogênio, com o magnésio cercado por seis átomos de oxigênio em uma configuração octaédrica (Figura 2 - d) (ARELLANO-YASACA; CHU; PETRACCHINI, 2024).

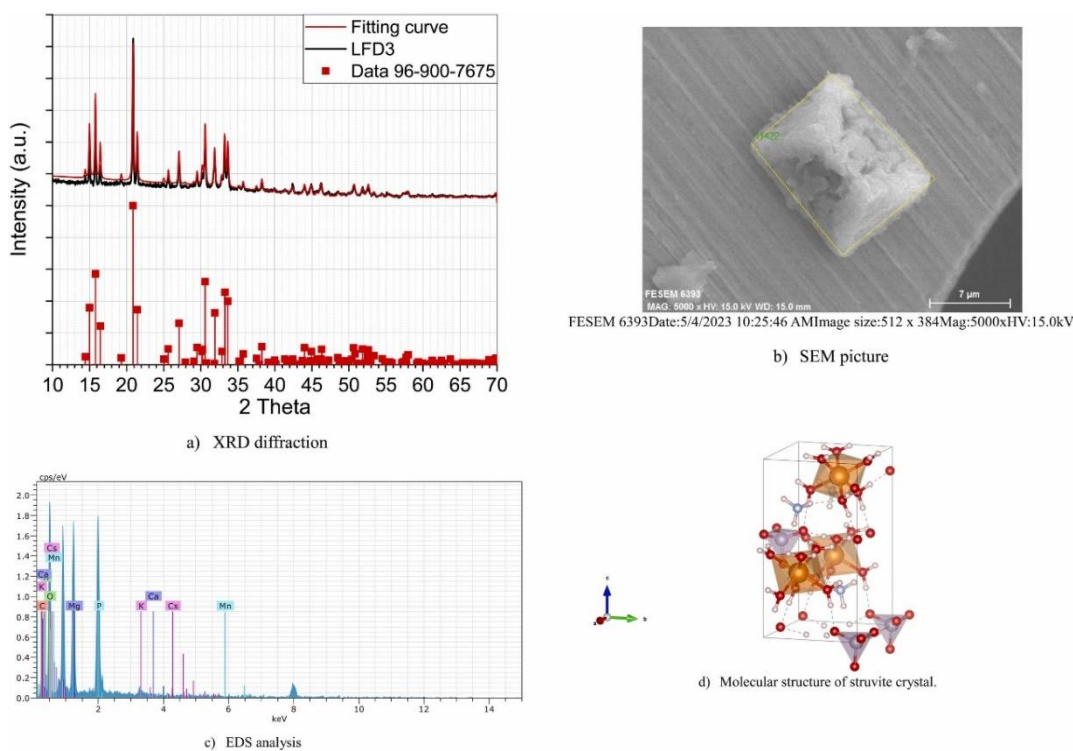


Figura 2 - Caracterização do material precipitado: Difração de Raios X em Pó (DRX), Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV) e Espectroscopia de Raios X por Energia Dispersiva (EDS).

Fonte: arellano-Yasaca; Chu; Petracchini (2024).

Entre os métodos mais comuns para análise qualitativa destacam-se a microscopia eletrônica de varredura (MEV) e a difração de raios X (DRX). Frequentemente, essas técnicas são combinadas para aprimorar a profundidade e a precisão das análises (DEL; VELASCO; FABRICE, 2023). Embora a caracterização qualitativa forneça informações valiosas sobre a composição

mineral, é essencial implementar métodos adicionais para quantificar efetivamente a abundância dos minerais detectados. Um dos principais obstáculos nesse processo é a alta concentração de sólidos suspensos nas amostras ambientais, que gera elevada turbidez. Esta condição interfere diretamente na precisão das análises, tornando desafiador obter estimativas confiáveis da abundância mineral. Por exemplo, biochar e digestato bruto estão nesta categoria (DEL; VELASCO; FABRICE, 2023). Algumas técnicas são apresentadas na Quadro 2.

Quadro 2 - Técnicas de caracterização utilizadas para analisar o precipitado derivado do processo de precipitação de estruvita

Técnica	Análise	Objetivo	Referência
Difração de raios X – DRX	Qualitativa	Identifica a composição mineralógica da amostra cristalizada	(DEL; VELASCO; FABRICE, 2023)
Microscopia eletrônica de varredura (MEV)	Qualitativa	Identifica as características e morfologia dos cristais contidos na fração sólida da amostra	(YU et al., 2021)
Espectroscopia de Raios-X por Dispersão de Energia (EDS)	Semi-quantitativa	Determina a composição química pela razão da altura do pico em relação a um padrão	(GOODGE, 2024)
Fluorescência de Raios-X (XRF)	Quantitativa/Qualitativa	Determina a composição elementar de uma amostra	(WIRTH, KARL; BARTH, 2024)

Fonte: Autoria própria

5 Materiais e métodos

A pesquisa experimental foi conduzida conforme o fluxograma apresentado na Figura 3, o qual será detalhado nas seções seguintes.

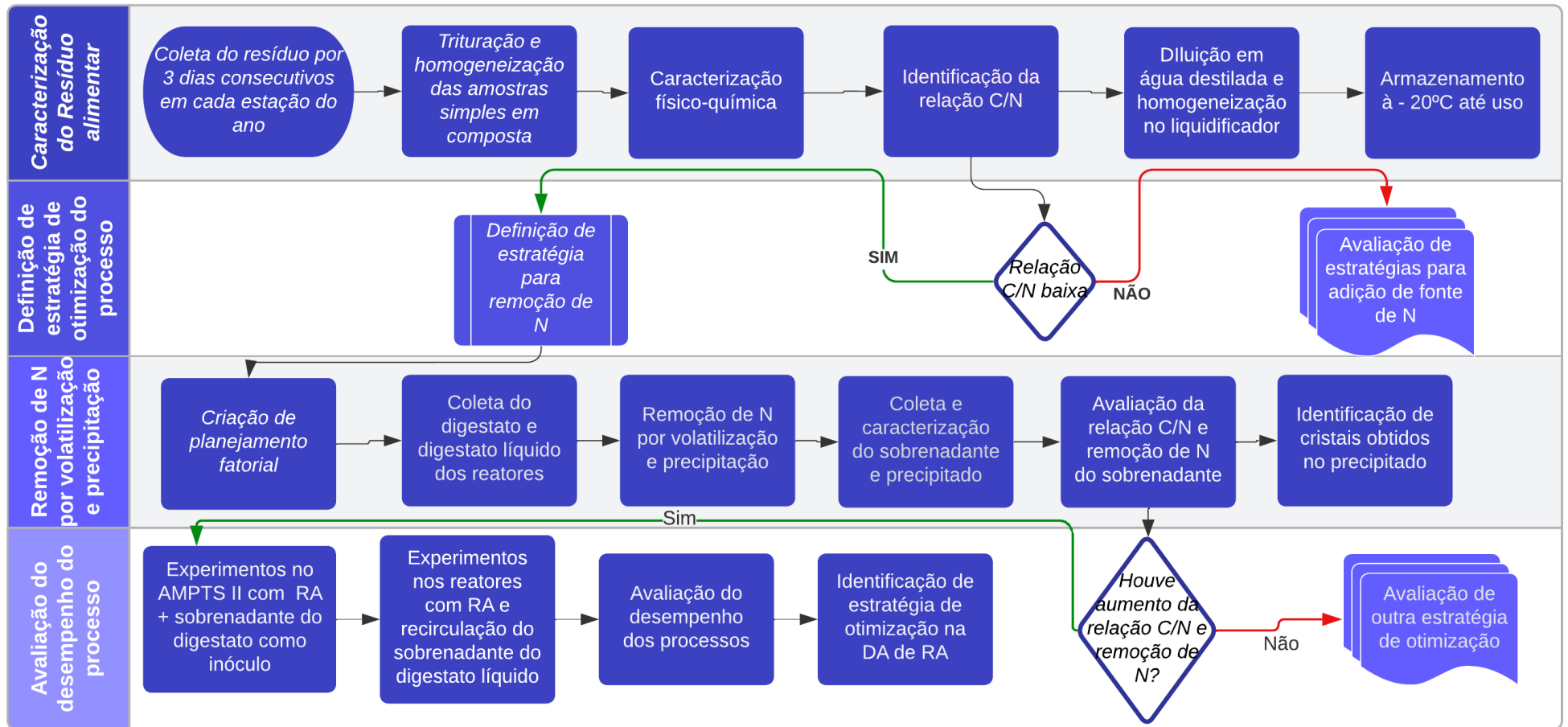


Figura 3 - Fluxograma do estudo experimental realizado nesta tese.
Fonte: Autoria própria.

5.1 Determinação das características físico-químicas dos resíduos alimentares

O resíduo alimentar utilizado nesta pesquisa foi coletado no Restaurante Universitário do Campus Goiabeiras da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), localizado no Espírito Santo, Brasil. A coleta incluiu resíduos gerados antes e após o consumo, sendo realizada logo após as refeições. Nesse momento, os restos alimentares remanescentes nos pratos e utensílios eram cuidadosamente separados para o descarte apropriado dos resíduos orgânicos, juntamente com os resíduos provenientes do processo de preparação dos alimentos.

Para determinar a faixa de variação das características físico-químicas do resíduo, realizou-se a coleta de três amostras simples em cada estação do ano, totalizando 12 amostras simples e 4 amostras compostas, sendo 1 amostra composta para cada estação. Essas amostras foram obtidas ao longo de três dias distintos, visando garantir a representatividade e exatidão dos resultados (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT, 2004). Materiais não orgânicos, como madeira, metal, vidro e plástico, foram removidos manualmente.

A cada coleta simples, os resíduos foram processados em um triturador de sólidos orgânicos elétrico da Tramontina®, modelo Tro25, com motor de 2 Hp (Figura 4) e caracterizados. As amostras individuais de cada estação foram combinadas para formar uma amostra composta por estação, com a qual se realizou a caracterização físico-química para avaliar principalmente variações da relação carbono/nitrogênio (C/N) (Figura 5).

Posteriormente, para uso nos experimentos descritos a seguir, as amostras compostas foram diluídas com água destilada e triturada em liquidificador para homogeneização até alcançar uma concentração de sólidos totais em torno de 10% (WU et al., 2023) (Figura 6). Para realizar a diluição, realizou-se o cálculo utilizando a equação de diluição. Essas amostras foram armazenadas em freezer a -20°C até o uso (GUIMARÃES; MAIA; SERRA, 2018). Após descongelamento à temperatura ambiente e antes do uso, realizou-se nova caracterização físico-química, sendo observada ligeira redução na %ST.

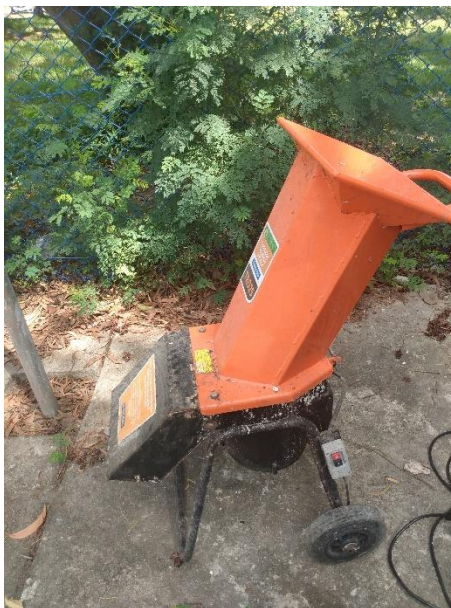


Figura 4 – Triturador utilizado para processar os resíduos alimentares após coleta no restaurante universitário da UFES – Campos Goiabeiras.
Fonte: Autoria própria.



Figura 5 - Homogeneização das amostras simples coletadas em três dias consecutivos após o processamento no triturador.
Fonte: Autoria própria.



Figura 6 - Amostra composta após processamento com água destilada no liquidificador para atingir concentração de ST próximo a 10%.

Fonte: Autoria própria.

5.2 Determinação da relação molar $Mg:PO_4^{3-}$ e o pH ideais para a remoção de nitrogênio no digestato e no digestato líquido da digestão anaeróbia de resíduos alimentares

Com base nas características físico-químicas e elementar do resíduo alimentar coletado, identificou-se a necessidade de equilibrar a relação C/N pela remoção de N e diminuir a toxicidade da amônia na digestão anaeróbia. Para tanto, foi realizado um planejamento fatorial completo (Tabela 4) para volatilizar e precipitar nitrogênio do digestato (inóculo) e do digestato líquido (lixiviado). O estudo focou na análise do impacto do pH e da relação molar $Mg:PO_4^{3-}$ na eficiência do aumento da relação C/N pela remoção de amônia. Foram testados três níveis de pH (8,3; 8,7; 9,5) e três relações molares $Mg:PO_4^{3-}$ (1:1, 2:1, 3:1), totalizando 18 experimentos, com nove tratamentos aplicados ao inóculo e nove ao digestato líquido. O planejamento foi baseado em pesquisas que apontam um pH alcalino para facilitar a volatilização da amônia (ARAB; MCCARTNEY, 2017) e uma proporção molar de magnésio ao menos o dobro da de ortofosfato para facilitar precipitação química de estruvita (ARELLANO-YASACA; CHU; PETRACCHINI, 2024).

Tabela 4 – Planejamento fatorial completo para volatilização e precipitação de estruvita do digestato e digestato líquido

Matriz	Experimentos	Relação Molar	pH
		[Mg:PO ₄ ³⁻]	
Digestato	1	1:1	8,3
	2	1:1	8,7
	3	1:1	9,5
	4	2:1	8,3
	5	2:1	8,7
	6	2:1	9,5
	7	3:1	8,3
	8	3:1	8,7
	9	3:1	9,5
Digestato líquido	10	1:1	8,3
	11	1:1	8,7
	12	1:1	9,5
	13	2:1	8,3
	14	2:1	8,7
	15	2:1	9,5
	16	3:1	8,3
	17	3:1	8,7
	18	3:1	9,5

Fonte: Autoria própria.

O inóculo e digestato líquido utilizados neste estudo (Figura 7) foram obtidos de quatro reatores anaeróbios em escala de bancada, com um volume útil de 18 litros. Esses reatores, operando sob condições mesofílicas, foram alimentados com resíduos orgânicos alimentares coletados do restaurante universitário da UFES, com uma Carga Orgânica Volumétrica (COV) de 0,11 gSV/L.d e Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 45 dias.



Figura 7- Amostras de digestato (inóculo) (esquerda) e digestato líquido (direita) utilizados no planejamento fatorial completo para precipitação de estruvita e remoção de nitrogênio.
Fonte: Autoria própria.

Antes da volatilização e precipitação, o inóculo passou por um processo de desgaseificação (Figura 8). Esse procedimento envolveu uma pré-incubação das amostras por um período de 10 dias a uma temperatura constante de 37°C (DEMICHELI et al., 2022). O objetivo dessa etapa era assegurar a remoção completa de qualquer resíduo biodegradável remanescente, prevenindo a produção endógena de gases, que poderiam interferir nas medições subsequentes de produção de biogás (LIM et al., 2018).



Figura 8 – Inóculo (digestato) na incubadora à 37°C por 10 dias para desgaseificação.
Fonte: Autoria própria.

Após a coleta e desgaseificação do inóculo e coleta do digestato líquido, realizou-se a caracterização físico-química. A partir da concentração de fosfato nas amostras, determinou-se a quantidade de moles e ajustou-se a quantidade de moles de Mg para as relações molares de 1:1, 2:1 e 3:1 em relação ao fosfato. Em seguida, calculou-se a quantidade correspondente de MgO necessária para alcançar as proporções de Mg especificadas. Utilizou-se o volume de 500 mL de amostra para cada ensaio. Após essa etapa iniciou-se a regulação do pH por meio da incorporação de NaOH 1M (NAGARAJAN et al., 2023).

Subsequentemente, incorporou-se óxido de magnésio (MgO) à amostra, atuando como fonte de magnésio para estimular a precipitação de estruvita. O MgO foi escolhido como fonte de magnésio nos experimentos, pois esse composto é vital para o desenvolvimento biológico, além de apresentar elevada alcalinidade, o que contribui para a neutralização de ácidos (CHIMENOS et al., 2003; HERMASSI et al., 2018). Além disso, por aumentar a alcalinidade e consequentemente o pH, esse composto iria auxiliar na volatilização de NH_3 (ARAB; MCCARTNEY, 2017).

Considerando o objetivo principal dessa pesquisa de maximizar a produção de energia do processo, foi empregada a seguinte metodologia: a solução foi submetida a uma agitação de 100 rpm (MORALES et al., 2019) em um agitador Jar Test (Ethik modelo 217-2) por 10 minutos (LEE et al., 2003) à temperatura ambiente (25 - 30°C) (ZENG et al., 2018). Essa metodologia foi aplicada ao inóculo (Figura 9) utilizado posteriormente em experimentos no AMPTS II e digestato líquido utilizado posteriormente na operação de reatores (Figura 10).



Figura 9 – Volatilização e precipitação de estruvita do inóculo (digestato).
Fonte: Autoria própria.



Figura 10 – Volatilização e precipitação de estruvita do digestato líquido.
Fonte: Autoria própria.

Após a fase de agitação, a mistura foi deixada em repouso por um período de 24 horas em um cone Imhoff, para otimizar a sedimentação do precipitado. Em seguida, procedeu-se à coleta do sobrenadante para caracterização e utilização nos ensaios subsequentes, enquanto o precipitado obtido foi submetido a um processo de secagem a 40°C, em estufa, durante 48 horas (KIM et al., 1998).

Este material precipitado foi macerado cuidadosamente e caracterizado, a fim de identificar sua composição mineral. Para avaliar a remoção de nitrogênio amoniacal total e ortofosfato, realizaram-se medições desses compostos antes e após ao processo de precipitação estruvita. Adicionalmente, o pH e a alcalinidade total foram monitoradas no início e no final do processo. As análises de carbono e nitrogênio também foram conduzidas para identificar alterações na relação C/N resultantes do tratamento do inóculo.

O sedimento obtido pelo processo de precipitação de estruvita foi analisado utilizando-se Difração de Raios X (DRX) em formato de pó (ARELLANO-YASACA; CHU; PETRACCHINI, 2024). As análises foram realizadas no difratômetro XRD-6000 da Shimadzu, utilizando radiação Cu-Ka com comprimento de onda de 1,5418 Angstrom, em um intervalo de 5 a 80°, passo de 0,02° e velocidade de varredura de 2°/min.

Para identificar a presença das formas de fósforo presentes no precipitado, realizou-se em uma amostra a análise de RMN de ^{31}P no estado sólido foram conduzidos à temperatura ambiente no espectrômetro Varian-Agilent 400 MHz (campo magnético de 9,4 T), com frequência de operação de 161,9 MHz para os núcleos de ^{31}P , utilizando uma sonda de tripla ressonância, rotores de zircônia de 4 mm de diâmetro e uma frequência de rotação em torno do ângulo mágico (MAS, do inglês magic angle spinning) de 14 kHz. Os espectros de RMN de ^{31}P MAS foram registrados utilizando um pulso $\pi/2$ de 4 μs , tempo de repetição de 10 s, tempo de aquisição de 40,96 ms, janela espectral de 100 kHz e 224 transientes.

5.3 Avaliação da estratégia de remoção de nitrogênio amoniacal do inóculo para equilibrar a relação carbono-nitrogênio (C/N)

Antes de iniciar os testes de atividade metabólica, ajustou-se o pH dos inóculos próximo à neutralidade com a adição de H_2SO_4 5N, tendo em vista que o processo de volatilização e precipitação de estruvita aumentou o pH dos inóculos para valores acima de 9, o que poderia inibir a atividade metanogênica (ASSIS; GONÇALVES, 2022).

Posteriormente, após descongelamento e caracterização do resíduo alimentar, realizou-se a digestão anaeróbia utilizando como inóculo o sobrenadante do processo de volatilização/precipitação de estruvita do digestato. No controle, utilizou o resíduo alimentar como substrato e inóculo bruto (digestato sem qualquer tratamento). Os ensaios foram realizados por meio do Sistema Automático de Teste de Potencial de Biometano II (AMPTS II) (Figura 11), fornecido pela Bioprocess Control. Foram utilizados quinze reatores anaeróbios, cada um com um volume total de 500 mL e um volume útil de 350 mL (150 mL correspondendo ao volume do headspace) operando em regime batelada. Estes reatores foram imersos em um ambiente de temperatura controlada em banho térmico sob condições mesófilas ($37 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$) e agitados a 150 rpm por um agitador orbital, durante 21 dias (HIMANSHU et al., 2017; MAILE; MUZENDA; MBOHWA, 2016).



Figura 11 - Sistema Automático de Teste de Potencial de Biometano II (AMPTS II) utilizado na digestão anaeróbia de resíduo alimentar e inóculo após precipitação de estruvita
Fonte: Autoria própria

A relação substrato/inóculo (SV/SV) aplicado nos testes foi de 1,0 (ZHAO et al., 2019). Os frascos foram hermeticamente fechados e submetidos a uma purga com gás N_2 por três minutos, assegurando um ambiente anaeróbio adequado. O biogás gerado foi direcionado para uma solução de hidróxido de sódio (NaOH) 3M para a retenção de CO_2 , permitindo a medição do biometano produzido em cada frasco pelo sistema AMPTS II (Bioprocess Control, 2016). A produção acumulada e a taxa de produção de biometano foram

calculadas pelo software incluso no AMPTS II (Bioprocess Control, 2016). A partir dessas informações, determinou-se a produção média de biometano, expressa em mL de $\text{CH}_4.\text{gSV}^{-1}$ de cada reator (LIU et al., 2024). Os experimentos foram realizados em duplicata.

Para monitorar o progresso dos parâmetros pH, NAT, NH_3 e alcalinidade total durante a digestão anaeróbia, foi adotada a análise sacrificial (WEI et al., 2018). Utilizaram-se frascos de sacrifício de 100 mL de volume total e 70 mL de volume útil (30 mL correspondendo ao volume do headspace), os quais foram abertos exclusivamente para medições a cada 4 dias e posteriormente descartados (Figura 12).



Figura 12 – Garrafas de sacrifícios na incubadora à 37°C utilizadas para monitoramento de pH, alcalinidade total, NAT e NH_3 .

Fonte: Autoria própria.

O Potencial Teórico de Metano (PTM) do substrato, representado pela fórmula $\text{C}_n\text{H}_a\text{O}_b\text{N}_c$, foi calculado utilizando a equação de Buswell (Equação 4), conforme descrito por Symons e Buswell (1933) (SYMONS; BUSWELL, 1932). Esse cálculo baseou-se nos dados relativos à composição elementar do substrato.

$$PTM = \frac{\left(\frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4} - \frac{3c}{8}\right) * 22400}{(12n + a + 16b + 14c)} \quad (4)$$

A Tabela 5 apresenta as características do resíduo alimentar e inóculos utilizados nos experimentos realizados no AMPTS II. As análises de Magnésio

e Cálcio foram realizadas com amostras composta das coletas dos inóculos brutos e obteve resultado de Ca (mg/L) = $197,6 \pm 7,5$ e Mg (mg/L) = $63,4 \pm 1,7$

Tabela 5 - Caracterização físico-química do substrato e dos inóculos utilizados nos experimentos no AMPTS II. Média + Desvio Padrão

Parâmetros	Resíduo alimentar	Inóculo bruto	[Mg:PO ₄ ³⁻ 1:1]			Inóculo bruto	[Mg:PO ₄ ³⁻ 2:1]			Inóculo bruto	[Mg:PO ₄ ³⁻ 3:1]		
			Inóculo pH 8,3	Inóculo pH 8,7	Inóculo pH 9,5		Inóculo pH 8,3	Inóculo pH 8,7	Inóculo pH 9,5		Inóculo pH 8,3	Inóculo pH 8,7	Inóculo pH 9,5
pH	5,9 ± 0,6	7,4 ± 0,5	7,6 ± 0,3	7,5 ± 0,2	8,3 ± 0,1	8,7 ± 0,2	8,5 ± 0,3	8,6 ± 0,2	8,6 ± 0,1	7,3 ± 0,3	8,3 ± 0,5	8,5 ± 0,4	8,7 ± 0,6
ST (%)	11,4 ± 1,0	3,5 ± ± 0,7	2,1 ± 0,4	3,2 ± 0,3	3,8 ± 0,2	4,1 ± 0,1	4,4 ± 0,2	4,5 ± 0,3	4,6 ± 0,2	3,1 ± 0,2	3,9 ± 0,4	3,8 ± 0,5	3,9 ± 0,7
SV (%)	10,7 ± 1,2	2,2 ± 0,5	1,2 ± 0,6	1,9 ± 0,5	2,1 ± 0,4	2,6 ± 0,4	2,8 ± 0,5	3,0 ± 0,6	2,7 ± 0,3	1,9 ± 0,2	2,2 ± 0,2	2,2 ± 0,1	2,1 ± 0,3
SV/ST	0,89 ± 0,1	0,63 ± 0,2	0,57 ± 0,1	0,59 ± 0,2	0,55 ± 0,1	0,63 ± 0,1	0,64 ± 0,2	0,67 ± 0,3	0,59 ± 0,1	0,63 ± 0,2	0,57 ± 0,2	0,57 ± 0,1	0,55 ± 0,2
DQO (g/L)	111 ± 17,9	21,1 ± 10	30,3 ± 11	41,7 ± 12	31,9 ± 15	130 ± 10	72,9 ± 12	48,2 ± 8	69,5 ± 12	15,9 ± 6	7,6 ± 2	15,7 ± 7	6,7 ± 2
DQO solúvel (g/L)	43 ± 3	0,71 ± 0,2	0,72 ± 0,5	0,72 ± 0,5	0,71 ± 0,2	0,1 ± 0,01	0,12 ± 0,01	0,16 ± 0,02	0,26 ± 0,02	0,48 ± 0,03	0,51 ± 0,05	0,43 ± 0,03	0,43 ± 0,01
N-NH₄⁺(mg/L)	367 ± 5	784 ± 19	700 ± 15	694,4 ± 12	660,8 ± 13	319,2 ± 10	291,2 ± 11	308 ± 13	313,6 ± 20	820,4 ± 25	638,4 ± 15	744,8 ± 12	571,2 ± 13
Fósforo total (mgP/L)	73 ± 23	70,8 ± 15	84,1 ± 10	97,0 ± 21	53,5 ± 20	35,6 ± 5	28,4 ± 5	48,8 ± 6	35,1 ± 8	61,3 ± 3	30,9 ± 5	41,8 ± 6	34,5 ± 7
Ortofosfato (P-PO₄³⁻) (mg/L)	41 ± 5	31,9 ± 2	33,9 ± 3	35,7 ± 2	25,5 ± 1	32,1 ± 1	25,9 ± 3	26,4 ± 2	25,7 ± 1	26,4 ± 6	13,8 ± 7	23,6 ± 2	17,6 ± 5
C (% massa seca)	34,0 ± 0,6	32,1 ± 0,5	42,9 ± 0,7	41,8 ± 0,5	42,0 ± 0,3	36,8 ± 0,5	28,8 ± 1,5	31,3 ± 2,0	29,6 ± 2,1	43,5 ± 0,3	28,9 ± 0,5	24,9 ± 1,3	45,7 ± 1,5
N (% massa seca)	3,5 ± 0,1	3,2 ± 0,1	2,6 ± 0,6	2,5 ± 0,2	2,7 ± 0,3	4,6 ± 0,1	3,3 ± 0,8	3,8 ± 0,7	3,6 ± 0,3	5,9 ± 0,2	3,1 ± 0,1	3,1 ± 0,7	5,3 ± 0,4
H (% massa seca)	4,9 ± 0,4	5,0 ± 0,2	5,7 ± 0,2	4,6 ± 0,6	6,0 ± 0,5	5,9 ± 0,3	4,5 ± 0,5	5,2 ± 0,3	4,5 ± 0,1	6,8 ± 0,3	5,3 ± 0,2	4,2 ± 0,5	7,4 ± 0,1
C/N (% massa seca)	10,0 ± 1,0	9,9 ± 0,3	16,4 ± 0,2	16,7 ± 0,5	15,6 ± 0,7	8,0 ± 0,3	8,7 ± 0,3	8,2 ± 0,2	8,2 ± 0,5	7,4 ± 0,4	9,3 ± 0,1	8,0 ± 0,5	8,6 ± 0,3

Nota: RA n=4 (amostras compostas), inóculo n=2.

Fonte: Autoria própria.

5.3.1.1 Análise cinética

O modelo de Gompertz modificado (Equação 5) (HOBBS et al., 2018) e o modelo de função logística (Equação 6) (LIU et al., 2018) foram utilizados para identificar os parâmetros biocinéticos do estudo de digestão anaeróbia de resíduo alimentar em batelada. As equações dos modelos cinéticos são explicadas abaixo.

Modelo de Gompertz modificado:

$$y = y_o \times \exp \left\{ - \exp \left[\frac{\mu_m \cdot e}{Y_o} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad (5)$$

Modelo de função logística:

$$y = y_o \left\{ 1 - \exp \left[- \frac{\mu_m \cdot (t - \lambda)}{Y_o} \right] \right\} \quad (6)$$

Em que: y representa o rendimento cumulativo de biometano experimental (mL/gSV_{adicionado}) para um tempo de digestão t (d); y_o é o rendimento final de biometano (mL/gSV_{adicionado}); μ_m é a taxa máxima de produção de biometano (mL.d⁻¹), λ é o tempo de atraso da fase (d); e é $\exp(1) = 2,7183$. Os três parâmetros biocinéticos (y_o , μ_m e λ) também foram calculados. Calculou-se o coeficiente de determinação (R^2) e o erro quadrático médio (RMSE) para avaliar a solidez desses modelos (ZHAO et al., 2019). Os valores dos parâmetros acima foram estimados utilizando o software IBM SPSS Statistics 22.

5.4 Investigação da estratégia de remoção de nitrogênio amoniacal do digestato líquido de reatores anaeróbios por meio da precipitação química de estruvita

O digestato líquido dos reatores apresentou concentração de NAT de $623,5 \pm 45,3$ mg/L (Tabela 6), o que indicou a necessidade de remoção de amônia do processo, já que concentrações de NAT abaixo de 220 mg/L são benéficas para o processo anaeróbio (SAHU et al., 2017).

Tabela 6 - Características do Digestato líquido Utilizado na Precipitação de Estruvita para Remoção de Amônia

Parâmetros	N	Digestato líquido
Ph	10	$7,9 \pm 0,3$
ST (%)	6	$0,6 \pm 0,1$
SV (%)	6	$0,3 \pm 0,1$
SV/ST	6	$0,5 \pm 0,1$
DQO (g/L)	6	$1,3 \pm 0,4$
DQO solúvel (g/L)	6	$0,4 \pm 0,1$
NTK (mg/L)	6	$700,1 \pm 191$
NAT (mgN/L)	10	$624,2 \pm 45$
Alcalinidade total (gCaCO ₃ /L)	10	$3,1 \pm 0,5$
Fósforo total (mgP/L)	6	$25,1 \pm 8,7$
Ortofosfato (P-PO ₄ ³⁻) (mg/L)	6	$24,6 \pm 12,1$
SO ₄ ²⁻ (mgS/L)	2	$216,1 \pm 13,6$
Mg ²⁺ (mg/L)	3	$45,6 \pm 0,4$
Ca ²⁺ (mg/L)	3	$87,8 \pm 0,8$

Fonte: Autoria própria.

Após a obtenção das condições ideais de remoção de nitrogênio do digestato líquido pela precipitação química de estruvita, os reatores foram remontados e colocados novamente em operação. Para este estudo, quatro reatores em escala de bancada foram utilizados, cada um com um volume total de 22 litros e um volume útil de 18 litros (Figura 13).

Os reatores, construídos em polipropileno (Figura 14), incluíam uma bomba peristáltica para a recirculação e pulverização do digestato líquido na parte superior. Cada reator possuía três saídas superiores: uma para a coleta de

biogás, outra para medições *in situ* de temperatura e pH, e uma terceira para a recirculação de digestato líquidos. Com fundos cônicos e filtros de brita (9,5 a 19 mm) e malha de nylon (5 mm), os reatores foram projetados para uma separação eficaz das fases líquida e sólida. Incluíam também um tubo com torneira na base para facilitar a coleta de digestato líquido.

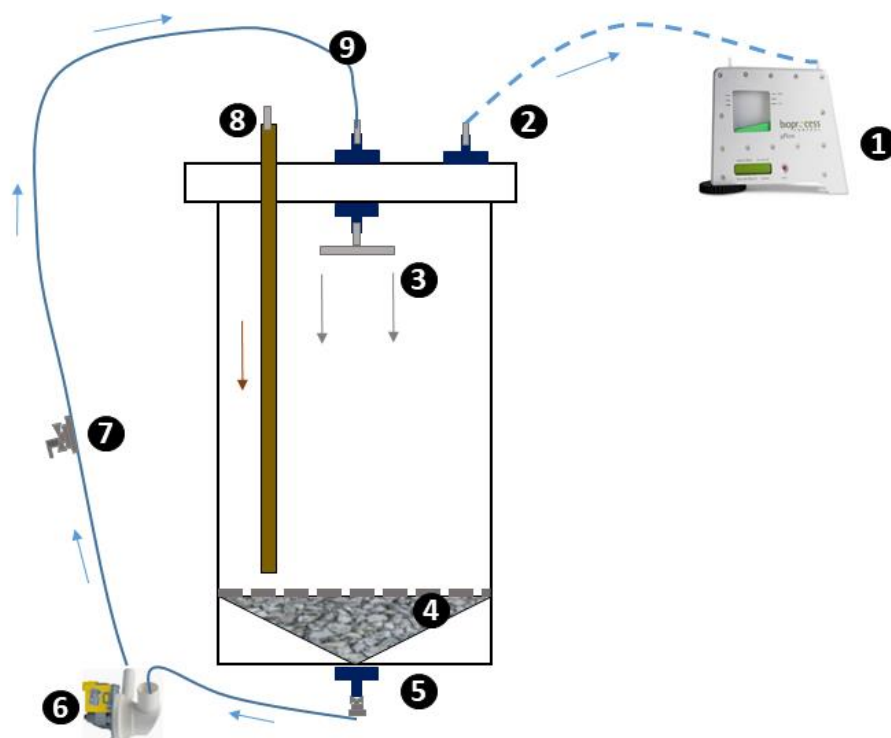


Figura 13 - Esquema do reator utilizado no experimento
Fonte: Autoria própria.

Tabela 7 – Descrição dos componentes do reator

Item	Descrição
1	Medidor de gás Microflow Bioprocess
2	Direção do fluxo de biogás
3	Direção do fluxo de digestato líquido recirculado para o interior do reator
4	Fundo côncavo e filtro de brita (9,5 a 19 mm) e malha de nylon (5 mm)
5	Registro para saída do digestato líquido
6	Bomba peristáltica para recirculação do digestato líquido
7	Torneira de polipropileno $\frac{3}{4}$ acoplada à mangueira de poliamida de diâmetro externo de 12 mm utilizada para coleta do digestato líquido
8	Entrada para monitoramento <i>in situ</i> e alimentação do reator
9	Entrada do digestato líquido recirculado

Fonte: Autoria própria.

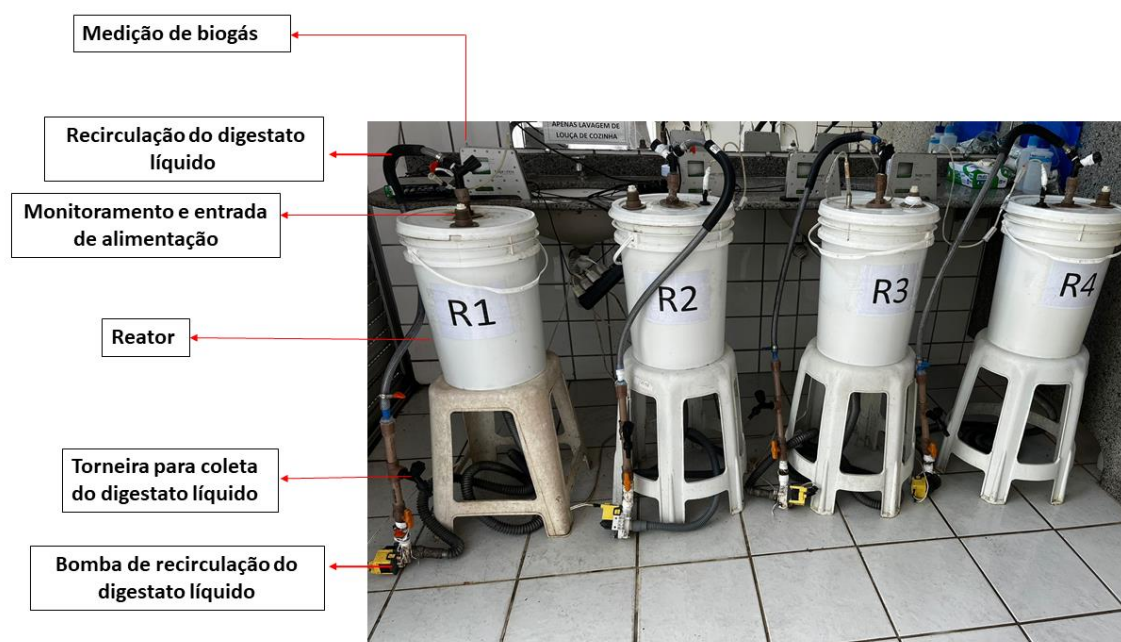


Figura 14 - Os reatores usados nos experimentos foram: R1 e R2 como controles; R3 e R4 para os testes experimentais.

Fonte: Autoria própria.

Os experimentos foram realizados em duplicata, com R1 e R2 atuando como controles e R3 e R4 utilizados para os tratamentos. O biogás era monitorado diariamente utilizando um medidor de fluxo μ Flow (Bioprocess, 2016). A recirculação do digestato líquido foi regulada por um temporizador que ajustava a frequência e a taxa, operando por 5 minutos, oito vezes ao dia (Adaptado de QIAN et al., 2019).

As medições *in situ* de pH e temperatura foram realizadas a cada quatro dias em todos os reatores. Semanalmente, o digestato líquido dos reatores R3 e R4 era coletado para o processo de volatilização e precipitação de estruvita, e o sobrenadante resultante do processo era recirculado ao sistema após ajuste do pH para valores próximos ao neutro (Figura 15). Além disso, o monitoramento do digestato líquido de todos os reatores, em termos de pH, alcalinidade total (AT), NH_3 , NAT era realizado quinzenalmente.



Figura 15 - Processo de precipitação de estruvita derivado do digestato líquido e posterior recirculação nos reatores R3 e R4.
Fonte: Autoria própria.

Os reatores operaram com carga orgânica volumétrica (COV) de 0,11 gSV/L³.d, tempo de detenção hidráulica (TDH) de 45 dias, temperatura mesofílica (ambiente), em regime de batelada e com relação substrato/inóculo de 1gSV/gSV (ZHAO et al., 2019). A Tabela 8 apresenta as características do resíduo alimentar e inóculo utilizados nos experimentos com os reatores

Tabela 8 - Caracterização físico-química do substrato e inóculo utilizado nos reatores. Média + Desvio Padrão

Parâmetros	Resíduo alimentar ¹	Inóculo
pH	4,5 ± 0,6	7,4 ± 0,5
ST (%)	12,7 ± 1,2	1,9 ± 0,2
SV (%)	11,9 ± 1,2	1,3 ± 0,5
SV/ST	0,94 ± 0,2	0,68 ± 0,2
DQO (g/L)	143 ± 15	21,1 ± 10
DQO solúvel (g/L)	43 ± 3	0,71 ± 0,2
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	650 ± 15	784 ± 19
Fósforo total (mg/L)	74,6 ± 20	70,8 ± 15
Ortofósforo (P-PO ₄ ³⁻) (mg/L)	19,7 ± 12	31,9 ± 15
Sulfato (mgS/L)	779 ± 20	N.D.
C (% massa seca)	34,0 ± 2,0	28,8 ± 1,5

N (% massa seca)	3,5 ± 1,2	3,3 ± 0,8
H (% massa seca)	4,9 ± 0,1	4,5 ± 0,5
C/N (% massa seca)	10,0 ± 0,5	9,1 ± 0,3
Mg ²⁺ (mg/L)	N.D.	87,8 ± 0,8
Ca ²⁺ (mg/L)	N.D.	197,6 ± 7,5

Fonte: Autoria própria. N.D. = Não disponível

5.4.1.1 Estimativa de produção de energia elétrica

Nessa avaliação, não se levou em consideração o gasto energético utilizado na etapa de trituração do resíduo alimentar. A produção de energia elétrica do sistema de biogás foi determinada pela Equação (7) (BANKS, 2009):

$$E_{bio} = V_{CH_4} \times E \times \frac{Nel}{100} \quad (7)$$

Em que: E_{bio} = energia elétrica por tonelada de resíduo alimentar (Kwh/tRA); V_{CH_4} = O volume de produção de CH₄ puro (m³/tRA); E = Constante de energia do CH₄ (10 kWh/m³); Nel = Eficiência elétrica do motor a biogás (40%). Considerou-se a porcentagem de CH₄ no biogás igual a 56,6% (JUN et al., 2021).

5.4.2 Métodos analíticos

O Quadro 3 apresenta o tipo de análise, o objetivo e os parâmetros analisados em cada matriz.

Quadro 3 – Análises realizadas nas matrizes utilizadas no presente estudo.

Tipo de Análise	Objetivo	Parâmetros Analisados
Análises Físico-Químicas	Caracterizar resíduos e digestatos em relação aos parâmetros físico-químicos.	- DQO Total e Filtrada - Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV) - Fósforo Total e Ortofosfato - NTK e NH ₃ - Alcalinidade e pH
Análise de Absorção Atômica	Identificar a concentração de elementos específicos no digestato e digestato líquido.	- Concentração de Magnésio (Mg) - Concentração de Cálcio (Ca)
Análise Elementar	Determinar a composição elementar de resíduos, digestato e precipitado.	- Elementos: Carbono (C), Hidrogênio (H), Nitrogênio (N), Enxofre (S)
DRX (Difração de Raios X)	Identificar cristais formados após o processo de precipitação de estruvita do inóculo.	- Estrutura cristalina dos precipitados
RMN (Ressonância Magnética Nuclear)	Identificar as formas de fósforo presentes no precipitado, proporcionando detalhes estruturais.	- Formas químicas do fósforo no precipitado

Fonte: Autoria própria.

A caracterização físico-química do resíduo alimentar, digestato, digestato líquido e precipitado envolveu a avaliação de parâmetros como pH (4500- H B+), Temperatura (2550 B), Alcalinidade total (2320 B), DQO total e solúvel (5220D), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) (4500-Norg B), nitrogênio amoniacal (N-NH₃) (4500-NH₃ C), fósforo total (P) (4500-P; E), ortofosfato (P-PO₄³⁻) (4500-P; E), Sólidos Totais (ST), Sólidos Voláteis (SV) (2540B; 2540E), Sulfato (4500 SO₄²⁻ E) de acordo com as normas Standard Methods (APHA, 2012). Análises elementares para carbono (C), nitrogênio (N) e hidrogênio (H) foram conduzidas utilizando o Analisador Elementar Thermo Scientific Flash Smart. O cálculo do conteúdo de oxigênio, expresso em porcentagem dos Sólidos Totais (ST), foi obtido através da determinação da fração remanescente, derivada da subtração dos percentuais agregados de carbono (C), hidrogênio (H), nitrogênio (N) e cinzas, de um total de 100%.

As análises de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) do digestato líquido e inóculos foram realizadas pelo método EPA 3015A em que um volume de 20 mL de amostra foi pipetado em tubos de teflon, aos quais foram adicionados 2,5 mL de HNO₃ concentrado e sub-destilado. Os frascos com a mistura foram submetidos ao programa de aquecimento abaixo, utilizando o micro-ondas (MW-GO Anton Paar, Áustria).

No programa de aquecimento do micro-ondas utilizou-se rampa (10 min), Temperatura de 170°C com tempo de permanência de 10 minutos. Após a decomposição, as amostras foram filtradas com papel de filtro Whatman 41, transferida para um tubo tipo de polipropileno e o volume aferido para 50,0 mL. A espectrometria de emissão ótica com plasma (Optima 7000DV, Perkin Elmer, USA) indutivamente acoplado foi utilizada para determinar os elementos A calibração do método foi realizada por padronização externa em meio de ácido nítrico 2% v/v (MU et al., 2020).

A fração relativa de nitrogênio amoniacal livre (NH_3) em relação à concentração total de nitrogênio amoniacal total (NAT) está relacionada ao pH e à temperatura da solução, conforme mostrado na Equação 8 (JIANG et al., 2019):

$$NH_3 = NAT * \left(1 + \frac{10^{-1}}{10^{-(0.09018 + \frac{2729}{T(K)})}} \right)^{-1} \quad (8)$$

Em que: NH_3 = concentração de nitrogênio amoniacal livre (mg/L) NAT = concentração total de nitrogênio amoniacal (mg/L) T (K) = temperatura (Kelvin).

5.4.3 Análise estatística

Os dados foram analisados utilizando o software R, versão 4.2.0. Inicialmente, aplicaram-se testes para avaliar a normalidade (Teste de Shapiro-Wilk) e a homogeneidade das variâncias (Teste de Levene) das variáveis, a fim de determinar os testes estatísticos mais adequados.

Nos experimentos de atividade metabólica anaeróbia, para as variáveis que não seguiram uma distribuição normal, utilizou-se o teste de Kruskal-Wallis para comparar as medidas de tendência central. O objetivo principal da análise foi investigar a significância estatística do impacto do aumento da relação C/N sobre o incremento da produção de biometano ($mLCH_4.gSV^{-1}$).

Adicionalmente, realizou-se uma análise de correlação pelo teste de Pearson para explorar as relações entre as variáveis produção de biometano, relação C/N, pH, NAT, NH_3 e alcalinidade total. Posteriormente, ajustou-se um modelo de regressão linear múltipla, tomando a produção de biometano como variável dependente e o pH, NH_3 , NAT e a alcalinidade total como variáveis independentes. A significância dos coeficientes estimados no modelo foi avaliada através do teste t, com todos os testes estatísticos sendo realizados ao nível de significância de 5%.

Os dados obtidos dos experimentos realizados nos reatores que apresentaram distribuição normal, o teste t-Student foi empregado para comparar as médias entre os grupos. Já para as variáveis que não exibiram normalidade, recorreu-se ao teste de Teste de Wilcoxon, O objetivo principal da análise foi investigar a significância estatística do impacto da remoção de N do digestato líquido sobre o incremento da produção de biogás.

6 Resultados e Discussão

6.1 Características dos resíduos alimentares ao longo do tempo

Os dados mostram variações sazonais nas variáveis analisadas (Tabela 9). O pH apresentou valores na faixa ácida entre 5,1 a 6,0 e estabilidade relativa com coeficientes de variação (CV) entre 5,4% e 9,3%, indicando pouca flutuação ao longo do ano. Os valores obtidos na faixa ácida são comuns no resíduo alimentar, o que pode provocar inibições pela rápida acidificação dos reatores/digestores (FISGATIVA; TREMIER; DABERT, 2016).

A concentração de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) variaram entre 19,9% a 25,1% e 17,1% a 21,4%, respectivamente. Concentrações semelhantes à estas de ST entre 19,5 a 38,5% e SV entre 18,8 a 21,1 foram reportados na literatura para RA (PAVI et al., 2017; XU; SELVAM; WONG, 2014; ZHANG et al., 2017). As variações ao longo do tempo desses parâmetros foram moderadas, com CVs de 15,2% a 21,9% para ST e 9,2% a 20,2% para SV.

Adicionalmente, estudos mostram altas concentrações de SV/ST (0,84 a 0,98) (PARRA-OROBIO et al., 2018; ZHANG et al., 2019; ZHAO et al., 2019), corroborando os resultados desta pesquisa, na qual obteve-se razão SV/ST entre 0,8 a 0,9 durante as quatro estações e baixo CV (2,3% a 9,5%). Os dados sugerem uma proporção constante de sólidos voláteis em relação aos sólidos totais ao longo do tempo. Já a DQO total variou entre 234 a 284 g/kg entre as estações, com coeficiente de variação relativamente baixo entre as estações variando em 12,9 a 29,1%.

Em termos de nutrientes, o nitrogênio amoniacal ($N-NH_3$) apresentou valores na faixa de 391 a 589 mg/kg. Na literatura esse parâmetro parece variar bastante com concentrações citadas entre 51 a 900 mg/kg (CAPSON-TOJO et al., 2017; NGUYEN et al., 2017). Observou-se alto CV no inverno (55,9%), sugerindo grande variabilidade nesta estação. A concentração de carbono (C) variou em 41,6% a 45,6% e a concentração de nitrogênio (N) foi de 2,8% a 4,5%. Os valores para C estão dentro dos valores reportados (41,3% a 49,9%), sendo que os valores de N observados neste estudo se encontram um pouco acima de

valores observados na literatura (1,1% a 3,3%) (DEEPANRAJ; SIVASUBRAMANIAN; JAYARAJ, 2017; FISGATIVA; TREMIER; DABERT, 2016; LI et al., 2018; LIU et al., 2018). A relação C/N variou entre 10,1 a 14,9, apresentando valores um pouco abaixo da faixa relatada na literatura de 11,35 a 18,5 (FISGATIVA; TREMIER; DABERT, 2016; KAINTHOLA; KALAMDHAD; GOUD, 2020). Nesse sentido, os dados sugerem a necessidade de equilíbrio dos nutrientes, tendo em vista que a faixa ideal para a digestão anaeróbia é considerada de 25 a 35 (BRAGUGLIA et al., 2018; DEEPANRAJ et al., 2020; ZHANG et al., 2007). O fósforo total variou em 17,2 a 34,4 mg/kg.

Por fim, a umidade apresentou um CV relativamente baixo, variando de 4,5% a 19,6%, com a maior variação registrada na primavera. Por outro lado, a massa específica dos resíduos tem um CV que varia de 0,4% a 10,3%, com maior variação observada no outono.

Tabela 9 – Caracterização físico-química do resíduo alimentar pré e pós consumo após trituração coletado no restaurante universitário da UFES – Campus Goiabeiras nas quatro estações do ano (2022-2023). N = 4 (3 amostras simples e 1 amostra composta) para cada estação.

Variáveis	Estação do ano							
	Primavera		Verão		Outono		Inverno	
	Média + DP	CV (%)	Média + DP	CV (%)	Média + DP	CV (%)	Média + DP	CV (%)
pH	6,0 ± 0,3	5,4%	5,5 ± 0,4	7,9%	5,1 ± 0,5	9,3%	5,5 ± 0,3	5,5%
ST(%)	25,1 ± 3,8	15,2%	23,1 ± 5,1	21,9%	19,9 ± 3,6	18,2%	22,9 ± 3,5	15,2%
SV (%)	21,4 ± 2,0	9,2%	19,1 ± 3,8	20,2%	17,5 ± 3,0	17,2%	19,5 ± 2,6	13,2%
SV/ST	0,9 ± 0,1	8,1%	0,8 ± 0,02	2,3%	0,9 ± 0,1	9,5%	0,9 ± 0,02	2,6%
DQO (g/kg)	284 ± 23	29,1%	267 ± 52	20,2%	234 ± 40	17,3%	260 ± 34	12,9%
N-NH ₃ (mg/kg)	420 ± 175	8,2%	405 ± 60	14,8%	391 ± 61	15,7%	589 ± 329	55,9%
P (mg/kg)	17,2 ± 8,0	41,6%	25,8 ± 4,7	18,4%	34,4 ± 1,8	5,1%	28,4 ± 4,7	16,5%
C (%)	41,6 ± 6,8	46,7%	45,6 ± 1,6	3,6%	42,7 ± 3,0	7,0%	43,9 ± 1,3	2,9%
N (%)	2,8 ± 0,7	4,3%	4,5 ± 1,2	26,6%	3,9 ± 0,9	23,8%	4,4 ± 1,2	27,5%
C/N (%)	14,9 ± 3,1	23,6%	10,1 ± 3,3	31,0%	11,3 ± 1,9	16,8%	11,0 ± 2,5	22,9%
Umidade (%)	75,1 ± 3,8	19,6%	76,9 ± 5,1	6,6%	80,1 ± 3,6	4,5%	77,1 ± 3,5	4,5%
Massa específica (kg/m ³)	1067 ± 12,1	5,1%	1057 ± 4,5	0,4%	1006,7 ± 104,1	10,3%	1045 ± 34,5	3,3%

Fonte: Autoria própria.

6.2 Remoção de nitrogênio por volatilização/precipitação de estruvita

1.1.1 Digestato

Constatou-se no sobrenadante do digestato remoções de até 30,4% de NAT em pH 9,5 e 47,7% de $P-PO_4^{3-}$ em pH 8,3, ambos na relação molar de $Mg:PO_4^{3-}$ de 3:1 (Tabela 10). Contudo, na proporção 1:1 e pH 8,7, o sobrenadante do digestato teve o maior aumento da relação C/N, de 9,9 para 16,7 (68,7%), sendo esta a condição adequada em termos de aumento da relação carbono/nitrogênio. Nos demais tratamentos, o aumento da relação C/N do sobrenadante do digestato flutuou entre 2,5% a 25,7%, variando a relação C/N final entre 8,0 e 9,3.

Observou-se que, com maior dosagem na relação molar de $Mg:PO_4^{3-}$ de 3:1, houve elevação dos níveis de alcalinidade para entre 5800 e 6800 $mgCaCO_3/L$ no sobrenadante. Adicionalmente, o pH final do sobrenadante variou entre 9,3 a 9,6 (Tabela 10), o que é atribuído à adição de MgO, que, ao reagir com a água em solução, forma hidróxido de magnésio $Mg(OH)_2$ (CHIMENOS et al., 2003).

Tabela 10 - Comparação dos parâmetros do digestato (inóculo) antes e depois da precipitação da estruvita. Média + Desvio Padrão (n=2).

Tratamento	NAT (mg/L)		Eficiência de remoção de N (%)	C/N			P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)		Eficiência de remoção de P-PO ₄ ³⁻ (%)	Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)		pH	
	Início	Fim		Início	Fim	Aumento (%)	Início	Fim		Início	Fim	Início	Fim
pH 8,3 [Mg:PO₄³⁻1:1]	784,0 ± 19	700,0 ± 15	10,7 ± 0,35	9,9 ± 0,3	16,4 ± 0,2	65,7 ± 2,14	31,9 ± 15	33,9 ± 3	- 6,3 ± 3,01	3400 ± 273	3800 ± 220	7,4 ± 0,5	9,3 ± 0,3
pH 8,7 [Mg:PO₄³⁻1:1]	784,0 ± 19	694,4 ± 12	11,4 ± 0,34	9,9 ± 0,3	16,7 ± 0,5	68,7 ± 2,93	31,9 ± 15	35,7 ± 2	- 12,0 ± 5,65	3400 ± 273	3700 ± 234	7,4 ± 0,5	9,4 ± 0,4
pH 9,5 [Mg:PO₄³⁻1:1]	784,0 ± 19	660,8 ± 13	15,7 ± 0,49	9,9 ± 0,3	15,6 ± 0,7	57,6 ± 3,12	31,9 ± 15	25,5 ± 1	20,1 ± 9,45	3400 ± 273	2400 ± 254	7,4 ± 0,5	9,4 ± 0,2
pH 8,3 [Mg:PO₄³⁻2:1]	319,2 ± 10	291,2 ± 11	8,8 ± 0,43	8,0 ± 0,3	8,7 ± 0,3	8,7 ± 0,45	32,1 ± 2	25,9 ± 3	19,3 ± 2,17	2900 ± 220	2500 ± 270	8,7 ± 0,2	9,3 ± 0,2
pH 8,7 [Mg:PO₄³⁻2:1]	319,2 ± 10	308,0 ± 13	3,5 ± 0,18	8,0 ± 0,3	8,2 ± 0,2	2,5 ± 0,11	32,1 ± 2	26,4 ± 2	17,8 ± 1,56	2900 ± 220	2100 ± 219	8,7 ± 0,2	9,4 ± 0,2
pH 9,5 [Mg:PO₄³⁻2:1]	319,2 ± 10	313,6 ± 20	1,8 ± 0,12	8,0 ± 0,3	8,2 ± 0,5	2,5 ± 0,18	32,1 ± 2	25,7 ± 1	19,9 ± 1,39	2900 ± 220	3800 ± 210	8,7 ± 0,2	9,6 ± 0,3
pH 8,3 [Mg:PO₄³⁻3:1]	820,4 ± 25	638,4 ± 15	22,2 ± 0,85	7,4 ± 0,4	9,3 ± 0,1	25,7 ± 1,42	26,4 ± 6	13,8 ± 7	47,7 ± 16,67	6400 ± 340	6800 ± 215	7,3 ± 0,3	9,3 ± 0,2
pH 8,7 [Mg:PO₄³⁻3:1]	820,4 ± 25	744,8 ± 12	9,2 ± 0,32	7,4 ± 0,4	8,0 ± 0,5	8,1 ± 0,67	26,4 ± 6	23,6 ± 2	10,6 ± 2,54	6400 ± 340	5800 ± 312	7,3 ± 0,3	9,4 ± 0,3
pH 9,5 [Mg:PO₄³⁻3:1]	820,4 ± 25	571,2 ± 13	30,4 ± 1,16	7,4 ± 0,4	8,6 ± 0,3	16,2 ± 1,04	26,4 ± 6	17,6 ± 5	33,3 ± 9,86	6400 ± 340	6300 ± 329	7,3 ± 0,3	9,6 ± 0,1

Fonte: Autoria própria.

1.1.2 Digestato líquido

No sobrenadante do digestato líquido, a maior remoção de nitrogênio ocorreu com pH de 9,5 e Mg:PO₄³⁻ de 1:1. Essa condição resultou em uma remoção de NAT e amônia livre (NH₃) de 45,5% e 65,5%, respectivamente (Figura 16), atingindo as menores concentrações finais de NAT (340 mgN/L) e NH₃ (5,4 mgN/L) no sobrenadante em comparação com os outros tratamentos avaliados (Tabela 11). Portanto, esses foram os parâmetros de pH e relação molar escolhidos para remoção de nitrogênio do digestato líquido para posterior recirculação nos reatores.

Tabela 11 - Caracterização do sobrenadante após processo de precipitação de digestato líquido e estruvita. Média + desvio padrão. N=2

Tratamento	pH final	pH ajustado	AT (mgCaCO ₃ /L)	NAT (mgN/L)	NH ₃ ¹ (mgN/L)
pH 9,5 [Mg:PO ₄ ³⁻ 1:1)	9,7 ± 0,1	7,3 ± 0,1	2500,0 ± 102	340,0 ± 12	5,4 ± 0,2
pH 9,5 [Mg:PO ₄ ³⁻ 2:1)	9,8 ± 0,1	7,3 ± 0,1	2600,0 ± 134	431,2 ± 22	6,8 ± 0,4
pH 9,5 [Mg:PO ₄ ³⁻ 3:1)	9,8 ± 0,2	7,3 ± 0,2	2800,0 ± 156	408,8 ± 31	6,4 ± 0,5
pH 8,7 [Mg:PO ₄ ³⁻ 1:1)	9,3 ± 0,1	7,3 ± 0,1	2500,0 ± 162	487,2 ± 12	7,7 ± 0,2
pH 8,7 [Mg:PO ₄ ³⁻ 2:1)	9,3 ± 0,1	7,3 ± 0,1	2500,0 ± 163	430,0 ± 23	7,7 ± 0,4
pH 8,7 [Mg:PO ₄ ³⁻ 3:1)	9,7 ± 0,2	7,3 ± 0,2	3300,0 ± 123	410,0 ± 12	6,5 ± 0,2
pH 8,3 [Mg:PO ₄ ³⁻ 1:1)	9,2 ± 0,1	7,3 ± 0,1	2500,0 ± 127	442,4 ± 13	7,0 ± 0,2
pH 8,3 [Mg:PO ₄ ³⁻ 2:1)	9,3 ± 0,1	7,3 ± 0,1	3500,0 ± 231	487,2 ± 16	7,7 ± 0,3
pH 8,3 [Mg:PO ₄ ³⁻ 3:1)	9,7 ± 0,1	7,3 ± 0,1	4100,0 ± 245	501,0 ± 23	8,7 ± 0,4

¹ = Valores de NH₃ calculados após neutralização do pH e temperatura ambiente de 30°C

Fonte: Autoria própria.

Resultados semelhantes em relação ao pH ótimo de 9,5 na remoção de nitrogênio foram reportados em outros estudos. Arellano-Yasaca; Chu; Petracchini (2024), também alcançaram maior remoção de NAT (79%) na

precipitação de estruvita do digestato líquido da digestão de RA no pH 9,5, porém com relação molar superior (Mg:PO₄³⁻ de 4:1). Luo et al. (2019) obtiveram remoção de NH₃ de até 50,3% ao precipitar estruvita do digestato líquido suíno com pH ótimo de 9,5. A relação molar ótima pode variar de acordo com diferentes fontes e características de digeridos e digestato líquidos, bem como a presença de íons (NAGARAJAN et al., 2023). Nesse sentido, diferentes valores ótimos podem ser obtidos para cada tipo de efluente.

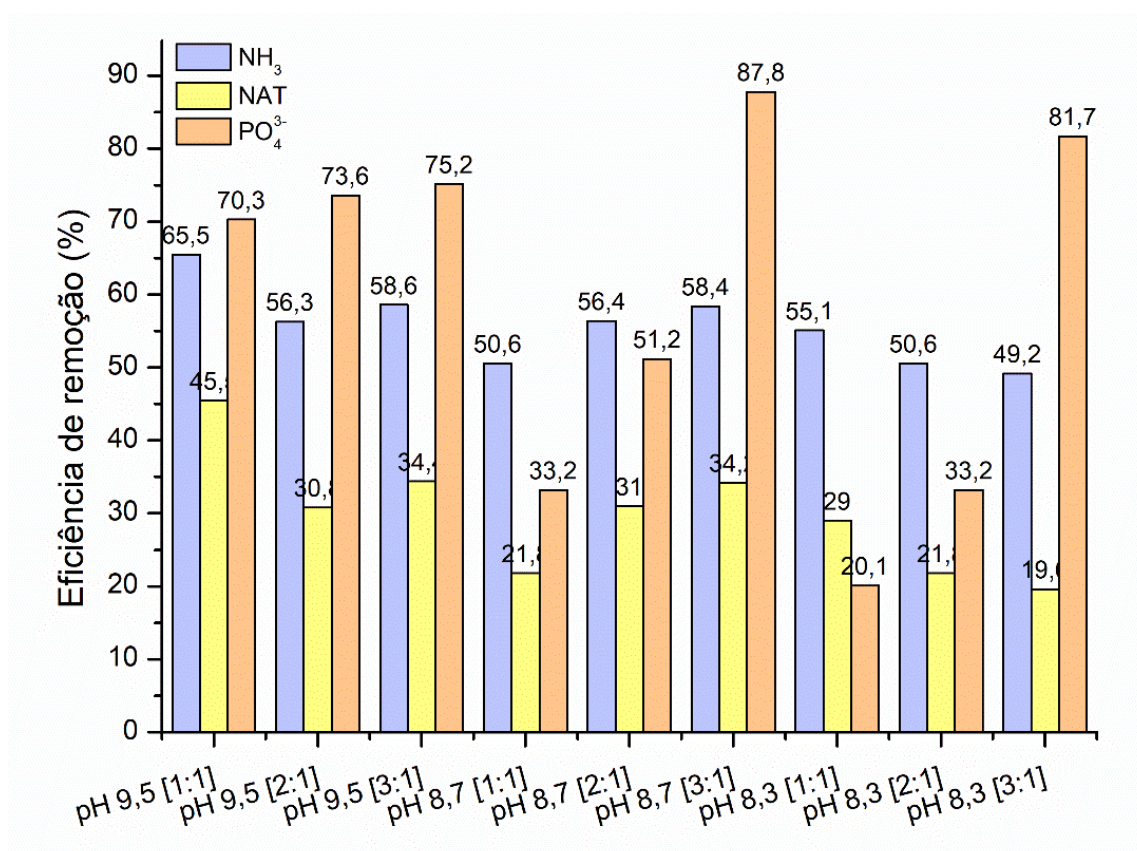


Figura 16 - Eficiência de remoção de NH₃, NAT e fosfato total do sobrenadante de digestato líquido após precipitação de estruvita.

Fonte: Autoria própria.

Os experimentos com pH de 9,5 alcançaram valores finais de pH no sobrenadante superiores aos demais (Tabela 11). Observou-se que o pH final dos experimentos excedeu 9,0. Portanto, antes de iniciar a recirculação do digestato líquido nos reatores de tratamento, ajustou-se o pH do digestato líquido próximo à neutralidade com a adição de H₂SO₄ 5N, tendo em vista que valores

acima de 9 no digestato líquido poderiam inibir a atividade metanogênica nos reatores (ASSIS; GONÇALVES, 2022). Como já era esperado, a alcalinidade apresentou valores mais elevados nas proporções de $Mg:PO_4^{3-}$ de 3:1. Tanto o pH elevado quanto a alcalinidade ao final do processo podem ser atribuídos à adição de MgO , que é conhecido por elevar o pH através da neutralização de ácidos e por sua elevada alcalinidade (CHIMENOS et al., 2003; HERMASSI et al., 2018).

1.2 Caracterização do Precipitado

1.2.1 Digestato

A técnica de Difração de Raios X (DRX) indicou a presença de vários compostos químicos no precipitado do digestato, contudo não foi identificado $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$. Foram identificados compostos contendo nitrogênio e fósforo, dentre outros contendo Mg e Ca, sendo eles: $Ca_4P_8O_8C_{152}H_{152}$, $C_4O_{12}H_{12}$, SiO_2 , $Mg(NO_3)_2$, $CaCO_3$ e $Mg(OH)_2$ nas relações molares $Mg:PO_4^{3-}$ de 1:1 e 2:1 (Figura 17 a – b). Na relação molar 3:1, compostos adicionais como $Si_2P_4O_{15}$ e $K_6P_6O_{183}H_2O$, KNO_2 e $MgCO_3(H_2O)_3$ foram formados (Figura 17 c). A análise elementar mostrou concentrações de N no precipitado variando entre 3,8 % a 5,0% em massa seca, sendo que o tratamento com pH 8,7 e relação $Mg:PO_4^{3-}$ 1:1 foi o que obteve maior concentração de N no precipitado (5%). Como citado anteriormente, esse também foi o tratamento que obteve maior aumento da relação C/N.

Esses achados indicam que a remoção de nitrogênio pode ter ocorrido pela precipitação de compostos nitrogenados e por volatilização da amônia, que é favorecida em condições alcalinas (GHOSH; LOBANOV; LO, 2019). A presença de muitos compostos com Ca é consequência da alta concentração de íons de cálcio no digestato. Esse fato impacta bruscamente a precipitação de estruvita (KOUTSOUKOS; KOFINA; KLEPETSANIS, 2003). Isso ocorre porque os íons de cálcio competem com o magnésio pelos íons precursores da estruvita, o que pode inibir sua formação (MARTÍN-HERNÁNDEZ; MARTÍN; RUIZ-MERCADO, 2019). De fato, o digestato apresentou concentração elevada de Ca

(197 mg/L \pm 7,5), sugerindo que a presença desse íon pode ter interferido negativamente na precipitação química de estruvita.

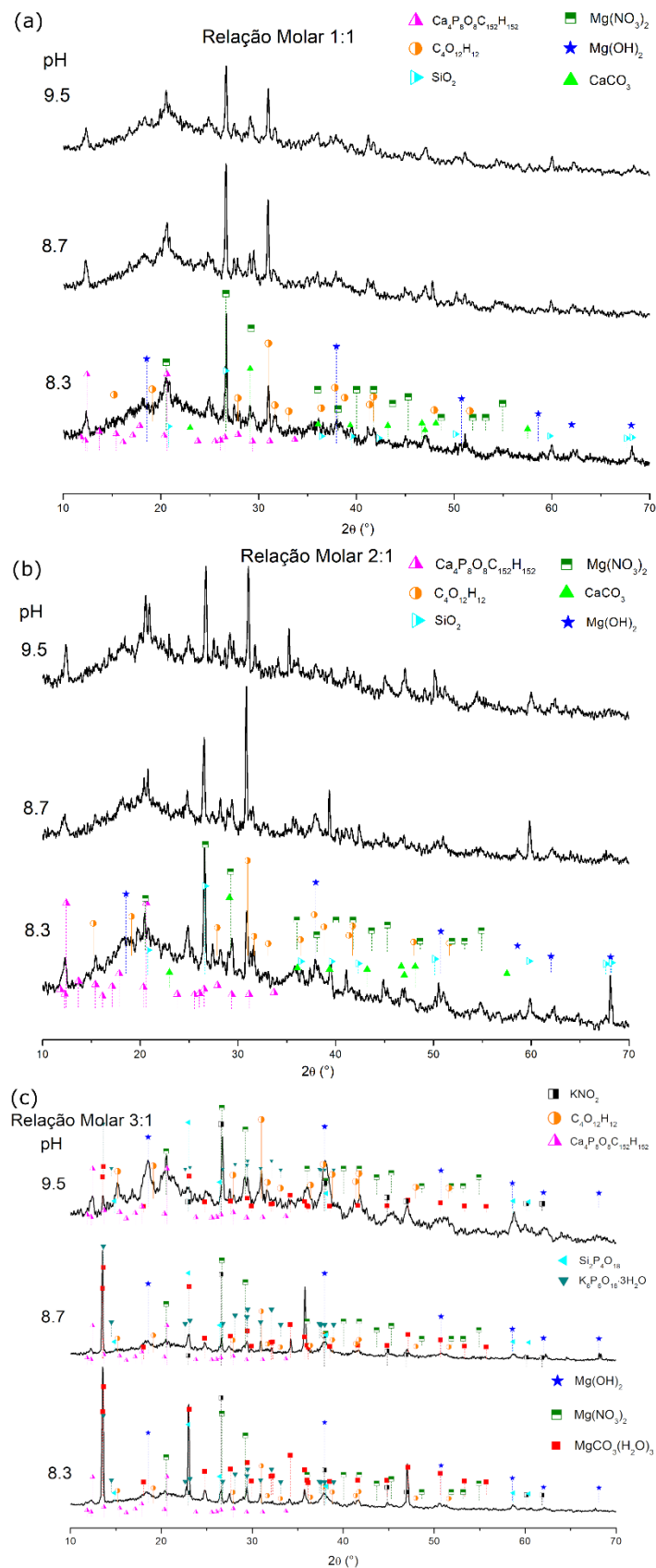


Figura 17 - Caracterização de materiais precipitados: análise por Difração de Pó de Raios X (DRX) de amostras do digestato.
Fonte: Autoria própria.

1.2.2 Digestato líquido

Durante a precipitação química do digestato líquido, destacou-se que, no experimento com pH 9,5, houve maior remoção de amônia. Essa condição proporcionou uma observação detalhada das características dos compostos gerados. Semelhante ao precipitado do digestato, as análises identificaram a presença de diversos compostos de magnésio e cálcio, incluindo hidrato de carbonato de magnésio ($\text{MgCO}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$), carbonato duplo de magnésio e cálcio ($\text{Mg}_{0,064}\text{Ca}_{0,936}\text{CO}_3$), carbonato de cálcio (CaCO_3), hidróxido de magnésio ($\text{Mg}(\text{OH})_2$) e o Carbonato de magnésio hidroxilado octahidratado ($\text{Mg}_5(\text{CO}_3)_4(\text{OH})_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$) (Figura 18).

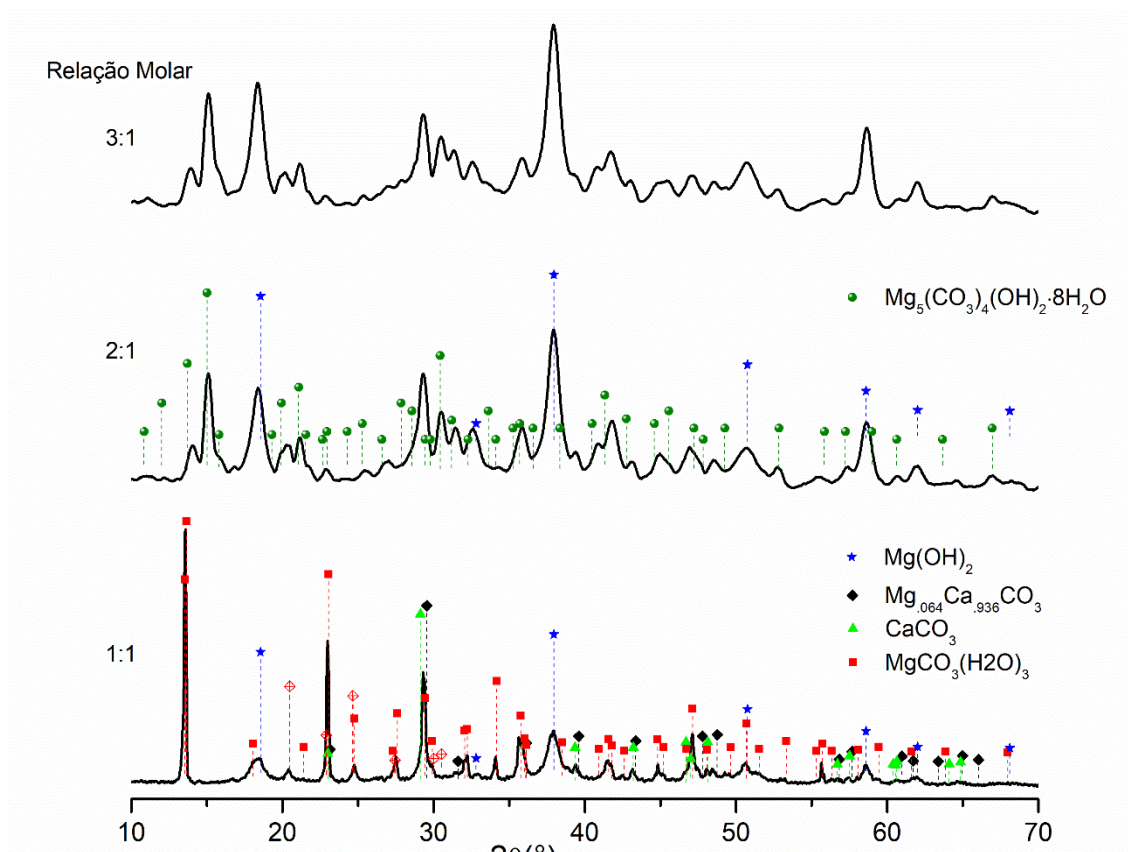


Figura 18 - Caracterização de materiais precipitados: análise por Difração de Pó de Raios X (DRX) de amostras em pH 9,5 com relações molares $\text{Mg}:\text{PO}_4^{3-}$ de 1:1, 2:1 e 3:1

Fonte: Autoria própria.

Na análise de espectroscopia de ressonância magnética nuclear (RMN) (Figura 19), o sinal observado com um pico em torno de -2 ppm indica a possível

presença de ortofosfatos e pirofosfatos, fósforo inorgânico ligado ao magnésio e formas orgânicas de fósforo (SANTORO, 2023). Isso sugere que a remoção de ortofosfato no sobrenadante do digestato líquido pode ter ocorrido devido à precipitação desse elemento.

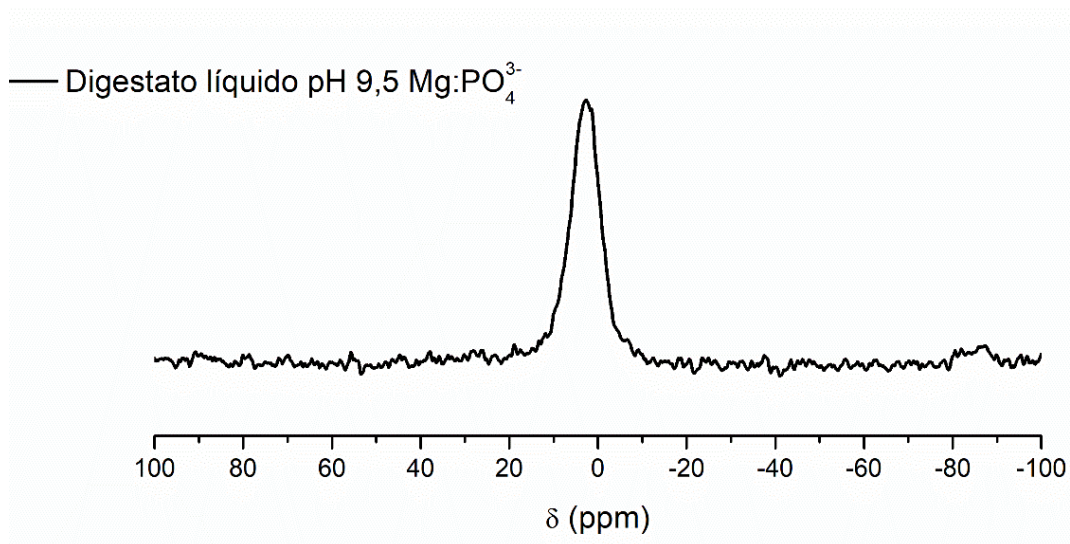


Figura 19 – Análise de espectroscopia de ressonância magnética (RMN) para identificação de formas de fósforo presentes no precipitado do digestato líquido – pH 9,5 e relação molar Mg:PO₄³⁻.

Fonte: Autoria própria.

Não foi identificado a presença de MgNH₄PO₄·6H₂O no precipitado, contudo, a análise elementar no tratamento de pH 9,5 e relação molar Mg:PO₄³⁻ 1:1 indicou a concentração de 3,03% de nitrogênio, confirmando que parte do nitrogênio foi precipitado. Embora MgNH₄PO₄·6H₂O seja a fase sólida predominante, outros hidratos também podem se formar, e sua formação pode ser influenciada por fatores como pH e presença de íons interferentes, especialmente cálcio (HAO et al., 2013; TUNAY et al., 1997).

Em pH mais elevado, a amônia livre tende a aumentar, podendo volatilizar-se, enquanto o amônio pode precipitar como estruvita ou outros minerais em conjunto com o magnésio (GHOSH; LOBANOV; LO, 2019). Nesse sentido, os dados sugerem que a remoção de NAT no digestato líquido, assim como no digestato, ocorreu por volatilização e precipitação de compostos nitrogenados.

O Ca^{2+} é o principal íon que impacta severamente a precipitação de estruvita (KOUTSOUKOS; KOFINA; KLEPETSANIS, 2003). A existência de Ca^{2+} associado a pH mais elevados contribui para formação de outros compostos (HAO et al., 2008). Os dados sugerem que a presença elevada de Ca^{2+} no digestato líquido levou à formação predominante de compostos de cálcio, em detrimento da estruvita nas precipitações. Resultado semelhante foi relatado por Hao et al., (2008), que elevaram o pH de águas residuárias com Ca^{2+} acima de 8 e identificaram ser desafiador precipitar estruvita pura devido a interferência do cálcio (HAO et al., 2008).

Existe uma limitada quantidade de estudos na literatura dedicados à precipitação química de estruvita a partir do digestato líquido resultante da digestão anaeróbia de resíduos alimentares. (ARELLANO-YASACA; CHU; PETRACCHINI, 2024). Recentemente, Arellano-Yasaca; Chu; Petracchini (2024) conseguiram precipitar estruvita utilizando o digestato líquido proveniente da digestão anaeróbia de resíduos alimentares. No entanto, diferentemente dos resultados deste estudo, eles observaram uma baixa concentração de íons Ca^{2+} no digestato líquido que utilizaram (29 ± 5 mg/L), com uma relação Ca:Mg inferior a 0,2. Segundo os autores, essa condição não teria uma influência expressiva na precipitação da estruvita. Contudo, a alta concentração de Ca presente no digestato líquido deste estudo ($87,8 \pm 0,8$ mg/L), proporcionou uma relação Ca:Mg = 1,168. Uma razão molar Ca:Mg maior que 0,5 influencia a formação de estruvita, e uma razão maior que 1,0 pode impedir a formação deste mineral (RYU et al., 2014).

Embora a remoção de NAT no digestato líquido neste estudo vise diminuir a toxicidade por amônia na digestão anaeróbia e aperfeiçoar o processo, os resultados indicam que as altas concentrações de íons interferentes no digestato líquido, especialmente cálcio, apresentaram desafios para a precipitação de estruvita. Portanto, é fundamental abordar a presença e o impacto de íons solúveis coexistentes, que podem afetar os processos elementares de precipitação, essenciais para a formação de estruvita (ZHANG; JIANG; DENG, 2017). Assim, se o objetivo for precipitar e recuperar estruvita, torna-se imprescindível remover íons interferentes do conteúdo, principalmente de cálcio, por meio de pré-tratamentos (GUAN et al., 2023).

6.3 Testes de atividade metabólica anaeróbia

O tratamento que obteve maior rendimento de biometano foi com pH 8,7 e relação molar $Mg:PO_4^{3-}$ 1:1 (466,5 mLCH₄/gSV) (Tabela 12), o que corresponde a um aumento de 74% em relação ao controle (268,5 mLCH₄/gSV). A biodegradabilidade atingiu 94% em relação a produção teórica de biometano para esse substrato (496 mLCH₄/gSV). Adicionalmente, o tratamento com pH 8,3 e relação molar $Mg:PO_4^{3-}$ 1:1 também resultou em aumento acentuado (68%) no rendimento de biometano, atingindo 449,9 mLCH₄/gSV. Isso pode ser atribuído ao incremento da relação C/N do inóculo (sobrenadante do digestato) e, conseqüentemente, da mistura, cuja C/N aumentou de 11,0 (controle) para 14,3 e 14,4 nos tratamentos com pH 8,3 e 8,7, respectivamente (Tabela 12). Além disso, Romero-Güiza et al., (2016) citam que a adição de magnésio pode impactar a eficiência da digestão anaeróbia, sendo que, em alguns casos, o magnésio pode melhorar a atividade das bactérias metanogênicas (ROMERO-GÜIZA et al., 2016).

Um estudo semelhante que buscou equilibrar a relação C/N da mistura, foi conduzido por Kainthola; Kalamdhad; Goud (2020) que realizaram a codigestão de resíduos alimentares (RA) com palha de arroz, alcançando uma relação C/N de 30. Isso resultou em um aumento de 71,09% na produção de metano em comparação com a monodigestão, com um rendimento de 294,17 mL/gSV. No entanto, esse rendimento foi inferior ao encontrado neste estudo, que alcançou 496 mLCH₄/gSV na melhor condição.

Observou-se diferença estatisticamente significativa nos valores da relação C/N entre os experimentos ($p = 0,029$). O aumento na relação C/N correlaciona-se com incrementos na produção de biometano de forma significativa ($p = 0,001$). Embora diversos estudos indiquem que a razão ideal de carbono para nitrogênio (C/N) situa-se entre 20 e 30 para a produção eficaz de biometano, existem pesquisas que demonstraram um rendimento ótimo, ou seja, bem próximo da produção teórica de biometano com uma relação C/N variando entre 15,0 e 15,8, valores estes que são próximos aos encontrados no presente estudo (SIDDIQUI; HORAN; SALTER, 2011a; ZHANG et al., 2013).

Tabela 12 - Razão Mistura C/N, Produção cumulativa de biometano (mLCH₄.gSV⁻¹), biodegradabilidade do substrato (%), aumento (%), remoção de SV e DQO, SV/ST e hidrólise (razão DQO solúvel/DQO total).

Detalhes	C/N ¹	CH ₄ (mL/gSV)	Biodegradabilidade anaeróbia (%)	Aumento de CH ₄ (mL/gSV) (%)	Remoção de SV (%)	Remoção de ST (%)	SV/ST	Remoção de DQO total (%)	Hidrólise DQOs/DQO _t (%)
Controle	11,0	268,5	54%	–	27,2	15%	69%	44,2	6,7
pH 8,3 [Mg:PO₄³⁻:1:1]	14,3	449,9	91%	68%	38,0	52%	59%	20,4	6,3
pH 8,7 [Mg:PO₄³⁻:1:1]	14,4	466,5	94%	74%	40,0	56%	62%	43,8	4,9
pH 9,5 [Mg:PO₄³⁻:1:1]	13,1	214,7	43%	-20%	11,0	9%	65%	40,6	4,0
pH 8,3 [Mg:PO₄³⁻:2:1]	9,1	252,1	51%	-6%	28,9	30%	64%	55,9	3,0
pH 8,7 [Mg:PO₄³⁻:2:1]	8,8	293,2	59%	9%	33,6	38%	63%	62,2	4,5
pH 9,5 [Mg:PO₄³⁻:2:1]	8,7	241,5	49%	-10%	27,9	26%	62%	57,5	3,2
pH 8,3 [Mg:PO₄³⁻:3:1]	9,5	245,9	50%	-8%	49,8	74%	58%	67,6	16,0
pH 8,7 [Mg:PO₄³⁻:3:1]	8,7	271,4	55%	1%	40,1	46%	59%	72,8	10,6
pH 9,5 [Mg:PO₄³⁻:3:1]	8,9	262,5	53%	-2%	59,8	62%	44%	86,5	8,3

Fonte: Autoria própria; ¹Referente à mistura inóculo + RA.

Nos tratamentos com pH de 8,3 e 9,5 a produção de biometano em relação ao controle variou de -2% a -10%. O tratamento com pH de 9,5 e relação molar de $\text{Mg}:\text{PO}_4^{3-}$ de 2:1 registrou a maior redução, com uma produção de 241,5 mL CH_4 /gSV. As proporções molares de $\text{Mg}:\text{PO}_4^{3-}$ 2:1 e 3:1, de forma geral, resultaram em menores quantidades de biometano. Apesar do Mg^{2+} contribuir para a atividade metanogênica em alguns casos, foi relatado que concentrações acima de 750 mg Mg^{2+} /L podem começar a inibir o processo (ROMERO-GÜIZA et al., 2016). Dutta et al. (2014) estudaram o impacto do Mg^{2+} na inositol monofosfatase e relataram que, em concentrações abaixo de 243 mg/L, o Mg^{2+} atua como ativador, enquanto em concentrações acima de 243 mg/L, o Mg^{2+} age como inibidor não competitivo. A inibição em altas concentrações foi atribuída à formação de um complexo inibitório ligado ao Mg^{2+} (DUTTA et al., 2014).

Por outro lado, o tratamento com pH 9,5 e relação molar de $\text{Mg}:\text{PO}_4^{3-}$ de 3:1 foi notável na remoção de substâncias orgânicas, alcançando 86,5% de remoção de DQO e 59,8% de remoção de SV. Além disso, houve redução da relação SV/ST para 44%, o que indica estabilização da matéria orgânica.

A hidrólise na digestão anaeróbia pode ser medida pela quantidade de DQO solúvel liberada no processo (CHAKRABORTY; VENKATA MOHAN, 2018a; MA; GU; LIU, 2018). Apesar da elevada hidrólise, representada pela relação razão DQOs/DQOt (Tabela 12) ao final do tratamento com pH de 8,3 e 8,7 ($\text{Mg}:\text{PO}_4^{3-}$ de 3:1), isso não se converteu em um aumento proporcional na produção de biometano. A relação molar $\text{Mg}:\text{PO}_4^{3-}$ de 3:1 foi mais eficiente na hidrólise, sendo 127 % superior à relação molar de 1:1 e 115% à de 2:1. Adicionalmente, a relação molar $\text{Mg}:\text{PO}_4^{3-}$ de 3:1 aumentou a remoção de SV em cerca de 66% e a redução de DQO em até 116% quando comparada à relação molar de 1:1, ressaltando sua eficácia na remoção de matéria orgânica.

Esses dados sugerem que a metanogênese pode não ser limitada primariamente pela hidrólise. Uma tendência semelhante foi discutida por Neves et al. (2006), que observaram uma correlação negativa entre a constante da taxa de hidrólise e o rendimento de biometano, sugerindo que a hidrólise não foi o fator limitante para os resíduos estudados (NEVES; OLIVEIRA; ALVES, 2006).

Adicionalmente Ma; Gu; Liu (2018) observaram que com o aumento do tempo de pré-tratamento fúngico utilizado nos resíduos alimentares e lodo ativado, foi observado que se acumularam compostos orgânicos que não se degradam facilmente. A composição química da DQO solúvel foi alterada significativamente com diferentes tempos de pré-tratamento, o que determinou a biodegradabilidade da DQO solúvel liberada e o desempenho subsequente da digestão anaeróbia (MA; GU; LIU, 2018). Portanto, os dados indicam que, apesar da alta hidrólise nos tratamentos de pH 8,3 e 8,7 (Mg:PO₄³⁻ de 3:1), a conversão da DQO solúvel em metano pode ter sido prejudicada por mudanças na sua composição.

6.3.1 Cinética da biodigestão anaeróbia

Os dados de produção de metano dos ensaios de atividade metabólica anaeróbia foram então ajustados às equações do modelo de Gompertz modificado e modelo logístico (Figura 20). As constantes cinéticas e as métricas estatísticas estão resumidas na Tabela 13.

Tabela 13 – Parâmetros cinéticos dos modelos de Gompertz modificado e logístico e indicadores estatísticos.

Detalhes	C/N ¹	CH ₄ (mL/gSV)	Modelo de Gompertz modificado					Modelo logístico				
			y_o	μ_m	λ	R ²	RMSE	y_o	μ_m	λ	R ²	RMSE
Controle	11,0	268,5	468,7	26,1	9,1	0,94	20,9	438,6	0,17	16,0	0,95	19,8
pH 8,3 [Mg:PO ₄ ³⁻ 1:1]	14,3	449,9	495,7	29,5	3,5	0,94	33,5	669,9	0,16	14,3	0,95	31,9
pH 8,7 [Mg:PO ₄ ³⁻ 1:1]	14,4	466,5	599,1	24,1	-0,8	0,93	37,5	599,1	0,17	11,4	0,93	35,9
pH 9,5 [Mg:PO ₄ ³⁻ 1:1]	13,1	214,7	277,9	12,7	-1,9	0,91	20,5	243,5	0,22	7,1	0,92	19,3
pH 8,3 [Mg:PO ₄ ³⁻ 2:1]	9,1	252,1	934,8	40,8	8,7	0,78	25,2	969,4	0,05	20,2	0,78	25,1
pH 8,7 [Mg:PO ₄ ³⁻ 2:1]	8,8	293,2	936,1	45,3	9,8	0,87	25,3	923,7	0,06	18,3	0,87	25,1
pH 9,5 [Mg:PO ₄ ³⁻ 2:1]	8,7	241,5	962,6	43,6	7,3	0,77	25,7	888,1	0,05	19,4	0,77	25,7
pH 8,3 [Mg:PO ₄ ³⁻ 3:1]	9,5	245,9	256,0	33,1	3,6	0,94	8,9	249,5	0,54	7,5	0,99	3,9
pH 8,7 [Mg:PO ₄ ³⁻ 3:1]	8,7	271,4	278,2	35,0	3,6	0,99	10,5	270,6	0,53	6,6	0,99	7,2
pH 9,5 [Mg:PO ₄ ³⁻ 3:1]	8,9	262,5	268,3	32,6	2,9	0,99	9,6	260,3	0,51	7,2	0,99	5,4

Nota: y_o é o rendimento final de biometano (mLCH₄/gSV_{adicionado}); μ_m é a taxa máxima de produção de biometano (mLCH₄.d⁻¹), λ é o tempo de atraso da fase (d) R² é o coeficiente de determinação e o RMSE é o erro quadrático médio.

Fonte: Autoria própria.

Os dois modelos avaliados alcançaram alto coeficiente de determinação R^2 , variando entre 0,91 e 0,99, o que indica que as previsões realizadas por eles tiveram um excelente ajuste em relação aos valores experimentais. Entretanto, nos tratamentos com a relação molar $Mg:PO_4^{3-}$ de 2:1, ambos os modelos apresentaram um coeficiente R^2 relativamente mais baixo, variando entre 0,77 e 0,87. Os valores do erro quadrático médio (RMSE) se situaram entre 3,9 e 35,9.

Em ambos os modelos, o RMSE foi menor nos tratamentos com a relação $Mg:PO_4^{3-}$ de 3:1, com variações de 3,9 a 7,2. Dessa forma, os resultados sugerem que o melhor ajuste de dados foi obtido pelo modelo logístico na relação $Mg:PO_4^{3-}$ de 3:1, seguido pelo modelo de Gompertz modificado para essa mesma relação molar, uma vez que apresentaram os maiores valores de R^2 e os menores valores de RMSE. Conseqüentemente, os rendimentos finais de metano y_0 previsto pelos modelos na relação $Mg:PO_4^{3-}$ de 3:1, foram muito próximos aos valores experimentais (Tabela 13). Os valores estimados de y_0 pelo modelo de Gompertz modificado variaram entre 256,0 a 268,3 mLCH₄/gSV e pelo modelo logístico foram de 249,5 a 260,3 mLCH₄/gSV (Tabela 13).

No controle, o tempo de latência λ se situou em 8-9 dias tanto nos dados experimentais (Figura 20), quanto no previsto pelo modelo de Gompertz modificado. Resultados semelhantes foram reportados por Hou et al., (2020), que obtiveram tempo de latência $\lambda = 8,24$ dias na monodigestão de resíduo alimentar (HOU et al., 2020). Nos gráficos (Figura 20), o tempo de latência (λ) para todos os tratamentos foi menor do que no controle, o que sugere que o inóculo se adaptou às condições do ambiente e substrato (FILER; DING; CHANG, 2019).

Nos gráficos de produção cumulativa de biometano por grama SV, normalmente observa-se duas formas: L invertido e S, sendo que ambas as curvas se aproximam de uma linha horizontal que indica a produção máxima teórica de biometano (ESPOSITO et al., 2012). Observou-se que na relação molar $Mg:PO_4^{3-}$ de 3:1 (Figura 20 – c), os gráficos atingiram a linha horizontal em menor tempo comparado aos demais tratamentos (Figura 20 – a e b), o que sugere taxa máxima de degradação e conseqüentemente menor o tempo de detenção hidráulica necessário nessas condições.

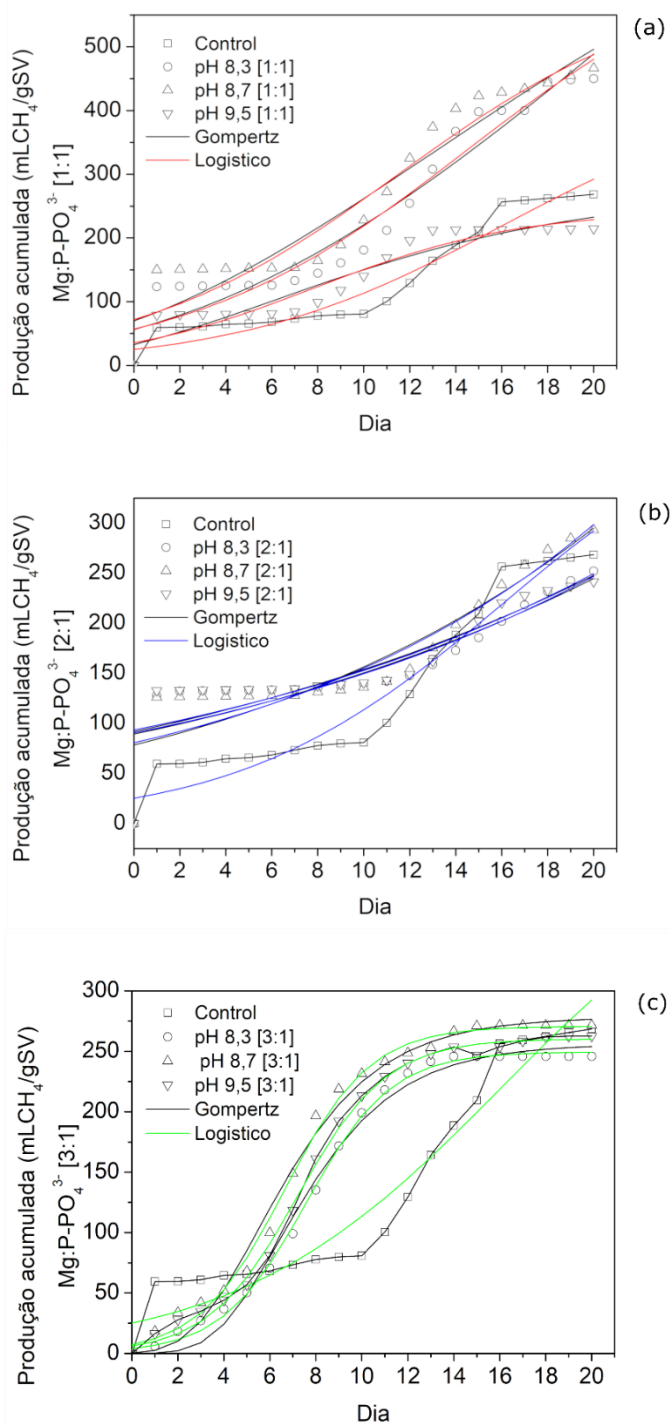


Figura 20 - a) Produção cumulativa de biometano a partir da razão molar Mg:PO₄³⁻ [1:1]; b) Produção cumulativa de biometano a partir da razão molar Mg:PO₄³⁻ [2:1]; c) Produção cumulativa de biometano a partir da razão molar Mg:PO₄³⁻ [3:1].

Fonte: Autoria própria

1.2.3 Avaliação do pH, NH₃ e Alcalinidade Total

Em relação ao monitoramento do pH (Figura 21 – a), os tratamentos com maiores relação molar (Mg:PO₄³⁻ 3:1) iniciaram os testes com pHs mais altos, Por exemplo, para a relação molar Mg:PO₄³⁻ 1:1 os pHs iniciais variaram entre 6,4 a 6,5. Na relação molar Mg:PO₄³⁻ 2:1 e na relação molar Mg:PO₄³⁻ 3:1, o pH inicial atingiram a faixa de 7,2 a 7,6 e 8,7 a 8,8, respectivamente,

Em todos os tratamentos, houve queda acentuada por volta do 4º dia de teste, deixando o pH na faixa de 6,0 a 6,3 para relação molar Mg:PO₄³⁻ 1:1 e Mg:PO₄³⁻ 2:1 e 6,5 a 6,6 para a relação molar Mg:PO₄³⁻ 3:1. Essa queda de pH ocorreu provavelmente devido a formação de ácidos graxos voláteis (AGV), formados na acidogênese e acetogênese, que é tipicamente uma indicação da instabilidade do processo da digestão anaeróbia de resíduo alimentar (ZHANG et al., 2017; ZHOU et al., 2018), pois leva a uma queda drástica no pH se não houver capacidade tampão suficiente (BROWN; LI, 2013).

Contudo, os dados sugerem que a adição do MgO no inóculo impediu o excesso de acidificação comum no processo de digestão anaeróbia de resíduo alimentar, seguramente devido ao efeito tamponante (CHIMENOS et al., 2003). No entanto, apesar do controle do pH, os tratamentos com um pH inicial mais alto (Mg:PO₄³⁻ 3:1) não levaram necessariamente a uma maior produção de biometano, indicando que um pH excessivamente alto também não é benéfico (KAINTHOLA; KALAMDHAD; GOUD, 2020).

Conforme descrito anteriormente, o NAT em sistemas de DA inclui tanto a amônia livre (NH₃) quanto sua forma ionizada (NH₄⁺). A amônia livre (NH₃) é especialmente relevante devido à sua maior toxicidade para os microrganismos envolvidos no processo (YUAN; ZHU, 2016). No controle, observou-se aumento de 40,7% no NAT, de 425,6 mg/L para 599,2 mg/L, ao longo dos 20 dias. Em contraste, no tratamento Mg:PO₄³⁻ 1:1 com pH 8,7, houve um aumento de 63,8% no NAT, de 386,4 mg/L para 632,8 mg/L, que coincidiu com a mais alta produção de biometano de 466,5 mLCH₄/gSV. Esse aumento de NAT pode ter ocorrido devido à decomposição de matéria nitrogenada. Contudo, alta produção de biometano sugere que o NAT não inibiu a atividade metanogênica e que o

equilíbrio de nutrientes e o ambiente de reação foram mantidos de forma eficaz, Além disso, esse tratamento foi o que obteve a maior relação C/N da mistura (14,4), o que contribuiu para o melhor desempenho. A alcalinidade teve valores maiores para a relação molar 3:1, como já era esperado (Figura 21 - b).

O tratamento Mg:PO_4^{3-} 3:1 [pH 8,3] registrou os maiores níveis de NH_3 entre todos os tratamentos (Figura 21 - c). Este tratamento apresentou uma das produções mais baixas de biometano, o que reforça a toxicidade do NH_3 elevado para os microrganismos metanogênicos. Estudos demonstram significativas variações nos limiares de toxicidade associados ao NAT: enquanto Yang et al., (2018) observaram um declínio no desempenho do reator com concentrações de NAT de 2 g/L, Sun et al., (2016) não detectaram inibição em níveis de NAT de até 7 g/L, Zheng et al., (2021) relataram que a sucessão entre populações de *Methanosaeta* e *Methanosarcina* pode ser utilizada como indicador microbiológico da inibição da amônia, Sob C/Ns elevados, a cooperação entre as bactérias foi alta, enquanto sob C/Ns baixos, a competição entre as bactérias prevaleceu (ZHENG et al., 2021). Nesse sentido, observa-se que a relação C/N é vital na modulação de comunidades microbianas e equilibrar essa relação pode ser a chave para aprimorar a estabilidade e eficiência de reatores biológicos.

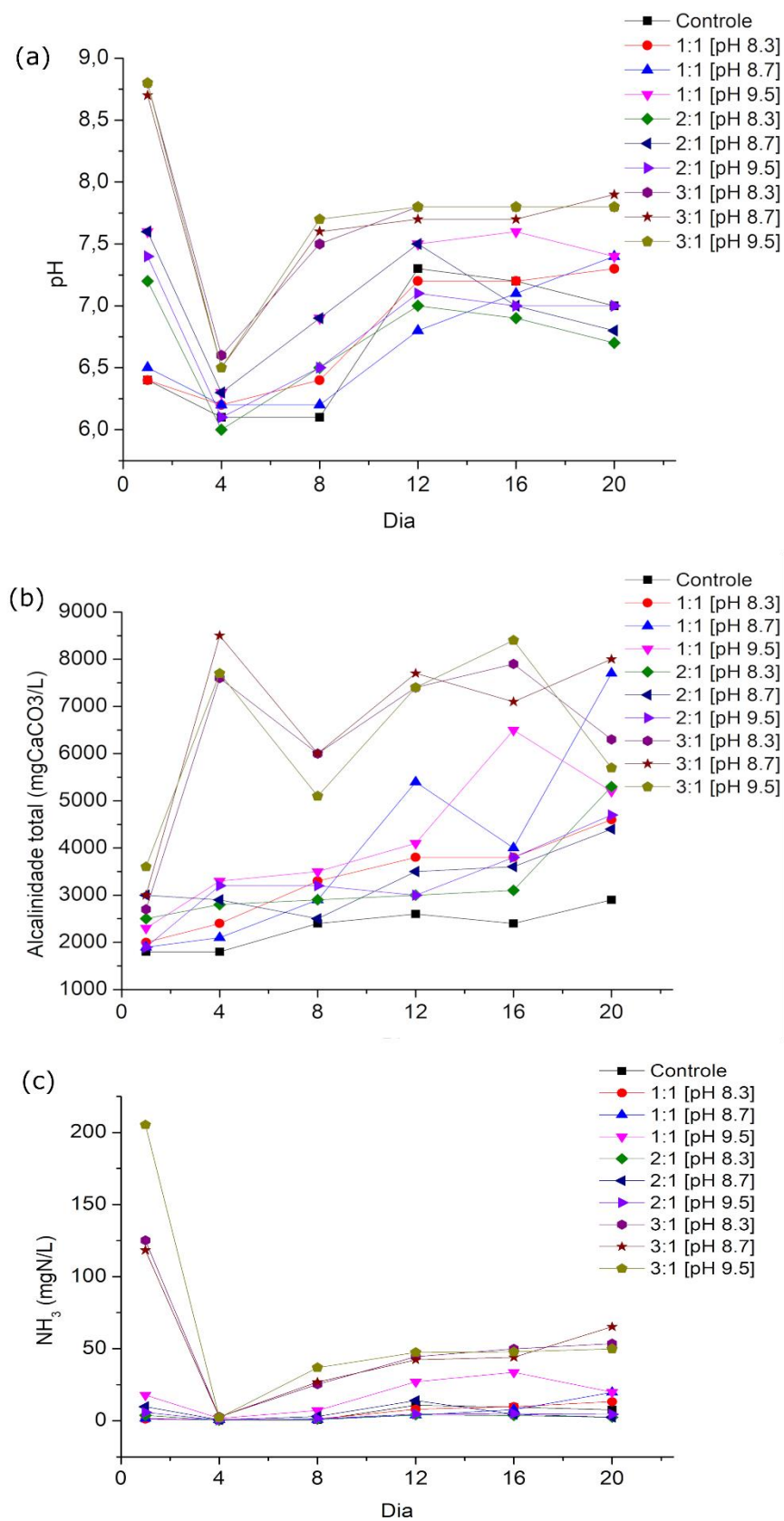


Figura 21 - Monitoramento de pH, alcalinidade total e NH_3 durante o processo de digestão anaeróbia
Fonte: Autoria própria.

A análise estatística revelou que o NH_3 exibiu uma correlação negativa importante com a produção de biometano ($r = -0,156$, $p = 0,000$), sugerindo que um aumento no NH_3 está associado a uma redução na produção de biometano. Contudo, o NAT e a Alcalinidade Total não apresentaram correlação significativa com a produção de biometano ($p > 0,05$).

O modelo de regressão linear múltipla (Equação 9) foi utilizado para avaliar a influência das variáveis pH, NAT, NH_3 e AT na produção de metano. Os resíduos variaram de -173,818 a 222,617, com uma mediana de 1,184 e um erro padrão residual de 88,25, indicando variabilidade não explicada. O intercepto foi de -513,55. O pH apresentou um coeficiente de 90,79 ($p = 0,00406$), sugerindo que um aumento de 1 unidade no pH está associado a um aumento de 90,79 unidades na produção de metano, sendo essa variável significativa. O NAT teve um coeficiente de 0,1325 ($p = 0,2217$), não se mostrando significativo. O NH_3 apresentou um coeficiente de -2,075 ($p = 0,00041$), indicando que um aumento de 1 unidade no NH_3 reduz a produção de metano em 2,08 unidades, caracterizando-o como significativo. Por fim, a AT teve um coeficiente de 0,00763 ($p = 0,3800$), também sem significância.

O R-quadrado foi de 0,3153, indicando que 31,53% da variação na produção de metano é explicada pelas variáveis do modelo, com um R-quadrado ajustado de 0,2655. A estatística F foi de 6,332 ($p = 0,00029$), confirmando a significância global do modelo. Em resumo, pH e NH_3 são as variáveis mais relevantes na predição da produção de metano, enquanto NAT e AT não demonstraram efeito significativo. A análise de resíduos do modelo está no Apêndice C.

$$CH_4 = -513,55 + 90,79 * pH + 0,1325 * NAT - 2,075 * NH_3 + 0,00763 * AT \quad (9)$$

Portanto, com base nos resultados obtidos nos testes de atividade metabólica anaeróbia, ficou claro que o pH, NH_3 e a relação C/N são as principais variáveis de influência na produção de biometano.

6.4 Operação de reatores

1.2.4 Monitoramento dos digestatos líquidos

No início da operação dos reatores, o pH e a alcalinidade total no grupo de controle começaram com valores relativamente altos de 8,1 e 3.850 mgCaCO₃/L, respectivamente (Figura 22 - a). Em contraste, o reator de tratamento iniciou com valores baixos de 5,7 e 2.600 mgCaCO₃/L, respectivamente. Valores baixos de pH e alcalinidade são típicos da digestão anaeróbia de resíduos alimentares e são uma das causas de falha em reatores (ASSIS; GONÇALVES, 2022). No entanto, após 7 dias de operação, com o início do processo semanal de precipitação de estruvita a partir do digestato líquido com recirculação no reator, os valores de pH e alcalinidade total começaram a aumentar no volume reacional, fazendo com que o pH atingisse valores na faixa da neutralidade (7,3 a 7,7) entre os dias 20 a 28 de operação (Figura 22 -a),

A elevação de pH e alcalinidade nesses reatores é atribuída a presença de MgO no digestato líquido, o qual foi utilizado na volatilização e precipitação. O MgO neutraliza os ácidos, além de ser benéfico para a atividade bacteriana ácidos (CHIMENOS et al., 2003). A variabilidade do pH no digestato líquido entre os grupos (controle e tratamento) foi significativa ($p=0,004$), indicando um impacto notável do tratamento sobre a acidez do líquido,

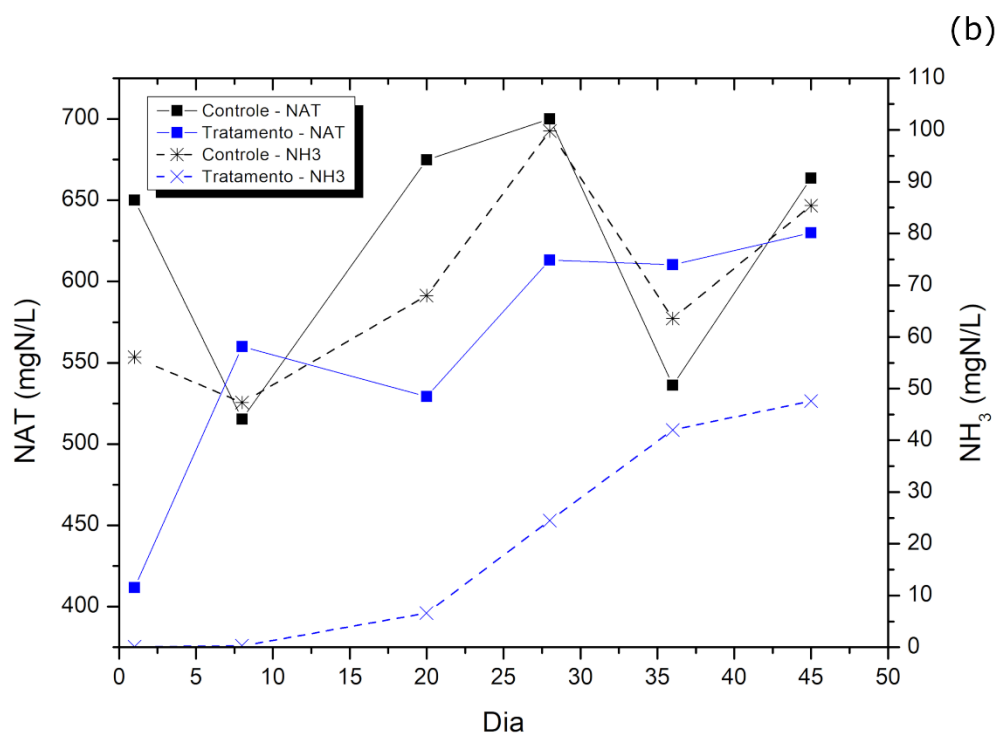
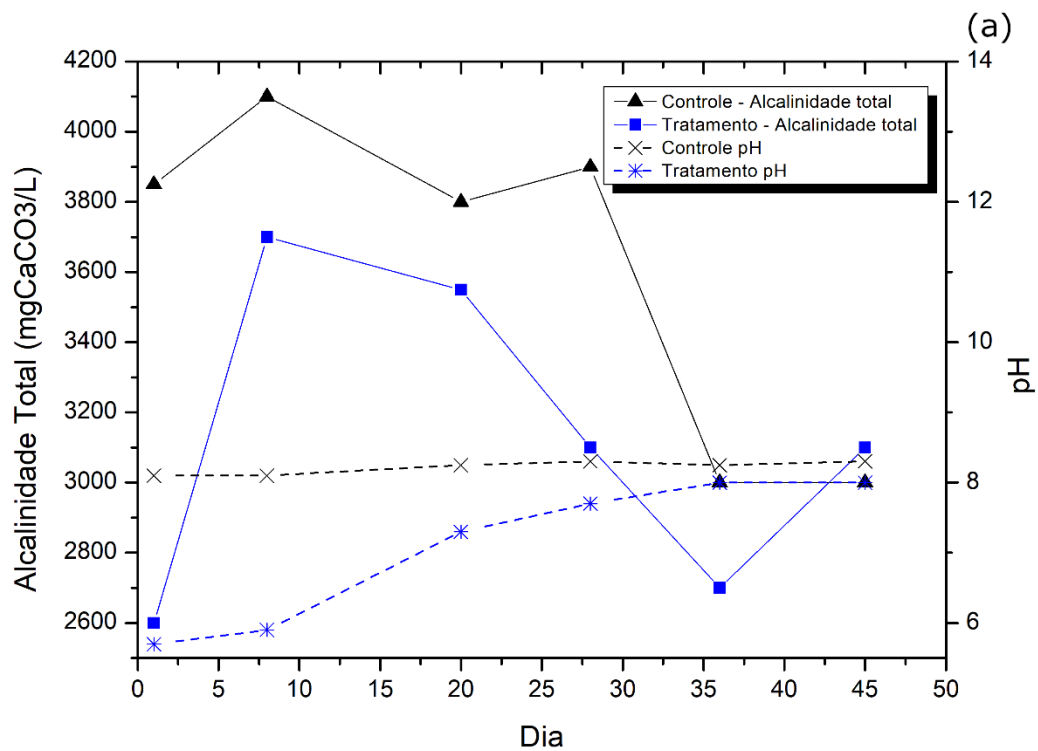


Figura 22 - Monitoramento de pH e AT(a) NAT e NH₃ (b) durante a operação dos reatores, que tiveram tempo de detenção de 45 dias.

Nota: NH₃ calculado a partir do pH e temperatura monitorados no digestato líquido,

Fonte: Autoria própria

Ao longo dos 45 dias de operação, as concentrações de NAT e NH_3 no digestato líquido do reator de tratamento se mantiveram menores do que no controle (- b). Observou-se redução na concentração média de NAT de 623 ± 78 mg/L no controle para 559 ± 82 mg/L no tratamento, representando uma queda de 10,3%, embora esta diferença não tenha sido significativa ($p = 0,193$). Para o NH_3 , houve diminuição de 71,4%, com o controle registrando 70 ± 19 mg/L e o tratamento 20 ± 21 mg/L, com diferença significativa ($p = 0,001$). Apesar da alcalinidade total (AT) e o NAT não terem sido afetados de maneira significativa, o tratamento com precipitação de estruvita influenciou consideravelmente o pH e a concentração de NH_3 no digestato líquido.

A faixa de variação de toxicidade que inibe a produção de biometano e redução de sólidos voláteis é bem variada para NH_3 (45-2600 mgN/L) e NAT (1200 – 10000 mgN/L) (JIANG et al., 2019), sendo que valores abaixo de 220 mgN/L de NAT favorecem a digestão anaeróbia (SAHU et al., 2017). No contexto do estudo atual, em que a estratégia de precipitação de estruvita foi utilizada para tratar o digestato líquido, é notável que, embora as concentrações de NAT e NH_3 estivessem abaixo dos limites de toxicidade, a adição de MgO contribuiu significativamente para a regulação do pH e a remoção de excesso de amônia na forma mais tóxica (NH_3) no digestato líquido.

1.4.2 Caracterização do digestato

A remoção de DQO total no digestato ao final dos 45 dias de operação foi mais eficiente no tratamento ($97 \pm 0,7\%$), do que no controle ($91 \pm 0,3\%$). A remoção de sólidos voláteis foi 2,3% maior no tratamento, enquanto a remoção de sólidos totais mostrou uma melhoria de 2,5%. Adicionalmente, a relação SV/ST foi 7,8 % menor tratamento. Nesse sentido, os dados sugerem uma maior atividade microbiana e estabilização da matéria orgânica devido ao ambiente modificado pela adição de MgO no digestato líquido, A melhora da remoção de sólidos totais no tratamento pode ser atribuído à eficácia da precipitação de cristais em capturar componentes inorgânicos presentes no digestato líquido, que são removidos do sistema antes da recirculação, reduzindo assim a carga

total de sólidos afluente ao reator (PARRA-OROBIO; PÉREZ-VIDAL; TORRES-LOZADA, 2021).

Um estudo com condições operacionais e valores de remoção de SV semelhantes aos deste foi reportado por Choudhary et al, (2020) (Tabela 14), Eles alcançaram 95,8% de remoção de SV após 42 dias de TDH na monodigestão anaeróbia de resíduo alimentar em regime de batelada e temperatura mesofílica, com uma COV de 0,06 kgSV/m³.d, 45% inferior à COV deste estudo (0,11 kgSV/m³.d). As condições operacionais variam significativamente entre os estudos, com remoções de SV variando entre 79,7 e 94,7% e DQO entre 38 e 86% (Tabela 14). Portanto, observou-se que o reator de tratamento desta pesquisa obteve desempenho superior aos estudos analisados, em termos de remoção de matérias orgânica.

Tabela 14 - Desempenho de reatores para tratamento de resíduos alimentares em diferentes condições operacionais

Ref,	Modo	Temp, (°C)	COV (gSV/L,d)	TDH (dias)	Estágio	Vol, útil (L)	Tipo	Substrato	Co- substrato	Remoção de SV (%)	Remoção de COD (%)
Esse estudo ³	Batelada	Mesofílico (~29°C)	0,11	34	1	18	DA	Resíduo alimentar	–	97	95
(ZHANG et al., 2017c)	Semi-contínuo	Mesofílico (35°C)	1,6 - 10	73	3	20	DA ¹	Resíduo alimentar	–	83,5	–
(Nguyen et al., 2017)	Semi-contínuo	Mesofílico (38°C)/ Termofílico	2,16-8,62	25- 100	1	10	DA	Resíduo alimentar	–	79,7	–
(CHOUDHARY; KIMAP- DEEPANR AJ et al., 2021a)	Batelada	Verão e inverno	0,06 - 0,38	10 – 42	1	2700	DA	Resíduo alimentar	–	94,7	–
(LIU et al., 2018b)	Batelada	Mesofílico(30°C)/termofílico (60 °C)	–	30	1	1,8	CoD ²	Resíduo alimentar	Esterco de aves	–	38
(SAHA et al., 2023)	Batelada	Mesofílico(37°C)	15 - 105	30	1	2	CoD	Resíduo alimentar	–	86,8	81,7
(Perin et al., 2020)	Contínuo	Mesofílico(21– 22 °C)	2 gCOD/L/d	13-25	2	5	DA	Resíduo alimentar	–	–	86
	Semi-contínuo	Mesofílico (36°)	0,24 - 0,54	40	1	400	CoD	Resíduo alimentar	Resíduo de jardim	83	–

Fonte: Autoria própria, ¹ DA= Digestão anaeróbia ²CoD = Codigestão Anaeróbia, ³ Dados do reator de tratamento

A DQO solúvel foi reduzida de $0,56 \pm 0,05$ g/L no controle para $0,31 \pm 0,01$ g/L no tratamento (Tabela 15 **Erro! Fonte de referência não encontrada.**), refletindo a eficácia do digestor anaeróbico na quebra de compostos orgânicos complexos em formas mais simples e assimiláveis pelas bactérias (YUAN et al., 2012). Observou-se o aumento no pH para $7,9 \pm 0,6$ no seu volume reacional, comparado ao do controle com $7,0 \pm 0,3$. A alcalinidade total também foi maior no tratamento (3550 ± 120 mgCaCO₃/L) em comparação com 2850 ± 100 mgCaCO₃/L no controle, sugerindo uma maior capacidade de buffer contra flutuações de pH (HAANDEI, 1994).

Tabela 15 - Dados médios de entrada (RA) e digestatos nos reatores de controle e tratamento após 45 dias de TDH (média + desvio padrão, n=4)

Parâmetros	Entrada	Digestato	
	RA	Controle	Tratamento
pH	$4,5 \pm 0,6$	$7,0 \pm 0,3$	$7,9 \pm 0,6$
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	2050 ± 121	2850 ± 100	3550 ± 120
ST (%)	$12,7 \pm 1,2$	$1,4 \pm 0,1$	$1,1 \pm 0,1$
SV (%)	$11,9 \pm 1,2$	$0,90 \pm 0,1$	$0,65 \pm 0,1$
SV/ST	$0,94 \pm 0,2$	$0,64 \pm 0,1$	$0,59 \pm 0,1$
DQO (g/L)	143 ± 15	13 ± 5	$4 \pm 0,8$
DQO solúvel (g/L)	43 ± 3	$0,56 \pm 0,05$	$0,31 \pm 0,01$
NAT (mg/L)	650 ± 15	680 ± 19	745 ± 47
NH ₃ (mg/L)	$0,02 \pm 0,0$	$5,5 \pm 0,2$	$45,8 \pm 2,9$
Fósforo total (mg/L)	$74,6 \pm 20$	$16,3 \pm 3,2$	$14 \pm 4,6$
Ortofósforo (P-PO ₄ ³⁻) (mg/L)	$19,7 \pm 12$	$10,1 \pm 3$	$9,5 \pm 5$
Sulfato (mgS/L)	$778,6 \pm 20$	$357,1 \pm 25$	$444,3 \pm 30$
C (% massa seca)	$34,0 \pm 2,0$	$41,8 \pm 1,1$	$31,6 \pm 1,2$
N (% massa seca)	$3,5 \pm 1,2$	$4,3 \pm 0,1$	$3,5 \pm 0,2$
H (% massa seca)	$4,9 \pm 0,1$	$6,6 \pm 0,2$	$5,0 \pm 0,3$
C/N (% massa seca)	$10,0 \pm 1,5$	$10,0 \pm 0,1$	$9,0 \pm 0,1$

Fonte: Autoria própria

Nota: A temperatura utilizada para cálculo do NH₃ foi a temperatura ambiente medida nas amostras (30,4°C).

A concentração de carbono (C) na massa seca aumentou no controle ($41,8 \pm 1,1\%$) em comparação com a entrada ($34,0 \pm 2,0\%$), enquanto no

digestor esta diminuiu ($3,6 \pm 1,2\%$). Esse aumento no controle pode ser atribuído à acumulação de carbono não degradado (substrato + inóculo). Além disso, a relação C/N manteve-se constante no controle ($10,0 \pm 0,1\%$), mas diminuiu ligeiramente no tratamento ($9,0 \pm 0,1\%$). Isso sugere que o digestor foi mais eficaz na remoção de carbono em comparação ao controle.

A concentração de NAT no digestato ao final do processo foi maior no digestor (745 ± 47 mg/L) do que no controle (680 ± 19 mg/L), o que indica que houve maior degradação biológica da matéria nitrogenada naquele (YENIGÜN and DEMIREL, 2013). Paralelamente, a concentração de NH_3 aumentou no controle ($5,5 \pm 0,2$ mg/L) e ainda mais no digestor ($45,8 \pm 2,9$ mg/L), em comparação com a entrada ($0,02 \pm 0,0$ mg/L). Esse aumento está diretamente relacionado ao aumento do pH no digestor, o que favorece a conversão de TAN em FAN (YENIGÜN and DEMIREL, 2013).

Nesse sentido, o aumento do pH e NAT no digestor, ao final do processo, favoreceu a formação de amônia livre, transformando o NAT em NH_3 . Estes achados indicam que a adição de MgO e a consequente precipitação de cristais a partir do digestato líquido podem otimizar a digestão anaeróbia ao melhorar a remoção de carbono. Contudo, deve-se estar atento a um limite para a recirculação, de forma a não aumentar excessivamente o pH e favorecer a produção de NH_3 e inibir a metanogênese.

1.2.5 Produção de biogás

Durante a operação, não houve diferença significativa na variação da temperatura dentro dos reatores ($p = 0,765$), com médias de $29,1 \pm 1,1^\circ\text{C}$ e $28,9 \pm 1,0^\circ\text{C}$ para o controle e tratamento, respectivamente. No reator de tratamento, o pH próximo da neutralidade foi alcançado entre os dias 28 e 30 de operação (Figura 23). Em contraste, no reator controle, o pH neutro foi alcançado entre os dias 37 e 41. Paralelamente, a produção de biogás no reator de tratamento atingiu seu pico nesse mesmo período (28^o-30^o dia), enquanto o reator controle aumentou a produção de biogás após o pH equilibrar-se próximo ao neutro entre os dias 37 e 41 (Figura 23).

No final do processo (45º dia), o pH do reator de tratamento alcançou 8,1, enquanto o pH do reator controle foi de 7,1. Observou-se que, com o aumento do pH no reator de tratamento, houve uma queda na produção de biogás. Por outro lado, o reator controle, ao atingir o pH 7,1, acelerou a produção de biogás, ultrapassando a produção do reator de tratamento (Figura 23). Em média, o pH no grupo controle foi de $5,7 \pm 0,9$. No grupo de tratamento, a média foi $6,3 \pm 1,1$, representando um aumento de 10,5%. No entanto, essa variação de pH entre os grupos controle e tratamento não foi significativa ($p = 0,187$). Ao final o processo, a produção de biogás no grupo controle foi 4,7% superior ($0,45 \pm 0,15$ L/gSV) ao tratamento ($0,43 \pm 0,16$ L/gSV), sendo que essa diferença não foi significativa ($p = 0,410$). Os valores de produção de biogás encontrados neste estudo estão próximos da faixa encontrada em alguns estudos que otimizaram a digestão anaeróbia de resíduo alimentar (0,49-0,71 L/gSV) (OWAMA, 2020; PAVI et al., 2017; QIN et al., 2018; WANG et al., 2017).

Um estudo semelhante à este foi conduzido por Bowen et al (2021) que investigaram o efeito da precipitação *in situ* de estruvita na digestão anaeróbia de dejetos de galinha, $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ e $K_2HPO_4 \cdot 3H_2O$ foram adicionados ao substrato dos reatores. Após essa adição, a concentração de NAT diminuiu em 50,1% e a produção de biometano aumentou 18% em comparação com o grupo controle, o que demonstrou a eficácia da precipitação de estruvita na remoção de nitrogênio e na melhora do desempenho do processo,

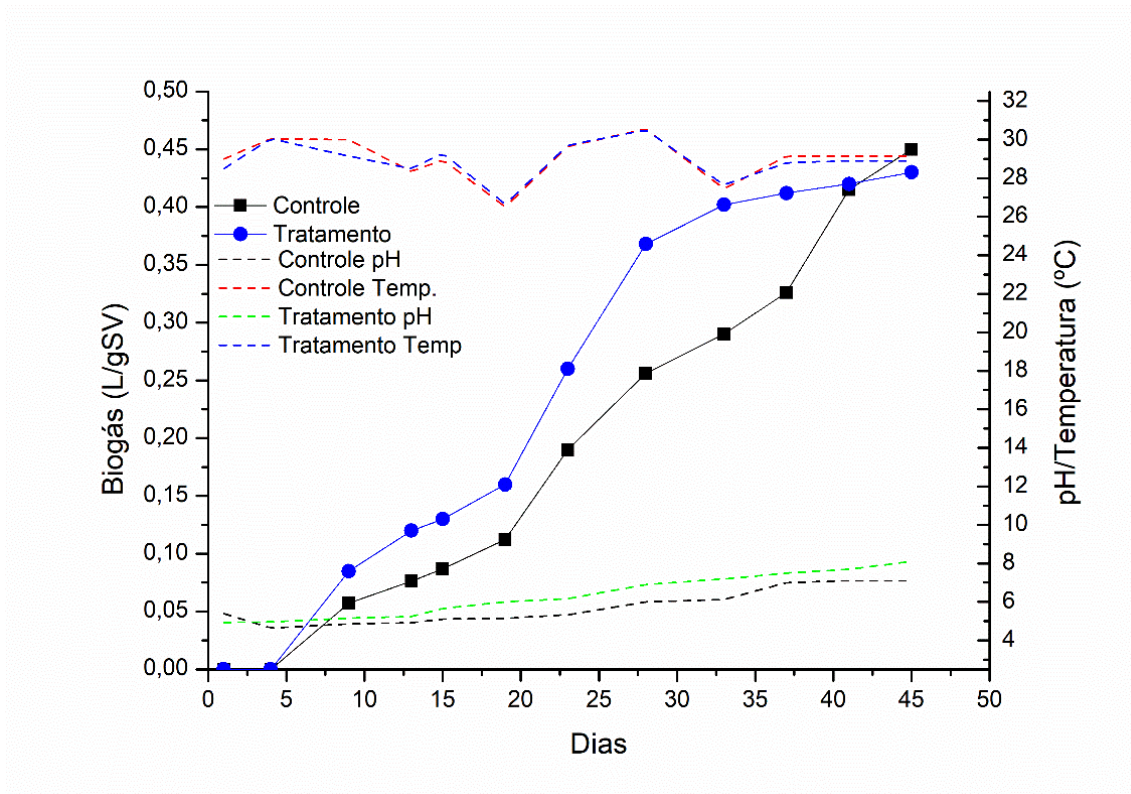


Figura 23 - Monitoramento da produção de biogás, pH e temperatura nos reatores de controle e tratamento ao longo dos 45 dias de operação,
Fonte: Autoria própria,

Os dados deste estudo sugerem que o pH ideal para otimizar a produção de biogás é em torno de 7,0 e que variações nesse valor impactam o rendimento de biogás. Resultados semelhantes foram reportados por Deepanraj et al, (2017) que observaram que, ao aumentar o pH do substrato de 6 para 7, a produção de biogás, a remoção de sólidos voláteis e a remoção de DQO aumentaram 7,92%, 6,05% e 21,24%, respectivamente. No entanto, ao aumentar o pH de 7 para 8, houve uma redução de 8,23% na produção de biogás, 5,19% na remoção de VS e 2,91% na remoção de DQO, Isso ocorre devido à sensibilidade dos metanogênicos às variações de pH, sendo o valor de 7,0 o ideal para as arqueas metanogênicas (HAGOS et al., 2017; ROCAMORA et al., 2020).

Adicionalmente, estudos anteriores indicam que a adição de magnésio pode impactar a eficiência da digestão anaeróbia. Em alguns casos, o magnésio aumenta a produção de biogás ao melhorar a atividade das bactérias metanogênicas. No entanto, concentrações acima de 750 mg Mg²⁺/L podem começar a inibir o processo (ROMERO-GÜIZA et al., 2016).

1.2.6 Avaliação energética

Foi realizada uma análise preliminar de sustentabilidade energética considerando três cenários: Controle, Tratamento com TDH de 45 dias e Tratamento com TDH de 30 dias (Figura 24). Essa análise não levou em consideração o gasto energético proveniente da trituração dos resíduos. A energia requerida para o sistema de controle foi calculada considerando o bombeamento do digestato líquido oito vezes ao dia por cinco minutos, utilizando uma bomba de 34W (Potência da bomba utilizada no experimento).

Nos tratamentos com TDH de 45 e 30 dias, foi adicionada a energia necessária para a volatilização e precipitação, utilizando um Jar-test de 100W, operando a 100 rpm por dez minutos. No grupo controle, a recuperação de energia foi de 122,3 kWh/tRA, com um consumo de 135,2 kWh/tRA, resultando em uma energia líquida negativa de -13,0 kWh/tRA. No tratamento com TDH de 45 dias, a recuperação de energia foi de 116,8 kWh/tRA e o consumo foi de 146,2 kWh/tRA, resultando em uma energia líquida negativa de -29,4 kWh/tRA,

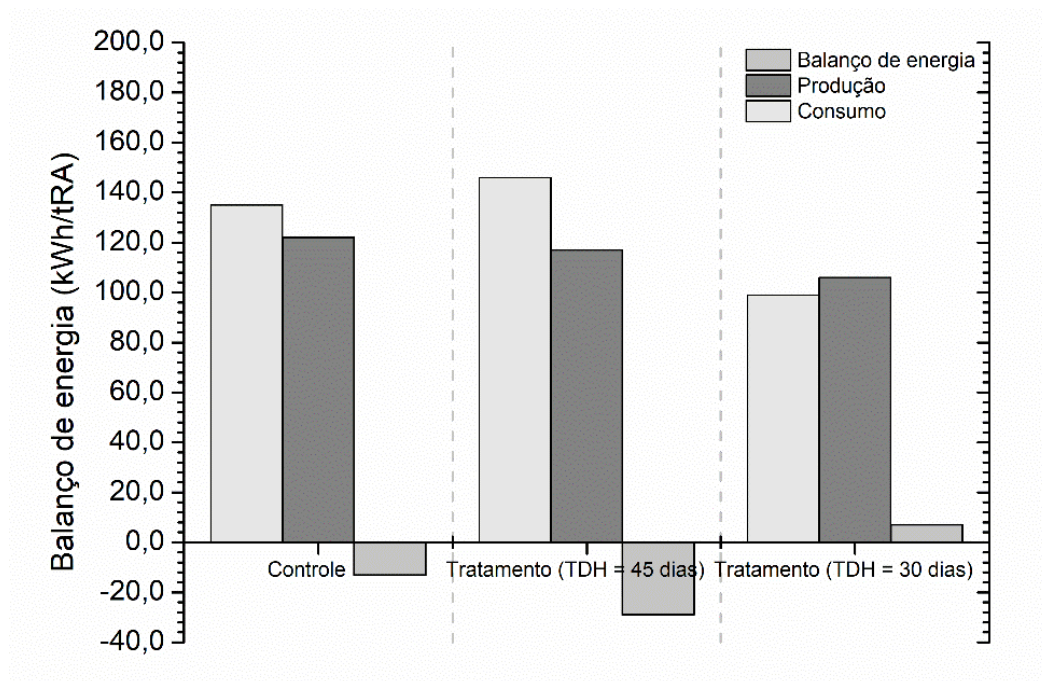


Figura 24 - Balanço energético em três cenários: Controle, Tratamento com TDH = 45 dias e Tratamento com TDH = 30 dias.
Fonte própria: Autoria própria.

No tratamento com TDH de 30 dias, a recuperação de energia foi menor, 106,0 kWh/tRA, mas o consumo de energia também foi significativamente menor, 99,0 kWh/tRA. Este cenário foi o único a apresentar um balanço energético positivo, com uma energia líquida de 7,0 kWh/tRA. Isso indica que, embora a produção de biogás seja menor no TDH de 30 dias (0,39 L/gSV) em comparação aos demais cenários, a eficiência energética do processo foi otimizada. A menor necessidade de energia para a manutenção do sistema e para os processos de precipitação de estruvita contribuiu para esse balanço positivo. Resultados semelhantes foram obtidos por Mu et al., (2020), em que os autores avaliaram a codigestão de RA com lodo de esgoto e RA com resíduo de jardim. Segundo os autores, a combinação de RA com resíduo de jardim e RA com lodo de esgoto melhorou a energia líquida (2,5–7,5 kWh/tRA). Embora a monodigestão anaeróbia de RA tenha mostrado a maior energia líquida (11,1–12,5 kWh/tRA), ela exigiu a adição de metais traços, elevando os custos (MU et al., 2020).

7 Conclusão

Esta tese investigou métodos de otimização da digestão anaeróbia de resíduos alimentares para a produção de biometano a partir do controle das concentrações de nitrogênio no interior dos digestores. O resíduo alimentar obtido neste estudo apresentou baixa relação C/N, apresentando necessidade de equilibrar a composição nutricional do substrato submetido à digestão anaeróbia para otimizar o processo.

O estudo demonstrou que a volatilização e precipitação química pode remover o excesso de nitrogênio e equilibrar a relação C/N, aumentando a produção de biometano em 74% sob condições otimizadas de pH 8,7 e Mg:PO_4^{3-} de 1:1. A remoção de amônia aumentou a relação C/N até 27,3%, melhorando a eficiência do processo nos experimentos de atividade metabólica anaeróbia.

Além disso, a recirculação do digestato líquido após a remoção de nitrogênio mostrou-se eficaz, melhorando a estabilidade do processo e a remoção de compostos orgânicos, embora a produção de biogás fosse otimizada apenas com pH próximo à neutralidade. Houve melhorias na alcalinidade e remoção de matéria orgânica (DQO, SV e ST) em 97%, 95% e 91%, respectivamente.

O balanço energético positivo para o reator com TDH de 30 dias destaca a eficiência energética desta estratégia. Em resumo, a digestão anaeróbia de resíduos alimentares pode ser significativamente otimizada através da remoção de amônia e recirculação do digestato líquido, promovendo uma gestão mais sustentável e eficiente desses resíduos.

8 Recomendações

A partir do que foi levantado no presente trabalho, recomenda-se a investigação dos seguintes pontos:

- Realizar a caracterização completa do digestato e digestato líquido em termos de íons coexistentes/competitivos, tais como: Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , sólidos suspensos e íons de metais, a fim de avaliar a viabilidade técnica de precipitação de estruvita.
- Realizar a viabilidade econômica em escala real de uma planta de digestão anaeróbia de resíduo alimentares que opera com precipitação de estruvita a partir do digestato líquido, com posterior recirculação no sistema.

9 Referências

- AAGE, H. K. et al. The solubility of struvite. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 223, p. 213–215, 1997.
- ABDULLAH, J. J. et al. Viability of Municipal Solid Waste as a source for Bioenergy products production. **International Journal of Environment, Agriculture and Biotechnology**, v. 5, n. 2, p. 310–341, 2020.
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. [s.l.: s.n.].
- AGYEMAN, F. O.; TAO, W. Anaerobic co-digestion of food waste and dairy manure: Effects of food waste particle size and organic loading rate. **Journal of Environmental Management**, v. 133, p. 268–274, 2014.
- ALVES, M. . et al. Effect of lipids and oleic acid on biomass development in anaerobic fixed-bed reactors. Part I: Biofilm growth and activity. **Water Research**, v. 35, n. 1, p. 255–263, jan. 2001.
- ANDERS MATHIASSEN. International Gas Union Biogas - from refuse to energy News , views and knowledge on gas – worldwide. p. 13, 2015.
- ANGELIDAKI, I. et al. **Biogas upgrading and utilization: Current status and perspectives** **Biotechnology Advances**, 2018.
- APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington, DC, USA. **Standard Methods for the Examination of Waste Water**, 2012.
- ARAB, G.; MCCARTNEY, D. Benefits to decomposition rates when using digestate as compost co-feedstock : Part I – Focus on physicochemical parameters. **Waste Management**, v. 68, p. 74–84, 2017.
- ARELLANO-YASACA, D. V.; CHU, C.; PETRACCHINI, F. Harnessing sustainable opportunities for nutrient removal and recovery from liquid digestate in a modern municipal food waste biogas power plant. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 12, n. 2, p. 112362, 2024.
- ARIA, M.; CUCCURULLO, C. bibliometrix: An R-tool for comprehensive science mapping analysis. **Journal of Informetrics**, v. 11, n. 4, p. 959–975, 2017.
- ASSIS, T. I.; GONÇALVES, R. F. Valorization of food waste by anaerobic digestion : A bibliometric and systematic review focusing on optimization. v. 320, n. August, 2022a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Abnt nbr 10007. 2004.
- ATALLAH, N. M. et al. Performance optimization and validation of ADM1 simulations under anaerobic thermophilic conditions. **Bioresource Technology**, v. 174, p. 243–255, dez. 2014.
- ATELGE, M. R. et al. A critical review of pretreatment technologies to enhance anaerobic digestion and energy recovery. **Fuel**, v. 270, n. February, p. 117494, 2020.
- BANKS, C. Anaerobic digestion and energy. **University of Southampton, School of Civil Engineering and the Environment**, p. 7–18, 2009.
- BARBER, W. P.; STUCKEY, D. C. Nitrogen removal in a modified anaerobic baffled reactor (ABR): 2, nitrification. **Water Research**, v. 34, n. 9, p. 2423–2432, 2000.
- BATTISTONI, P. et al. PHOSPHATE REMOVAL IN ANAEROBIC LIQUORS BY STRUVITE CRYSTALLIZATION WITHOUT ADDITION OF CHEMICALS : PRELIMINARY RESULTS. **RESEARCH NOTE**, v. 31, n. 11, p. 2925–2929, 1997.
- BEES, A. D.; WILLIAMS, I. D. Explaining the differences in household food waste collection and treatment provisions between local authorities in England and Wales. **Waste Management**, v. 70, p. 222–235, 2017.

- BISCANS, B.; BÉLINE, F.; DAUMER, M. Optimization of struvite precipitation in synthetic biologically treated swine wastewater — Determination of the optimal process parameters. **Journal of Hazardous Materials**, v. 245, p. 357–369, 2013.
- BONG, C. P. C. et al. The characterisation and treatment of food waste for improvement of biogas production during anaerobic digestion – A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 1545–1558, 2018.
- BOONE, D. R.; XUN, L. Effects of pH, Temperature, and Nutrients on Propionate Degradation by a Methanogenic Enrichment Culture. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 53, n. 7, p. 1589–1592, 1987.
- BOWEN, L. I.; HONGBIN, Z. H. U.; JIANBIN, G. U. O. Effect of ammonia nitrogen removal by struvite precipitation method on the anaerobic digestion of chicken manure. **Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering**, v. 37, n. 22, p. 220–225, 2021.
- BRAGUGLIA, C. M. et al. Anaerobic bioconversion of food waste into energy: A critical review. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 37–56, 2018.
- BROWN, D.; LI, Y. Solid state anaerobic co-digestion of yard waste and food waste for biogas production. **Bioresource Technology**, v. 127, p. 275–280, jan. 2013.
- BROWN, K.; HARRISON, J.; BOWERS, K. Struvite Precipitation from Anaerobically Digested Dairy Manure. **Water Air Soil Polluent**, 2018.
- BROWNE, J. et al. Assessing the cost of biofuel production with increasing penetration of the transport fuel market: A case study of gaseous biomethane in Ireland. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 9, p. 4537–4547, 2011.
- BURNS, R. T. et al. Laboratory and In-Situ Reductions of Soluble Phosphorus in Swine Waste Slurries. **Environmental Technology**, v. 22, p. 1273–1278, 2010.
- BUSTAMANTE, M. A. et al. Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. **Biomass and Bioenergy**, v. 43, p. 26–35, 2012.
- CAI, J. et al. Effects and optimization of the use of biochar in anaerobic digestion of food wastes. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 34, n. 5, p. 409–416, 7 maio 2016.
- CALLI, B. et al. Effects of high free ammonia concentrations on the performances of anaerobic bioreactors. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 3–4, p. 1285–1292, mar. 2005.
- CAPSON-TOJO, G. et al. Dry anaerobic digestion of food waste and cardboard at different substrate loads, solid contents and co-digestion proportions. **Bioresource Technology**, v. 233, p. 166–175, 2017.
- CAPSON-TOJO, G. et al. Addition of biochar and trace elements in the form of industrial FeCl₃ to stabilize anaerobic digestion of food waste: dosage optimization and long-term study. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 94, n. 2, p. 505–515, fev. 2019.
- CAVINATO, C. et al. Bio-hythane production from food waste by dark fermentation coupled with anaerobic digestion process: A long-term pilot scale experience. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 37, n. 15, p. 11549–11555, 2012.
- CERDA, A. et al. Composting of food wastes: Status and challenges. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 57–67, 2018.
- CHAKRABORTY, D.; VENKATA MOHAN, S. Effect of food to vegetable waste ratio on acidogenesis and methanogenesis during two-stage integration. **Bioresource Technology**, v. 254, p. 256–263, 2018.
- CHEN, T. et al. Advanced ammonia nitrogen removal and recovery technology using electrokinetic and stripping process towards a sustainable nitrogen cycle : A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 309, n. October 2020, p. 127369, 2021.

- CHENG, H. et al. Enhancement of sustainable flux by optimizing filtration mode of a high-solid anaerobic membrane bioreactor during long-term continuous treatment of food waste. **Water Research**, v. 168, p. 115195, jan. 2020.
- CHIMENOS, J. M. et al. Removal of ammonium and phosphates from wastewater resulting from the process of cochineal extraction using MgO-containing by-product. **Water Research**, v. 37, p. 1601–1607, 2003.
- CHOI, A. E. S.; PARK, H. S. Fuzzy multi-objective optimization case study based on an anaerobic co-digestion process of food waste leachate and piggery wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 223, p. 314–323, out. 2018.
- CHOUHARY, A.; KUMAR, A.; KUMAR, S. Techno-economic analysis, kinetics, global warming potential comparison and optimization of a pilot-scale unheated semi-continuous anaerobic reactor in a hilly area: For north Indian hilly states. **Renewable Energy**, v. 155, p. 1181–1190, ago. 2020.
- CODIGNOLE LUZ, F. et al. Biochar characteristics and early applications in anaerobic digestion-a review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 2, p. 2892–2909, 2018.
- CORRADO, S. et al. Food waste accounting methodologies: Challenges, opportunities, and further advancements. **Global Food Security**, v. 20, p. 93–100, 2019.
- CORSTEN, M. A. M.; WORRELL, E.; VAN, D. The potential for Waste Management in Brazil to Minimize GHG emissions and Maximize Re-use of Materials. **Utrecht University, Brazil**, p. 46, 2012.
- COSTELLO, C.; BIRISCI, E.; MCGARVEY, R. G. Food waste in campus dining operations: Inventory of pre-and post-consumer mass by food category, and estimation of embodied greenhouse gas emissions. **Renewable Agriculture and Food Systems**, v. 31, n. 3, p. 191–201, 2016.
- COVALI, P. et al. The Effect of Untreated and Acidified Biochar on NH₃-N Emissions from Slurry Digestate. **Sustainability (Switzerland)**, v. 13, p. 1–19, 2021.
- DADASER-CELIK, F.; AZGIN, S. T.; YILDIZ, Y. S. Optimization of solid content, carbon/nitrogen ratio and food/inoculum ratio for biogas production from food waste. **Waste Management & Research**, v. 34, n. 12, p. 1241–1248, 29 dez. 2016.
- DEBRUYN, J.; HILBORN, D. Anaerobic digestion basics. Ontario, Ministry of Agriculture. **Food and Rural Affairs**, p. 10, 2007.
- DEEPANRAJ, B. et al. Biogas from food waste through anaerobic digestion: optimization with response surface methodology. **Biomass Conversion and Biorefinery**, 2020.
- DEEPANRAJ, B.; SIVASUBRAMANIAN, V.; JAYARAJ, S. Multi-response optimization of process parameters in biogas production from food waste using Taguchi – Grey relational analysis. **Energy Conversion and Management**, v. 141, p. 429–438, 2017.
- DEGUEURCE, A. et al. Storage of Food Waste: Variations of Physical–Chemical Characteristics and Consequences on Biomethane Potential. **Waste and Biomass Valorization**, v. 11, n. 6, p. 2441–2454, 2020.
- DEL, C.; VELASCO, V.; FABRICE, B. A method to characterize precipitated minerals in organic waste and their transformation by anaerobic digestion : Focus on phosphorus. **Journal of environmental ch**, v. 11, n. 6, p. 111–186, 2023.
- DEMICHELIS, F. et al. Effect of inoculum origin and substrate-inoculum ratio to enhance the anaerobic digestion of organic fraction municipal solid waste (OFMSW). **Journal of Cleaner Production**, v. 351, n. July 2021, p. 131539, 2022.
- DERBAL, K. et al. Application of the IWA ADM1 model to simulate anaerobic co-digestion of organic waste with waste activated sludge in mesophilic condition. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 4, p. 1539–1543, 2009.

- DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from Waste and Renewable Resources**. 2. ed. [s.l: s.n.].
- DOYLE, J. D.; PARSONS, S. A. Struvite formation , control and recovery. **Water Research**, v. 36, n. June 2001, p. 3925–3940, 2002.
- DUTTA, A. et al. Structural elucidation of the binding site and mode of inhibition of Li + and Mg 2+ in inositol monophosphatase. **The FEBS Journal**, v. 281, n. 23, p. 5309–5324, 27 dez. 2014.
- EDJABOU, M. E. et al. Food waste from Danish households: Generation and composition. **Waste Management**, v. 52, p. 256–268, 2016.
- ELEFSINIOTIS, P.; WAREHAM, D. G.; SMITH, M. O. Use of volatile fatty acids from an acid-phase digester for denitrification. **Journal of Biotechnology**, v. 114, n. 3, p. 289–297, 2004.
- EMERSON, K. et al. Aqueous Ammonia Equilibrium Calculations: Effect of pH and Temperature. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 32, n. 12, p. 2379–2383, 1975.
- ENSSLIN, L. et al. ProKnow-C, knowledge development process-constructivist: processo técnico com patente de registro pendente junto ao INPI. n. sn, 2010.
- ERYILDIZ, B.; LUKITAWESA; TAHERZADEH, M. J. Effect of pH, substrate loading, oxygen, and methanogens inhibitors on volatile fatty acid (VFA) production from citrus waste by anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 302, p. 122800, abr. 2020.
- ESPOSITO, G. et al. Enhanced bio-methane production from co-digestion of different organic wastes. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 33, n. 24, p. 2733–2740, 2012.
- EST, S. et al. Benchmarking composting, anaerobic digestion and dark fermentation for apple vinasse management as a strategy for sustainable energy production. **Energy**, v. 274, n. March, 2023.
- FANG LOU, X.; NAIR, J.; HO, G. Effects of volumetric dilution on anaerobic digestion of food waste. **Journal of Renewable and Sustainable Energy**, v. 4, n. 6, p. 063112, nov. 2012.
- FAO. **Global food losses and food waste – Extent, causes and prevention**. Rome. [s.l: s.n.].
- FAO. **Food wastage footprint**. [s.l: s.n.].
- FAO. **Global Initiative on Food Loss and Waste Reduction What are food losses ?** [s.l: s.n.].
- FAO. **The State of Food and Agriculture 2019. Moving forward on food loss and waste reduction**. Rome. [s.l: s.n.].
- FERENHOF, H. A. et al. Environmental management systems in small and medium-sized enterprises : an analysis and systematic review. **Journal of Cleaner Production**, v. 74, p. 44–53, 2014.
- FILER, J.; DING, H. H.; CHANG, S. Biochemical Methane Potential (BMP) Assay Method for Anaerobic Digestion Research. **Water**, v. 11, n. 5, p. 921, 1 maio 2019.
- FISGATIVA, H.; TREMIER, A.; DABERT, P. Characterizing the variability of food waste quality: A need for efficient valorisation through anaerobic digestion. **Waste Management**, v. 50, p. 264–274, abr. 2016.
- FITAMO, T. et al. Optimising the anaerobic co-digestion of urban organic waste using dynamic bioconversion mathematical modelling. **Water Research**, v. 106, p. 283–294, 2016.
- FRANKE-WHITTLE, I. H. et al. Changes in the microbial communities during co-composting of digestates. **Waste Management**, v. 34, n. 3, p. 632–641, 2014.
- FREITAS, F. F. et al. The Brazilian market of distributed biogas generation: Overview,

technological development and case study. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 101, n. October 2018, p. 146–157, 2019.

FUSIONS. **Estimates of European food waste levels**. [s.l: s.n.].

GALLERT, C.; WINTER, J. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic wastes: effect of ammonia on glucose degradation and methane production. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 48, n. 3, p. 405–410, 26 set. 1997.

GHOSH, S.; LOBANOV, S.; LO, V. K. An overview of technologies to recover phosphorus as struvite from wastewater: advantages and shortcomings. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 19063–19077, 2019.

GIROTTO, F.; ALIBARDI, L.; COSSU, R. Food waste generation and industrial uses: A review. **Waste Management**, v. 45, p. 32–41, 2015.

GMA. Grocery Manufacturers Association. Food Waste: Tier 1 Assessment. In: [s.l: s.n.]. p. 1–24.

GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C.; GARCÍA-ENCINA, P. A. Impact of substrate to inoculum ratio in anaerobic digestion of swine slurry. **Biomass and Bioenergy**, v. 33, n. 8, p. 1065–1069, 2009.

GOODGE, J. **Espectroscopia de Raios-X por Energia Dispersiva (EDS)**. In: **Geochemical Instrumentation and Analysis**. Disponível em: <https://serc.carleton.edu/research_education/geochemsheets/eds.html>. Acesso em: 21 abr. 2024.

GOTTARDO, M. et al. Pilot scale fermentation coupled with anaerobic digestion of food waste - Effect of dynamic digestate recirculation. **Renewable Energy**, v. 114, p. 455–463, dez. 2017.

GRIGATTI, M. et al. Fertilizing potential and CO₂ emissions following the utilization of fresh and composted food-waste anaerobic digestates. **Science of the Total Environment**, v. 698, 2020.

GUAN, Q. et al. A review of struvite crystallization for nutrient source recovery from wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 344, n. June, p. 118383, 2023.

GUIMARÃES, C.; MAIA, D.; SERRA, E. Construction of Biodigesters to Optimize the Production of Biogas from Anaerobic Co-Digestion of Food Waste and Sewage. **Energies**, v. 11, n. 4, p. 870, 9 abr. 2018.

GUJER, W.; ZEHNDER, A. J. B. Conversion Processes in Anaerobic Digestion. **Water Science and Technology**, v. 15, n. 8–9, p. 127–167, 1 ago. 1983.

GUNAY, A.; KARADAG, D.; TOSUN, I. Use of magnesit as a magnesium source for ammonium removal from leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 156, p. 619–623, 2008.

GUSTAVSSON, J. et al. Global Food Losses and Food Waste: Extent. **Causes and Prevention**, v. 29, 2011.

HAANDEL, A. C. VAN. Influence of the digested COD concentration on the alkalinity requirement in anaerobic digesters. **Water Science & Technology**, v. 30, n. 8, p. 23–34, 1994.

HAGOS, K. et al. Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, n. September 2016, p. 1485–1496, 2017.

HAN, M. J.; BEHERA, S. K.; PARK, H.-S. Anaerobic co-digestion of food waste leachate and piggy wastewater for methane production: statistical optimization of key process parameters. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 87, n. 11, p. 1541–1550, nov. 2012.

HAO, T.; XIAO, Y.; VARJANI, S. Transiting from the inhibited steady-state to the steady-state through the ammonium bicarbonate mediation in the anaerobic digestion of low-C/N-ratio food wastes. **Bioresource Technology**, v. 351, p. 127046, 2022.

HAO, X. et al. Struvite formation, analytical methods and effects of pH and Ca²⁺. **Water Science**

& Technology, p. 1687–1692, 2008.

HAO, X. et al. Looking Beyond Struvite for P - Recovery. **Environmental Science and Technology**, v. 47, p. 4965–4966, 2013.

HARTMANN, H.; AHRING, B. K. Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: An overview. **Water Science and Technology**, v. 53, n. 8, p. 7–22, 2006.

HEGDE; TRABOLD. Anaerobic Digestion of Food Waste with Unconventional Co-Substrates for Stable Biogas Production at High Organic Loading Rates. **Sustainability**, v. 11, n. 14, p. 3875, 16 jul. 2019.

HELENAS PERIN, J. K. et al. Optimization of methane production parameters during anaerobic co-digestion of food waste and garden waste. **Journal of Cleaner Production**, v. 272, p. 123–130, nov. 2020.

HERMASSI, M. et al. Simultaneous ammonium and phosphate recovery and stabilization from urban sewage sludge anaerobic digestates using reactive sorbents. **Science of the Total Environment**, v. 630, p. 781–789, 2018.

HIMANSHU, H. et al. Factors controlling headspace pressure in a manual manometric BMP method can be used to produce a methane output comparable to AMPTS. **Bioresource Technology**, v. 238, p. 633–642, 2017.

HOBBS, S. R. et al. Enhancing anaerobic digestion of food waste through biochemical methane potential assays at different substrate: inoculum ratios. **Waste Management**, v. 71, p. 612–617, 2018.

HOSSEINI KOUPAIE, E. et al. Comparison of liquid and dewatered digestate as inoculum for anaerobic digestion of organic solid wastes. **Waste Management**, v. 87, p. 228–236, 2019.

HOU, L. **South Korea's Food Waste Solution You Waste, You Pay.**

HOU, T. et al. Synergistic effects of rice straw and rice bran on enhanced methane production and process stability of anaerobic digestion of food waste. **Bioresource Technology**, v. 314, 2020.

HUANG, H. et al. Phosphate recovery from swine wastewater using plant ash in chemical crystallization. **Journal of Cleaner Production**, 2017.

IM, S. et al. Effect of storage time and temperature on hydrogen fermentation of food waste. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 45, n. 6, p. 3769–3775, fev. 2020.

ISSAC, R. et al. Using Chemical Precipitation to Recover Struvite from Household Wastewater for Agricultural Fertilizer Utilization. **Engineering proceedings**, v. 59, p. 2–10, 2023.

IZUMI, K. et al. Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 64, n. 7, p. 601–608, out. 2010.

JAMAN, K. et al. Anaerobic Digestion, Codigestion of Food Waste, and Chicken Dung: Correlation of Kinetic Parameters with Digester Performance and On-Farm Electrical Energy Generation Potential. **Fermentation**, v. 8, n. 1, 2022.

JIANG, Y. et al. Ammonia inhibition and toxicity in anaerobic digestion: A critical review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 32, n. July, p. 100899, 2019.

JUKURI, S. et al. Biochemical process evaluation of an anaerobic digester: a case study on long sustain commercial biogas plant. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 12, n. 5, p. 1745–1754, 12 maio 2022.

JUN, Z.; BASHIR, M. J. K.; SAYUTI, M. Biogas and biofertilizer production from organic fraction municipal solid waste for sustainable circular economy and environmental protection in Malaysia. **Science of the Total Environment**, v. 776, p. 145961, 2021.

KAINTHOLA, J.; KALAMDHAD, A. S.; GOUD, V. V. Optimization of process parameters for accelerated methane yield from anaerobic co-digestion of rice straw and food waste. **Renewable**

Energy, v. 149, p. 1352–1359, 2020.

KARHADKAR, P. P. et al. Sulfide and sulfate inhibition of methanogenesis. **Water Research**, v. 21, n. 9, p. 1061–1066, set. 1987.

KARTHIKEYAN, O. P.; SELVAM, A.; WONG, J. W. C. Hydrolysis-acidogenesis of food waste in solid-liquid-separating continuous stirred tank reactor (SLS-CSTR) for volatile organic acid production. **Bioresource Technology**, v. 200, p. 366–373, 2016.

KAZA, S. et al. **What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050**. [s.l.] World Bank Publications, 2018.

KIM, B. U. et al. Ammonium nitrogen removal from slurry-type swine wastewater by pretreatment using struvite crystallization for nitrogen control of anaerobic digestion. **Water Science and Technology**, v. 3, p. 215–222, 1998.

KIM, D.-H.; OH, S.-E. Continuous high-solids anaerobic co-digestion of organic solid wastes under mesophilic conditions. **Waste Management**, v. 31, n. 9–10, p. 1943–1948, 2011.

KIM, H.-W. et al. Response surface optimization of substrates for thermophilic anaerobic codigestion of sewage sludge and food waste. **Journal of the Air and Waste Management Association**, v. 57, n. 3, p. 309–318, 2007.

KIM, H.-W.; HAN, S.-K.; SHIN, H.-S. The optimisation of food waste addition as a co-substrate in anaerobic digestion of sewage sludge. **Waste Management and Research**, v. 21, n. 6, p. 515–526, 2003.

KIM, H.-W.; HAN, S.-K.; SHIN, H.-S. Simultaneous treatment of sewage sludge and food waste by the unified high-rate anaerobic digestion system. **Water Science and Technology**, v. 53, n. 6, p. 29–35, 1 mar. 2006.

KONG, X. et al. Enhancing anaerobic digestion of high-pressure extruded food waste by inoculum optimization. **Journal of Environmental Management**, v. 166, p. 31–37, jan. 2016.

KÖRNER, I. et al. Anaerobic digestion and digestate utilization in Europe. **14th Ramiran International Conference**, p. 3–6, 2010.

KOSTER, I. W. et al. Sulfide inhibition of the methanogenic activity of granular sludge at various pH-levels. **Water Research**, v. 20, n. 12, p. 1561–1567, 1986.

KOTHARI, R. et al. Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 39, p. 174–195, nov. 2014.

KOUTSOUKOS, P. G.; KOFINA, A. N.; KLEPETSANIS, P. G. **Exploration of alternatives for phosphorus recovery from wastewater by crystallization**. Wasic Workshop. **Anais...Istanbul, Turkey: 2003**

KOUTSOUKOS, P. G.; KOFINA, A. N.; KLEPETSANIS, P. G. **Exploration of alternatives for phosphorus recovery from wastewater by crystallization**. Wasic Workshop. **Anais...2003**

KWON, G. et al. Recovery of ammonia through struvite production using anaerobic digestate of piggery wastewater and leachate of sewage sludge ash. **Environmental Technology**, v. 39, p. 821–842, 2018.

LANG, L. et al. Awareness of food waste recycling in restaurants: evidence from China. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 161, n. May, p. 104949, 2020.

LARIDI, R.; AUCLAIR, J.; BENMOUSSA, H. Laboratory and Pilot-scale Phosphate and Ammonium Removal by Controlled Struvite Precipitation Following Coagulation and Flocculation of Swine Wastewater. **Environmental Technology**, v. 33, n. May, 2010.

LEE, M. et al. Comparative performance and microbial diversity of hyperthermophilic and thermophilic co-digestion of kitchen garbage and excess sludge. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 2, p. 578–585, 2009.

LEE, S. I. et al. Removal of nitrogen and phosphate from wastewater by addition of bittern.

Chemosphere, v. 51, p. 265–271, 2003.

LEE, W. et al. Optimizing pre-treatment conditions for anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge. **Journal of Environmental Management**, v. 249, p. 109–397, nov. 2019.

LI, K. et al. Performance assessment and metagenomic analysis of full-scale innovative two-stage anaerobic digestion biogas plant for food wastes treatment. **Journal of Cleaner Production**, v. 264, p. 121646, ago. 2020.

LI, L. et al. Anaerobic digestion of food waste: A review focusing on process stability. **Bioresource Technology**, v. 248, n. 174, p. 20–28, 2018.

LI, Z. et al. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste for hydrogen and VFA production with microbial community analysis. **Waste Management**, v. 78, p. 789–799, 2018.

LIM, J. W. et al. Effects of disposable plastics and wooden chopsticks on the anaerobic digestion of food waste. **Waste Management**, v. 79, p. 607–614, 2018.

LIM, J. W. et al. Effect of seed sludge source and start-up strategy on the performance and microbial communities of thermophilic anaerobic digestion of food waste. **Energy**, v. 203, p. 117922, 2020.

LIN, L. et al. Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus: A comparative review of anaerobic digestion and composting. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 89, n. March, p. 151–167, 2018.

LIU, B. et al. Characterization of induced struvite formation from source-separated urine using seawater and brine as magnesium sources. **Chemosphere**, v. 93, n. 11, p. 2738–2747, 2013.

LIU, G. et al. A comparative experimental study of the anaerobic treatment of food wastes using an anaerobic digester with a polyamide stirring rake or a stainless-steel stirring rake. **Journal of Environmental Management**, v. 218, p. 435–441, 2018.

LIU, N. et al. Optimization of simultaneous production of volatile fatty acids and bio-hydrogen from food waste using response surface methodology. **RSC Advances**, v. 8, n. 19, p. 10457–10464, 2018.

LIU, Y. et al. Biochemical methane potential database: A public platform. **Bioresource Technology**, v. 393, n. November 2023, p. 130111, 2024.

LOIZIA, P.; NEOFYTOU, N.; ZORPAS, A. A. The concept of circular economy strategy in food waste management for the optimization of energy production through anaerobic digestion. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 15, p. 14766–14773, 30 maio 2019.

LORA GRANDO, R. et al. Technology overview of biogas production in anaerobic digestion plants: A European evaluation of research and development. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 80, p. 44–53, 2017.

LUO, L. et al. Optimization of water replacement during leachate recirculation for two-phase food waste anaerobic digestion system with off-gas diversion. **Bioresource Technology**, v. 335, p. 125234, set. 2021.

LUO, Z. et al. Nitrogen removal from digested piggery wastewater using fermented superphosphate within the pretreatment stage and an MAP fertilizer pot test. **Journal of Cleaner Production**, v. 212, p. 372–380, 2019.

MA, Y.; GU, J.; LIU, Y. Evaluation of anaerobic digestion of food waste and waste activated sludge: Soluble COD versus its chemical composition. **Science of the Total Environment**, v. 643, p. 21–27, 2018.

MAILE, I.; MUZENDA, E.; MBOHWA, C. Biochemical Methane Potential of OFMSW for City of Johannesburg. p. 26–28, 2016.

MALINOWSKY, C. et al. Start-up phase optimization of two-phase anaerobic digestion of food waste: Effects of organic loading rate and hydraulic retention time. **Journal of Environmental Management**, v. 296, p. 113064, out. 2021.

- MARAGKAKI, A. E. et al. Improving biogas production from anaerobic co-digestion of sewage sludge with a thermal dried mixture of food waste, cheese whey and olive mill wastewater. **Waste Management**, v. 71, p. 644–651, jan. 2018.
- MARTÍN-HERNÁNDEZ, E.; MARTÍN, M.; RUIZ-MERCADO, G. A Thermodynamic Feasibility Evaluation Model for the Efficient Struvite Production from Livestock Waste. **Computer Aided Chemical Engineering**, v. 47, p. 445–450, 1 jan. 2019.
- MARTIN-RIOS, C. et al. Food waste management innovations in the foodservice industry. **Waste Management**, v. 79, p. 196–206, 2018.
- MARTÍN, M. A. et al. Semi-continuous anaerobic co-digestion of orange peel waste and residual glycerol derived from biodiesel manufacturing. **Waste Management**, v. 33, n. 7, p. 1633–1639, 2013.
- MASEBINU, S. O. et al. A review of biochar properties and their roles in mitigating challenges with anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 103, n. September 2018, p. 291–307, 2019.
- MEEGODA, J. N. et al. A review of the processes, parameters, and optimization of anaerobic digestion. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 10, 2018.
- MENON, A.; WANG, J.-Y.; GIANNIS, A. Optimization of micronutrient supplement for enhancing biogas production from food waste in two-phase thermophilic anaerobic digestion. **Waste Management**, v. 59, p. 465–475, 2017.
- MIRMOHAMADSADEGHI, S. et al. Biogas production from food wastes: A review on recent developments and future perspectives. **Bioresource Technology Reports**, v. 7, 2019.
- MONTERO, B. et al. Evolution of butyric acid and the methanogenic microbial population in a thermophilic dry anaerobic reactor. **Waste Management**, v. 30, n. 10, p. 1790–1797, 2010.
- MOODY, L. B.; BURNS, R. T.; STALDER, K. J. EFFECT OF ANAEROBIC DIGESTION ON MANURE CHARACTERISTICS FOR PHOSPHORUS PRECIPITATION FROM SWINE WASTE. **Applied Engineering in Agriculture**, v. 25, n. 2008, p. 97–102, 2009.
- MORALES, C. G. et al. Effect of the stirring speed on the struvite formation using the centrate from a WWTP. **Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia**, v. 92, p. 42–50, 2019.
- MU, L. et al. Anaerobic co-digestion of sewage sludge , food waste and yard waste : Synergistic enhancement on process stability and biogas production. **Science of the Total Environment**, v. 704, p. 135429, 2020.
- MUNCH, E. V; BARR, K. Controlled Struvite Crystallisation For Removing Phosphorus From Anaerobic Digester Sidestreams. **Water Research**, v. 35, n. 1, p. 151–159, 2001.
- NAGARAJAN, A. et al. Nutrient recovery via struvite production from livestock manure-digestate streams : Towards closed loop bio-economy. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 171, n. November 2022, p. 273–288, 2023a.
- NAGARAJAN, A. et al. Nutrient recovery via struvite production from livestock manure-digestate streams : Towards closed loop bio-economy. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 171, n. November 2022, p. 273–288, 2023b.
- NAKASAKI, K.; KWON, S. H.; TAKEMOTO, Y. An interesting correlation between methane production rates and archaea cell density during anaerobic digestion with increasing organic loading. **Biomass and Bioenergy**, v. 78, p. 17–24, 2015.
- NASRIN, T. et al. Kinetic study and optimization of total solids for anaerobic digestion of kitchen waste: Bangladesh perspective. **Water Science and Technology**, v. 84, n. 5, p. 1136–1145, 1 set. 2021.
- NAYAK, A.; BHUSHAN, B. An overview of the recent trends on the waste valorization techniques for food wastes. **Journal of Environmental Management**, v. 233, p. 352–370, 2019.

NEVES, L.; OLIVEIRA, R.; ALVES, M. M. Anaerobic co-digestion of coffee waste and sewage sludge. **Waste Management**, v. 26, n. December 2004, p. 176–181, 2006.

NGUYEN, D. D. et al. Dry semi-continuous anaerobic digestion of food waste in the mesophilic and thermophilic modes: New aspects of sustainable management and energy recovery in South Korea. **Energy Conversion and Management**, v. 135, p. 445–452, 2017.

NIXON, J. D. Designing and optimising anaerobic digestion systems: A multi-objective non-linear goal programming approach. **Energy**, v. 114, p. 814–822, nov. 2016.

NKETIAH, E. et al. How willing are residents to accept sustainable energy from food waste generated by anaerobic digestion projects? **Energy**, p. 131387, 2024.

OBULISAMY, P. K. et al. Anaerobic co-digestion of food waste and chemically enhanced primary-treated sludge under mesophilic and thermophilic conditions. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 37, n. 24, p. 3200–3207, 2016.

OUNSANEHA, W. et al. Biogas production by co-digestion of municipal wastewater and food waste: Performance in semi-continuous and continuous operation. **Water Environment Research**, v. 93, n. 2, p. 306–315, 17 fev. 2021.

OWAMAH, H. I. et al. Fertilizer and sanitary quality of digestate biofertilizer from the co-digestion of food waste and human excreta. **Waste Management**, v. 34, n. 4, p. 747–752, abr. 2014.

OWAMAH, H. I. Biogas yield assessment from the anaerobic co-digestion of food waste and cymbopogon citratus. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 22, n. 6, p. 2012–2019, 2020.

PANIGRAHI, S.; DUBEY, B. K. A critical review on operating parameters and strategies to improve the biogas yield from anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Renewable Energy**, v. 143, p. 779–797, 2019.

PANIGRAHI, S.; SHARMA, H. B.; DUBEY, B. K. Anaerobic co-digestion of food waste with pretreated yard waste: A comparative study of methane production, kinetic modeling and energy balance. **Journal of Cleaner Production**, v. 243, p. 118480, 2020.

PARK, M.-J. M.-J. et al. System optimization for effective hydrogen production via anaerobic digestion and biogas steam reforming. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 45, n. 55, p. 30188–30200, nov. 2020.

PARK, S. et al. Comparison methane production potential between granular and suspended sludge at varying ammonia concentration. **KSCE Journal of Civil Engineering**, v. 20, n. 5, p. 1692–1700, 28 jul. 2016.

PARRA-OROBIO, B. A. et al. Inoculum mixture optimization as strategy for to improve the anaerobic digestion of food waste for the methane production. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 1, p. 1529–1535, 2018a.

PARRA-OROBIO, B. A.; PÉREZ-VIDAL, A.; TORRES-LOZADA, P. Potential production of struvite from the anaerobic digestion of food waste: analysis in one-phase and two-phase configurations. **Water Science and Technology**, v. 84, n. 4, p. 1048–1058, 15 ago. 2021.

PARTHIBA KARTHIKEYAN, O. et al. Pretreatment of food waste for methane and hydrogen recovery: A review. **Bioresource Technology**, v. 249, p. 1025–1039, 2018.

PASTOR, L. et al. A pilot-scale study of struvite precipitation in a stirred tank reactor : Conditions influencing the process. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 6285–6291, 2008.

PATIL, S. M. et al. Anaerobic co-digester microbiome during food waste valorization reveals Methanosaeta mediated methanogenesis with improved carbohydrate and lipid metabolism. **Bioresource Technology**, v. 332, p. 125123, jul. 2021.

PAVI, S. et al. Biogas production from co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and fruit and vegetable waste. **Bioresource Technology**, v. 228, p. 362–367, 2017.

- PEREIRA, M. A. et al. Anaerobic biodegradation of oleic and palmitic acids: Evidence of mass transfer limitations caused by long chain fatty acid accumulation onto the anaerobic sludge. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 92, n. 1, p. 15–23, 5 out. 2005.
- PETERSSON, A.; SAYFA, P. D. F. Biogas upgrading technologies developments and innovations . Anneli Petersson. v. 34, n. May, p. 1–34, 2018.
- POE, N. E. et al. Compositional variability of food wastes and its effects on acetone-butanol-ethanol fermentation. **Waste Management**, v. 107, p. 150–158, 2020.
- POLLACK, J.; ADLER, D. Emergent trends and passing fads in project management research: A scientometric analysis of changes in the field. **International Journal of Project Management**, v. 33, n. 1, p. 236–248, 2015.
- PRAMANIK, S. K. et al. The anaerobic digestion process of biogas production from food waste: Prospects and constraints. **Bioresource Technology Reports**, v. 8, 2019.
- QIAN, M. et al. Efficient acetogenesis of anaerobic co-digestion of food waste and maize straw in a HSAD reactor. **Bioresource Technology**, v. 283, p. 221–228, jul. 2019.
- QIN, Y. et al. Biogas recovery from two-phase anaerobic digestion of food waste and paper waste: Optimization of paper waste addition. **Science of the Total Environment**, v. 634, p. 1222–1230, 2018.
- QUESTED, T. E. et al. Food and drink waste from households in the UK. **Nutrition Bulletin**, v. 36, n. 4, p. 460–467, dez. 2011.
- RAN, X. et al. Comparison of phosphorus species in livestock manure and digestate by different detection techniques. **Science of the Total Environment**, v. 874, n. November 2022, 2023.
- RATTANAPAN, C. et al. Biogas production by co-digestion of canteen food waste and domestic wastewater under organic loading rate and temperature optimization. **Environments - MDPI**, v. 6, n. 2, 2019.
- REDCORN, R.; ENGELBERTH, A. S. Identifying conditions to optimize lactic acid production from food waste co-digested with primary sludge. **Biochemical Engineering Journal**, v. 105, p. 205–213, 2016.
- REN, Y. et al. A comprehensive review on food waste anaerobic digestion: Research updates and tendencies. **Bioresource Technology**, v. 247, n. July 2017, p. 1069–1076, 2018.
- ROCAMORA, I. et al. Dry anaerobic digestion of organic waste: A review of operational parameters and their impact on process performance. **Bioresource Technology**, v. 299, n. December, p. 122681, mar. 2020.
- ROMERO-GÜIZA, M. S. et al. The effect of magnesium as activator and inhibitor of anaerobic digestion. **Waste Management**, v. 56, p. 137–142, 2016.
- RYU, H.-D. et al. Integrated application of struvite precipitation and biological treatment in treating autothermal thermophilic aerobic digestion supernatant liquid. **Environmental Engineering Science**, v. 31, n. 4, p. 167–175, 2014.
- RYU, H. et al. Struvite Precipitation for Sustainable Recovery of Nitrogen and Phosphorus from Anaerobic Digestion Effluents of Swine Manure. 2020.
- S. ULUDAG-DEMIRER, G.N. DEMIRER, S. C. Ammonia removal from anaerobically digested dairy manure by struvite precipitation. **Process Biochemistry**, v. 40, p. 3667–3674, 2005.
- SAHA, S. et al. An integrated leachate bed reactor – anaerobic membrane bioreactor system (LBR-AnMBR) for food waste stabilization and biogas recovery. **Chemosphere**, v. 311, p. 1–18, 2023.
- SAHU, N. et al. Optimization of hydrolysis conditions for minimizing ammonia accumulation in two-stage biogas production process using kitchen waste for sustainable process development. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, n. 3, p. 2378–2387, 2017.

SANTORO, M. C. **Espectroscopia de RMN no estado sólido aplicada em estudos de biocarvões e hidrocarbões contendo fósforo.** [s.l: s.n.].

SANTOS, I. F. S. DOS et al. Combined use of biogas from sanitary landfill and wastewater treatment plants for distributed energy generation in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 136, n. May, p. 376–388, set. 2018.

SENTHILKUMAR, N. et al. Optimization and performance analysis of process parameters during anaerobic digestion of food waste using hybrid GRA-PCA technique. **Journal of Renewable and Sustainable Energy**, v. 8, n. 6, 2016a.

SENTHILKUMAR, N. et al. Optimization and performance analysis of process parameters during anaerobic digestion of food waste using hybrid GRA-PCA technique. **Journal of Renewable and Sustainable Energy**, v. 8, n. 6, p. 063107, nov. 2016b.

SERRANO, A. et al. Optimization of Anaerobic Co-digestion of Strawberry and Fish Waste. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 173, n. 6, p. 1391–1404, 7 jul. 2014.

SHAH, F. A. et al. Co-digestion, pretreatment and digester design for enhanced methanogenesis. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 42, p. 627–642, 2015.

SHAO, L. et al. Enhanced anaerobic digestion and sludge dewaterability by alkaline pretreatment and its mechanism. **Journal of Environmental Sciences**, v. 24, n. 10, p. 1731–1738, 2012.

SHARMA, H. B. et al. Downstream augmentation of hydrothermal carbonization with anaerobic digestion for integrated biogas and hydrochar production from the organic fraction of municipal solid waste: A circular economy concept. **Science of The Total Environment**, v. 706, p. 135907, mar. 2020.

SHIN, H.-S. et al. Inhibitory effects of long-chain fatty acids on VFA degradation and β -oxidation. **Water Science and Technology**, v. 47, n. 10, p. 139–146, 1 maio 2003.

SICILIANO, A.; LIMONTI, C.; CURCIO, G. M. Advances in Struvite Precipitation Technologies for Nutrients Removal and Recovery from Aqueous Waste and Wastewater. **Sustainability (Switzerland)**, v. 12, n. 2, 2020.

SIDDIQUI, Z.; HORAN, N. J.; SALTER, M. Energy optimisation from co-digested waste using a two-phase process to generate hydrogen and methane. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 36, n. 8, p. 4792–4799, 2011.

SIEGERT, I.; BANKS, C. The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 11, p. 3412–3418, 2005.

SOUDEJANI, H. T. H. T. et al. Application of zeolites in organic waste composting: A review. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 22, n. October, p. 101396, 2019.

SPROTT, G. D.; PATEL, G. B. Ammonia toxicity in pure cultures of methanogenic bacteria. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 7, n. 2–3, p. 358–363, 1986.

SUN, C. et al. Biogas production from undiluted chicken manure and maize silage: A study of ammonia inhibition in high solids anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 218, p. 1215–1223, 2016.

SUWANNARAT, J.; RITCHIE, R. J. Anaerobic digestion of food waste using yeast. **Waste Management**, v. 42, p. 61–66, ago. 2015a.

SUWANNARAT, J.; RITCHIE, R. J. Anaerobic digestion of food waste using yeast. **Waste Management**, v. 42, p. 61–66, ago. 2015b.

SYMONS, G. ; BUSWELL, A. M. The Methane Fermentation of Carbohydrates. v. 55, p. 2028–2036, 1932.

TANIMU, M. I. et al. Effect of carbon to nitrogen ratio of food waste on biogas methane production in a batch mesophilic anaerobic digester. **International journal of innovation, management and technology**, v. 5, n. 2, p. 116, 2014.

THI, N. B. D.; KUMAR, G.; LIN, C.-Y. An overview of food waste management in developing countries: Current status and future perspective. **Journal of Environmental Management**, v. 157, p. 220–229, jul. 2015.

THOMPSON, J. **New centre in Adelaide to help tackle Australia's food waste problem.**

TROTTA, S. et al. Nitrogen and phosphorus recovery from cow digestate by struvite precipitation : Process optimization to maximize phosphorus recovery. **Results in Engineering**, v. 20, n. October, p. 101478, 2023.

TUNAY, O. et al. Ammonia removal by magnesium ammonium phosphate precipitation in industrial wastewaters. **Water Science & Technology**, v. 36, n. 2, p. 225–228, 1997.

VALIJANIAN, E. et al. Biogas Production Systems. In: [s.l: s.n.]. p. 95–116.

VAN ECK, N. J.; WALTMAN, L. Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. **Scientometrics**, v. 84, n. 2, p. 523–538, 31 ago. 2009.

VIEGAS, C. V. et al. Critical attributes of Sustainability in Higher Education: A categorisation from literature review. **Journal of Cleaner Production**, v. 126, p. 260–276, 2016.

WALKER, L.; CHARLES, W.; CORD-RUWISCH, R. Comparison of static, in-vessel composting of MSW with thermophilic anaerobic digestion and combinations of the two processes. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 16, p. 3799–3807, 2009.

WALKER, M. et al. Ammonia removal in anaerobic digestion by biogas stripping: An evaluation of process alternatives using a first order rate model based on experimental findings. **Chemical Engineering Journal**, v. 178, p. 138–145, 2011.

WANG, F.; ZHANG, C.; HUO, S. Influence of fluid dynamics on anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 38, n. 9, p. 1160–1168, 2017.

WANG, Z. et al. High Purity Struvite Recovery from Hydrothermally-Treated Sludge Supernatant Using Magnetic Zirconia Adsorbent. **Environmental Research and Public Health**, v. 19, p. 3–16, 2022.

WARMADEWANTHI et al. **The Effect of Mixing Rate on Struvite Recovery from The Fertilizer Industry The Effect of Mixing Rate on Struvite Recovery from The Fertilizer Industry.** OP Conference Series: Earth and Environmental Science PAPER. **Anais...2020**

WEI, J. et al. Effects of disposable plastics and wooden chopsticks on the anaerobic digestion of food waste. **Waste Management**, v. 79, p. 607–614, 2018.

WILLIAMS, J. et al. Monitoring methanogenic population dynamics in a full-scale anaerobic digester to facilitate operational management. **Bioresource Technology**, v. 140, p. 234–242, jul. 2013.

WIRTH, KARL; BARTH, A. **X-Ray Fluorescence (XRF) In: Geochemical Instrumentation and Analysis.** Disponível em: <https://serc.carleton.edu/research_education/geochemsheets/techniques/XRF.html>. Acesso em: 21 abr. 2024.

WONG, J. W. C. et al. Food waste treatment by anaerobic co-digestion with saline sludge and its implications for energy recovery in Hong Kong. **Bioresource Technology**, v. 268, n. July, p. 824–828, 2018.

WU, L. et al. Excess methane production and operation stability for anaerobic digestion of oily food waste controlled by mixing intensity : Focusing on heterogeneity of long chain fatty acids. **Journal of Environmental Management**, v. 335, n. 79, p. 117573, 2023.

XAVIER, L. D. et al. Study of the recovery of phosphorus from struvite precipitation in supernatant line from anaerobic digesters of sludge. **Water Science & Technology**, p. 1546–1551, 2014.

XING, B.-S. et al. Stable and high-rate anaerobic co-digestion of food waste and cow manure: Optimisation of start-up conditions. **Bioresource Technology**, v. 307, 2020a.

- XING, B. S. et al. Stable and high-rate anaerobic co-digestion of food waste and cow manure: Optimisation of start-up conditions. **Bioresource Technology**, v. 307, p. 123195, jul. 2020b.
- XU, F. et al. Anaerobic digestion of food waste – Challenges and opportunities. **Bioresource Technology**, v. 247, n. July 2017, p. 1047–1058, 2018.
- XU, S.; SELVAM, A.; WONG, J. W. C. Optimization of micro-aeration intensity in acidogenic reactor of a two-phase anaerobic digester treating food waste. **Waste Management**, v. 34, n. 2, p. 363–369, 2014a.
- XU, S.; SELVAM, A.; WONG, J. W. C. J. W. C. Optimization of micro-aeration intensity in acidogenic reactor of a two-phase anaerobic digester treating food waste. **Waste Management**, v. 34, n. 2, p. 363–369, fev. 2014b.
- YANG, Z. et al. Effect of ammonia on methane production, methanogenesis pathway, microbial community and reactor performance under mesophilic and thermophilic conditions. **Renewable Energy**, v. 125, p. 915–925, 2018.
- YE, M. et al. Improving the stability and efficiency of anaerobic digestion of food waste using additives: A critical review. **Journal of Cleaner Production**, v. 192, p. 316–326, ago. 2018.
- YENIGÜN, O.; DEMIREL, B. Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. **Process Biochemistry**, v. 48, n. 5–6, p. 901–911, 2013.
- YU, B. et al. Species, fractions, and characterization of phosphorus in sewage sludge: A critical review from the perspective of recovery. **Science of the Total Environment**, v. 786, p. 147437, 2021.
- YUAN, G.-H.; ZHOU, X.-Q.; WU, J.-D. Enhancement of anaerobic digestion of excess sludge by acid-alkali pretreatment. **Huan Jing ke Xue= Huanjing Kexue**, v. 33, n. 6, p. 1918–1922, 2012.
- YUAN, H.; ZHU, N. Progress in inhibition mechanisms and process control of intermediates and by-products in sewage sludge anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 58, p. 429–438, 2016.
- ZENG, F. et al. Struvite precipitation from anaerobic sludge supernatant and mixed fresh / stale human urine. **Chemical Engineering Journal**, v. 344, n. January, p. 254–261, 2018.
- ZENG, Y.; DE GUARDIA, A.; DABERT, P. Improving composting as a post-treatment of anaerobic digestate. **Bioresource Technology**, v. 201, n. November, p. 293–303, 2016.
- ZHANG, C. et al. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. **Bioresource Technology**, v. 129, p. 170–176, 2013.
- ZHANG, C. et al. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 38, p. 383–392, 2014.
- ZHANG, H. et al. Optimization of mixing ratio of ammoniated rice straw and food waste co-digestion and impact of trace element supplementation on biogas production. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 20, n. 2, p. 745–753, 2018.
- ZHANG, J. et al. Three-stage anaerobic digester for food waste. **Applied Energy**, v. 194, p. 287–295, 2017.
- ZHANG, J. et al. Optimizing mixing strategy to improve the performance of an anaerobic digestion waste-to-energy system for energy recovery from food waste. **Applied Energy**, v. 249, p. 28–36, 2019.
- ZHANG, J. et al. Adaptation to salinity: Response of biogas production and microbial communities in anaerobic digestion of kitchen waste to salinity stress. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 130, n. 2, p. 173–178, ago. 2020.
- ZHANG, J. et al. Assessment and optimization of a decentralized food-waste-to-energy system with anaerobic digestion and CHP for energy utilization. **Energy Conversion and Management**, v. 228, 2021.

ZHANG, L. et al. Plastic-containing food waste conversion to biomethane, syngas, and biochar via anaerobic digestion and gasification: Focusing on reactor performance, microbial community analysis, and energy balance assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 306, n. August 2020, p. 114471, mar. 2021.

ZHANG, P. et al. Statistical Key Factor Optimization of Conditions for Biohydrogen Production from Sewage Sludge and Food Waste by Anaerobic Codigestion. **Energy and Fuels**, v. 33, n. 11, p. 11163–11172, 2019.

ZHANG, R. et al. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 4, p. 929–935, 2007.

ZHANG, T.; JIANG, R.; DENG, Y. Phosphorus Recovery by Struvite Crystallization from Livestock Wastewater and Reuse as Fertilizer : A Review Phosphorus Recovery by Struvite Crystallization from Livestock Wastewater and Reuse as Fertilizer: A Review. In: **Physico-Chemical Wastewater Treatment and Resource Recovery**. [s.l: s.n.].

ZHAO, T. et al. Enhancement of performance and stability of anaerobic co-digestion of waste activated sludge and kitchen waste by using bentonite. **PLoS ONE**, v. 14, n. 7, 2019.

ZHAO, X. et al. Modified Anaerobic Digestion Model No. 1 for modeling methane production from food waste in batch and semi-continuous anaerobic digestions. **Bioresource Technology**, v. 271, p. 109–117, 2019.

ZHENG, Y. et al. Process Performance and Microbial Communities in Anaerobic Co-digestion of Sewage Sludge and Food Waste with a Lower Range of Carbon/Nitrogen Ratio. **BioEnergy Research**, 13 nov. 2021.

ZHENG, Z. et al. The effects of C/N (10–25) on the relationship of substrates, metabolites, and microorganisms in “inhibited steady-state” of anaerobic digestion. **Water Research**, v. 188, p. 116466, 2021.

ZHOU, M. et al. Enhanced volatile fatty acids production from anaerobic fermentation of food waste: A mini-review focusing on acidogenic metabolic pathways. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 68–78, 2018.

ZHOU, P.; ELBESHBISHY, E.; NAKHLA, G. Optimization of biological hydrogen production for anaerobic co-digestion of food waste and wastewater biosolids. **Bioresource Technology**, v. 130, p. 710–718, fev. 2013.

ZUPANČIČ, G. D.; JEMEC, A. Anaerobic digestion of tannery waste: Semi-continuous and anaerobic sequencing batch reactor processes. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 1, p. 26–33, 2010.

Apêndice A - Metodologia da revisão bibliométrica e sistemática

Na revisão bibliográfica desta tese, foi realizada uma revisão bibliométrica e sistemática. O artigo intitulado “Valorization of food waste by anaerobic digestion: A bibliometric and systematic review focusing on optimization” foi publicado no periódico Journal of Environmental Management - Qualis A1 – Engenharias I – Fator de Impacto 8.0 – 2023.

Aplicou-se o método Proknow-C (Knowledge Development Process - Constructivist) proposto por Ensslin et al., (2010) para selecionar publicações sobre a otimização da digestão anaeróbia de resíduo alimentar, O método é uma abordagem sistemática para organizar o conhecimento de uma revisão de literatura e compreende três etapas principais: i) Elaboração de portfólio bibliográfico, ii) Análise bibliométrica e iii) Análise sistemática (Figura 25), A seleção dos artigos para compor o portfólio é realizada utilizando palavras-chave em bases de dados previamente escolhidos, Posteriormente são removidos os documentos duplicados, aqueles cujo o título e/ou o resumo estavam desalinhados com o tema da pesquisa, aqueles que não estão completamente disponíveis e os que estão fora de critérios pré-estabelecidos (VIEGAS et al., 2016),

Após a criação do portfólio bibliográfico foi realizada a análise bibliométrica para elucidar pontos de interesse, Por fim, realizou-se a análise sistemática com a leitura integral dos artigos e compilação de dados para investigar o que foi estudado até o momento sobre o tema, lacunas a serem preenchidas e potencial de futuras pesquisas, A partir das lacunas de pesquisas observadas, definiu-se os objetivos desta pesquisa,

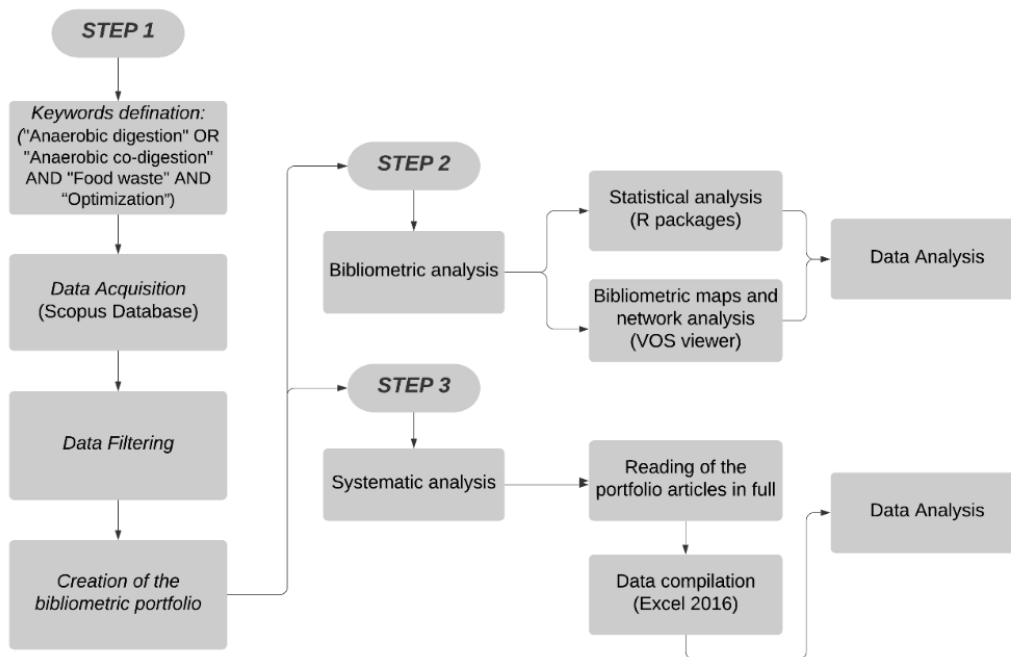


Figura 25 - Procedimento de análise bibliométrica e sistemática,
Fonte: Autoria própria.

A base de dados utilizada foi a Scopus® desenvolvida pela Elsevier®, por se tratar do maior banco de dados de resumo e citações de literatura revisada, incluindo revistas científicas, livros e trabalhos de conferência, Além disso, possui 15,000 jornais indexados, quase 265 milhões de websites e 18 milhões de patentes e outros documentos (FERENHOF et al., 2014), Adotaram-se as seguintes palavras-chave para esta revisão: "Anaerobic digestion" OR "Anaerobic co-digestion" AND "Food waste" AND "Optimization", Essas palavras-chaves foram selecionadas, afim de se obter artigos que realizaram estudos experimentais de otimização de parâmetros operacionais na digestão anaeróbia de resíduo alimentar, Estão incluídos artigos que tratam de resíduos de alimentos de cantina, restaurantes, casa, resíduos de cozinha, resíduos de frutas e vegetais e resíduos de vegetais,

Após inserir as palavras-chave no banco de dados Scopus®, 228 documentos foram encontrados até abril de 2022, Os documentos duplicados foram removidos, selecionou-se apenas artigos científicos (excluindo as revisões) com impactor factor (IF) (JCR) (2019) acima de 1, restando 109 artigos, Os títulos e resumos de todos os artigos foram lidos de forma criteriosa e os artigos fora do tema (que não tratavam de experimentos de otimização) e

indisponíveis foram descartados totalizando 66 artigos selecionados para compor o portfólio bibliográfico (BROWN AND LI, 2013; CAI ET AL., 2016; CAPSON-TOJO ET AL., 2019, 2017; CAVINATO ET AL., 2012; CHAKRABORTY AND VENKATA MOHAN, 2018; CHENG ET AL., 2020; CHOI AND PARK, 2018; CHOUDHARY ET AL., 2020; DADASER-CELIK ET AL., 2016; DEEPANRAJ ET AL., 2021, 2017; LOU ET AL., 2012; FITAMO ET AL., 2016; GOTTARDO ET AL., 2017; HAN ET AL., 2012; PERIN ET AL., 2020; HOBBS ET AL., 2018; HOU ET AL., 2020; IZUMI ET AL., 2010; JAMAN ET AL., 2022; JUKURI ET AL., 2022; KAINTHOLA ET AL., 2020; KIM AND OH, 2011; KIM ET AL., 2006, 2003; KONG ET AL., 2016; LI ET AL, 2020, 2018; LIU ET AL., 2018; N, LIU ET AL., 2018; LUO ET AL., 2021; MALINOWSKY ET AL., 2021; MENON ET AL., 2017; NASRIN ET AL., 2021; NGUYEN ET AL., 2017A; NGUYEN ET AL., 2017B; OBULISAMY ET AL., 2016; OUNSANNEHA ET AL., 2021; OWAMAH, 2020; PANIGRAHI ET AL., 2020; PARK ET AL., 2020; PARRA-OROBIO ET AL., 2018; PATIL ET AL., 2021; PAVI ET AL., 2017; QIAN ET AL., 2019; QIN ET AL., 2018; REDCORN AND ENGELBERTH, 2016; SAHU ET AL., 2017; SENTHILKUMAR ET AL., 2016; SIDDIQUI ET AL., 2011; SUWANNARAT AND RITCHIE, 2015; WANG ET AL., 2017; XING ET AL., 2020; XU ET AL., 2014; ZHANG ET AL., 2018, 2021, 2020, 2017, 2022; ZHANG ET AL., 2019; ZHANG ET AL., 2019; ZHAO ET AL., 2019; ZHAO ET AL., 2019; ZHENG ET AL., 2021; ZHOU ET AL., 2013).

Análise bibliométrica

Para a análise bibliométrica, as informações bibliográficas dos 66 artigos selecionados para o portfólio foram extraídas da base de dados Scopus®, no formato “BibTeX”, e importadas para o software R Studio sem qualquer modificação. No software R Studio, o processamento e a análise estatística dos dados foram realizados utilizando o pacote bibliometrix R (<http://www.bibliometrix.org>). Este pacote fornece um conjunto de ferramentas para pesquisa bibliométrica quantitativa na linguagem R (ARIA and CUCCURULLO, 2017). Para a criação de mapas bibliométricos e análise de rede, foi utilizado o software de visualização VOSviewer, que é um programa de

computador para mapeamento bibliométrico desenvolvido por Van Eck and Waltman (2009),

Análise sistemática

A análise sistemática permite ao pesquisador identificar conceitos, metodologias, resultados e recomendações futuras através da leitura dos artigos selecionados, (FERENHOF et al., 2014). Realizou-se a análise do conteúdo dos 66 artigos do portfólio, com seus principais resultados e indicações para estudos futuros. Foi realizada leitura cuidadosa dos experimentos de cada artigo, com posterior compilação dos dados relevantes no Excel 2016.

Tabela 1 – Razão de mistura ótima na codigestão anaeróbia utilizada nos estudos dos artigos do portfólio – Análise sistemática (Continua)

Modo	Temp, (°C)	Escala ¹	Substrato	Co-substrato	Razão de mistura ótima	Biometano/Hidrogênio/Biogás	Observação	Ref,
Batelada	Mesofílico/Termofílico	Lab,	Resíduo alimentar simulado	Lodo de esgoto quimicamente tratado	RA/Lodo: 1/3 em v/v base (melhor tamponamento) and 1/2 in v/v base (máximo CH ₄) ambos em condições mesofílicas	100 mLCH ₄ /gSV (mesofílico)	Comparado à mono-digestão de resíduos alimentares (RA), verificou-se que a co-digestão anaeróbia melhora a taxa de recuperação de CH ₄ e o potencial zeta, embora requeira uma maior otimização em condições tamponadas tanto em operações mesofílicas quanto termofílicas,	(OBULISAMY et al., 2016)
Contínuo	Termofílico	Bancada	Lodo de esgoto (L)	RA/Resíduo de jardim (RJ)	RA/RJ/L: 79%/11%/10% Em SV	393 mLCH ₄ /gSV	Um aumento na produtividade de biometano e uma melhoria no desempenho do processo ao aumentar os resíduos alimentares como co-substrato,	(FITAMO et al., 2016)
Batelada	Mesofílico	Lab,	Fração orgânica do RSU (FORSU)	Frutas e vegetais	FORSU/frutas e vegetais: 1/3 Em SV	396,6 mLCH ₄ /gSV	Comparado à mono-digestão de FORSU, um aumento de 141% no rendimento médio de biometano foi obtido a partir da proporção de mistura de 1/3,	(PAVI et al., 2017)
Batelada	Mesofílico	Lab,	RA	Lodo de esgoto (L)	RA/L: 85,17%/14,83% Em SV base	62,4 mLH ₂ /gSV	co-digestão anaeróbia de RA e lodo de esgoto melhorou as características adequadas do substrato, fornecendo grandes quantidades de DQO solúvel, mantendo uma faixa de pH apropriada, reduzindo o NAT em 18,67% e proporcionando uma relação C/N equilibrada (15,01–23,02), Isso aumentou o conteúdo de hidrogênio (62,40% v/v) e a produção de AGVtotal (281,84 mg/g SV)	(LI et al., 2018e)
Contínuo	Termofílico (estágio 1) Mesofílico (estágio 2)	Bancada	Resíduo alimentar simulado	papel	RA/papel: 60%/40% Em ST base	344 mLCH ₄ /gSV	Concluiu-se que 40%ST foi o conteúdo ideal de papel para aumento da bioenergia a partir da codigestão anaeróbia de RA e papel, A remoção de SV foi de cerca de 80% em condições ideais,	(QIN et al., 2018)

Tabela 1 - Razão de mistura ótima na codigestão anaeróbia utilizada nos estudos dos artigos do portfólio – Análise sistemática (Continua)

Modo	Temp, (°C)	Escala ¹	Substrato	Co-substrato	Razão de mistura ótima	Biometano/Hidrogênio/Biogás	Observação	Ref,
Batelada	mesofílico	Lab,	Ureia	Resíduo alimentar	RA/ureia: 3/1 (em SV)	259,6 mLCH ₄ /gSV	Houve um aumento de 8,83% no rendimento de CH ₄ durante o processo de co-digestão anaeróbia em comparação com a mono-digestão,	(ZHANG et al., 2018)
Batelada	mesofílico	Lab,	Digestato líquido de RA	Efluente de suinocultura	Digestato líquido de RA/efluente: 1,4 (em SV)	239,0 mLCH ₄ /gSV	Os valores ótimos indicaram a melhor solução para a otimização simultânea da produção de CH ₄ e do custo operacional. Portanto, a utilização de desses substratos mostrou um método promissor para alcançar a produção de CH ₄ e a remoção de SV,	(CHOI and PARK, 2018)
Batelada	mesofílico	Lab,	RA	Vegetais	RA/vegetais: 2/3 (em SV)	226,86 mLCH ₄ /gSV	Os valores ótimos regularam a qualidade do digestato líquido e aumentaram o rendimento de biometano (até 4%) e a maior remoção de SV e DQO	(CHAKRABORTY; VENKATA MOHAN, 2018)
Batelada	mesofílico	Lab,	RA	Lodo ativado	RA/Lodo: 2/1 (em SV)	165,3 mLCH ₄ /gSV	Houve um efeito significativo da proporção ótima na produção de biometano. Quanto mais RA é aplicado na mistura de co-substratos, mais longa será a fase de retardamento na produção de gás, mas a adição de bentonita encurtou a fase de retardamento,	(ZHAO et al., 2019)
Batelada	mesofílico	Lab,	RA	Lodo de esgoto	RA/lodo: 0,60 (com base no peso)	144,96 mL of H ₂ /g <small>peso seco</small>	As condições ótimas para a produção de hidrogênio foram com proporções de RA/lodo de 0,60,	(ZHANG et al., 2019)
Semi-contínuo	mesofílico	Lab,	RA	Esterco bovino	RA/esterco: 2,5 (em SV)	441 mLCH ₄ /gSV	Uma pequena quantidade de esterco adicionada pode aumentar o rendimento de CH ₄ e a taxa de hidrólise em condições otimizadas. Além disso, uma co-digestão anaeróbia de alta taxa estável foi iniciada com sucesso sob uma proporção RA/esterco de 2,5,	(XING et al., 2020)

Tabela 1 - Razão de mistura ótima na codigestão anaerobia utilizada nos estudos dos artigos do portfólio – Análise sistemática (Conclusão)

Modo	Temp, (°C)	Escala ¹	Substrato	Co-substrato	Razão de mistura ótima	Biometano/Hidrogênio/Biogás	Observação	Ref,
Batelada	Mesofílico	Lab,	RA	Palha de arroz (PA) e farelo de arroz (FA)	RA:PA:FA 60:10:30 (Em SV)	235,4 mLCH ₄ /gSV	Houve um aumento de 27,4% no rendimento de CH ₄	(HOU et al., 2020)
Batelada	Mesofílico	Lab,	RA	Capim limão	RA/capim limao 80%/20% (Em SV)	0,69 ± 0,05 L _{biogas} /gSV	–	(OWAMAH, 2020a)
Batelada	Mesofílico e termofílico	Lab,	RA	Esterco de aves	RA/esterco de ave 71%/29% (Em SV)	6344 ml _{biogas}	A condição ótima foi a co-digestão com 29% de esterco de aves,	(DEEPANRAJ et al., 2021)

¹Lab, = volume de trabalho do reator está entre 5 litros e 24 litros; Bench = volume de trabalho do reator está entre 25 litros e 249 litros

Tabela 2 – pH ótimo utilizado da digestão anaeróbia dos estudos dos artigos do portfólio – Análise sistemática

Modo	Substrato	Co-substrato	Aditivo	Valor ótimo	Obs,	Ref,
Contínuo	RA	–	–	5 a 6	Condição ótima para a produção de hidrogênio	(CAVINATO et al., 2012)
Batelada	RA	Esterco de aves	Solução de bicarbonato sódico 1N	7,0	Condição ótima para a produção de biogás e eficiência na remoção de sólidos voláteis	(SENTHILK UMAR et al., 2016)
Batelada	RA	Lodo de esgoto	–	5,5	Condição ótima para maximizar a concentração de lactato	(REDCORN and ENGELBERTH, 2016)
Batelada	RA	–	–	7,2 a 7,5	Faixa de valores para otimização da hidrólise para mínima acumulação de amônia	(SAHU et al., 2017)
Batelada	RA	Esterco de aves	–	7,0	Condição ótima para a produção de biogás, remoção de sólidos voláteis e degradação de DQO	(DEEPANRA J et al., 2017)
Batelada	RA	–	O pH foi ajustado periodicamente usando 1,0 M HCl ou NaOH para manter os valores desejados,	7,0	Condição ótima para a produção de ácidos graxos voláteis (AGV)	(LIU et al., 2018a)
Batelada	RA	Lodo de esgoto	HCl (6 mol/L) e NaOH (6 mol/L) para controlar o Ph	pH 5,9 inicial	Condição ótima para a produção de hidrogênio	(ZHANG et al., 2019)
Batelada	Palha de arroz	RA	–	7,32	Condição ótima para a produção de biometano	(KAINTHOL A et al., 2020)
Semi-contínuo	RA	Esterco bovino	HCl (0,1 mol/L) or NaOH (0,1 mol/L)	7,65	A co-digestão anaeróbia de alta taxa estável foi iniciada com sucesso com um pH inicial de 7,65,	(XING et al., 2020)
Batelada	RA	Esterco de aves	Solução de 1 N de NaHCO ₃ foi adicionada para atingir o pH desejado,	7,0	Condição ótima para a produção de biogás e degradação de DQO (Demanda Química de Oxigênio)	(DEEPANRA J et al., 2021)

Tabela 3 – Valores ótimos de relação alimento/microorganismo e microorganism/alimento na digestão anaeróbia dos estudos dos artigos do portfólio – Análise sistemática

Substrato	Co-substrat	Inóculo	Valor ótimo	CH ₄	Obs,	Ref,
RA	Resíduo de jardim	Efluente de reator tratando RA + Lodo de esgoto	Razão substrato para inóculo: 1 gSV/gSV Baseado em sólidos voláteis secos (SV)	6,7 L _{CH₄} /L _{útil}	Os maiores rendimentos de biometano foram obtidos neste valor ótimo,	(BROWN and LI, 2013)
RA	–	Lodo misto (Lodo de esgoto + digestato)	Razão inóculo para substrato: 0,33 gSV/gSV	505 mLCH ₄ /gSV	Realizado com o valor ótimo no qual o rendimento de biometano foi 20% maior	KONG et al., 2016)
RA simulado	–	Inóculo do reator metanogênico	Razão substrato para inóculo: 0,30 gSV/gSV	151 mLCH ₄ /gSV	Os resultados mostraram que o maior rendimento de biometano foi alcançado com uma razão substrato para inóculo (SI) de 0,30,	(DADASER-CELIK et al., 2016)
RA simulado	Papelão	Lodo misto (Lodo de reator que trata efluentes de fábrica de açúcar + lodo de planta que	Razão substrato para inóculo: 0,25 gSV/gSV (Para produção de biometano) Razão substrato para inóculo: 1,4 gSV/gSV (Para produção de	400 mLCH ₄ /gSV	A produção eficiente de biometano foi alcançada com uma baixa razão substrato para inóculo (SI) de 0,25, Em SIRs mais altas, foram produzidos hidroênio e	(CAPSON-TOJO et al., 2017)
RA	–	Lodo de esgoto	Razão inóculo para substrato: 0,8 Baseado no peso seco	450 a 500 mLCH ₄ /gSV	Em valores muito baixos de (inóculo/substrato) IS (0,8), o desempenho da digestão foi melhor nos tratamentos,	(CAI et al., 2016)
RA	–	Lodo de esgoto	Razão substrato para inóculo: 1,42 gDQORA/gSV	639 mL CH ₄ /g COD _{RA}	A razão de 1,42 teve a maior recuperação de CH ₄ -DQO,	(HOBBS et al., 2018)
Palha de arroz	RA	Esterco bovino	Razão substrato para inóculo: 1,87 gSV/gSV	323,8 mLCH ₄ /gSV	Apresentou maior rendimento de biometano em 1,87,	(KAINTHOLA et al., 2020)
RA	Esterco bovino	Lodo anaeróbico de UASB tratando efluente de cervejaria	Razão substrato para inóculo: 0,056 gSV/gSV	2,7 L _{CH₄} /L/d	Uma razão SI de menos de 0,07 foi o valor ótimo para iniciar a co-digestão com RA e esterco bovino,	(XING et al., 2020)
RA	Resíduo de jardim	Lodo e esgoto	Razão substrato para inóculo: 1,5 gSV/gSV	431 mLCH ₄ /gSV	A maior produção de biometano foi observada na co-digestão de RA com resíduos de iogurte pré-tratados por micro-ondas na razão SI de 1,5,	(PANIGRAHI et al., 2020)

Tabela 4 - Caracterização do resíduo alimentar de 41 estudos de 15 países (continua),

País	Substrato/Fonte	pH	DQO _{total} (g/L)	DQO _{solúvel} (g/L)	ST (%)	SV (%)	ST (g/L)	SV (g/L)	SV/ST	C (%)	N (%)	H (%)	S (%)	O (%)	C/N	Umidade (%)	Ref,
Coréia do Sul	RA/ Refeitório do Instituto	-	-	-	4,24	4,1	-	-	0,97	45,7	2,2	6,7	-	-	20,77	-	(KIM; HAN; SHIN, 2003)
Coréia do Sul	RA/ Refeitório do Instituto	-	-	-	-	-	225,7	215,2	0,95	50,1	3,6	-	-	-	13,92	81,6	(KIM; HAN; SHIN, 2006),
Coréia do Sul	RA/ Refeitório do Instituto	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(KIM et al., 2007),
Coréia do Sul	RA/Cafeteria da escola	4,0	240	-	-	-	208	189	0,91	-	-	-	-	-	-	-	(KIM; OH, 2011)
Itália	RA/Planta de DA	-	-	-	-	-	-	-	0,82	-	-	-	-	-	-	-	(CAVINATO et al., 2012)
Canadá	RA/ Instalação de processamento de orgânicos	6,0	106	39	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(ZHOU; ELBESHBISHY; NAKHLA, 2013)
EUA	RA/Supermercado	4,1	-	-	15,2	13,8	-	-	0,91	-	-	-	-	-	11,40	-	(BROWN; LI, 2013)
Líbano	RA/Casas e supermercados	-	108	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(ATALLAH et al., 2014)
Tailândia	RA/Restaurantes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(SUWANNARAT; RITCHIE, 2015)
Cingapura	RA/Refeitório de universidade	6,2	-	-	33,8	21,1	-	-	0,95	-	-	-	-	-	21,50	-	(ZHANG et al., 2017)

Tabela 4 - Caracterização do resíduo alimentar de 41 estudos de 15 países (continua),

País	Substrato/Fonte	pH	DQO _{total} (g/L)	DQO _{solúvel} (g/L)	ST (%)	SV (%)	ST (g/L)	SV (g/L)	SV/ST	C (%)	N (%)	H (%)	S (%)	O (%)	C/N	Umidade (%)	Ref,
Índia	RA/Refeitório do instituto	-	-	-	-	-	-	-	-	49,96	1,13	-	-	-	44,21	-	(SENTHILKUMAR et al., 2016)
China	RA/Cantina da Universidade	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(CAI et al., 2016)
EUA	RA/Cantina da Universidade	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(REDCORN; ENGELBERTH, 2016)
Índia	RA/Cantina da Universidade	6,8	-	-	26,8	26,2	-	-	0,98	-	-	-	-	-	-	73,2	(SAHU et al., 2017)
Índia	RA/Cantina da Universidade	-	-	-	-	-	-	-	-	49,96	1,13	-	-	-	44,21	-	(DEEPANRAJ; SIVASUBRAMANIAN; JAYARAJ, 2017)
Coréia do Sul	RA/Cantina da Universidade	4,9	-	-	23,02	20,55	-	-	0,89	-	-	-	-	-	-	-	(NGUYEN et al., 2017)
Itália	RA/ coleta porta – a -porta	-	-	-	-	-	-	-	0,92	-	-	-	-	-	-	-	(GOTTARDO et al., 2017)
China	RA/Restaurante	6,7	92,6	-	-	-	117	-	0,91	41,3	3,3	4,3	-	32,2	12,50	-	(LIU et al., 2018)
China	RA/Cantina da Universidade	4,7	-	-	-	-	-	-	-	58,45	2,45	-	-	-	23,86	-	(LI et al., 2018)
Japão	RA/Mercado	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(QIN et al., 2018)

Tabela 4 - Caracterização do resíduo alimentar de 41 estudos de 15 países (continua),

País	Substrato/Fonte	pH	DQO _{total} (g/L)	DQO _{solúvel} (g/L)	ST (%)	SV (%)	ST (g/L)	SV (g/L)	SV/ST	C (%)	N (%)	H (%)	S (%)	O (%)	C/N	Umidade (%)	Ref,
Coréia do Sul	RA/Cantina de Universidade	4,9	-	-	23,02	20,55	-	-	0,89	-	-	-	-	-	14,58	-	(NGUYEN et al., 2017d)
China	RA/Cantina de Universidade	5,2	-	-	19,7	18,1	-	-	0,92	-	-	-	-	-	21,08	-	(WANG; ZHANG; HUO, 2017d)
Brasil	RA/Restaurante	5,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(GUIMARÃES; MAIA; SERRA, 2018)
Grécia	RA/Cantina do Instituto	4,2	151,3	-	-	-	122,6	107	0,87	-	-	-	-	-	-	-	(MARAGKAKI et al., 2018)
China	RA/Cantina de Universidade	7,1	-	-	21,11	19,83	-	-	0,94	-	-	-	-	-	17,15	-	(ZHANG et al., 2018c)
Cingapura	RA/Cantina de Universidade	4,3	-	-	35	25	-	-	0,71	-	-	-	-	-	21,00	-	(LIM et al., 2018b)
EUA	RA/Cantina de Universidade	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(HOBBS et al., 2018b)
Colômbia	RA/Cantina de Universidade	5,64	112,52	22,67	-	-	110,73	93,41	0,84	-	-	-	-	-	-	75,6	(PARRA-OROBIO et al., 2018b)
Índia	RA/Cantina de Universidade	-	-	-	20,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(CHAKRABORTY; VENKATA MOHAN 2018c)
China	RA/Cantina de Universidade	-	-	-	25,7	21,8	-	-	0,85	50,8	2,3	-	-	-	22,09	-	(QIAN et al., 2019b)
China	RA/Cantina de Universidade	-	-	-	31,7	29,59	-	-	0,93	47,08	3,02	7,04	0,5	-	15,58	-	(ZHANG et al., 2019c)
Chipre	RA/Restaurante	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(LOIZIA; NEOFYTOU; ZORPAS 2019)
China	RA/Cantina de Universidade	4,9	-	-	14,54	14,21	-	-	0,98	-	-	-	-	-	27,40	-	(ZHAO et al., 2019c)

Tabela 4 - Caracterização do resíduo alimentar de 41 estudos de 15 países (conclusão),

País	Substrato/Fonte	pH	DQO _{total} (g/L)	DQO _{solúvel} (g/L)	ST (%)	SV (%)	ST (g/L)	SV (g/L)	SV/ST	C (%)	N (%)	H (%)	S (%)	O (%)	C/N	Umidade (%)	Ref,
China	RA/Cantina de universidade	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(ZHANG et al., 2019)
Coréia do Sul	RA/Instalação de valorização de RA	4,3	191,7	42,4	-	-	150	140	0,93	-	-	-	-	-	-	-	(LEE et al., 2019)
França	RA/Produtor de feijão	5,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(CAPSON-TOJO et al., 2019)
EUA	RA/Cantina da Universidade	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(HEGDE; TRABOLD, 2019)
China	RA/Refeitório escolar	6,1	-	-	19,43	18,8	-	-	0,97	49,05	2,96	6,46	-	-	16,57	-	(ZHAO et al., 2019)
Índia	RA/Cantina do instituto	5,4	-	7,4	27,6	18,9	-	-	0,68	24,06	2,12	-	-	-	11,35	72,4	(DEEPANRAJ et al., 2020)
Índia	RA/Cantina do instituto	-	-	-	-	-	-	-	-	49,96	1,13	10,35	-	38,28	44,21	-	(DEEPANRAJ et al., 2020)
Índia	RA/Cantina do instituto	3,7	-	2,42	22,6	21,19	-	-	0,94	42,7	1,97	9,1	0,3	46,2	21,68	-	(PANIGRAHI; SHARMA; DUBEY, 2020)

Apêndice B - ANOVA dos modelos cinéticos

ANOVA do Modelo de Gompertz modificado

Controle

ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	df	Quadrados médios
Regressão	516760,674	3	172253,558
Resíduo	9233,836	18	512,991
Total não corrigido	525994,510	21	
Total corrigido	154073,172	20	

Variável dependente: expt

a. R quadrado = $1 - (\text{Soma de Quadrados dos Resíduos}) / (\text{Soma de Quadrados Corrigida}) = ,940$.

pH 8,3 [Mg:PO₄³⁻1:1]ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	df	Quadrados médios
Regressão	1586303,062	3	528767,687
Resíduo	23675,208	18	1315,289
Total não corrigido	1609978,270	21	
Total corrigido	395525,412	20	

Variável dependente: expt

a. R quadrado = $1 - (\text{Soma de Quadrados dos Resíduos}) / (\text{Soma de Quadrados Corrigida}) = ,940$.

pH 8,7 [Mg:PO₄³⁻1:1]ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	df	Quadrados médios
Regressão	1900981,600	3	633660,533
Resíduo	29583,410	18	1643,523
Total não corrigido	1930565,010	21	
Total corrigido	400150,971	20	

Variável dependente: expt

a. R quadrado = $1 - (\text{Soma de Quadrados dos Resíduos}) / (\text{Soma de Quadrados Corrigida}) = ,926$.

pH 9,5 [Mg:PO₄³⁻1:1]ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	df	Quadrados médios
Regressão	512522,038	3	170840,679
Resíduo	8828,462	18	490,470
Total não corrigido	521350,500	21	
Total corrigido	93407,412	20	

Variável dependente: expt

a. R quadrado = $1 - (\text{Soma de Quadrados dos Resíduos}) / (\text{Soma de Quadrados Corrigida}) = ,905$.

pH 8,3 [Mg:PO₄³⁻2:1]ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	df	Quadrados médios
Regressão	561129,062	3	187043,021
Resíduo	13329,118	18	740,507

pH 8,7 [Mg:PO₄³⁻2:1]ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	df	Quadrados médios
Regressão	679959,670	3	226653,223
Resíduo	13500,550	18	750,031

Total não corrigido	574458,180	21	
Total corrigido	59212,830	20	

Variável dependente: expt

$$a. R \text{ quadrado} = 1 - (\text{Soma de Quadrados dos Resíduos}) / (\text{Soma de Quadrados Corrigida}) = ,775.$$

Total não corrigido	693460,220	21	
Total corrigido	101428,030	20	

Variável dependente: expt

$$a. R \text{ quadrado} = 1 - (\text{Soma de Quadrados dos Resíduos}) / (\text{Soma de Quadrados Corrigida}) = ,867.$$

pH 9,5 [Mg:PO₄³⁻:2:1

ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	df	Quadrados médios
Regressão	582088,721	3	194029,574
Resíduo	13851,239	18	769,513
Total não corrigido	595939,960	21	
Total corrigido	60641,491	20	

Variável dependente: expt

$$a. R \text{ quadrado} = 1 - (\text{Soma de Quadrados dos Resíduos}) / (\text{Soma de Quadrados Corrigida}) = ,772.$$

pH 8,3 [Mg:PO₄³⁻:3:1

ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	df	Quadrados médios
Regressão	677556,015	3	225852,005
Resíduo	12582,365	18	699,020
Total não corrigido	690138,380	21	
Total corrigido	194317,511	20	

Variável dependente: expt

$$a. R \text{ quadrado} = 1 - (\text{Soma de Quadrados dos Resíduos}) / (\text{Soma de Quadrados Corrigida}) = ,935.$$

pH 8,7 [Mg:PO₄³⁻:3:1]

ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	df	Quadrados médios
Regressão	877582,954	3	292527,651
Resíduo	2303,176	18	127,954
Total não corrigido	879886,130	21	
Total corrigido	210921,672	20	

Variável dependente: expt

a. R quadrado = $1 - (\text{Soma de Quadrados dos Resíduos}) / (\text{Soma de Quadrados Corrigida}) = ,989.$

pH 9,5 [Mg:PO₄³⁻:3:1]

ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	df	Quadrados médios
Regressão	769167,308	3	256389,103
Resíduo	1924,392	18	106,911
Total não corrigido	771091,700	21	
Total corrigido	199828,607	20	

Variável dependente: expt

a. R quadrado = $1 - (\text{Soma de Quadrados dos Resíduos}) / (\text{Soma de Quadrados Corrigida}) = ,990.$

ANOVA do Modelo Logístico

Controle

ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	df	Quadrados médios
Regressão	517736,165	3	172578,722
Resíduo	8258,345	18	458,797
Total não corrigido	525994,510	21	
Total corrigido	154073,172	20	

Variável dependente: expt

a. R quadrado = $1 - (\text{Soma de Quadrados dos Resíduos}) / (\text{Soma de Quadrados Corrigida}) = ,946.$

pH 8,3 [Mg:PO₄³⁻:1:1]

ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	df	Quadrados médios
Regressão	1588475,462	3	529491,821
Resíduo	21502,808	18	1194,600
Total não corrigido	1609978,270	21	
Total corrigido	395525,412	20	

Variável dependente: expt

a. R quadrado = $1 - (\text{Soma de Quadrados dos Resíduos}) / (\text{Soma de Quadrados Corrigida}) = ,946.$

pH 8,7 [Mg:PO₄³⁻1:1]

ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	Df	Quadrados médios
Regressão	1903513,544	3	634504,515
Resíduo	27051,466	18	1502,859
Total não corrigido	1930565,010	21	
Total corrigido	400150,971	20	

Variável dependente: expt

a. R quadrado = $1 - (\text{Soma de Quadrados dos Resíduos}) / (\text{Soma de Quadrados Corrigida}) = ,932.$

pH 9,5 [Mg:PO₄³⁻1:1]

ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	df	Quadrados médios
Regressão	513504,525	3	171168,175
Resíduo	7845,975	18	435,888
Total não corrigido	521350,500	21	
Total corrigido	93407,412	20	

Variável dependente: expt

a. R quadrado = $1 - (\text{Soma de Quadrados dos Resíduos}) / (\text{Soma de Quadrados Corrigida}) = ,916.$

pH 8,3 [Mg:PO₄³⁻2:1]

ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	Df	Quadrados médios
Regressão	561278,296	3	187092,765
Resíduo	13179,884	18	732,216
Total não corrigido	574458,180	21	
Total corrigido	59212,830	20	

Variável dependente: expt

a. R quadrado = $1 - (\text{Soma de Quadrados dos Resíduos}) / (\text{Soma de Quadrados Corrigida}) = ,777.$

pH 8,7 [Mg:PO₄³⁻2:1]

ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	df	Quadrados médios
Regressão	680263,256	3	226754,419
Resíduo	13196,964	18	733,165
Total não corrigido	693460,220	21	
Total corrigido	101428,030	20	

Variável dependente: expt

a. R quadrado = $1 - (\text{Soma de Quadrados dos Resíduos}) / (\text{Soma de Quadrados Corrigida}) = ,870.$

pH 9,5 [Mg:PO₄³⁻2:1]

ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	Df	Quadrados médios
Regressão	582102,543	3	194034,181
Resíduo	13837,417	18	768,745
Total não corrigido	595939,960	21	
Total corrigido	60641,491	20	

Variável dependente: expt

a. R quadrado = $1 - (\text{Soma de Quadrados dos Resíduos}) / (\text{Soma de Quadrados Corrigida}) = ,772.$

pH 8,3 [Mg:PO₄³⁻3:1]

ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	df	Quadrados médios
Regressão	689822,467	3	229940,822
Resíduo	315,913	18	17,551
Total não corrigido	690138,380	21	
Total corrigido	194317,511	20	

Variável dependente: expt

a. R quadrado = $1 - (\text{Soma de Quadrados dos Resíduos}) / (\text{Soma de Quadrados Corrigida}) = ,998.$

pH 8,7 [Mg:PO₄³⁻:3:1]pH 9,5 [Mg:PO₄³⁻:3:1]ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	df	Quadrados médios
Regressão	878812,318	3	292937,439
Resíduo	1073,812	18	59,656
Total não corrigido	879886,130	21	
Total corrigido	210921,672	20	

Variável dependente: expt

a. R quadrado = 1 - (Soma de Quadrados dos Resíduos) / (Soma de Quadrados Corrigida) = ,995.

ANOVA^a

Origem	Soma dos Quadrados	df	Quadrados médios
Regressão	770474,732	3	256824,911
Resíduo	616,968	18	34,276
Total não corrigido	771091,700	21	
Total corrigido	199828,607	20	

Variável dependente: expt

a. R quadrado = 1 - (Soma de Quadrados dos Resíduos) / (Soma de Quadrados Corrigida) = ,997.

Apêndice C - Análise de resíduos do modelo de regressão múltipla

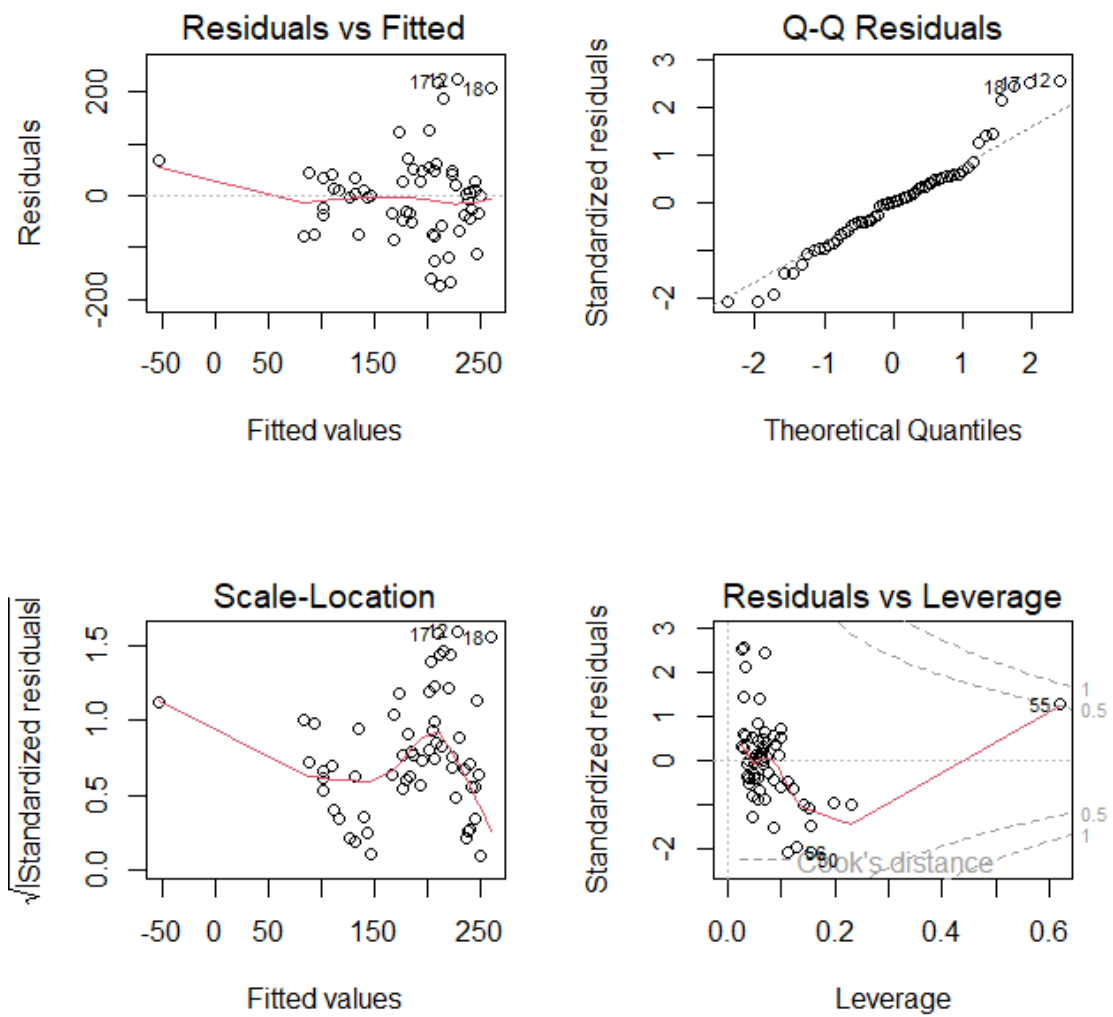


Figura 26 – Análise de resíduos do modelo de regressão múltipla.

Fonte: Autoria própria.