

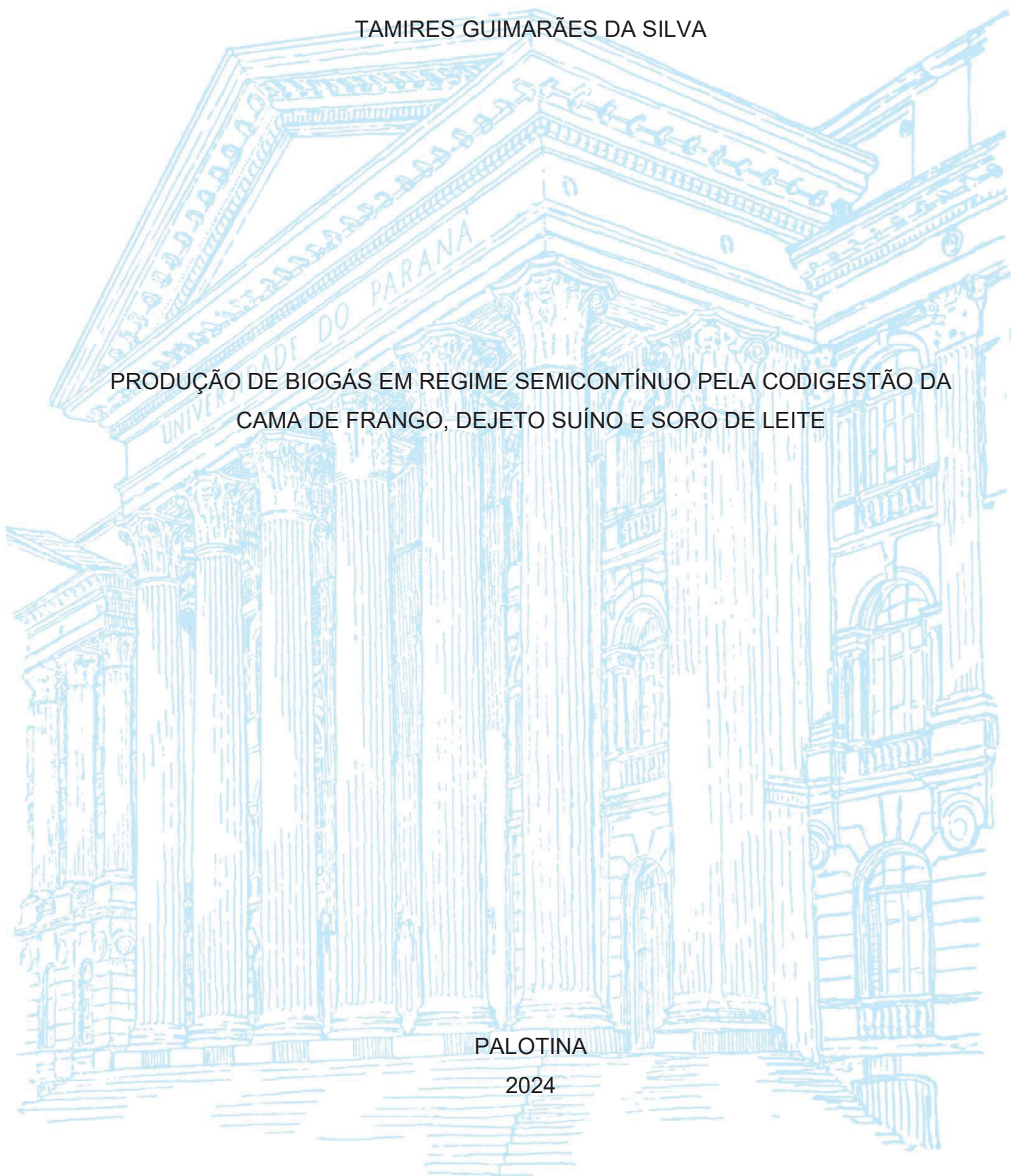
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

TAMIRES GUIMARÃES DA SILVA

PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM REGIME SEMICONTÍNUO PELA CODIGESTÃO DA
CAMA DE FRANGO, DEJETO SUÍNO E SORO DE LEITE

PALOTINA

2024



TAMIRES GUIMARÃES DA SILVA

PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM REGIME SEMICONTÍNUO PELA CODIGESTÃO DA
CAMA DE FRANGO, DEJETO SUÍNO E SORO DE LEITE

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Engenharia e Tecnologia Ambiental, Setor
Palotina, Universidade Federal do Paraná, como
requisito parcial à obtenção do título de Doutora em
Engenharia e Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Joel Gustavo Teleken

Coorientador: Prof. Dr. Nehemias Curvelo Pereira

PALOTINA

2024

Universidade Federal do Paraná. Sistemas de Bibliotecas.
Biblioteca UFPR Palotina.

S586 Silva, Tamires Guimarães da
Produção de biogás em regime semicontínuo pela codigestão da
cama de frango, dejetos suínos e soro de leite / Tamires Guimarães
da Silva. – Palotina, PR, 2024.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná,
Setor Palotina, PR, Programa de Pós-Graduação em Engenharia
e Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Joel Gustavo Teleken.

Coorientador: Prof. Dr. Nehemias Curvelo Pereira.

1. Digestão anaeróbia. 2. Biogás. 3. Resíduos agroindustriais.
I. Teleken, Joel Gustavo. II. Pereira, Nehemias Curvelo.
III. Universidade Federal do Paraná. IV. Título.

CDU 620.9

Bibliotecária: Aparecida Pereira dos Santos – CRB 9/1653

ATA Nº08

ATA DE SESSÃO PÚBLICA DE DEFESA DE DOUTORADO PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTORA EM ENGENHARIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

No dia trinta de agosto de dois mil e vinte e quatro às 08:30 horas, na sala Microsoft Teams, on-line, foram instaladas as atividades pertinentes ao rito de defesa de tese da doutoranda **TAMIRES GUIMARÃES DA SILVA**, intitulada: **PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM REGIME SEMICONTÍNUO PELA CODIGESTÃO DA CAMA DE FRANGO, DEJETO SUÍNO E SORO DE LEITE**, sob orientação do Prof. Dr. JOEL GUSTAVO TELEKEN. A Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ENGENHARIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná, foi constituída pelos seguintes Membros: JOEL GUSTAVO TELEKEN (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ), LAERCIO MANTOVANI FRARE (UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ), WARDLEISON MARTINS MOREIRA (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ), SÉRGIO HENRIQUE BERNARDO DE FARIA (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ), DJEINE CRISTINA SCHIAVON MAIA (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ). A presidência iniciou os ritos definidos pelo Colegiado do Programa e, após exarados os pareceres dos membros do comitê examinador e da respectiva contra argumentação, ocorreu a leitura do parecer final da banca examinadora, que decidiu pela APROVAÇÃO. Este resultado deverá ser homologado pelo Colegiado do programa, mediante o atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca dentro dos prazos regimentais definidos pelo programa. A outorga de título de doutora está condicionada ao atendimento de todos os requisitos e prazos determinados no regimento do Programa de Pós-Graduação. Nada mais havendo a tratar a presidência deu por encerrada a sessão, da qual eu, JOEL GUSTAVO TELEKEN, lavrei a presente ata, que vai assinada por mim e pelos demais membros da Comissão Examinadora.

Observações: terminou 11h31min

Palotina, 30 de Agosto de 2024.

Assinatura Eletrônica

30/08/2024 12:11:01.0

JOEL GUSTAVO TELEKEN

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

03/09/2024 13:43:38.0

LAERCIO MANTOVANI FRARE

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO
PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

01/09/2024 11:07:27.0

WARDLEISON MARTINS MOREIRA

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ)

Assinatura Eletrônica

02/09/2024 14:22:10.0

SÉRGIO HENRIQUE BERNARDO DE FARIA

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ)

Assinatura Eletrônica

30/08/2024 12:21:52.0

DJEINE CRISTINA SCHIAVON MAIA

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ)

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ENGENHARIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **TAMIRES GUIMARÃES DA SILVA** intitulada: **PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM REGIME SEMICONTÍNUO PELA CODIGESTÃO DA CAMA DE FRANGO, DEJETO SUÍNO E SORO DE LEITE**, sob orientação do Prof. Dr. JOEL GUSTAVO TELEKEN, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutora está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Palotina, 30 de Agosto de 2024.

Assinatura Eletrônica

30/08/2024 12:11:01.0

JOEL GUSTAVO TELEKEN

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

03/09/2024 13:43:38.0

LAERCIO MANTOVANI FRARE

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO
PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

01/09/2024 11:07:27.0

WARDLEISON MARTINS MOREIRA

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ)

Assinatura Eletrônica

02/09/2024 14:22:10.0

SÉRGIO HENRIQUE BERNARDO DE FARIA

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ)

Assinatura Eletrônica

30/08/2024 12:21:52.0

DJEINE CRISTINA SCHIAVON MAIA

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ)

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela graça da vida, pela saúde e por permitir à conclusão de mais esta etapa no meu processo de formação acadêmica.

Aos meus orientadores pelo conhecimento compartilhado, pela paciência incansável e pela disponibilidade constante em oferecer auxílio. Em particular, expresso minha profunda gratidão ao professor Nehemias, cujo apoio desde o meu período de Mestrado tem sido fundamental. Ele não apenas orientou minha trajetória acadêmica, mas também me acolheu como uma filha, proporcionando suporte emocional e orientação integral para a elaboração desta tese. Seu incentivo constante foi crucial para o meu crescimento profissional.

Aos alunos de Iniciação Científica, Maria Clara, Anderson, Karla e Geovanna, por terem aceitado compartilhar esse projeto, sendo essenciais para a execução e monitoramento dos experimentos.

Aos meus colegas e amigos de laboratório, Bacar, Natália, Paula, Paula P., Daniela e Fernanda, o famoso LPS I, e em especial a Ariane e ao Wardleison por compartilhar informações, pelas conversas, comemorações, desabafos, ajuda nos experimentos e no desenvolvimento da tese.

À minha família, por se fazer presente, mesmo distante fisicamente. Aos meus amigos de Maringá, Manfrinópolis e Francisco Beltrão.

À Universidade Estadual de Maringá – UEM, pelo suporte oferecido, tanto em termos de espaço e laboratórios quanto pela disponibilidade de seus servidores. Em especial, a minha gratidão ao colaborador Fernando, cuja dedicação e comprometimento foram essenciais para a realização do projeto e manutenção do reator.

À UFPR, ao programa de Pós-graduação em Engenharia e Tecnologia Ambiental de Palotina, pela oportunidade de cursar o doutorado e pela disponibilidade de recursos para realizar a pesquisa, e a CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

RESUMO

A produção de biogás a partir de resíduos agroindustriais foi investigada como uma alternativa para a gestão sustentável desses materiais, contribuindo para a diversificação da matriz energética. O manejo inadequado de resíduos gerados por atividades agropecuárias no Brasil, um dos maiores produtores de carne de frango, suína e produtos lácteos, pode causar impactos ambientais significativos, incluindo contaminação do solo e da água, além da emissão de gases de efeito estufa. Nesse contexto, a digestão anaeróbia mostrou-se promissora, transformando resíduos orgânicos em biogás e biofertilizantes, agregando valor econômico e promovendo a sustentabilidade. O estudo foi iniciado com a caracterização físico-química dos substratos (cama de frango, dejetos suíno e soro de leite), seguida de testes em batelada para avaliar o potencial bioquímico de metano (BMP). Nesses testes, foram realizadas comparações entre a codigestão dos três resíduos, com e sem a separação da fração sólida-líquida. O modelo cinético de Gompertz modificado foi aplicado para ajustar as curvas de produção de metano. Observou-se que a codigestão dos três resíduos aumentou a produção de biogás em relação à monodigestão. Além disso, a separação da fração sólida dos substratos antes da alimentação no reator resultou em volumes maiores de biogás, em comparação com as misturas “*in natura*”. Nos testes em batelada, o modelo de Gompertz apresentou um bom ajuste aos dados experimentais, com coeficientes de determinação (R^2) superiores a 0,99. O estudo prosseguiu com a operação de um reator semicontínuo em escala piloto (20 litros de volume total), onde foram realizados dois ciclos operacionais distintos. No primeiro ciclo, com duração de 150 dias, utilizou-se dejetos suíno como substrato principal, atingindo-se a máxima produção de biogás, com Carga Orgânica Volumétrica (COV) de 1,00 kg.SV/m³.d na fase VIII. Essa fase apresentou maior eficiência na produção de biogás e metano, com uma produção volumétrica de biogás de 3,58 L_N.g.SV⁻¹.d⁻¹ e produção específica de metano de 2,47 L_N.g.SV⁻¹.d⁻¹, em comparação ao segundo ciclo de 117 dias, que utilizou uma mistura de cama de frango e soro de leite como substrato, que apresentou produção máxima de biogás em COV de 1,50 kg.SV/m³.d, na fase II, com produção volumétrica de biogás de 2,70 L_N.g.SV⁻¹.d⁻¹ e produção específica de metano de 1,88 L_N.g.SV⁻¹.d⁻¹. A manutenção de condições operacionais controladas, como pH, temperatura e relação AOV/AT, foi crucial para a estabilidade do processo de digestão anaeróbia. O reator semicontínuo permitiu aproximar os resultados das condições operacionais reais encontradas em plantas industriais de biogás, fornecendo dados relevantes para a otimização de sistemas de digestão anaeróbia em escalas maiores, como em propriedades rurais. Conclui-se que a codigestão em regime semicontínuo apresenta-se como uma estratégia promissora para maximizar a produção de biogás e a eficiência energética em plantas agroindustriais, promovendo a sustentabilidade ambiental e a diversificação da matriz energética no Brasil.

Palavras-chave: digestão anaeróbia; modelo de Gompertz modificado; resíduos agropecuários.

ABSTRACT

The production of biogas from agro-industrial residues was investigated as an alternative for the sustainable management of these materials, contributing to the diversification of the energy matrix. The improper management of residues generated by agricultural activities in Brazil, one of the largest producers of chicken, pork, and dairy products, has caused significant environmental impacts, including soil and water contamination, as well as greenhouse gas emissions. In this context, anaerobic digestion has proven to be a promising solution, transforming organic residues into biogas and biofertilizers, adding economic value and promoting sustainability. The study began with the physicochemical characterization of the substrates (chicken litter, swine manure, and whey), followed by batch tests to evaluate the biochemical methane potential (BMP). In these tests, comparisons were made between the co-digestion of the three residues, with and without the separation of the solid-liquid fraction. The modified Gompertz kinetic model was applied to adjust the methane production curves. It was observed that the co-digestion of the three residues increased biogas production compared to mono-digestion. Additionally, the separation of the solid fraction of the substrates before feeding into the reactor resulted in higher biogas volumes compared to the "in natura" mixtures. In the batch tests, the Gompertz model provided a good fit to the experimental data, with determination coefficients (R^2) greater than 0.99. The study continued with the operation of a pilot-scale semi-continuous reactor (20 liters total volume), where two distinct operational cycles were performed. In the first cycle, which lasted 150 days, swine manure was used as the main substrate, achieving the maximum biogas production, with an Organic Loading Rate (OLR) of $1.00 \text{ kg.VS/m}^3.\text{d}$ during Phase VIII. This phase showed the highest efficiency in biogas and methane production, with a volumetric biogas production of $3.58 \text{ L}_{\text{N.g.VS}}^{-1}.\text{d}^{-1}$ and a specific methane production of $2.47 \text{ L}_{\text{N.g.VS}}^{-1}.\text{d}^{-1}$, compared to the second cycle of 117 days, which used a mixture of chicken litter and whey as a substrate. The second cycle reached a maximum biogas production at an OLR of $1.50 \text{ kg.VS/m}^3.\text{d}$ in Phase II, with a volumetric biogas production of $2.70 \text{ L}_{\text{N.g.VS}}^{-1}.\text{d}^{-1}$ and a specific methane production of $1.88 \text{ L}_{\text{N.g.VS}}^{-1}.\text{d}^{-1}$. Maintaining controlled operational conditions, such as pH, temperature, and the AOV/AT ratio, was crucial for the stability of the anaerobic digestion process. The semi-continuous reactor allowed the results to be closer to the real operational conditions found in industrial biogas plants, providing relevant data for the optimization of anaerobic digestion systems on larger scales, such as in rural properties. It is concluded that co-digestion in a semi-continuous regime is a promising strategy to maximize biogas production and energy efficiency in agro-industrial plants, promoting environmental sustainability and the diversification of the energy matrix in Brazil.

Keywords: anaerobic digestion; modified Gompertz model; agricultural residues.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – COMPARAÇÃO DAS FONTES DE GERAÇÃO DE ELETRICIDADE COM A DEMANDA MUNDIAL EM 2022.	25
FIGURA 2 – EVOLUÇÃO ANUAL DO NÚMERO DE PLANTAS EM OPERAÇÃO E PRODUÇÃO DE BIOGÁS NO BRASIL.....	27
FIGURA 3 - ROTAS METABÓLICAS E GRUPOS MICROBIANOS ENVOLVIDOS NA DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	38
FIGURA 4 – FORMATOS TÍPICOS DAS CURVAS DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS..	54
FIGURA 5 – ETAPAS GLOBAIS DA PESQUISA.....	58
FIGURA 6 – ETAPAS DO TESTE DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO DOS RESÍDUOS SEPARADOS	59
FIGURA 7 - ETAPAS DO TESTE DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO DA MISTURA.....	59
FIGURA 8 – FLUXOGRAMA DO PROCESSO NA PLANTA DE BIOGÁS.....	61
FIGURA 9 – SEQUÊNCIA DAS ETAPAS NA PLANTA DE BIOGÁS.....	63
FIGURA 10 – PONTOS DE COLETA DAS AMOSTRAS NA PLANTA DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS.....	64
FIGURA 11 – DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DA CONFIGURAÇÃO DO CROMATÓGRAFO PARA ANÁLISE DE GASES.....	75
FIGURA 12 – ESQUEMA DO REATOR SEMICONTÍNUO DE 20 LITROS.....	80
FIGURA 13 – (a) REATOR SEMICONTÍNUO EM ESCALA PILOTO, (b) INVERSOR DE FREQUÊNCIA E MOTOR, (c) REATOR E SISTEMA DE RECIRCULAÇÃO E (d) MEDIDOR DE GÁS GLP	81
FIGURA 14 – COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS NO (a) BIODIGESTOR E (b) APÓS O SISTEMA DE TRATAMENTO.....	94
FIGURA 15 – COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS NO (a) BIODIGESTOR, (b) ANTES DA COLUNA DE TRATAMENTO E (c) APÓS O TRATAMENTO.....	95
FIGURA 16 – (a) PRODUÇÃO ACUMULADA DE BIOGÁS E (b) PRODUÇÃO ACUMULADA DE METANO DE CADA RESÍDUO	98
FIGURA 17 – PRODUÇÃO ACUMULADA DE BIOGÁS PARA AS RAZÕES SUBSTRATO/INÓCULO (a) 0,5 E (b) 0,25.....	102
FIGURA 18 - PRODUÇÃO ACUMULADA DE METANO PARA AS RAZÕES SUBSTRATO/INÓCULO (a) 0,5 E (b) 0,25.....	104
FIGURA 19 – COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS PARA O PRIMEIRO TESTE PARA AS RAZÕES SUBSTRATO/INÓCULO (a) 1, (b) 0,5, (c) 0,25 e (d) 0,16105	

FIGURA 20 – COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS PARA O SEGUNDO TESTE PARA AS RAZÕES SUBSTRATO/INÓCULO a) 1, (b) 0,5, (c) 0,25, (d) 0,16 e (e) 0,125	106
FIGURA 21- COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS PARA O TERCEIRO TESTE DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO PARA AS MISTURAS (a) 0,5 e (h) 0,25.....	108
FIGURA 22 – AJUSTE DO MODELO DE GOMPERTZ MODIFICADO NO 2º E 3º TESTE NAS RAZÕES S/I 0,5 E 0,25	110
FIGURA 23 – MONITORAMENTO DOS PARAMETROS: pH, AI/AP e AOV/AT DURANTE A OPERAÇÃO DO REATOR NO PRIMEIRO CICLO	113
FIGURA 24 – PRODUÇÃO ACUMULADA DE BIOGÁS E METANO DO PRIMEIRO CICLO	115
FIGURA 25 – PRODUÇÃO ESPECÍFICA DE BIOGÁS E METANO DO PRIMEIRO CICLO	117
FIGURA 26 - MONITORAMENTO DOS PARAMETROS: pH, AI/AP e AOV/AT DURANTE A OPERAÇÃO DO REATOR NO SEGUNDO CICLO....	118
FIGURA 27 - PRODUÇÃO ESPECÍFICA DE BIOGÁS E METANO DO SEGUNDO CICLO	119
FIGURA 28 - PRODUÇÃO ACUMULADA DE BIOGÁS E METANO DO SEGUNDO CICLO	120

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - AMOSTRAS DE PADRÕES UTILIZADAS PARA OBTENÇÃO DA CURVA DE CALIBRAÇÃO DOS GASES CH ₄ , CO ₂ E H ₂ S.....	76
QUADRO 2 - PADRÕES DE GASES E VOLUMES DE AMOSTRAGEM UTILIZADOS PARA A CONSTRUÇÃO DAS CURVAS DE CALIBRAÇÕES.....	77

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO SORO DE LEITE RELATADO POR OUTROS AUTORES	30
TABELA 2 – CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DOS EFLUENTES DA SUINOCULTURA ENCONTRADOS POR OUTROS AUTORES.....	32
TABELA 3 - CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DA CAMA DE FRANGO ENCONTRADA POR OUTROS AUTORES.....	34
TABELA 4 - CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DA CODIGESTÃO DE RESÍDUOS	35
TABELA 5 – PRODUÇÃO DE BIOGÁS DA CODIGESTÃO DOS RESÍDUOS	36
TABELA 6 - CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE DIFERENTES INÓCULOS ENCONTRADOS NA LITERATURA	40
TABELA 7 – PRODUÇÕES DE BIOGÁS EM DIFERENTES CARGAS ORGÂNICAS VOLUMÉTRICAS	51
TABELA 8 – COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS PROVENIENTE DE OUTRAS FONTES DE SUBSTRATO	53
TABELA 9 – PRODUÇÃO DE BIOGÁS PARA DIFERENTES SUBSTRATOS.....	55
TABELA 10 - VOLUME E PESO DAS AMOSTRAS COLETADAS	65
TABELA 11 – PARAMETROS ANALISADOS, METODOLOGIA E REFERÊNCIA...	66
TABELA 12 - COMPOSIÇÃO E PROPORÇÃO DAS MASSAS DOS SUBSTRATOS, INÓCULO E CELULOSE NA SÉRIE DE REATORES PARA O ENSAIO DE BMP TRÊS	67
TABELA 13 – MISTURA ESTUDADA E DURAÇÃO EM DIAS DO EXPERIMENTO PARA O ENSAIO TRÊS	68
TABELA 14– PROPORÇÃO DAS MASSAS DOS RESÍDUOS PARA O PRIMEIRO TESTE, COMPONDO A MISTURA SEM A SEPARAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA.....	69
TABELA 15 – DURAÇÃO DO PRIMEIRO TESTE SEM A SEPERAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA-LÍQUIDA.....	69
TABELA 16 - COMPOSIÇÃO E PROPORÇÃO DAS MASSAS DOS SUBSTRATOS, INÓCULO E CELULOSE NA SÉRIE DE REATORES PARA O TESTE DOIS	70

TABELA 17 – MISTURA ESTUDADA E DURAÇÃO EM DIAS DO EXPERIMENTO PARA O 2º TESTE.....	71
TABELA 18 - COMPOSIÇÃO E PROPORÇÃO DAS MASSAS DOS SUBSTRATOS, INÓCULO E CELULOSE NA SÉRIE DE REATORES PARA O ENSAIO DE BMP TRÊS	71
TABELA 19 – MISTURA ESTUDADA E DURAÇÃO EM DIAS DO EXPERIMENTO PARA O 3º TESTE.....	72
TABELA 20 – RAZÕES DE SUBSTRATO/INÓCULO ESTUDADAS PARA OS TRÊS TESTES, COM E SEM SEPARAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA.....	72
TABELA 21 – PARÂMETROS PARA CORREÇÃO DO VOLUME DE BIOGÁS PARA CONDIÇÕES NORMAIS DE TEMPERATURA E PRESSÃO	73
TABELA 22 – PARÂMETROS PARA O CÁLCULO DA CARGA ORGÂNICA VOLUMÉTRICA	82
TABELA 23 – COMPOSIÇÃO E VOLUME DAS AMOSTRAS PARA A PARTIDA DO REATOR	83
TABELA 24 – PARÂMETROS OPERACIONAIS DO 1º CICLO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DO REATOR SEMICONTÍNUO	83
TABELA 25 - CONDIÇÕES DE TRABALHO DA BOMBA DA MARCA NETZSCH Nº 200000395	84
TABELA 26 – CONDIÇÕES DE TRABALHO DA BOMBA DA MARCA NETZSCH Nº 200000815	84
TABELA 27 – PARÂMETROS OPERACIONAIS DO 2º CICLO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DO REATOR SEMICONTÍNUO	85
TABELA 28 – PARAMÊTROS MONITORADOS, FREQUÊNCIA DE ANÁLISE, MÉTODOS ANÁLITICOS E REFERÊNCIAS UTILIZADAS	86
TABELA 29 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O pH E AS CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS, VOLÁTEIS E FIXOS.....	88
TABELA 30 – ALCALINIDADE TOTAL, INTERMEDIÁRIA E PARCIAL; RELAÇÃO ALCALINIDADE INTERMEDIÁRIA/PARCIAL; ÁCIDOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS; ALCALINIDADE A BICARBONATO; E RELAÇÃO ÁCIDOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS/ALCALINIDADE TOTAL DE TODAS AS AMOSTRAS COLETAS NA PLANTA DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS	90

TABELA 31 – NITROGÊNIO, CARBONO TOTAL E ORGÂNICO DAS AMOSTRAS COLETADAS NA PLANTA DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS	93
TABELA 32 – MÉDIA DE PRODUÇÃO ACUMULADA DE BIOGÁS E METANO PARA O SORO DE LEITE, DEJETO SUÍNO E CAMA DE FRANGO	96
TABELA 33 – PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E EFICIÊNCIA DE REDUÇÃO DOS SÓLIDOS VOLÁTEIS EM DIFERENTES RAZÕES SUBSTRATO/INÓCULO	99
TABELA 34 - PRODUÇÃO ACUMULADA DE BIOGÁS DAS MISTURAS EM TRÊS TESTES DIFERENTES	101
TABELA 35 - PRODUÇÃO ACUMULADA DE METANO DO 1º, 2º E 3º TESTE	103
TABELA 36 – COMPARAÇÃO DA PRODUÇÃO DE METANO EM DIFERENTES RAZÕES E TESTES PELO TESTE TUKEY	108
TABELA 37 – AJUSTE DOS MODELOS AOS DADOS EXPERIMENTAIS DE PRODUÇÃO DE METANO	110
TABELA 38 – FASES, COV DE OPERAÇÃO, PRODUÇÃO DE BIOGÁS E METANO E REMOÇÃO DE SÓLIDOS VOLÁTEIS NO PRIMEIRO CICLO	114
TABELA 39 - FASES, COV DE OPERAÇÃO, PRODUÇÃO DE BIOGÁS E METANO E REMOÇÃO DE SÓLIDOS VOLÁTEIS NO SEGUNDO CICLO.....	119

LISTA DE SIGLAS

ABLV – Associação Brasileira da Indústria de Lácteos

ABiogás – Associação Brasileira do Biogás

ACCC – Ácidos Carboxílicos de Cadeia Curta

A_{Ci} - área média corrigida do componente i analisado pelo TCD, mV

$A_{cor H_2S}$ - área média corrigida do componente H_2S analisada pelo FPD, em mV

$\overline{A_{H_2S}}$ - área média do componente H_2S analisada pelo FPD, em mV

$\overline{A}_i$ - área média do componente i analisado pelo TCD, em mV

Al/AP – Alcalinidade intermediária e Alcalinidade parcial

ANP – Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis

AnSBBR - Anaerobic Sequential Batch Biofilm Reactor

AOV/AT - Ácidos Orgânicos Voláteis e Alcalinidade Total

ASBR - Anaerobic Sequential Batch Reactor

BMP – Potencial Bioquímico de Metano

CC – Ciclo Completo

CCT (WTF) – Creche, Crescimento e Terminação

CEPEA – Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada

CF – Cama de Frango

CG – Cromatografia a gás

CH_4 – Metano

CIBiogás – Centro Internacional de Energias Renováveis

CNTP – Condições Normais de Temperatura e Pressão

CO_2 – Dióxido de Carbono

COT – Carbono Orgânico Total

COV – Carga Orgânica Volumétrica

C/N – Relação Carbono e Nitrogênio

CSTR – Continuous Stirred Tank Reactor

DIN – German Institute for Standardization

d_i - Valor observado de produção de metano para a i -ésima observação;

DS – Dejetos suíno

DQO – Demanda Química de Oxigênio

e : número de Euler aproximado por 2,71828

EB – Entrada do Biodigestor

EPE – Empresa de Pesquisa Energética
 ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
 F_c - Fator de correção do TCD para cada componente
 FGV – Fundação Getúlio Vargas
 FPD – Detector de Fotometria a Chama
 FTd – Fator de Toxicidade Daphia magna
 FTbl – Fator de Toxicidade Vibrio Fischeri
 gSV– grama de sólido volátil
 GEE – Gases de Efeito Estufa
 Hz - Hertz
 H_2S – Sulfeto de Hidrogênio
 IBP – Instituto Brasileiro de Petróleo e Gás
 ID - Identificação
 K – Kelvin
 kPa – Quilopascal
 $kg_{sv}.m^{-3}.d^{-1}$ – Quilograma de sólido volátil por metro cúbico dia
 $L_{Nbiogás} KgSV_{adic}^{-1}$ – litro normal de biogás por quilograma de sólido volátil adicionado
 LO - Lodo
 MDL – Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
 $m^3_{biogás} kg_{cama}^{-1}$ – Metro cúbico de biogás por quilograma de cama de frango adicionada
 $mgCaCO_3L^{-1}$ – Miligramas de carbonato de cálcio por litro
 $mLN gSV^{-1}$ – Mililitro normal por grama de sólido volátil
 $mLN_{biogás} gSV^{-1}$ – Mililitro normal de biogás por grama de sólido volátil adicionado
 $mLN_{CH_4} gSV^{-1}$ – Mililitro normal de metano por grama de sólido volátil adicionado
 mol_i - Concentração molar do componente i na mistura
 mV – milivolts
 n - número de mols de cada gás da mistura
 N_2 – Nitrogênio Molecular
 N_2+O_2 – Nitrogênio + Oxigênio
 Nm^3 - Normal metro cúbico
 NTK – Nitrogênio Kjeldahl
 ONU – Organização das Nações Unidas
 pH – Potencial Hidrogeniônico

p_0 - pressão corrigida do biogás para 1 atm (mbar)
 p_i - pressão ambiente de Maringá no momento da coleta (mbar)
PIB – Produto Interno Bruto
 p_w - pressão de vapor da água em função da temperatura ambiente (mbar)
ppb – Parte por bilhão
ppm – Parte por milhão
Q – Carga de alimentação do substrato (m^3/dia)
rpm – Rotação por minuto
R - constante universal dos gases ideais
 R^2 - Coeficiente de determinação
 R_m - Taxa Máxima de Produção de Metano
RMSE – Raiz quadrada da soma dos resíduos ao quadrado
SB – Saída do Biodigestor
SF – Sólidos Fixos
SL – Soro de Leite
SS – Separação de Fração Sólida
ST – Sólidos Totais
STM – Saída do Tanque de Mistura
SV – Sólidos Voláteis
SV/ST – Sólidos Voláteis em relação aos Sólidos Totais
S/I – Razão Substrato/inóculo
 S_2^* - Diatómicas
T - Temperatura Ambiente
t – Tempo em Dias
 T_{amb} - temperatura ambiente (K)
 T_0 - temperatura corrigida do biogás (K)
TCD – Detector de Condutividade Térmica
TM – Tanque de Mistura
TRH – Tempo de Retenção Hidráulica
TRS – Tempo de Retenção de Sólidos
TRS/TRH – Relação do Tempo de Retenção de Sólidos e de Hidráulica
TWh – Terawatt-hora
UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UC – Unidade de Crescimento

UPD – Produção de Leitões Desmamados

UPL – Produção de Leitões

UT – Unidade de Terminação

μL – Microlitro

V: volume do biodigestor em m^3

V_b – Volume do biogás produzido (mL)

V_N :volume do biogás corrigido (mL_N)

VDI – Verein Deutscher Ingenieure 4630:2016

y_m - potencial máximo de produção de metano

y_t - produção acumulada de metano

Y_i - Valor previsto pelo modelo para a produção de metano para a i-ésima observação.

Λ - fase de atraso (*lag phase*) em dias

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	21
1.1 OBJETIVOS	23
1.1.1 Objetivo geral	23
1.1.2 Objetivos específicos.....	23
1.2 ESTRUTURA DA TESE	24
2 REVISÃO DE LITERATURA	25
2.1 DEMANDA MUNDIAL POR ENERGIA.....	25
2.2 RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E LÁCTEOS	27
2.2.1 Indústria de produtos lácteos	28
2.2.2 Suinocultura	30
2.2.3 Avicultura.....	32
2.3 CODIGESTÃO DE RESÍDUOS.....	34
2.4 BIOGÁS.....	36
2.4.1 Digestão anaeróbia	37
2.4.2 Inóculo.....	39
2.4.3 Parâmetros importantes para o processo de digestão anaeróbia	40
2.4.3.1 pH do processo de digestão anaeróbia	41
2.4.3.2 Temperatura do processo de digestão anaeróbia	42
2.4.3.3 Alcalinidade do processo de digestão anaeróbia	42
2.4.3.4 Ácidos voláteis no processo de digestão anaeróbia	43
2.4.3.5 Inibição do processo de digestão anaeróbia	44
2.4.3.6 Relação carbono/nitrogênio no processo de digestão anaeróbia	45
2.4.3.7 Carga orgânica de alimentação no processo de digestão anaeróbia	46
2.4.3.8 Tempo de retenção hidráulica e de sólidos no processo de digestão anaeróbia	46
2.4.4 Biodigestores, modelos e operação	47
2.4.4.1 Biodigestor de lagoa coberta	48
2.4.4.2 Biodigestor CSTR.....	48
2.4.4.3 Biodigestor UASB	49
2.4.4.4 Recirculação do efluente	49
2.4.5 Carga orgânica volumétrica.....	50
2.4.6 Composição do biogás.....	52
2.4.7 Teste do potencial bioquímico de metano	53

2.4.8 Potencial de produção de biogás	54
2.5 MODELO MATEMÁTICO PARA DIGESTÃO ANAERÓBIA	55
2.5.1 Modelo de Gompertz modificado.....	56
2.6 CONCLUSÃO DA REVISÃO DE LITERATURA.....	56
3 MATERIAL E MÉTODOS	58
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA PLANTA DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS	60
3.2 AMOSTRAGEM NA PLANTA DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS	64
3.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	65
3.4 METODOLOGIA PARA O INÓCULO	66
3.5 TESTE DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO	67
3.5.1 Teste do potencial bioquímico de metano de cada resíduo	67
3.5.2 Teste do potencial bioquímico de metano da mistura	68
3.5.2.1 1º Teste (Sem SS).....	68
3.5.2.2 2º Teste (Com SS).....	70
3.5.2.3 3º Teste (Com SS).....	71
3.5.3 Correção do volume de biogás produzido	72
3.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS TESTES EM BATELADA.....	74
3.7 METODOLOGIA PARA DETERMINAÇÃO DA COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS.....	74
3.7.1 Obtenção das curvas de calibração para determinar a composição do biogás.....	76
3.8 MODELO CINÉTICO.....	78
3.8.1 Modelo de Gompertz modificado.....	78
3.8.2 Ajuste do modelo.....	78
3.9 REATOR SEMICONTÍNUO EM ESCALA PILOTO	79
3.9.1 Carga orgânica volumétrica para o reator semicontínuo	82
3.9.2 Primeiro ciclo.....	82
3.9.3 Segundo ciclo.....	84
3.9.4 Parâmetros monitorados	85
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	87
4.1 AVALIAÇÃO DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO DE CADA RESÍDUO.....	87
4.1.1 Caracterização físico-química dos resíduos da planta piloto.....	87
4.1.1.1 Relação carbono/nitrogênio das amostras coletadas na planta de produção de biogás.....	92
4.1.1.2 Composição do biogás do biodigestor em escala real.....	94
4.1.2 Produção de biogás de cada resíduo	96

4.2 AVALIAÇÃO DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO DA MISTURA	99
4.2.1 Caracterização físico-química da mistura.....	99
4.2.2 Produção de biogás da mistura.....	101
4.2.3 Composição do biogás das misturas no primeiro teste	105
4.2.4 Composição do biogás das misturas no segundo teste	106
4.2.5 Composição do biogás das misturas no terceiro teste	107
4.2.6 Análise estatística da mistura.....	108
4.2.7 Ajuste do modelo de Gompertz aos dados de produção de metano.....	109
4.3 OPERAÇÃO SEMICONTÍNUA.....	112
4.3.1 Primeiro ciclo.....	112
4.3.2 Segundo ciclo.....	117
4.3.3 Comparação entre os dois ciclos	121
5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	124
REFERÊNCIAS.....	127

1 INTRODUÇÃO

A crescente demanda por alimentos de origem animal no Brasil, aliado ao fato de ser um dos maiores produtores mundiais de carne de frango e suína, bem como de produtos lácteos, tem gerado uma quantidade significativa de resíduos agroindustriais. A gestão inadequada desses resíduos pode resultar em sérios impactos ambientais, como a contaminação do solo e da água e a emissão de gases de efeito estufa. No entanto, esses resíduos também representam uma fonte de energia renovável por meio da digestão anaeróbia, que transforma a matéria orgânica em biogás e biofertilizantes.

Diante desse cenário, esse trabalho visa explorar a produção de biogás por meio da codigestão de três tipos de resíduos: cama de frango, dejetos suínos e soro de leite. A digestão anaeróbia desses resíduos é uma alternativa promissora, pois além de mitigar os impactos ambientais, contribui para a diversificação da matriz energética e a valorização dos subprodutos agropecuários. A codigestão, especificamente, é uma técnica que permite a combinação de diferentes tipos de resíduos, melhorando a eficiência do processo de digestão e aumentando a produção de biogás.

A importância desta pesquisa reside na necessidade de encontrar soluções sustentáveis para a gestão dos resíduos agropecuários, que, quando não tratados, representam um passivo ambiental significativo. O Brasil, como líder na produção agropecuária, gera milhões de toneladas de resíduos anualmente, os quais possuem elevadas cargas orgânicas que precisam ser adequadamente tratadas. A digestão anaeróbia aparece como uma solução para pequenos e grandes produtores, pois além de reduzir os impactos ambientais, possibilita a produção de energia renovável e biofertilizantes, agregando valor econômico ao processo.

No entanto, a eficiência da digestão anaeróbia depende de fatores como a proporção de mistura dos resíduos e a manutenção de condições operacionais adequadas como pH, temperatura, relação C/N, entre outros. Embora a digestão anaeróbia seja uma tecnologia bem estabelecida, ainda existem desafios na sua aplicação prática, especialmente em relação à codigestão de diferentes tipos de resíduos. A maior parte dos estudos concentra-se na digestão de um único tipo de resíduo, deixando uma lacuna significativa no conhecimento sobre as interações entre diferentes substratos quando processados conjuntamente. Além disso, a aplicação de

modelos cinéticos, como o de Gompertz modificado, na predição da produção de biogás, ainda carece de mais investigação. Portanto, esta pesquisa pretende abordar essas lacunas, oferecendo novas perspectivas e contribuições para o campo da digestão anaeróbia e da produção de biogás.

O objetivo trata-se de determinar as melhores condições para a codigestão da cama de frango, dejetos suínos e soro de leite de forma a maximizar a produção de biogás e o rendimento de metano em um sistema semicontínuo. Compreender como diferentes proporções dessas misturas afetam o processo de digestão e a eficiência energética é crucial para a otimização de plantas de biogás em escala real. Os resultados podem ser aplicados na melhoria de sistemas de digestão anaeróbia existentes, contribuindo para a sustentabilidade ambiental e energética.

Assim, o objetivo geral trata-se em avaliar a máxima produção de biogás e o rendimento de metano pela codigestão da cama de frango, do soro de leite e do dejetos suíno em regime semicontínuo de alimentação. A pesquisa visa, ainda, validar os resultados obtidos nos testes em batelada por meio da aplicação do modelo cinético de Gompertz Modificado, com o objetivo de ajustar e prever o comportamento do sistema sob diferentes condições operacionais, proporcionando uma compreensão detalhada dos processos envolvidos e uma base sólida para otimização e escalonamento para implementações em larga escala.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Avaliar a máxima produção de biogás e o rendimento de metano pela codigestão da cama de frango, do soro de leite e dejetos suínos em regime semicontínuo de alimentação.

1.1.2 Objetivos específicos

- ✓ Determinar as características físico-químicas da cama de frango, dejetos suínos e soro de leite;
- ✓ Identificar a condição de mistura dos substratos com a maior produção de biogás, por meio do potencial bioquímico de metano (BMP);
- ✓ Verificar o ajuste dos resultados obtidos nos testes ao modelo de Gompertz modificado;
- ✓ Avaliar o desempenho da digestão anaeróbia por meio da codigestão da cama de frango, soro de leite e dejetos suínos, em regime semicontínuo em escala piloto.

1.2 ESTRUTURA DA TESE

- Capítulo um: A tese inicia-se com a introdução que aborda a importância das atividades agropecuárias para o setor econômico brasileiro, o tratamento dos resíduos gerados e suas especificidades. Este capítulo também inclui a apresentação dos objetivos propostos.
- Capítulo dois: Este capítulo oferece uma breve revisão de literatura sobre as atividades agropecuárias e a produção brasileira atual, a geração de resíduos e as características encontradas por outros autores, além do processo de digestão anaeróbia e suas particularidades.
- Capítulo três: Aqui são apresentadas as metodologias utilizadas para a avaliação dos parâmetros analisados, o planejamento dos experimentos realizados, a análise estatística e a metodologia para a aplicação do modelo cinético.
- Capítulo quatro: Este capítulo contempla os resultados obtidos das caracterizações físico-químicas das amostras coletadas na planta, dos testes de potencial bioquímico de metano e do reator semicontínuo.
- Capítulo cinco: Para finalizar, este capítulo traz as conclusões sobre a pesquisa realizada, bem como os principais resultados obtidos.
- Capítulo seis: O último capítulo reúne as referências utilizadas no trabalho.

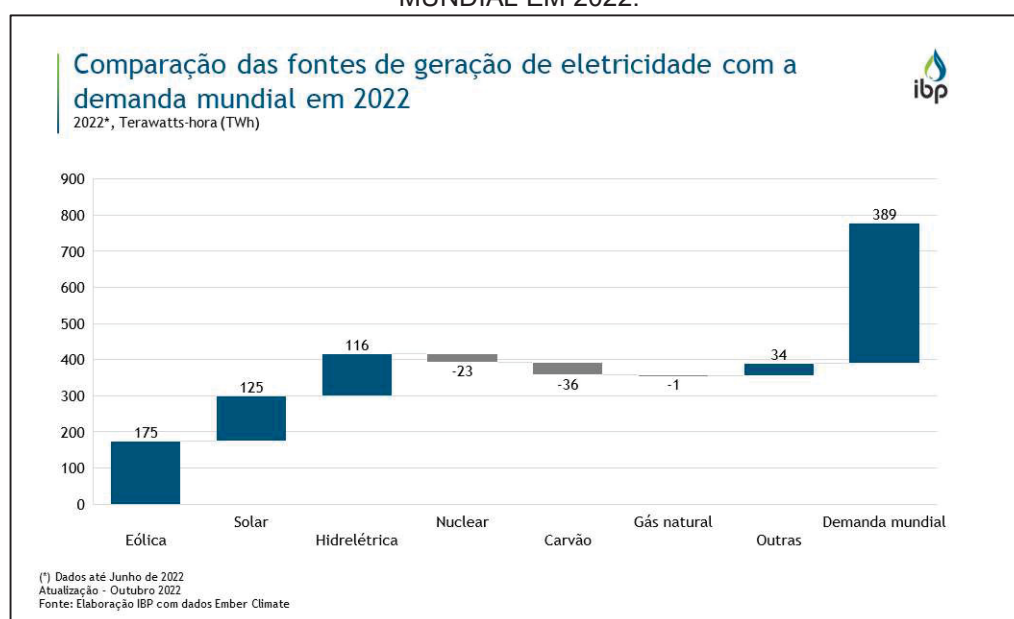
2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 DEMANDA MUNDIAL POR ENERGIA

O Brasil integra o grupo de países comprometidos em alcançar os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) conforme a Agenda 2030, que visa erradicar a pobreza, proteger o meio ambiente e combater as mudanças climáticas. Entre esses objetivos, o ODS 7 foca em Energia Limpa e Acessível, buscando aumentar a participação de energias renováveis na matriz energética global e melhorar a eficiência energética até o ano final da agenda. A energia é um campo de disputa internacional, especialmente no que diz respeito ao uso de fontes renováveis e não poluentes, com reflexos diretos na economia dos países (ONU, 2023).

Segundo o Instituto Brasileiro de Petróleo e Gás (IBP), a demanda mundial por energia em 2022 foi de 389 TWh. As fontes de geração foram diversificadas, incluindo eólica, solar, hidrelétrica, nuclear, carvão, gás natural e outras (FIGURA 1). As fontes renováveis desempenharam um papel crucial, sendo capazes de suprir o aumento da demanda mundial de energia e reduzir aproximadamente 4% da geração fóssil global. A energia eólica destacou-se, atendendo cerca de 77% do crescimento na demanda energética.

FIGURA 1 – COMPARAÇÃO DAS FONTES DE GERAÇÃO DE ELETRICIDADE COM A DEMANDA MUNDIAL EM 2022.



FONTE: IBP (2022).

Devido à pandemia de Covid-19, que impactou globalmente nos anos de 2019, 2020 e 2021, a economia mundial enfrentou uma recessão, afetando diversos setores, incluindo o de biocombustíveis. Gradualmente, esse cenário começou a mudar, e os biocombustíveis passaram a desempenhar um papel importante na recuperação econômica (EPE, 2022). No entanto, em 2022, após uma breve recuperação econômica pós-pandemia, a eclosão da Guerra na Ucrânia trouxe nova instabilidade ao setor energético global, aumentando a pressão sobre o mercado de gás natural (CIBiogás, 2022).

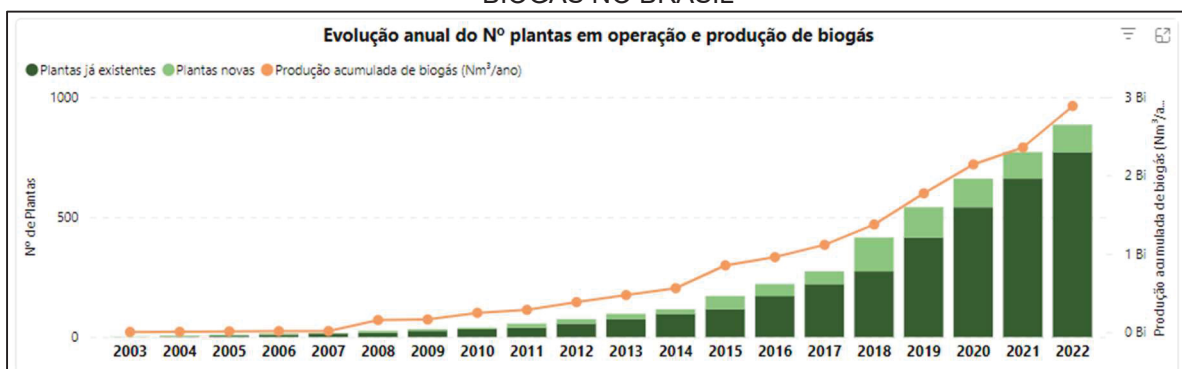
A variabilidade dos preços do gás natural continua sendo ocasionada pela imprevisibilidade da resolução do conflito. Além disso, o impacto se estende à cadeia de abastecimento global, com os preços das matérias-primas aumentando devido à escassez dos recursos. Essa situação afeta diretamente tanto os preços quanto os prazos de fornecimento de equipamentos e insumos (CIBiogás, 2022).

Diante desse cenário desafiador, os biocombustíveis surgem como alternativas viáveis para aliviar a demanda por combustíveis derivados do petróleo e gás natural, além de serem utilizados na geração de energia. Segundo o Ministério da Economia e da Inovação, por meio do Decreto de Lei nº 62/2006, são considerados biocombustíveis: bioetanol, biodiesel, biogás, biometanol, bioéter dimetílico, bio-ETBE, Bio-MTBE, biocombustíveis sintéticos, biohidrogênio e óleo vegetal puro produzido a partir de plantas oleaginosas. No Brasil, destacam-se o biometano, o biodiesel, os biocombustíveis de aviação e o etanol (ANP, 2020).

Particularmente, biocombustíveis como o biogás podem utilizar diversos tipos de substratos, incluindo resíduos sólidos urbanos, esgoto sanitário, resíduos da agropecuária e resíduos industriais (CIBiogás, 2022). No Brasil, o potencial teórico de geração de biogás é de 84,6 bilhões de Nm^3 por ano. Destes, apenas 3,3% são explorados (ABiogás, 2021).

Em 2022, o panorama do biogás no Brasil contava com 936 plantas, que juntas produziram um total de 3,46 bilhões de Nm^3/ano . Deste total, 2,09 bilhões de Nm^3/ano foram utilizados para geração de energia elétrica. O Estado de Minas Gerais lidera com 274 plantas, seguido com Paraná, que conta com 198 plantas (CIBiogás, 2022). O crescimento do setor é constante ano após anos, conforme FIGURA 2.

FIGURA 2 – EVOLUÇÃO ANUAL DO NÚMERO DE PLANTAS EM OPERAÇÃO E PRODUÇÃO DE BIOGÁS NO BRASIL



FONTE: CIBiogás (2022).

A atividade agropecuária desempenha um papel importante no mercado de proteína animal e na economia do Brasil. Os resíduos provenientes dessa atividade estão disponíveis em quase todo o território nacional, contribuindo para o crescimento do setor de biogás no país, que apresentou um crescimento médio de 17% nos últimos três anos (CIBiogás, 2022).

Essa utilização de resíduos na produção de biogás exemplifica a busca pela diversificação da matriz energética e elétrica. Impulsionada, principalmente pelos impactos ambientais do uso dos combustíveis fósseis, pelo aproveitamento energético e pelo tratamento adequado desses resíduos. Além disso, contribui para a segurança energética do país e a redução das emissões de gases de efeito estufa (BRASIL, 2017; EPE, 2022).

Paralelamente, apesar dos impactos negativos do Covid-19 na economia mundial e o conflito na Ucrânia, o agronegócio brasileiro se manteve em crescimento, motivados pela desvalorização do real frente ao dólar e pelo aumento dos preços internacionais das commodities, que influenciam nas exportações do país, além do aumento na demanda por alimentos, especialmente carnes. Para a pecuária brasileira, esses fatores e o avanço do volume mantiveram o faturamento da atividade em alta em 2023, contribuindo para o crescimento, mesmo que modesto (CEPEA, 2023).

2.2 RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E LÁCTEOS

O agronegócio brasileiro tem parcela importante na economia do país. Em 2021 representou 27,5 % do PIB (Produto Interno Bruto) (CEPEA, 2022). Sendo

representada por toda a cadeia produtiva, desde a produção até a distribuição de insumos que serão comercializados como fibras, alimentos e energia. Dentre as atividades que contemplam o agronegócio, a pecuária é uma destas (FGV, 2007).

Segundo a Empresa de Pesquisa Energética (2019), o efetivo de rebanho (cabeças) tem crescido ano após ano, podendo ser explicado pelo modelo de criação dos animais, que consiste em um sistema intensivo de confinamento.

Em 2017 a pecuária intensiva gerou 183 milhões de toneladas de resíduos (base úmida). Todavia, havendo a maior geração de resíduos, em maiores concentrações de cargas orgânicas, consequentemente, possuem maior potencial de poluição (EPE, 2019).

Além do agronegócio, o Brasil também se destaca mundialmente pela produção de produtos lácteos. Em 2021, a disponibilidade líquida formal de leite foi de aproximadamente 26 bilhões de litros, sendo 35,2% deste volume destinado à indústria de queijo (ABLV, 2021).

Estas atividades contribuem positivamente para o país, mas ao mesmo tempo geram resíduos em grandes volumes que causam impactos ambientais. No entanto, tratando-se de atividades diferentes, consequentemente, geram resíduos diferentes, cada qual com as suas especificidades, principalmente no que diz respeito à quantidade, a carga orgânica, ao tipo de tratamento e ao potencial energético.

2.2.1 Indústria de produtos lácteos

Na indústria de laticínios, por exemplo, são produzidos inúmeros produtos a partir do leite e seus derivados, tais quais: iogurte, sorvete, tipos de sobremesas, manteiga e diferentes tipos de queijos (Vidal *et al.*, 2000). O soro do leite ou soro de queijo representa cerca de 80 a 90% do volume de leite utilizado na produção de queijos e contém aproximadamente 55% dos nutrientes, como proteínas solúveis, lactose, vitaminas, minerais e uma pequena parcela de gordura (Alves *et al.*, 2014). Segundo e Silva (2017) a constituição básica do soro de leite é 93,60% de água, 0,55% de proteínas, lactose e minerais. Além disso, o soro de leite tem característica de pH ácido, entre 3,9 e 4,5, baixa alcalinidade, entre 2,0 e 4,5 g/L, alto teor de matéria orgânica, nitrogênio inorgânico e fosfato (Asunis *et al.*, 2020; Valdez Castillo *et al.*, 2020).

O soro de leite tem uma produção mundial de 190 bilhões de quilogramas por ano. Vários processos químicos, físicos e biológicos vêm sendo utilizados para valorização deste produto, com objetivo de aumentar o viés de subprodutos nas indústrias de laticínios, por meio de um novo conceito de biorrefinaria, além da produção de bioenergia (metano, hidrogênio e etanol) e bioquímicos (Asunis *et al.*, 2019).

Os efluentes líquidos gerados nos processos de produção dos laticínios possuem elevados teores de matéria orgânica, gorduras, sólidos suspensos e nutrientes, considerados a principal fonte de poluição devido a sua elevada carga orgânica (Andrade, 2011; Janczukowicz; Zielinski; Debowski, 2008). Além disso, esse tipo de indústria possui uma parcela de contribuição no que diz respeito às emissões antropogênicas dos gases do efeito estufa globais (Traversi *et al.*, 2013), principalmente os laticínios de pequeno e médio porte que por questões econômicas e tecnológicas não dispõem de recursos para tratar adequadamente o efluente gerado durante o processo de fabricação (Bella; Rao, 2022).

Os processos biotecnológicos tendem a minimizar a carga orgânica dos efluentes, reduzir os custos de tratamento e gerenciar o processo produtivo de forma sustentável (Asunis *et al.*, 2019).

Dentre estes processos, alguns se destacam por não necessitar de uma grande área para o tratamento dos efluentes, sem a necessidade de aeração e baixa geração de lodo, como é o caso dos tratamentos em lagoas, plantas de lodo ativado e do tratamento anaeróbio (Demirel; Yenigun, 2006).

O tratamento anaeróbio por meio da digestão minimiza os impactos da avaliação do ciclo de vida, a necessidade de energia para a indústria e o descarte de resíduos, trazendo melhorias na sustentabilidade do ciclo produtivo (Traversi *et al.*, 2013). No entanto, a digestão anaeróbia não trata por completo o efluente proveniente do processo produtivo de produtos lácteos por algumas limitações como à alta concentração da Demanda Química de Oxigênio (DQO), a baixa alcalinidade a bicarbonato e a dificuldade de granulação, tendenciado a acidificação do reator e até a inibição do processo (Youngseob; Kim; Hwang, 2006; Bella; Rao, 2022).

Além disso, economicamente o efluente lácteo tem baixas taxas de produção de energia. Portanto, se faz necessário uma ação conjunta com outros processos de tratamento físicos, químicos, biológicos e/ou a codigestão com outros resíduos agrícolas locais, para aumentar o teor de biodegradabilidade, garantindo a eficiência

de remoção das cargas orgânicas e consequentemente, maior produção de energia (Asunis *et al.*, 2019).

Segundo Humberto *et al.* (2017) a codigestão do soro com resíduos animais melhora o desempenho do reator, pois estabiliza parâmetros como pH e relação AOV/AT.

Além das características relatadas anteriormente do soro de leite, alguns autores apresentam outros parâmetros físico-químicos importantes ao processo de digestão anaeróbia, como o pH, a concentração de sólidos totais e voláteis, a alcalinidade e a produção de metano (TABELA 1).

TABELA 1 - CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO SORO DE LEITE RELATADO POR OUTROS AUTORES

Autor	pH	ST (%)	SV (%)	SV/ST(%)	Alcalinidade (mgCaCO ₃ . L ⁻¹)	Produção de biogás (mL _N .g.SV ⁻¹)
Matuszewska <i>et al.</i> , (2016)	4,57	7,40	6,12	82,70	-	-
Mainardis <i>et al.</i> , (2019)	6,45	7,12	6,60	92,70	1900,00	423,60
	5,75	7,21	6,65	92,21	1600,00	429,70
	5,62	6,51	6,01	92,30	1673,00	-
	7,05	6,92	6,32	91,30	1940,00	-
	5,65	6,96	6,44	92,50	1573,00	437,30
Asunis <i>et al.</i> , (2019)	6,16	7,62	7,05	92,52	-	-
Kassongo; Shabsavari; Ball (2020)	5,41	7,87	3,80	48,28	-	-
Autor	pH	ST (g/L)	SV (g/L)	SV/ST(%)	Alcalinidade (mgCaCO ₃ . L ⁻¹)	Produção de biogás (mL _N .g.SV ⁻¹)
Bella; Rao (2022)	4,87	51,50	42,30	82,13	-	-

FONTE: O autor (2022).

2.2.2 Suinocultura

A atividade de suinocultura no Brasil por sua vez, é desenvolvida de diferentes formas, podendo ser com pequenos produtores (agricultura familiar) ou produtores maiores que são integrados a empresas regionais ou de grande porte que comercializam a carne e seus derivados no mercado interno e externo (Guimarães *et al.*, 2017).

A cadeia produtiva de suínos pode ser ainda dividida em fases de crescimento do animal. A produção de leitões (UPD e UPL) pode ser separada das fases de Unidade de crescimento e terminação (UT), consideradas fases de engorda, com manejo *all in – all out* (Miele, 2017).

De maneira geral, os períodos de crescimento dos animais variam da produção de leitões (UPL) de 20 e 25 kg durante 63 dias, seguido da terminação (UT) de 100 e 130 kg variando de 150 a 168 dias. Já a produção de leitões desmamados (UPD) variando de 5 a 9 kg, durante 21 a 28 dias, seguidos da unidade de crescimento e terminação (UC) variando de 20 e 25 kg durante o período de 63 dias e pôr fim a terminação (UT) variando de 100 e 130 kg, durante 150 a 168 dias. Outro sistema de criação são os animais irem diretamente da UPD para a creche, crescimento e terminação (CCT (WTF)), variando de 100 a 130 kg, durante o período de 150 a 168 dias. Os produtores ainda podem optar também pelo ciclo completo (CC), em que o peso pode variar de 100 a 130 kg, durante 150 a 168 dias (Miele, 2017).

Independente do sistema de criação dos animais, a intensificação da atividade e a concentração por metro quadrado, fez com que o sistema de produção de ciclo completo diminuísse gradativamente, uma vez que, os produtores se tornaram especialistas nas fases de crescimento do animal, aumentando a eficiência na produção desta carne. Todavia, este novo modelo de criação acarreta a geração concentrada de resíduos gerados pela atividade (Vargas *et al.*, 2019).

Estes resíduos são constituídos pela mistura de urina, fezes, resíduos de ração, cerdas, poeira, água e outros materiais gerados no processo produtivo. Geralmente apresentam coloração escura e consistência líquida, podendo ser pastosa ou até sólida, com odor desagradável e elevadas concentrações orgânicas (Barros *et al.*, 2019). Quanto a sua composição, é geralmente de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos provenientes das dietas dos animais (Diesel; Miranda; Perdomo, 2002).

Algumas características físico-químicas, como pH, sólidos totais, voláteis e nitrogênio total kjeldahl dos efluentes de suinocultura foram relatadas por diferentes autores conforme a TABELA 2.

Cabe ressaltar que parâmetros como estes, apresentam diferenças dependendo do sistema de criação adotado pelo produtor, da dieta dos animais, do tipo de confinamento e do tempo de engorda.

TABELA 2 – CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DOS EFLUENTES DA SUINOCULTURA ENCONTRADOS POR OUTROS AUTORES

Autor	pH	ST (g/L)	SV (g/L)	NTK (mg/L)
Sánchez <i>et al.</i> , (2005)	6,00 ± 0,70	7,21 ± 2,43	5,12 ± 2,17	341,00 ± 135,00
Villamar <i>et al.</i> , (2012)	7,30 ± 0,2	-	-	2222,20 ± 346,70
Zahedi <i>et al.</i> , (2022)	7,20 ± 0,10	73,00 ± 0,10	54,73 ± 0,10	5519,00 ± 103,00
Lendormi <i>et al.</i> , (2022)	7,40	76,30	42,00	-
	7,40	83,10	42,80	-
Autor	pH	ST (%)	SV (%)	NTK (mg/L)
Zhang <i>et al.</i> , (2022)	5,50 ± 0,02	28,80 ± 0,18	24,90 ± 0,05	4,07 ± 0,20 (%)
Matuszewska, <i>et al.</i> , (2016)	7,65	3,40	63,40	-
Kafle; Chen (2016)	7,87 ± 0,03	74,30 ± 1,60	81,40 ± 2,40	1092,00 ± 8,00

FONTE: O autor (2022).

2.2.3 Avicultura

O principal resíduo da criação de aves em sistemas intensivos é a cama de frango, resíduo este, muito seco e volumoso (Lynch *et al.*, 2013).

Ao iniciar o período de alojamento das aves, é utilizado um material para forrar o piso do aviário uniformemente com uma altura entre 8 e 10 cm, cujo objetivo é, proporcionar a ambiência das aves. Os materiais utilizados podem ser pequenas lascas de madeira provenientes de *Pinus elliotti* conhecido como maravalha, bem como casca de arroz, de amendoim, de sabugo de milho, pó de serra e papel picado (Avila *et al.*, 2007; Kelleher *et al.*, 2002).

Quanto à composição da cama, tem-se predominantemente água, carbono e nitrogênio, com frações menores de fósforo, além de traços de cloro, cálcio, magnésio, sódio, ferro, cobre, zinco e arsênio. Sendo que os resíduos de aviários contêm alta concentração de nitrogênio devido a presença de proteínas e aminoácidos, pois cerca de 60 a 80% do nitrogênio presente na matéria “*in natura*” está na forma orgânica, como ureia e proteína (Kelleher *et al.*, 2002; Borowski *et al.*, 2014).

Ao final do período de incubação têm-se, essencialmente, compostos orgânicos decorrentes da mistura de excretas, penas, descamações de pele, ração e água (Grimes, 2004).

Uma prática muito comum adotada em aviários é a reutilização da cama por diversos lotes para minimizar a geração dos resíduos. No entanto, o reaproveitamento é limitado pelo aumento significativo no volume acumulado e pela concentração de minerais presentes na cama (Palhares, 2005; Avila *et al.*, 2007).

Segundo Avila *et al.* (2007), a cama reutilizada por até seis lotes reduz o pH e agrega valor na comercialização como fertilizante “*in natura*”. Todavia, depende do

manejo adotado, da qualidade sanitária e do volume acumulado. Em média, os avicultores reutilizam a cama por um período de até dois anos de alojamento consecutivos. Para tanto, se faz necessário o controle microbiológico de um lote para o outro, realizado por meio da aplicação de cal virgem em toda a cama, revolvendo-a (CIBiogás/Greeid, 2019).

Independentemente do número de lotes de criação das aves, quando ocorrem problemas sanitários, os avicultores retiram completamente a cama do aviário e realiza-se a higienização dos equipamentos, cortinas e do galpão em geral (Avila *et al.*, 2007).

Apesar de a reutilização ser uma prática comum, são poucos os estudos que estabelecem os padrões de qualidade e as características da cama em diferentes lotes (Costa, 2012).

Estima-se que o teor de sólidos totais (ST) da cama seja próximo a 80%, sendo 20% umidade. O baixo teor de umidade presente na cama se deve à utilização de materiais como a maravalha que garantem a salubridade do ambiente de criação (Cremeno; Mitto, 2020).

Após o processo de alojamento das aves e a geração deste resíduo, a cama de frango é comumente utilizada como fonte de adubo *in natura*. No entanto, quando disposta nas lavouras consecutivas vezes, por conter concentrações elevadas de matéria orgânica, causam impactos ambientais e desequilíbrio na concentração de nutrientes do solo (Kelleher *et al.*, 2002).

A digestão anaeróbia por sua vez, vem como alternativa de tratamento para contribuir positivamente no controle dos impactos ambientais gerados por este resíduo, de forma a minimizar o odor liberado quando depositados a céu aberto; a utilizar o efluente do processo de digestão do resíduo para adubação; para a produção de biogás; na redução na emissão de gases do efeito estufa; conservação de áreas que poderiam ser aterros destes resíduos ou lagoas de tratamento; na preservação dos recursos hídricos; e no acúmulo de metais no solo (Fukayama, 2008; EPE, 2019).

Porém, a utilização deste material que provém de biomassa vegetal com parcela de lignocelulose, estrutura esta que possui baixa degradabilidade, pode causar dificuldades no tratamento do resíduo, interferindo negativamente no processo de digestão de anaeróbia (Cremeno; Mitto, 2020). Apesar dessa limitação da cama de frango, principalmente em reatores alimentados com cargas orgânicas mais elevadas, as bactérias em sua maioria conseguem degradar os materiais

lignocelulósicos. No entanto, observa-se a menor produção de biogás para estes reatores que utilizam somente a cama de frango como fonte de alimentação (Zahan *et al.*, 2018).

As características físico-químicas da cama de frango como pH, sólidos totais, voláteis, relação carbono/nitrogênio e a produção de biogás, parâmetros estes, importantes para o bom desempenho do processo de digestão anaeróbia, foram relatadas por outros autores em seus respectivos estudos, apresentados na TABELA 3.

TABELA 3 - CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DA CAMA DE FRANGO ENCONTRADA POR OUTROS AUTORES

Autor	pH	ST (%)	SV (%)	C/N
Kafle; Chen (2016)	7,95 ± 0,04	69,00 ± 4,00	81,40 ± 4,40	-
Zahan <i>et al.</i> , (2018)	8,20	-	39,00	13,00 ± 1,30
Silva (2020)	9,10	76,87 ± 0,59	61,87 ± 0,08	15,23 ± 0,05

ST: sólidos totais; SV: sólidos voláteis; C/N: carbono/nitrogênio.

FONTE: O autor (2022).

De maneira geral, os resíduos gerados das três atividades agropecuárias, o soro de leite, o dejetos suíno e a cama de frango podem ser aproveitados energeticamente quando misturados (codigeridos), para a geração de eletricidade e calor ou na transformação em biocombustíveis, como o biometano e o biogás, por meio da digestão anaeróbia. Além disso, após o tratamento, podem ser utilizados na cobertura do solo como adubação orgânica (EPE, 2019).

2.3 CODIGESTÃO DE RESÍDUOS

A utilização da codigestão de resíduos para o processo de digestão anaeróbia apresenta algumas vantagens quando comparada com a monodigestão, como a maior produção de metano pela diversidade microbiana, bem como a estabilidade do processo (Karki *et al.*, 2021; Mata-Alvarez *et al.*, 2014). A codigestão de resíduos pode proporcionar equilíbrio em parâmetros essenciais, como é o caso da relação C/N, pois materiais ricos em carbono tendem a aumentar a relação. Além disso, a mistura de diferentes resíduos pode contribuir positivamente para o crescimento microbiano (Karlsson, *et al.*, 2014).

No contexto da suinocultura e avicultura, a codigestão de resíduos animais, utilizados como substratos para a digestão anaeróbia, é particularmente vantajosa. Este processo previne a toxicidade, principalmente devido à alta capacidade de tamponamento do sistema, bem como proporciona suplementação contínua com populações microbianas, evitando o acúmulo potencial de ácidos graxos voláteis (Luo *et al.*, 2018). No estudo realizado por Huang *et al.* (2023), demonstram que a codigestão de cama de frango com palha de milho melhora a produção de metano, bem como aumenta a capacidade de tamponamento do sistema, promovendo a estabilidade da digestão anaeróbia.

Contudo, a codigestão pode apresentar desafios quando as proporções de mistura dos substratos de alimentação são incompatíveis, o que pode resultar em sobrecarga orgânica, falha no sistema e acidificação do reator (Chow *et al.*, 2020). A exemplo disso, pesquisa de Venslauskas *et al.* (2022) mostrou que a codigestão de cama de frango com gordura suína pode ser altamente eficiente na produção de biogás, mas requer um controle cuidadoso das proporções para evitar problemas como a acidificação (TABELA 4).

TABELA 4 - CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DA CODIGESTÃO DE RESÍDUOS

Autor	Resíduo	pH	ST (%)	SV (%)	Alcalinidade (g/L)	C/N
Gelegen <i>et al.</i> (2007)	Cama de frango	7,40	6,30	3,70	22,60	3,9
	Soro de leite	3,50	7,80	4,80	0,00	24,1
Huang <i>et al.</i> (2023)	Cama de frango + palha de milho	7,30	6,00	4,00	21,00	4,2
Venslauskas <i>et al.</i> (2022)	Cama de frango + gordura suína	7,50	5,50	3,80	23,50	3,7
Shi <i>et al.</i> (2024)	Cama de frango + palha de milho com recirculação de lodo	7,10	6,50	4,50	20,5	4,0
Lee & Yoon (2024)	Dejeto suíno + esterco de gado	7,20	8,00	5,00	19,80	15,3

ST: sólidos totais; SV: sólidos voláteis; C/N: carbono/nitrogênio.

FONTE: O autor (2024).

Um exemplo de codigestão, trata-se da combinação da cama de frango e do soro de leite. No estudo Desai *et al.* (1994), a codigestão desses dois resíduos equilibrou e manteve a relação C/N adequada no reator. Além disso, a alcalinidade gerada a partir da presença de nitrogênio aumentou a estabilidade do processo.

Gelegen *et al.* (2007) reportaram que o pH da cama de frango e do soro de leite foi de 7,40 e 3,50, respectivamente. Além disso, a relação C/N do soro de leite encontrada foi de 24,1, significativamente superior à relação C/N da cama de frango

de 3,90. Esses dados evidenciam que a codigestão de resíduos pode proporcionar um equilíbrio adequado do pH e da relação C/N.

Adicionalmente, a produção de metano da codigestão dos resíduos foi superior à dos resíduos separadamente, permanecendo estável com o aumento da proporção de soro até a fração de 35%. Na fração de 50%, a estabilidade foi comprometida, reduzindo a produção de biogás (Gelegen *et al.*, 2007) (TABELA 5).

TABELA 5 – PRODUÇÃO DE BIOGÁS DA CODIGESTÃO DOS RESÍDUOS

Autor	Resíduo	Produção de biogás (mL _N .g.SV ⁻¹)
Gelegen <i>et al.</i> (2007)	Cama de frango	880,00
	Soro de leite	830,00
	Codigestão: cama de frango + soro de leite	967,03
Bertin <i>et al.</i> (2013)	Codigestão: bovinocultura + soro de leite	258,00
Huang <i>et al.</i> (2023)	Codigestão: Cama de frango + palha de milho	333,00
Venslauskas <i>et al.</i> (2022)	Codigestão: Cama de frango + Gordura suína	441,30
Shi <i>et al.</i> (2024)	Codigestão: Cama de frango + palha de milho com recirculação de lodo	480,43
Lee & Yoon (2024)	Codigestão: Dejeito suíno + Esterco de gado	392,35

FONTE: O autor (2024).

Portanto, o maior desafio da codigestão de resíduos de animais, trata-se da proporção ideal dos substratos, pois alterações no tipo de substrato, manejo, composição, teor de micronutrientes e biodegradabilidade podem afetar significativamente o processo de digestão anaeróbia (Karki *et al.*, 2021).

2.4 BIOGÁS

O biogás é gerado por um processo de fermentação amplamente conhecido e utilizado desde 1857, tendo sido continuamente aprimorado ao longo dos anos. No Brasil, foi a partir da crise do petróleo em 1979 que se passou a utilizar desta tecnologia para diversificar a matriz energética. No entanto, foi a partir da década de 1990 e nos anos 2000, com a implementação de incentivos ligados ao mercado de Créditos de Carbono, ao Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) e à redução dos Gases de Efeito Estufa (GEE), que o desenvolvimento da tecnologia de biogás no país se intensificou (CIBiogás, 2020; Kunz, Steinmetz, Amaral, 2022)."

O biogás é uma fonte renovável e inesgotável de energia, sendo formado pelo conjunto de gases obtidos a partir do processo de degradação da matéria orgânica

presente nos substratos, denominado também como digestão anaeróbia (Karlsson *et al.*, 2014).

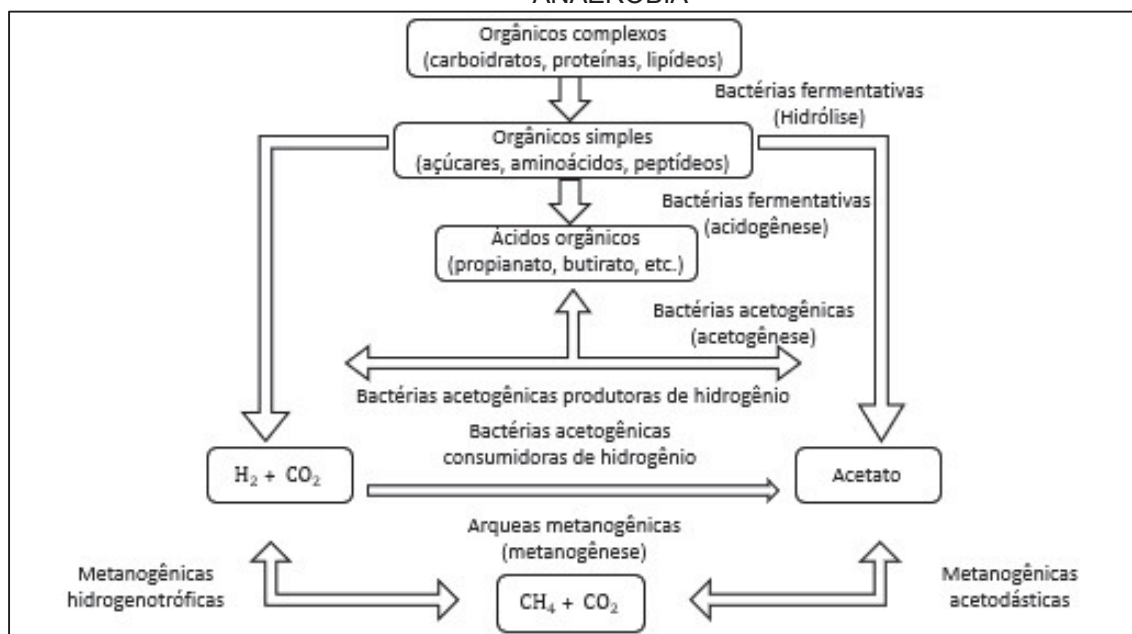
São inúmeras as fontes de matéria orgânica que podem ser utilizadas para geração de biogás como os resíduos da agropecuária (esterco animal, efluente do manejo dos dejetos, restos de ração, carcaça de animais mortos não abatidos), os efluentes agroindustriais (abatedouros e frigoríficos, usinas de etanol e açúcar, cervejarias, indústrias de óleo vegetal, gelatina) e resíduos sólidos urbanos (resíduos urbanos depositados em aterro sanitário, resíduos orgânicos como frutas e vegetais, restos alimentares de restaurantes, supermercados e esgoto sanitário (CIBiogás, 2021; CIBiogás, 2022).

2.4.1 Digestão anaeróbia

O processo de digestão anaeróbia ocorre na ausência de oxigênio, em um ambiente fechado com a presença de microrganismos que atuam na degradação da matéria orgânica para produtos mais simples como metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico, amônia e novas células bacterianas, além do composto estável ao final do processo (digestato) (Foresti *et al.*, 1999, Chernicharo, 2016).

A produção de biogás ocorre em quatro etapas principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, como podem ser observados na FIGURA 3.

FIGURA 3 - ROTAS METABÓLICAS E GRUPOS MICROBIANOS ENVOVIDOS NA DIGESTÃO ANAERÓBIA



Fonte: adaptado (Chernicharo, 2016).

Detalhadamente a primeira etapa hidrólise, consiste na quebra de moléculas orgânicas complexas como carboidratos, proteínas e lipídios em moléculas mais simples, como açúcares, aminoácidos e peptídeos que por meio da fermentação são metabolizados no interior das células (Chernicharo, 2016). Nessa etapa, se o biodigestor estiver sendo alimentado com biomassa lignocelulósica, a hidrólise do substrato torna-se uma etapa limitante na digestão anaeróbia (Fu e Hu, 2016).

Na segunda etapa ocorre a acidogênese, que é a fermentação e a formação dos ácidos carboxílicos de cadeia curta (ACCC) em que os microrganismos fermentam os açúcares, ácidos graxos e aminoácidos e produzem ácidos orgânicos como acético, propiônico e butírico, bem como as cetonas, os álcoois, hidrogênio e dióxido de carbono, além de novas células (Chernicharo, 2016).

Na terceira etapa a acetogênese, as bactérias oxidam os compostos orgânicos intermediários (butirato e propionato) em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono, substrato adequado para os microrganismos metanogênicos (Chernicharo, 2016).

A etapa final conhecida por metanogênese, é responsável pela formação do metano (CH_4) a partir dos microrganismos metanogênicos (*Archaea*) em duas rotas principais, um grupo de Arqueas formam o metano a partir do ácido acético ou metanol e o outro a partir do hidrogênio e dióxido de carbono presentes no meio (Chernicharo,

2016). Esta última etapa é bastante sensível ao pH e concentração de amônia, sendo a taxa de crescimento dos microrganismos mais lenta (Begum *et al.*, 2018).

A eficiência da digestão anaeróbia depende em parte do equilíbrio entre as etapas acidogênese e metanogênese. Quando há acúmulo de ácidos e há falha na conversão, pode-se ocorrer a inibição da produção de metano, resultando no colapso do sistema de digestão anaeróbia (Yang *et al.*, 2023).

2.4.2 Inóculo

O processo de digestão anaeróbia leva certo tempo para iniciar e estar com um bom desempenho, visto que a taxa de crescimento dos microrganismos é lenta. Este tempo de inicialização pode ser reduzido com a adição de inóculo, que consiste em microrganismos provenientes de outro processo de digestão adaptados aos mesmos substratos (Khanal, 2008).

Assim, utiliza-se de inóculo para dar *start* ao processo de digestão anaeróbia por conter microrganismos adaptados, proporcionando de maneira mais rápida a degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, a produção de biogás (Bona *et al.*, 2015). No entanto, estes microrganismos são sensíveis e necessitam um tempo grande para se multiplicar, ou seja, o crescimento é gradativo de acordo com a carga orgânica de alimentação e a temperatura do processo (Siqueira, 2018).

Além disso, uma boa fonte de inóculo pode aumentar a produção de metano, por meio de microrganismos produtores de metano adaptados ao substrato utilizado, aumentando assim, a biodegradabilidade destes resíduos. Assim, para os testes do potencial bioquímico de metano (BMP), algumas características como a origem do inóculo, o teor de sólidos, a pré-incubação e a concentração inicial são importantes, podendo estes, serem extraídos de estações de tratamento de esgoto e de plantas de produção de biogás (Raposo; Borja; Bianco, 2020). Alguns autores trazem características físico-químicas dos inóculos utilizados em seus estudos, conforme a TABELA 6.

TABELA 6 - CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE DIFERENTES INÓCULOS ENCONTRADOS NA LITERATURA

Autor	pH	ST (g/L)	SV (g/L)	NTK (g/L)	Relação C/N	Fonte
Bella; Rao, (2022)	6,81	36,60 ± 2,21	21,02	2,03 ± 0,36	41,43	Bovinos
	7,10	19,30 ± 2,2	12,10	0,68 ± 0,07	28,1	ETE
	7,10	18,60 ± 1,85	9,60	0,39 ± 0,85	24,2	Lodo anaeróbio
Zahedi <i>et al.</i> , (2022)	7,30 ± 0,20	18,00 ± 0,10	11,80 ± 0,10	1,43 ± 0,01	-	ETE
Wresta <i>et al.</i> , (2021)	8,20	-	25,48	-	-	Suínos
Ismail <i>et al.</i> , (2013)	4,20	0,016	0,031	-	-	Usina de Óleo de Palma
Sánchez <i>et al.</i> , (2005)	7,30	50,00	26,10	-	-	UASB Suínos
Autor	pH	ST (%)	SV (%)	NTK (g/kg)	Relação C/N	Fonte
Zhang <i>et al.</i> , (2022)	8,13 ± 0,04	20,29 ± 0,31	9,57 ± 0,13	2,18 ± 0,11 %	12,71 ± 0,16	Suínos
Ivanchenko; Yelatontsev; Savenkov, (2021)	8,10 ± 0,10	8,00 ± 1,00	5,20 ± 1,00	-	-	ETE
Kassongo; Shahsavari; Ball, (2020)	8,47 ± 0,01	2,80 ± 0,28	1,93 ± 0,22	13,30 ± 0,72	-	Lodo anaeróbio
Mainardis, <i>et al.</i> , (2019)	7,24	4,86	2,31	-	-	Águas residuárias
Kuczman, <i>et al.</i> , (2018)	8,00	26,30	7,40	-	-	Suínos
Matuszewska, <i>et al.</i> , (2016)	7,30	1,70	0,95	-	-	ETE

ETE: Estação de tratamento de esgoto; ST: sólidos totais; SV: sólidos voláteis; NTK: nitrogênio total kjeldahl; C/N: carbono/nitrogênio.

Fonte: O autor (2022).

Segundo a norma VDI 4630 (2006), o preparo do inóculo deve ser baseado no teor de sólidos voláteis dos diferentes tipos de resíduos. Segundo Raposo, Borja e Bianco (2020), a biomassa microbiana ativa está relacionada com o teor de sólidos voláteis presente no inóculo, sendo necessário realizar cálculos da quantidade a ser utilizada de inóculo, como por exemplo: em 500 mL de lodo, indica-se de 1,5 a 2% de sólidos voláteis ou 7,5 gsv a 10 gsv. Além disso, recomenda-se que a relação de sólidos voláteis do substrato para o lodo seja menor ou igual a 0,5 e os sólidos totais da mistura inferior a 10%, para que o processo ocorra de maneira eficiente.

A fim de melhorar o rendimento de metano nos testes, recomenda-se a pré-incubação dos reatores para minimizar a produção de biogás do inóculo (Raposo; Borja; Bianco, 2020).

2.4.3 Parâmetros importantes para o processo de digestão anaeróbia

Alguns parâmetros são essenciais para o adequado desempenho do processo de digestão anaeróbia: pH, temperatura, alcalinidade, ácidos voláteis, relação

carbono/nitrogênio, carga orgânica de alimentação, tempo de retenção hidráulica e fatores inibitórios.

Dessa forma, se faz necessário conhecer a composição química dos substratos sólidos utilizados, pois estas características químicas podem descrever o potencial de aplicação na digestão anaeróbia (Raposo; Borja; Bianco, 2020).

2.4.3.1 pH do processo de digestão anaeróbia

Para cada fase do processo de digestão, sugere-se uma faixa de pH, em função da variabilidade dos microrganismos. A fase mais ácida, que consiste em bactérias acidogênicas, sugere-se pH entre 5,5 e 6,5. Enquanto para a metanogênese, fase esta, produtora de metano, as bactérias se adaptam melhor em pH de 7,8 a 8,2. Todavia, levando em consideração o processo como um todo, contemplando todos os grupos de microrganismos, sugere-se pH entre 6,8 e 7,4 (Khanal, 2008).

O processo de digestão anaeróbia separada em duas etapas é comumente utilizado para otimizar a produção de biogás em função do pH específico de cada grupo de microrganismo. A separação consiste na etapa de hidrólise/acidificação e de acetogênese/metanogênese, sendo que na primeira se desempenha melhor na faixa de pH entre 5,5 e 6,5, enquanto a segunda em pH 6,5 e 8,2, sendo ótimo pH neutro (Mao *et al.*, 2015). Podendo ser utilizado dois reatores UASB sequenciais, um para cada estágio (Chasnyk; Solowski; Shkarupa, 2015).

Segundo Chernicharo (2016), para a fase metanogênica, os microrganismos preferem pH entre 6,6 e 7,4, porém abordando uma faixa mais ampla entre 6,0 e 8,0, pode haver estabilidade no processo. No entanto, evita-se valores de pH superiores a 8,3 e inferiores a 6,0, pois pode ocorrer a inibição dos microrganismos formadores de metano e a diminuição significativa na taxa de produção. De modo geral, as faixas de pH dependem do tipo de substrato utilizado, bem como dos microrganismos envolvidos no processo.

Lettinga; Hulshof-Pol e Zeeman (1996) sugerem faixas ótimas de pH para alguns substratos diferentes que contenham em suas composições, formiato, acetato e propionato, em 6,8 a 7,3, 6,5 a 7,1 e 7,2 a 7,5, respectivamente.

2.4.3.2 Temperatura do processo de digestão anaeróbia

A temperatura é outro parâmetro importante que influencia no desempenho do processo de biodigestão, pois garante eficiência e estabilidade durante o tratamento, visto que os microrganismos preferem faixas de temperaturas específicas para o crescimento, ou seja, a temperatura interna das células destes microrganismos depende diretamente da temperatura do meio externo (Chernicharo, 2016).

Assim, as faixas de temperatura que podem ser utilizadas são: psicrófila variando entre 15 e 18 °C, mesófila variando entre 25 e 37 °C e a termófila superior a 45 °C. A temperatura mais usual no país é a mesófila, em virtude do clima e das características dos resíduos. Sendo este, um parâmetro operacional, influencia diretamente no crescimento microbiano, no volume final de biogás acumulado, no teor de metano e na velocidade de degradação da matéria orgânica (Cremenoz; Mitto, 2020; Raposo; Borja; Bianco, 2020).

Nas regiões mais frias como o Sul, cuja variação de temperatura é maior que nas demais regiões do país, sugere-se a utilização de sistemas de aquecimento para os biodigestores, podendo este, ser proveniente do próprio calor gerado nos motogeradores (Cremenoz; Mitto, 2020).

2.4.3.3 Alcalinidade do processo de digestão anaeróbia

A alcalinidade no processo de digestão se caracteriza pela capacidade de tamponamento do sistema em evitar mudanças bruscas de pH. Isto se deve a mistura de um ácido fraco com o seu sal correspondente, garantindo a estabilidade do pH, sem elevações ou declínios (Chernicharo, 2016).

Amani, Norasti e Sreekrishnan (2010), recomendam faixa ideal de alcalinidade total entre 1.000 e 5.000 mgCaCO₃.L⁻¹. Enquanto Reungsang (2019), sugere alcalinidade acima de 2.000 mgCaCO₃.L⁻¹ para minimizar mudanças bruscas de pH;

Outro parâmetro importante a ser monitorado, trata-se da relação da alcalinidade intermediária com a alcalinidade parcial (AI/AP), em que a alcalinidade intermediária é equivalente à alcalinidade a bicarbonato e a parcial é proveniente dos ácidos voláteis, um parâmetro de controle do sistema de tamponamento (Kunz, Steinmetz, Amaral, 2019). Segundo Ripley, Boyle e Converse (1983) recomendam

relações de 0,30, sendo possível haver estabilidade no processo em valores diferentes deste, cabendo verificar a particularidade de cada processo.

Dessa forma, se faz necessário o monitoramento constante da alcalinidade nos reatores anaeróbios, visto que pequenas alterações de pH podem consumir uma grande parcela de alcalinidade, capaz de diminuir significativamente a capacidade de tamponamento do sistema (Chernicharo, 2016).

2.4.3.4 Ácidos voláteis no processo de digestão anaeróbia

Durante o processo de digestão, há a formação de ácidos graxos voláteis, sendo os ácidos voláteis intermediários de cadeia curta, acético, fórmico, propiônico e butírico os mais importantes, pois grande parte da produção de metano acontece a partir do consumo destes ácidos (Chernicharo, 1997).

Especificamente nas etapas de acidogênese e acetogênese são formados os ácidos butírico e acético, normalmente em pH de 5,50, enquanto para pH próximo a 8,0, há a formação dos ácidos propiônico e acético (Begum *et al.*, 2018; Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022). Posteriormente, na fase metanogênica as bactérias consomem os ácidos à medida que são produzidos, se o meio estiver em condições benéficas e se as bactérias estiverem em quantidades suficientes. No entanto, se por algum motivo isso não ocorrer, os ácidos automaticamente não são consumidos na velocidade em que são produzidos, podem se acumular, causar toxicidade ao meio, provocar quedas bruscas no pH, inibir a produção e, conseqüentemente, azedar o reator (Chernicharo, 1997).

Wand *et al.*, (2022) em seu estudo, não observaram a inibição do processo com concentração de ácidos de 21.500 mg/L. A inibição foi detectada a partir da concentração de 26.000 mg/L. Caso ocorra uma taxa de produção de ácidos superior a taxa de consumo, ocorre o acúmulo excessivo e leva a uma rápida diminuição do pH, afetando a atividade metanogênica (Fisgativa *et al.*, 2016).

Um parâmetro indicativo do possível acúmulo de ácidos no reator é a alcalinidade, visto que o efeito de tamponamento do sistema mantém o pH estável e neutraliza a formação dos ácidos durante o processo, ou seja, minimizando o acúmulo. Se houver consumo rápido da alcalinidade e queda no pH, há indícios de desequilíbrio no sistema e acúmulo de ácidos (Chernicharo, 1997; Chernicharo, 2016). Switzenbaum *et al.*, (1990) sugerem a faixa ideal da relação dos ácidos orgânicos

voláteis com a alcalinidade total (AOV/AT) entre 0,10 e 0,35. El Gnaoui *et al.*, (2020), Kim e Kim, (2020) e Wilawan *et al.*, (2014), em seus estudos, encontraram relação variando entre 0,02 e 0,31, dentro da faixa sugerida pela literatura.

2.4.3.5 Inibição do processo de digestão anaeróbia

A inibição no processo de digestão pode ser ocasionada pela produção excessiva de ácidos voláteis. Durante o processo há formação de ácidos pela quebra dos materiais orgânicos, todavia, quando há acúmulo de maneira descontrolada, provoca instabilidade no reator, e pode ocasionar a inibição, impossibilitando o crescimento e sobrevivência dos microrganismos (Ihoeghian *et al.*, 2022).

Segundo Escalante *et al.*, (2017), experimentos contendo substratos com pH mais ácido tendem a favorecer a inibição do processo de digestão anaeróbia, principalmente, pelo acúmulo de ácidos voláteis (5.000 mg/L).

No entanto, existem outras fontes de toxidade para o meio, a saber: toxicidade por sais, por sulfeto e pela amônia. Esta última consiste na presença tanto de íon amônia quanto a amônia livre em excesso, encontrada principalmente em compostos proteicos ou ureia, como a cama de frango (Chernicharo, 2016).

Conforme relatado por Niu *et al.* (2013), o limite superior determinante do nitrogênio amoniacal para o meio foi de 16.000 mg/L. Enquanto concentrações acima de 150 mg/L de amônia livre são tóxicas para a fase metanogênica. Igualmente, concentrações acima de 3.000 mg/L para íon amônia também são tóxicos (Chernicharo, 2016).

A toxidade causada por sais é proveniente das concentrações de cátions principalmente do potássio e sódio, além do cálcio e magnésio presentes no meio, que podem causar a inibição do processo de digestão (Chernicharo, 2016). Segundo McCarty (1964), concentrações de 2.500 a 4.500 mg/L são moderadamente inibidoras para os cátions cálcio e potássio, enquanto 1.000 a 1.500 mg/L para magnésio, e 3.500 a 5.500 mg/L para sódio, concentrações superiores a estas podem ser classificadas como fortemente inibidoras.

Por fim, a toxidade por sulfeto é causada pela redução de compostos orgânicos contendo enxofre, pela degradação de compostos ricos em proteínas e de sulfatos. A toxidade acontece pela forma não dissociada (H_2S) ser o principal componente dissolvido em valores de pH inferiores a 7,0, podendo ocorrer na digestão

anaeróbia pela faixa de pH variar entre 6,5 e 8,0. Por exemplo, em pH 7,0, 50% do sulfeto presente no meio poderá estar na forma não dissociada, considerada mais tóxica. No entanto, tudo depende das produções gasosas no reator, o sulfeto também pode estar em forma gasosa, que neste caso, quanto maior a produção de metano, maior também será a quantidade de sulfetos (gasosos) retirados da fase líquida (Chernicharo, 2016).

2.4.3.6 Relação carbono/nitrogênio no processo de digestão anaeróbia

As características dos resíduos utilizados como substrato do processo contribuem positiva ou negativamente para a digestão. No que se referem os micros e macronutrientes essenciais para a vida microbológica, a concentração de carbono, nitrogênio e fósforo são os mais importantes, sendo um dos principais parâmetros de controle, a relação carbono/nitrogênio (C/N) (Siqueira, 2018).

Sugerem-se relações C/N entre 20/1 e 30/1 (Borowski *et al.*, 2014). Zahan *et al.*, (2018) estudando a cama de frango como um dos substratos, obtiveram produção de biogás com relação C/N superior a 20/1. Comumente a codigestão contribui para o equilíbrio da relação, tendo visto que quando a relação C/N é equivalente, a produção de biogás pode se limitar as propriedades lignocelulósicas.

A baixa relação C/N, pode apresentar alto teor de ácidos voláteis que eleva o pH do meio, propiciando a inibição pela presença de amônia, componente capaz de causar a inibição da digestão (Kuczman *et al.*, 2018). Todavia, relações elevadas de C/N, representam excesso de carbono e deficiência de nitrogênio, acarretando a baixa solubilização de proteínas, baixas concentrações de amônia livre e nitrogênio amoniacal total, impactando diretamente na estrutura dos microrganismos e no seu metabolismo, visto que a atividade metabólica dos microrganismos depende de quantidades suficientes de nitrogênio para crescer (Chandra; Takeuchi; Hasegawa, 2012; Mao *et al.*, 2015; Ihoeghian *et al.*, 2022).

Dessa forma, a utilização da codigestão de resíduos, principalmente os provenientes da criação de animais, favorece o equilíbrio da relação C/N ao diluir os componentes tóxicos (Mao *et al.*, 2015).

2.4.3.7 Carga orgânica de alimentação no processo de digestão anaeróbia

A alimentação dos reatores pode ser determinada de acordo com a concentração de matéria orgânica presente nos substratos (sólidos totais ou voláteis, carboidratos ou DQO), e pela quantidade de substrato destinada à alimentação, denominada carga orgânica volumétrica (Inoue, 2013).

Conhecendo a concentração de sólidos voláteis presentes no substrato a ser adicionado no biodigestor, a carga orgânica volumétrica diz respeito a carga orgânica deste substrato em um intervalo de tempo, podendo ser calculada por meio das informações de vazão, concentração de sólidos voláteis, tempo de retenção hidráulica e do volume do reator (Kunz, Steinmetz, Amaral, 2022).

Segundo Zahan *et al.* (2018), observaram menores remoções de sólidos totais, voláteis e de carbono conforme foi aumentada a carga orgânica de alimentação. Todavia, outros parâmetros como pH, ácidos orgânicos voláteis, amônia e nitrogênio, aumentaram e pode ter sido em decorrência do acúmulo de material lignocelulósico nos reatores.

Além disso, segundo Begum *et al.* (2018) e Kunz, Steinmetz e Amaral (2022) o acúmulo de ácidos orgânicos nos reatores pode ser resultante das altas taxas de carga orgânica na alimentação, favorecendo a etapa acidogênica da digestão, ou seja, influenciando diretamente na dinâmica do processo. No entanto, se faz necessário levar em consideração as configurações do reator no que diz respeito a tecnologia empregada, tipo de substrato e o modelo.

2.4.3.8 Tempo de retenção hidráulica e de sólidos no processo de digestão anaeróbia

O tempo de retenção hidráulica (TRH) consiste na permanência do resíduo no reator em contato com a biomassa. Variando conforme o metabolismo microbiano. Por exemplo, os açúcares são compostos simples e facilmente degradados, com TRH baixo. Todavia, os resíduos que contêm compostos orgânicos complexos, possuem uma taxa de degradação mais lenta e consequentemente um TRH maior (Khanal, 2008).

O tempo de retenção de sólidos (TRS) por sua vez, determina a estabilidade dos resíduos, ou seja, controla a biomassa. Quanto mais estável, melhor a tolerância

a choques no sistema ou à toxicidade e maior a permanência das bactérias metanogênicas no reator e um TRS mais longo (Khanal, 2008).

Alguns reatores são mais suscetíveis a falhas por tempos de TRH baixos, pois há o arraste da biomassa. No entanto para TRH maiores, o volume do reator precisa ser maior, encarecendo o projeto. Assim, utiliza-se como reciclo os sólidos decantados do digestato, para manter a biomassa no reator independente do TRH (Khanal, 2008).

Contudo, para reatores CSTR o TRH varia entre 15 e 20 dias, para tanto, ao supor que não há acúmulo de lodo no reator o TRH e TRS podem ser considerados iguais (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

Begum *et al.* (2018) relatam que ao adicionar carga orgânica de alimentação maior, conseqüentemente elevou o TRH, fato este, observado também no estudo de Zuo *et al.* (2013), permitindo assim concluir que, quanto maior for a alimentação no reator, maior será o tempo em que os microrganismos levarão para degradar a matéria orgânica.

2.4.4 Biodigestores, modelos e operação

A configuração adotada para o reator é um dos fatores mais importantes do processo, pois é necessário considerar a relação do tempo de retenção de sólidos e o tempo de retenção hidráulica (TRS/TRH), assim como a qualidade do efluente final (Khanal, 2008).

Os biodigestores podem ser classificados quanto ao modo de alimentação, se continuamente, a biomassa pode ser adicionada de forma constante, em semicontínuo, que a biomassa pode ser adicionada em intervalos e o reator é esvaziado periodicamente e em batelada, em que a biomassa é adicionada uma única vez (Furman *et al.*, 2020; Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

Outra forma de classificação baseia-se na forma de alimentação. A alimentação pode ser laminar, com um fluxo uniforme e paralelo, ou ascendente, onde o fluxo ocorre de baixo para cima, como nos biodigestores UASB. Além disso, pode-se classificar quanto ao sistema de agitação em mistura completa, parcial ou sem mistura (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

Por fim, a concentração de sólidos no reator é outro critério importante a ser observado. Os biodigestores podem ser sólidos (>20%), semissólidos (10 a 15%) e úmida (<10%) (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

2.4.4.1 Biodigestor de lagoa coberta

O biodigestor de lagoa coberta é utilizado comumente para resíduos provenientes da criação de animais, principalmente pelos custos de construção e operação serem baixos e não exigir de muita tecnologia. São tanques escavados, de seção trapezoidal e base retangular, construídos com manta de impermeabilização do solo e cobertos por lona específica de material geossintético. Não possuem sistema de agitação e possuem tempo de retenção hidráulica (TRH) maior que os demais modelos (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

2.4.4.2 Biodigestor CSTR

No processo de operação em modo contínuo, o modelo de reator com tanque de agitação constante, conhecido como CSTR (reator com tanque agitado continuamente) do inglês “*Continuous Stirred Tank Reator*”, pode ser utilizado em vários processos, mas no caso da codigestão de resíduos é o mais recomendado, sendo um dos modelos mais construídos para plantas de produção de biogás de um modo geral. Todavia, recomenda-se para cargas orgânicas volumétricas mais elevadas, variando de 1 a 4 kg_{sv}.m⁻³.d⁻¹, e concentração de sólidos próximo a 10% m.v⁻¹ (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022 e Praveenkumar *et al.*, 2024).

Além disso, Banerjee *et al.*, (2021) reportam que os CSTRs conseguem manter uma estabilidade e regularidade quanto à parâmetros como mistura do substrato, concentração e temperatura.

Segundo Fu e Hu (2016), o tamanho reduzido das partículas do substrato utilizado como fonte de alimentação, aliado à agitação contínua no biodigestor CSTR, favorece o processo de digestão anaeróbia, resultando em um desempenho eficiente. Todavia, a agitação contínua requer um consumo alto de energia em tempo integral.

Para substratos ricos em lignocelulose, como a cama de frango, Nkemka e Murto (2013) sugerem digestão em um sistema de dois estágios para obter o potencial máximo de biogás. No entanto, para uma planta de biogás, tempos de digestão longos não são desejáveis. Assim, o biodigestor CSTR de um estágio torna-se uma preferência para degradar esse tipo de resíduo (Fu e Hu, 2016).

Cabe levar em consideração o tempo de retenção hidráulica (TRH) desse modelo de biodigestor, visto que TRH curtos aumentam a perda de substrato não

digerido e podem levar ao acúmulo de ácidos graxos voláteis, reduzindo assim, a eficiência de degradação (He *et al.*, 2024).

Além disso, operações de longo prazo dos reatores semicontínuos CSTR demonstraram adaptação dos microrganismos ao substrato, evitando a inibição e favorecendo a digestão anaeróbia da celulose e hemicelulose (Fu e Hu, 2016).

2.4.4.3 Biodigestor UASB

Outro modelo de biodigestor frequentemente utilizado para tratamento de resíduos animais é o UASB, do inglês “*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*”. No entanto, este modelo de reator não suporta altas concentrações de sólidos totais, limitando-se a menos de 2%. Todavia, destacam-se algumas características, tais como a estabilidade quanto à variabilidade das características dos substratos utilizados; baixo tempo de retenção hidráulica, fluxo ascendente do afluente e permitem altas cargas orgânicas (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

Destacam-se também outros modelos de reatores como, o ASBR (*Anaerobic Sequential Batch Reactor*) e o AnSBBR (*Anaerobic Sequential Batch Biofilm Reactor*), pois permitem controle dos efluentes, estabilidade, menor tempo de partida e flexibilidade na operação do processo. A diferença consiste que o ASBR pode ter biomassa suspensa, enquanto o AnSBBR a biomassa é imobilizada em suporte inerte (Siqueira, 2018).

Independente do modelo ou modo de operação, a escolha baseia-se nas características da localidade e dos substratos a serem utilizados.

2.4.4.4 Recirculação do efluente

Em alguns experimentos de laboratório, observou-se que a aplicação de taxas de recirculação de lodo com dez vezes mais que a vazão afluente, resultou em uma melhoria na eficiência do processo. No entanto, quando a taxa de recirculação é elevada, pode provocar a elevação das velocidades superficiais, havendo uma perda de biomassa (Chernicharo, 2016).

Para iniciar o processo, recomenda-se uma velocidade de recirculação baixa, na ordem de 0,4 m³/h, favorecendo o controle do pH. À medida que o reator se

estabiliza, sugere-se um aumento progressivo da velocidade até 1,0 m³/h, minimizando a perda de sólidos no efluente (Chernicharo, 2016).

2.4.5 Carga orgânica volumétrica

A carga orgânica volumétrica refere-se à quantidade de substrato adicionado a um reator em um determinado período. Este parâmetro é essencial para o planejamento de plantas de biogás, pois contribui para a melhoria da eficiência na produção de biogás (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

Além disso, a COV permite avaliar a dinâmica da digestão anaeróbia, influenciando diretamente a estabilidade do processo, crescimento dos microrganismos e o acúmulo de ácidos orgânicos voláteis. Uma carga orgânica volumétrica adequada proporciona estabilidade e crescimento dos microrganismos. Caso contrário, variações muito baixas ou muito altas de COV podem resultar em baixa atividade biológica ou acúmulo excessivo de ácidos. Este parâmetro está diretamente relacionado ao substrato utilizado, ao modelo de biodigestor e à tecnologia aplicada (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

Fu e Hu (2016) investigaram um reator CSTR utilizando como substrato o dejetos suíno, observaram que, ao aumentar a COV de 1,5 gSV/L.d para 3,0 gSV/L.d, não houve aumento substancial na produção de biogás, indicando que a capacidade máxima de produção já havia sido alcançada com COVs menores (TABELA 7). Além disso, os rendimentos de metano permaneceram acima de 70% para todas as COVs, demonstrando a eficiência e estabilidade do processo mesmo com variações na carga orgânica.

Shehu *et al.*, (2014) reportaram volumes maiores de produção de biogás ao utilizar resíduos de alimentos como substrato em um reator CSTR. Além disso, a produção de biogás aumentava com a elevação da COV. Em contrapartida, ao utilizar resíduos sólidos urbanos, a produção de biogás foi inferior, não aumentando com a elevação da COV, sugerindo menor eficiência para esse tipo de resíduo.

TABELA 7 – PRODUÇÕES DE BIOGÁS EM DIFERENTES CARGAS ORGÂNICAS VOLUMÉTRICAS

Autor	Resíduo	Reator	COV (KgSV/L.d)	Produção de biogás (mL _N .g.SV ⁻¹)
Fu e Hu (2016)	Palha de Colza	CSTR	1,50	140,00
			2,00	150,00
			2,50	155,00
			3,00	160,00
Shehu <i>et al.</i> , (2014)	Alimentos	CSTR	2,00	420,00
			3,00	440,00
	Resíduos sólidos urbanos	CSTR	2,00	330,00
			3,00	240,00
Molinuevo-Salces <i>et al.</i> , (2012).	Suínos (50%)+ vegetais (50%)	CSTR	0,48	277,00
			0,59	285,00
Somsila <i>et al.</i> (2021)	Suínos + resíduos alimentares	CSTR	1,50	140,00
			3,00	160,00
			4,50	441,30
Huang <i>et al.</i> (2023)	Cama de frango + palha de milho	CSTR	2,00	333,00

Fonte: O autor (2024).

Molinuevo-Salces *et al.*, (2012) investigaram a codigestão de resíduos de suinocultura e vegetais e foi observado que com COVs relativamente baixas (0,48 e 0,59 KgSV/L.d), a produção de biogás foi eficiente, sugerindo que a codigestão de diferentes tipos de resíduos pode ser uma estratégia eficaz para otimizar a produção de biogás.

Dentre os dados de codigestão encontrados, Somsila *et al.* (2021), reportaram o maior volume de produção de biogás em uma COV de 4,50 KgSV/L.d, atingindo 441,30 mL_N.g.SV⁻¹ ao utilizar suínos e resíduos alimentares como substrato, sugerindo que altas COVs podem ser vantajosas.

Huang *et al.* (2023) estudaram a digestão anaeróbia de uma mistura de cama de frango e palha de milho, observando uma COV de 2,00 KgSV/L.d, resultou em uma produção de biogás de 330,00 mL_N.g.SV⁻¹. Ahlberg-Eliasson *et al.* (2017) analisaram a digestão de esterco de suínos em diferentes COVs e observaram que o aumento da COV de 2,50 para 3,00 kgSV/L.d aumentou a produção de biogás de 230,00 para 250,00 mL_N.g.SV⁻¹, demonstrando que a COV pode melhorar a produção de biogás até certo ponto, além do qual os ganhos foram mínimos.

Dalkılıç e Ugurlu (2015), ao avaliar a digestão anaeróbia de esterco de frango em um reator CSTR, verificaram que o aumento da COV de 1,60 para 4,80 kgSV/L.d resultou em um aumento significativo na produção de biogás, de 210,00 para 410,00 mL_N.g.SV⁻¹. Isso sugere que substratos como o esterco de frango podem suportar COVs elevadas sem perda significativa de eficiência. De forma semelhante, Kougiyas

et al. (2014) estudaram a codigestão de resíduos de moinho de azeite e dejetos suínos, observando que a produção de biogás aumentou de 300,00 para 350,00 mL_N.g.SV⁻¹ ao elevar a COV de 2,00 para 3,00 kgSV/L.d, destacando os benefícios da codigestão com COVs adequadas.

Li *et al.* (2019) exploraram a adição de biochar na digestão anaeróbia de lodo de esgoto e notaram que uma COV de 2,00 kgSV/L.d resultou em uma produção de biogás de 310,00 mL_N.g.SV⁻¹, resultado semelhante para mesma COV no estudo de Kougias *et al.* (2014), mencionado anteriormente. Moestedt *et al.* (2016) relataram que a digestão de subprodutos de destilaria em uma COV de 3,00 kgSV/L.d resultou em uma produção de biogás de 270,00 mL_N.g.SV⁻¹, destacando a importância de gerenciar as COVs para evitar a inibição por amônia.

Por fim, Moset *et al.* (2015) investigaram a digestão anaeróbia de efluentes suínos combinados com fração fibrosa, observando que a produção de biogás aumentou de 250,00 para 280,00 mL_N.g.SV⁻¹ ao elevar a COV de 2,00 para 3,50 kgSV/L.d. Esses estudos reforçam a importância de ajustar a COV de acordo com o tipo de substrato e as condições do reator para maximizar a eficiência da digestão anaeróbia.

2.4.6 Composição do biogás

Segundo Chernicharo (2016), Chasnyk, Solowski e Shkarupa (2015), Wellinger, Murphy e Baxter (2013) e Deublein & Steinhauser (2008), o biogás tem em sua composição 50 a 70% de metano (CH₄), 20 a 40% de dióxido de carbono (CO₂) e traços de outros gases.

Sendo o metano o componente de maior interesse, a remoção dos outros gases se faz necessária. Para tanto, métodos diferentes são empregados, como no caso do CO₂ podendo ser removido por meio da lavagem do gás por reagentes químicos e/ou mais usualmente pela água (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

A composição do biogás pode variar de acordo com a fonte de alimentação utilizada, conforme observado na TABELA 8.

Gases encontrados em menores concentrações como o H₂S (sulfeto de hidrogênio), podem causar corrosões nos equipamentos e tubulações e precisam ser removidos. Neste caso, recomenda-se o limite máximo de 0,05% deste composto por volume produzido e podem ter sua produção minimizada durante o processo de

digestão por meio de dessulfurização (Deublein; Steinhauser, 2008; Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

TABELA 8 – COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS PROVENIENTE DE OUTRAS FONTES DE SUBSTRATO

Autor	Fonte	Composição			H ₂ S (ppm)
		CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	Outros (%)	
Tápparo <i>et al.</i> , (2021)	Suínos - sólidos	54,00 ± 10,00	-	-	-
	Suínos - lodo	59,00 ± 14,00	-	-	-
	Suínos – sobrenadante	57,00 ± 10,00	-	-	-
Ounnar, Benhabyles e Igoud (2012)	Bovinos	65,35	32,26	1,11	-
Ismail <i>et al.</i> , (2013)	Bovinos	52,00 – 55,00	-	-	-
Omar <i>et al.</i> , (2009)	Bovinos	65,00	14 - 19	-	1.500-1.800

FONTE: O autor (2022).

Outro componente presente no biogás trata-se da umidade, estimada em 6%, podendo causar corrosões nos motogeradores e danificar as células alcalinas de combustível, uma das formas mais usuais de remoção se dá por meio da separação física da água por condensadores (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022).

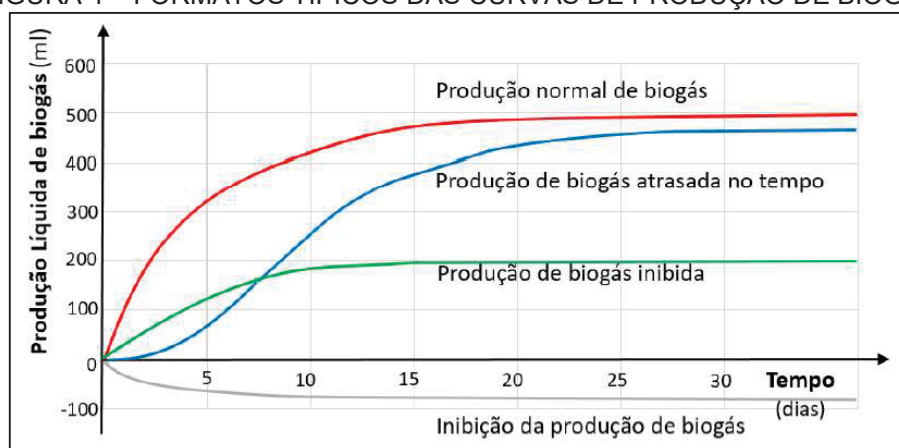
Por fim, outros componentes como os siloxanos atuam como abrasivos e danificam os motogeradores, tendo como limite máximo de 50 mg.m⁻³ (Deublein; Steinhauser, 2008).

2.4.7 Teste do potencial bioquímico de metano

A partir da norma alemã VDI 4630 (2016) pode-se realizar testes em batelada, conhecidos como teste do potencial bioquímico de metano (BMP), que fornecem informações sobre a degradabilidade biológica anaeróbia de determinado substrato, capacidade de produção de biogás, além de avaliar a velocidade de degradação deste substrato, bem como se há algum efeito inibitório em um determinado intervalo de tempo (Amaral, 2017).

A partir dos testes, é possível determinar a produção de biogás e o rendimento de metano. O processo de digestão anaeróbia pode apresentar diferentes curvas de produção acumulada de biogás, conforme a FIGURA 4.

FIGURA 4 – FORMATOS TÍPICOS DAS CURVAS DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS



FONTE: elaborado por Lima (2016), adaptado de DIN 38414-8 (1985) e VDI 4630 (2016).

As diferenças de comportamento das curvas de produção são, principalmente, provenientes das características dos substratos utilizados. Os substratos com substâncias facilmente degradáveis, normalmente, apresentam produção normal de biogás, representado pela linha vermelha na FIGURA 4. Todavia, algumas características como a presença de material lignocelulósico podem promover o retardamento na produção de biogás (linha azul da FIGURA 4). Além disso, outros problemas como, mudanças bruscas de pH e produção elevada de amônia e ácidos orgânicos voláteis, podem causar a inibição do processo e, conseqüentemente, da produção de biogás (linha verde da FIGURA 4) (VDI 4630, 2016).

Ainda, a norma sugere que a quantidade de substrato utilizado não exceda a quantidade de inóculo, sendo a razão substrato/inóculo inferior ou igual a 0,5. Além disso, a fim de garantir que o inóculo utilizado possua atividade biológica adequada para os testes em batelada, sugere-se utilizar o controle positivo, por meio da celulose microcristalina que produz biogás entre 740 mL_N/gSV_{adic.} e 750 mL_N/gSV_{adic.}. Atingindo 80% desse volume, considera-se uma atividade biológica adequada para a realização dos testes BMP.

2.4.8 Potencial de produção de biogás

O potencial de produção do biogás depende diretamente das características dos substratos utilizados, da composição e das condições operacionais do reator (Zahan *et al.*, 2018), a exemplo, são as produções de biogás encontradas por diferentes autores na TABELA 9.

TABELA 9 – PRODUÇÃO DE BIOGÁS PARA DIFERENTES SUBSTRATOS

Autor	Substrato	Unidade	Produção de biogás
Silva (2020)	Aves	mL _N /g.SV	625,64 ± 55,73
Paranhos <i>et al.</i> , (2020)	Aves	mL _N /g.SV	262,60
Zahan <i>et al.</i> , (2018)	Aves	mL _N /g.SV	181,30 ± 9,80
Marchioro (2017)	Aves	mL _N /g.SV	182,77
Kafle e Chen (2016)	Aves	mL _N /g.SV	425,00 ± 17,00
Avcioglu e Turker (2012)	Aves	mL _N /g.SV	300,00 – 800,00
Santos (2004)	Aves	mL _N /g.SV	180,00 – 240,00
Ismail <i>et al.</i> , (2013)	Bovinos	mL _N /g.SV	340,00 – 290,00
Omar <i>et al.</i> , (2009)	Bovinos	mL _N /g.SV	207,00
			423,60
Mainardis <i>et al.</i> , (2019)	Soro de Leite	mL _N /g.SV	429,70
			437,30
Zahedj <i>et al.</i> , (2022)	Suíños	mL _N /g.SV	380,00
Sanchez <i>et al.</i> , (2005)	Suíños	mL _N /g.SV	495,00 ± 20,00

FONTE: O autor (2022).

2.5 MODELO MATEMÁTICO PARA DIGESTÃO ANAERÓBIA

A modelagem matemática no processo de digestão anaeróbia é uma ferramenta que permite dimensionar e aperfeiçoar o processo, tornando os reatores mais eficientes. No entanto, o nível de complexidade de todas as reações e a diversidade de microrganismos envolvidos no processo, bem como os diferentes tipos de substratos utilizados, impedem uma representação totalmente precisa por meio dos modelos existentes (Balmant, 2009; Queen 2006; Patza, 2006; Pinto, 2006; Rodriguez, 2003).

Nesse contexto, a cinética da produção de metano e biogás ao longo do tempo pode ser utilizada para analisar a biodegradabilidade da matéria orgânica. Para isso, são aplicados modelos convencionais utilizados comumente para monodigestão como o de primeira ordem e o de Gompertz modificado (Panigrahi *et al.*, 2020, Pan *et al.*, 2019).

Com base nisso, é possível determinar parâmetros que permitem comparar a atividade, compatibilidade e adaptabilidade dos inóculos em diferentes proporções de codigestão de resíduos. Entre os parâmetros, destacam-se a constante de taxa do modelo de primeira ordem e a fase de latência obtida pelo modelo de Gompertz modificado (Karki *et al.*, 2021).

2.5.1 Modelo de Gompertz modificado

O modelo de Gompertz modificado foi inicialmente utilizado para prever o crescimento de órgãos e mortalidade humana. No entanto, após uma modificação realizada por Gibson *et al.* (1987), foi possível descrever a densidade celular durante o crescimento bacteriano em termos de duração da fase de latência e taxa de crescimento exponencial.

Esse modelo foi escolhido pela sua capacidade de descrever com precisão a fase de crescimento da produção de biogás, especialmente em sistemas em que a produção inicial pode ser lenta devido à fase lag dos microrganismos. Ao assumir que a taxa de produção de metano corresponde à taxa de crescimento específica das bactérias metanogênicas em um reator batelada, o modelo demonstrou ser uma boa simulação da acumulação de metano.

Essa abordagem foi validada por meio de um modelo empírico de regressão não linear, conforme apresentado por Lay *et al.* (1998).

2.6 CONCLUSÃO DA REVISÃO DE LITERATURA

A necessidade de diversificar a matriz energética do país visando utilizar biocombustíveis como fonte renovável de energia, torna-se cada vez mais atraente do ponto de vista ambiental e econômico.

Os resíduos agropecuários, como dejetos suínos, cama de frango e soro de leite, possuem potencial para a produção de biogás por meio da digestão anaeróbia. A codigestão desses resíduos pode melhorar a eficiência e a estabilidade do processo, resultando em maior produção de biogás e rendimento de metano. Apesar da complexidade do processo de digestão anaeróbia, o modelo de Gompertz modificado pode ajudar a otimizar e tornar o processo mais eficiente.

Dessa forma, a pesquisa propõe a análise das características físico-químicas desses resíduos e a realização de testes de potencial bioquímico de metano para determinar a máxima produção de biogás e rendimento de metano. Sendo esses resultados, importantes para a tomada de decisões sobre a operação de reatores, otimizando o processo e identificando fatores inibitórios. A digestão anaeróbia não apenas trata os resíduos, mas também contribui para a sustentabilidade energética e

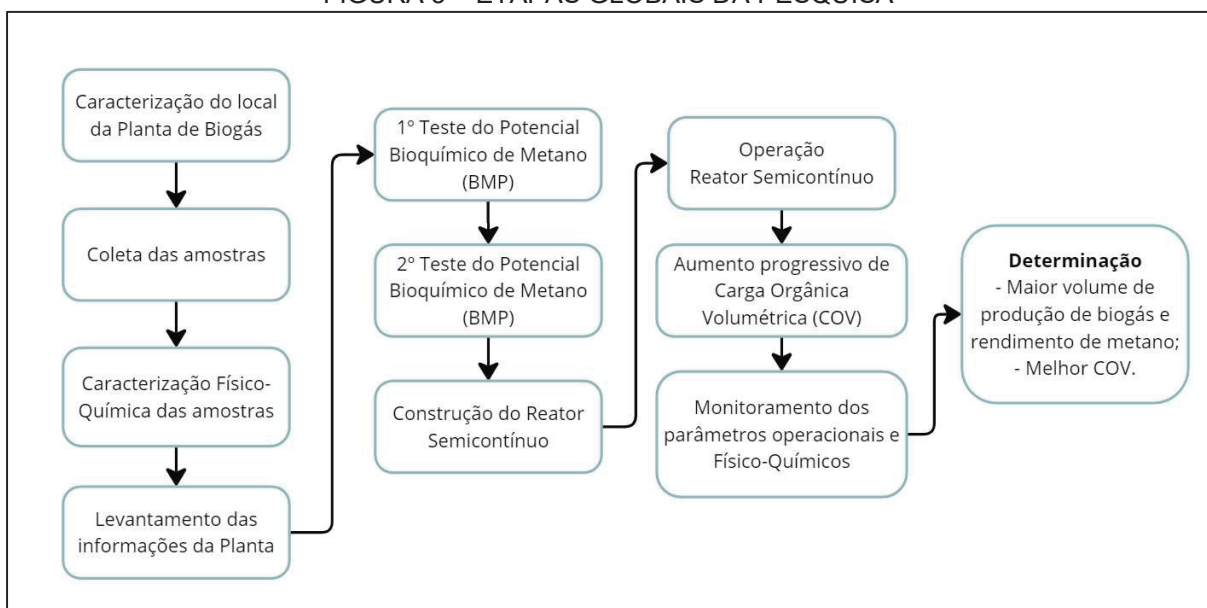
a redução das emissões de gases de efeito estufa, alinhando-se aos objetivos ambientais e econômicos.

3 MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo, são apresentadas as metodologias utilizadas para a realização das coletas, das análises de caracterização físico-química, dos testes de potencial bioquímico de metano (BMP), da determinação da composição do biogás, dos ajustes dos dados cinéticos de produção ao modelo de Gompertz Modificado, da análise estatística dos BMP, da construção e monitoramento do reator de 20L em escala piloto para operar em regime semicontínuo e, por fim, as conclusões.

Para facilitar o entendimento das etapas do projeto, foram elaborados três fluxogramas. O primeiro (FIGURA 5) apresenta uma visão geral da pesquisa, com as informações do local de coleta das amostras, caracterização das amostras por meio das análises físico-químicas, os testes do potencial bioquímico de metano (BMP), construção do reator semicontínuo, operação e aumento progressivo da Carga Orgânica Volumétrica de alimentação, melhorias e conclusões dos experimentos.

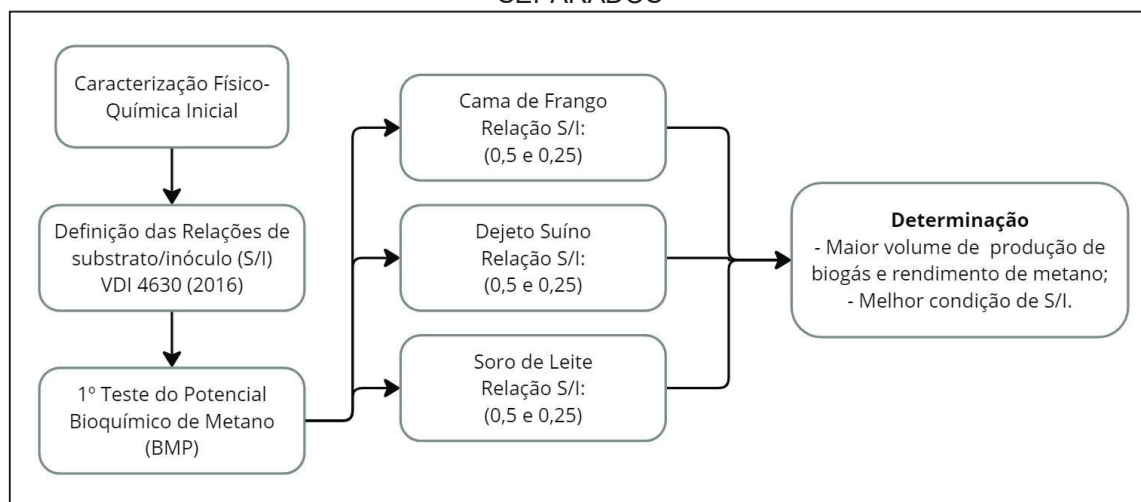
FIGURA 5 – ETAPAS GLOBAIS DA PESQUISA



FONTE: O autor (2024).

Em maior detalhe, o projeto iniciou com a avaliação do Potencial Bioquímico de Metano (BMP) dos resíduos de forma individual, utilizando duas razões de substrato/inóculo diferentes (0,5 e 0,25), conforme a FIGURA 6.

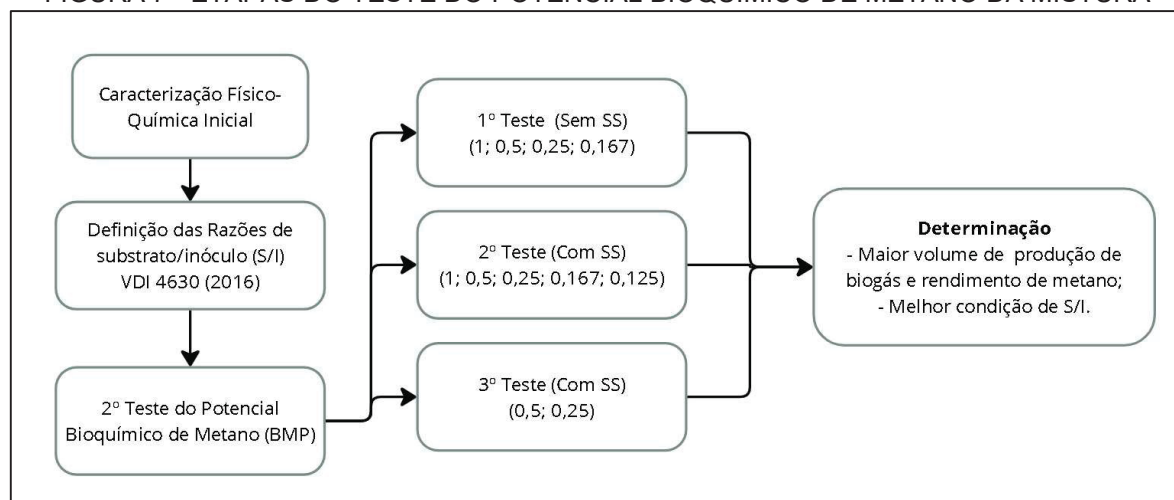
FIGURA 6 – ETAPAS DO TESTE DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO DOS RESÍDUOS SEPARADOS



FONTE: O autor (2024).

Sequencialmente, foi realizado o teste do potencial bioquímico de metano da mistura dos resíduos da cama de frango, dejeto suíno e soro de leite. Este teste foi conduzido em duas condições distintas. Na primeira condição, denominada 1º Teste (Sem SS), foi utilizada uma mistura preparada em laboratório com as frações dos resíduos *in natura*, sem separação das frações sólidas-líquidas, conforme FIGURA 7.

FIGURA 7 - ETAPAS DO TESTE DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO DA MISTURA



FONTE: O autor (2024).

A segunda condição envolveu uma mistura coletada na planta de produção de biogás, composta por cama de frango dos aviários localizados nesta mesma propriedade, dejeto suíno de suinocultores da região e soro de leite de um laticínio da cidade de Boa Esperança do Iguaçu. Essa mistura foi preparada na propriedade e usada como substrato de alimentação do biodigestor em escala real. Nesta segunda

condição, a mistura passou pelo processo de separação da fração sólida, sendo apenas a fração líquida destinada à alimentação do biodigestor.

Foram estudados três cenários principais:

- 1º Teste Sem SS: realizado nas razões de substrato/inóculo de 1; 0,5; 0,25; 0,167;
- 2º Teste Com SS: realizado nas razões de substrato/inóculo de 1; 0,5; 0,25; 0,167; 0,125;
- 3º Teste Com SS: realizado após nova coleta do material na planta, nas razões de substrato/inóculo de 0,5; 0,25.

Optou-se por repetir as duas razões intermediárias do 2º teste, no 3º, por se tratar de coletas em datas distintas. Concluído os testes, a etapa final consistiu na construção e monitoramento do reator semicontínuo, bem como o aumento progressivo das cargas orgânicas volumétricas de alimentação.

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA PLANTA DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS

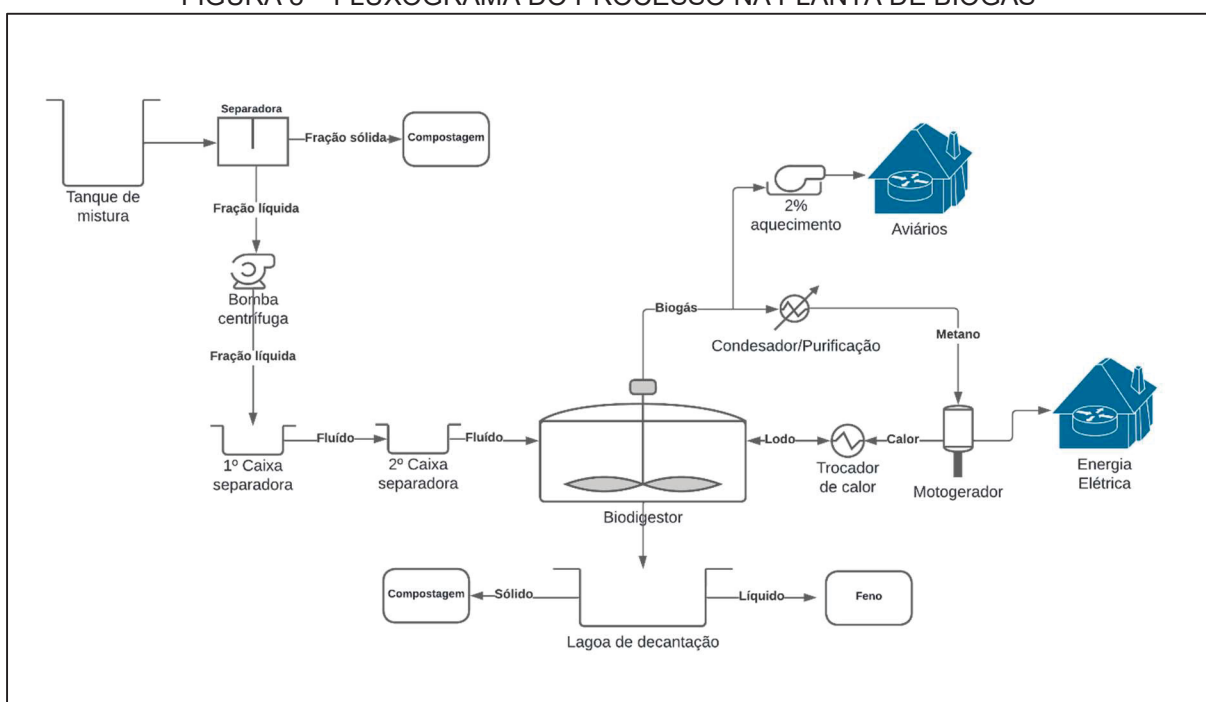
As coletas dos substratos foram realizadas em uma propriedade rural, situada no Município de Boa Esperança do Iguaçu, no Sudoeste do Estado do Paraná, onde está em funcionamento desde 2018 uma Planta de Produção de Biogás.

O biodigestor adotado é do modelo mistura completa, com geometria cônica e recebe alimentação duas vezes ao dia (FIGURA 8). Inicialmente, a alimentação consistia em uma mistura de água e cama de frango. Posteriormente, passou a ser alimentado com 3,4 m³ de cama de frango (maravalha), 36 a 40 m³ de dejetos suíno (material com características distintas recebido de diversos produtores) e 12 a 14 m³ de efluente de laticínio, especificamente soro do leite, permanecendo assim até meados de 2023.

A partir de 2024, a alimentação passou a ser composta somente pela mistura de cama de frango e soro de leite, sem padronização dos volumes adicionados. Os resíduos são recebidos diariamente, misturados em um tanque e mantidos sob agitação controlada por cerca de 30 minutos. Em seguida, bombeia-se a mistura para o módulo que realiza a separação das frações. Direciona-se a parte sólida para um barracão com cobertura e aberto nas laterais, para o processo de compostagem. Enquanto a fração líquida, direciona-se ao biodigestor.

O biodigestor possui uma capacidade total de 1.560 m³ e um tempo de retenção hidráulica de aproximadamente 32 dias. Equipado com um agitador mecânico e um sistema de aquecimento por trocador de calor externo, que utiliza o calor do radiador do motogerador para elevar a temperatura do efluente por meio de um sistema de contrafluxo de fluidos (água x efluente). A temperatura pode variar entre 20 e 35 °C, dependendo das condições ambientais externas. Durante os meses de inverno, a temperatura interna do biodigestor diminui e, conseqüentemente, reduz a atividade microbológica e a produção de biogás.

FIGURA 8 – FLUXOGRAMA DO PROCESSO NA PLANTA DE BIOGÁS



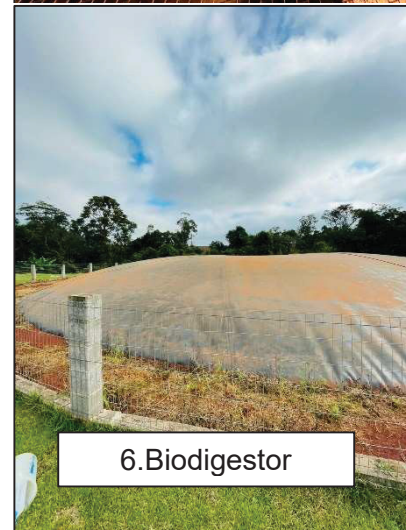
FONTE: O autor (2024).

Segundo o produtor, a produção diária de biogás varia entre 1.400 e 1.750 m³. O biogás gerado na propriedade, apresenta, em média, 64% de metano. Desse total, 2% são utilizados para o aquecimento dos aviários da propriedade como fonte de energia térmica, enquanto o restante é destinado ao grupo motogerador para a produção de energia elétrica e distribuição na rede (FIGURA 9).

Para o tratamento do biogás, a planta conta com o sistema de dessulfurização biológica ou microaeração controlada, que consiste em injetar O₂ no espaço destinado a armazenamento e coleta de biogás (*Headspace*) no reator, com o objetivo de minimizar a produção de H₂S, ocupando 3% do “*headspace*”. Além disso, para remover a umidade presente no biogás, utiliza-se do método da condensação,

conhecido por secador. Em seguida, há um filtro de carvão ativado para a remoção de H_2S . Por fim, o digestato, que é o subproduto do processo de digestão anaeróbia, destina-se para uma lagoa de decantação. Posteriormente, é utilizado como fonte de nutrientes para a propriedade no cultivo agrícola de feno e aveia.

FIGURA 9 – SEQUÊNCIA DAS ETAPAS NA PLANTA DE BIOGÁS



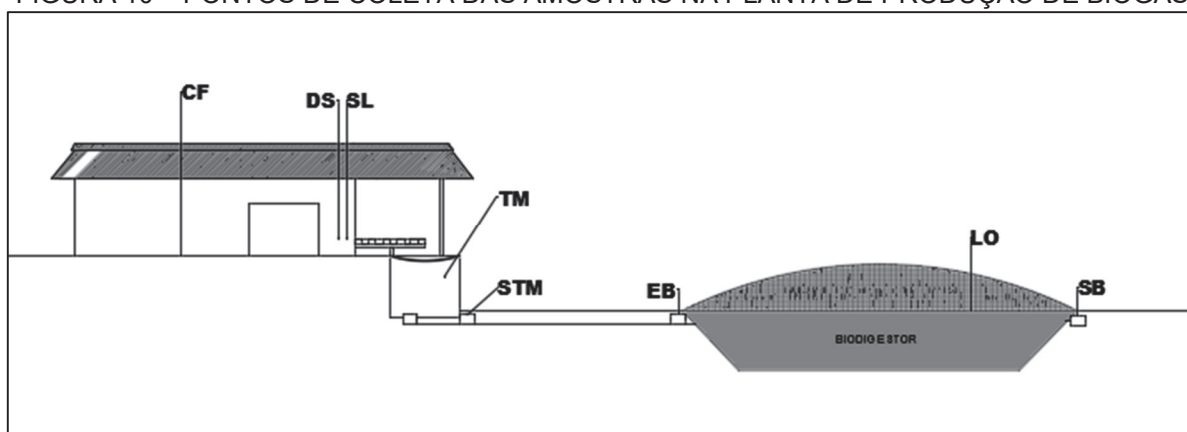
FONTE: O autor (2024).

3.2 AMOSTRAGEM NA PLANTA DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS

Os substratos foram coletados conforme a disponibilidade em visitar a planta de produção de biogás. Assim, ao longo de quatro anos (2020-2024), foram realizadas quatro coletas.

As amostras foram coletadas em pontos diferentes na planta durante o processo de preparação e alimentação do biodigestor. Os pontos de coleta foram os seguintes: Cama de Frango (CF), Dejetos Suínos (DS), Soro de Leite (SL), Tanque de mistura (TM), Saída do Tanque de Mistura (STM), Entrada do Biodigestor (EB), Lodo (LO) e Saída do Biodigestor (SB). Os pontos podem ser observados no desenho esquemático da FIGURA 10.

FIGURA 10 – PONTOS DE COLETA DAS AMOSTRAS NA PLANTA DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS



FONTE: O autor (2021).

O produtor utiliza o barracão próximo ao biodigestor (FIGURA 10) para armazenar a cama de frango. Quanto ao dejetos suínos e ao soro de leite, estes são coletados diariamente de produtores e laticínios locais, por meio de caminhões-tanque e transportados até a propriedade.

O processo de coleta das amostras seguiu o seguinte procedimento: os três resíduos foram coletados individualmente no período da manhã e, em seguida, combinados no tanque de mistura. Após a separação das frações, foram realizadas as coletas na saída do tanque de mistura e na caixa de decantação primária. Em seguida, amostras foram retiradas da caixa de decantação secundária, localizada na entrada do biodigestor, do lodo e, por fim, na saída do biodigestor, sendo a amostra do digestato.

Os volumes e as massas das coletas variaram de acordo com as amostras, como indicado na TABELA 10.

TABELA 10 - VOLUME E PESO DAS AMOSTRAS COLETADAS

1ª Coleta – 04-03-2021		2ª Coleta – 16-10-2021
Amostra	Quantidade aproximada	Quantidade aproximada
CF	500 g	500 g
DS	1 L	5 L
SL	1 L	1 L
TM	1 L	1 L
STM	1 L	1 L
EB	1 L	1 L
LO	2 L	2 L
SB	1 L	1 L
3ª Coleta – 12-05-2022		4ª Coleta – 07-03-2024
Amostra	Quantidade aproximada	Quantidade aproximada
CF	500 g	*
DS	*	*
SL	*	*
TM	1 L	*
STM	1 L	*
EB	5 L	50 L
LO	2 L	*
SB	1 L	*

* Não coletado

FONTE: O autor (2024).

As variações nos volumes/massas coletados ocorreram em função da disponibilidade das amostras na planta, pela logística de transporte e pela demanda para usar nos experimentos.

Durante as coletas, foram realizadas as medições de pH e temperatura das amostras sólidas e líquidas. Por questões de logística, as amostras foram transportadas congeladas e, posteriormente, armazenadas em freezer a uma temperatura de -20°C até o momento da realização das análises.

3.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

As análises físico-químicas foram realizadas em parceria com a Universidade Estadual de Maringá, especificamente no Departamento de Engenharia Química no Laboratório de Processos e Separação II.

Os parâmetros analisados foram: temperatura, pH, sólidos totais, voláteis e fixos, carbono total, alcalinidade, ácidos voláteis, nitrogênio total, produção e composição do biogás (TABELA 11).

TABELA 11 – PARAMETROS ANALISADOS, METODOLOGIA E REFERÊNCIA

Análise	Metodologia	Referência
Temperatura	Termômetro Portátil	-
pH	Potenciométrico	-
Sólidos Totais	Gravimétrico	DIN EN 12880 (105 °C)
COT	Gravimétrico	DIN EN 1484 (H3)
Nitrogênio Kjeldahl (NTK), nitrogênio orgânico e amoniacal	Titulométrico	DIN EN 25663 (H11) (águas residuárias e lodo) DIN ISO 11261 (substrato contendo sólidos)
Alcalinidade, ácidos orgânicos voláteis	Volumétrico	FORESTI <i>et al.</i> , (2005)
Biogás	Cromatografia em fase gasosa - Trace CG Ultra, <i>Thermo Scientific</i> – Colunas TCD e FPD	DIETZ (1967)

FONTE: O autor (2024).

3.4 METODOLOGIA PARA O INÓCULO

O inóculo, em atividade desde 2019, foi preparado em um frasco de fermentação de 18 litros. Esse inóculo foi obtido pela mistura de lodo proveniente de um biodigestor em escala real, cuja composição de interesse foram as bactérias anaeróbias, dejetos suíno provenientes da água de lavagem das baias e os efluentes gerados da produção de bovinocultura. O inóculo foi alimentado com cama de frango e dejetos suíno, seguindo a relação de substrato/inóculo menor ou igual a 0,5, conforme recomendação da VDI 4630 (2016), baseado nos sólidos voláteis do inóculo e do substrato adicionado nas alimentações.

Diversos critérios foram seguidos na montagem e manutenção do reator, incluindo a carga orgânica de alimentação, ajustada com base na redução de sólidos voláteis ao longo dos dias e a manutenção de 70% do volume útil, assegurando o espaço livre (*headspace*) de 30% para a formação e armazenamento de gases.

A partir do segundo semestre de 2021, passou-se a adicionar lodo de um biodigestor alimentado com dejetos suíno disponibilizado pela Universidade Estadual de Londrina (UEL), além da amostra da entrada do biodigestor da planta em estudo. As alimentações ocorreram em intervalos de 15 a 20 dias, seguindo a recomendação da VDI 4630 (2016), baseado nos sólidos voláteis do inóculo e do substrato.

O objetivo da produção deste inóculo foi obter material contendo microrganismos anaeróbios em condições controladas. Posteriormente, esse inóculo foi utilizado para realizar testes de potencial bioquímico de metano com os substratos

coletados na planta, além de compor parte do material de partida do reator semicontínuo.

3.5 TESTE DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO

Os testes do potencial bioquímico de metano (BMP) foram realizados para determinar e avaliar a produção de metano dos diferentes substratos coletados, seguindo algumas metodologias estabelecidas na VDI 4630 (2016) e no estudo elaborado por Holliger *et al.* (2016).

Dessa maneira, foi realizado o primeiro teste de Potencial Bioquímico de Metano (BMP) como teste inicial para avaliar o comportamento e a produção de biogás a partir dos substratos coletados na planta.

3.5.1 Teste do potencial bioquímico de metano de cada resíduo

No primeiro teste foram estudados os resíduos de maneira separada, ou seja, realizou-se a digestão do dejetos suíno (DS), soro de leite (SL), cama de frango (CF) em duas razões S/I distintas, todos em quadruplicada, conforme TABELA 12, em conformidade com as diretrizes da VDI 4630 (2016), que recomendam relações de S/I menores ou iguais a 0,5.

Foram utilizados frascos âmbar de 250 mL, respeitando 30% de *Headspace*. Completou-se o volume faltante com água destilada e foi realizada a lavagem com N₂ para criar um ambiente anaeróbio.

TABELA 12 - COMPOSIÇÃO E PROPORÇÃO DAS MASSAS DOS SUBSTRATOS, INÓCULO E CELULOSE NA SÉRIE DE REATORES PARA O ENSAIO DE BMP

ID	Razão	Inóculo		Amostra	
		mL	g _{sv}	mL	g _{sv}
Inóculo	0	140	1,33	-	-
S1	0,50	140	1,33	35	0,54
S2	0,25	140	1,33	17	0,26
DS1	0,50	140	1,33	35	0,62
DS2	0,25	140	1,33	20	0,35
ID	Razão	Inóculo		Celulose	
		mL	g _{sv}	g	g _{sv}
Celulose	0,50	140	1,01	1,05	1,04
CF1	0,50	140	1,33	1,00	0,68
CF2	0,25	140	1,33	0,50	0,34

FONTE: O autor (2023).

Nesse teste, a duração (dias) diferiu para cada resíduo, seguindo a recomendação da produção diária apresentar volume inferior a 1% do total acumulado (VDI 4630 2016) conforme a TABELA 13.

TABELA 13 – MISTURA ESTUDADA E DURAÇÃO EM DIAS DO EXPERIMENTO PARA O ENSAIO TRÊS

Amostra	Duração (dias)
Inóculo e Celulose	50
S1	40
S2	39
DS1	41
DS2	41
CF1	37
CF2	35

FONTE: O autor (2023).

3.5.2 Teste do potencial bioquímico de metano da mistura

Esse teste pode ser dividido em três partes, sendo: a primeira a mistura dos três resíduos, cama de frango, dejetos suíno e soro de leite, realizada em laboratório sem a separação da fração sólida denominada 1º teste (Sem SS); a segunda mistura trata-se da amostra coletada na planta de biogás que alimenta o biodigestor, denominada de entrada do biodigestor, composta por cama de frango, dejetos suíno e soro de leite, com a separação da fração sólida, denominada como 2º teste (Com SS); e a terceira mistura, composta de cama de frango, dejetos suíno e soro de leite, com a separação da fração sólida, também coletada na planta de biogás, sendo o substrato de alimentação do reator, denominada como 3º teste (Com SS).

3.5.2.1 1º Teste (Sem SS)

Estabeleceu-se a condição de volume de inóculo de 150 mL, cuja concentração de sólidos voláteis foi de 3,06 g. Os 25 mL faltantes foram completados com as amostras dos resíduos individualmente coletados na planta de biogás (cama de frango, dejetos suíno e soro de leite), *in natura*.

Para determinar os volumes de cada resíduo adicionado na mistura, respeitou-se as relações de S/I sugeridas pela VDI 4630 (2016), e utilizou-se o *Software Microsoft Excel* que disponibiliza de um suplemento denominado *Solver*, que utiliza o método *Simplex* para problemas de programação linear, onde a função objetivo e as restrições são todas lineares. Este método explora os vértices do

conjunto de soluções viáveis, movendo-se de um vértice a outro adjacente que melhora a função objetivo, até que uma solução ótima seja encontrada ou que o problema se mostre ilimitado.

A cama de frango por ser material sólido, foi padronizada da unidade de porcentagem para g/L. Para tanto, foi utilizada a conversão a partir da densidade, resultando em 0,44 g/L. Deste modo, as massas de cada substrato em combinação com o inóculo podem ser observadas na TABELA 14.

TABELA 14– PROPORÇÃO DAS MASSAS DOS RESÍDUOS PARA O PRIMEIRO TESTE, COMPONDO A MISTURA SEM A SEPARAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA

Razão Substrato/Inóculo	Inóculo		Soro de Leite		Dejeto Suíno		Cama de Frango	
	mL	gsv	mL	gsv	mL	gsv	g	gsv
0	150	3,06	-	-	-	-	-	-
1	150	3,06	2,90	0,04	3,10	0,04	13,90	2,96
0,5	150	3,06	6,50	0,09	7,10	0,09	6,30	1,34
0,25	150	3,06	8,40	0,11	9,10	0,11	2,50	0,53
0,16	150	3,06	9,00	0,12	9,70	0,12	1,25	0,27
Razão Substrato/Inóculo	Inóculo		Celulose					
	(mL)	gsv	(g)		gsv			
1	150	3,06	3,2784		3,2777			

FONTE: O autor (2022).

Para algumas relações, completou-se o volume faltante dos 25 mL destinados a mistura dos substratos, com água destilada. Além disso, foi realizada a lavagem com N₂ para criar um ambiente anaeróbio. As relações de S/I foram realizadas em quadruplicada, enquanto o branco e a celulose em triplicata.

O experimento teve duração total de 49 dias, variando de acordo com a produção de cada mistura, conforme TABELA 15. Optou-se por dividir as análises finais em dias diferentes, pela disponibilidade de tempo, mão de obra e equipamentos.

TABELA 15 – DURAÇÃO DO PRIMEIRO TESTE SEM A SEPERAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA-LÍQUIDA

Amostra	Duração (dias)
Inóculo	49
1	49
0,5	46
0,25	44
0,16	44
Celulose	49

FONTE: O autor (2022).

A determinação da composição do biogás foi realizada por meio da análise de amostras nos cinco primeiros dias consecutivos. Após isso, as análises foram

realizadas em intervalos de dois dias até o sétimo, oitavo e décimo dia. Posteriormente, as análises passaram a ser feitas a cada cinco dias até o encerramento do experimento. Essa escolha de intervalos foi feita visando concentrar volumes suficiente de biogás para permitir sua análise no cromatógrafo, que requer uma injeção mínima de 1 mL de amostra.

3.5.2.2 2º Teste (Com SS)

O segundo experimento foi realizado com a separação de frações sólidas, ou seja, utilizou-se a amostra de entrada do biodigestor (EB) da planta de produção de biogás como substrato para o inóculo. Nessa amostra os componentes no tanque de mistura foram cama de frango, dejetos suínos e soro de leite. Todavia, por ter sido coletada após passar pelo processo de separação da fração sólida, denomina-se como 2º teste com a separação da fração sólida.

Foram investigadas as produções de biogás para as seguintes razões de S/I: 1; 0,50; 0,25 e 0,16. Além disso, adicionou-se uma razão S/I extra de 0,125, com objetivo de determinar se o maior volume de produção de biogás se situa entre as faixas de 0,16 e 0,125. Diferentes volumes da amostra da entrada do biodigestor foram adicionados com base na concentração de sólidos voláteis, conforme a TABELA 16.

Assim como no 1º teste, também foram utilizados frascos âmbar de 250 mL, respeitando 30% de *Headspace*. Completou-se o volume faltante com água destilada e foi realizada a lavagem com N₂ para um ambiente anaeróbio.

TABELA 16 - COMPOSIÇÃO E PROPORÇÃO DAS MASSAS DOS SUBSTRATOS, INÓCULO E CELULOSE NA SÉRIE DE REATORES PARA O TESTE DOIS

Razão	Inóculo		Entrada do Biodigestor (CF + DS + SL)	
	mL	g _{sv}	mL	g _{sv}
0	106	1,0	-	-
1	106	1,0	69	1,06
0,5	106	1,0	33	0,51
0,25	106	1,0	16,5	0,25
0,16	106	1,0	11,00	0,17
0,125	106	1,0	8,50	0,13
Razão	Inóculo		Celulose	
	(mL)	g _{sv}	(g)	g _{sv}
1	106	1,0	1,05	1,04

g.SV: grama de sólido volátil.

FONTE: O autor (2022).

Por fim, o experimento teve dias de duração diferentes para cada mistura, conforme a recomendação de que a produção diária de biogás deve ser inferior a 1% do total acumulado para a finalização do teste (TABELA 17).

TABELA 17 – MISTURA ESTUDADA E DURAÇÃO EM DIAS DO EXPERIMENTO PARA O 2º TESTE

Amostra	Duração (dias)
Inóculo e Celulose	37
1	36
0,5	35
0,25	31
0,16	30
0,125	29

FONTE: O autor (2022).

3.5.2.3 3º Teste (Com SS)

Nesse terceiro teste com a separação da fração sólida, também foi utilizada a amostra de alimentação do biodigestor, anteriormente mencionada como entrada do biodigestor. Todavia, nesse teste, a amostra foi de uma segunda coleta realizada na planta de biogás, a fim de comparar o resultado com a produção de biogás da coleta realizada anteriormente.

Foram investigadas duas razões de substrato/inóculo, respeitando a recomendação da VDI 4630 (2016) de razões S/I menores ou iguais a 0,5 (TABELA 18).

Assim como nos testes anteriores, também foram utilizados frascos âmbar de 250 mL, respeitando 30% de *Headspace*. Completou-se o volume faltante com água destilada e foi realizada a lavagem com N₂ para criar um ambiente anaeróbio.

TABELA 18 - COMPOSIÇÃO E PROPORÇÃO DAS MASSAS DOS SUBSTRATOS, INÓCULO E CELULOSE NA SÉRIE DE REATORES PARA O ENSAIO DE BMP TRÊS

Razão	Inóculo		Entrada do Biodigestor	
	mL	g_{sv}	mL	g_{sv}
0	140	1,33	-	-
0,5	140	1,33	35	0,54
0,25	140	1,33	23	0,35
Razão	Inóculo		Celulose	
	mL	g_{sv}	g	g_{sv}
0,5	140	1,01	1,05	1,04

FONTE: O autor (2023).

Por fim, o experimento teve dias de duração diferentes para cada mistura, conforme a recomendação de que a produção diária de biogás deve ser inferior a 1% do total acumulado para a finalização do teste (TABELA 19).

TABELA 19 – MISTURA ESTUDADA E DURAÇÃO EM DIAS DO EXPERIMENTO PARA O 3º TESTE

Amostra	Duração (dias)
Inóculo e Celulose	50
EB1	49
EB2	42

FONTE: O autor (2023).

De maneira geral, a TABELA 20 fornece o compilado das informações dos volumes utilizados para cada um dos testes, bem como a concentração de sólidos voláteis adicionados.

TABELA 20 – RAZÕES DE SUBSTRATO/INÓCULO ESTUDADAS PARA OS TRÊS TESTES, COM E SEM SEPARAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA

Razão S/I	Nº Teste	Inóculo		Mistura em laboratório <i>in natura</i> , sem a separação da fração sólida						Entrada do Biodigestor, com a separação da fração sólida			
				SL		DS		CF		(SL+DS+CF)		(SL+DS+CF)	
		mL	gsv	mL	gsv	mL	gsv	g	gsv	mL	gsv	mL	gsv
1	1º Teste (Sem SS)	150	3,06	2,90	0,04	3,10	0,04	13,90	2,96	-	-	-	-
1	2º Teste (Com SS)	106	1,00	-	-	-	-	-	-	69,00	1,06	-	-
0.5	1º Teste (Sem SS)	150	3,06	6,5	0,09	7,10	0,09	6,30	1,34	-	-	-	-
0.5	2º Teste (Com SS)	106	1,00	-	-	-	-	-	-	33,00	0,51	-	-
0.5	3º Teste (Com SS)	140	1,33	-	-	-	-	-	-	-	-	35,00	0,54
0.25	1º Teste (Sem SS)	150	3,06	8,40	0,11	9,10	0,11	2,50	0,53	-	-	-	-
0.25	2º Teste (Com SS)	150	1,00	-	-	-	-	-	-	16,50	0,25	-	-
0.25	3º Teste (Com SS)	140	1,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0.167	1º Teste (Sem SS)	150	3,06	9,00	0,12	9,70	0,12	1,25	0,27	-	-	-	-
0.167	2º Teste (Com SS)	106	1,00	-	-	-	-	-	-	11,00	0,17	23,00	0,35
0.125	2º Teste (Com SS)	106	1,00	-	-	-	-	-	-	8,50	0,13	-	-

*SS: separação de fração sólida; CF: cama de frango; DS: Dejeito suíno; SL: Soro de leite

FONTE: O autor (2024).

3.5.3 Correção do volume de biogás produzido

As coletas dos volumes de biogás produzidos nos testes foram realizadas utilizando seringas plásticas de diferentes volumes (1, 3, 5, 10, 20 e 60 mL), além de um manômetro digital da marca Manometer para monitorar a pressão em kPa. Para o reator de 20 litros, o volume registrado no medidor GLP foi corrigido para as condições normais de temperatura e pressão (CNTP).

A correção do volume de biogás para condições normais de temperatura e pressão (CNTP) foi realizada utilizando os parâmetros da TABELA 21. Para isso,

utilizou-se a média anual da temperatura ambiente (°C) e da pressão atmosférica em Maringá (P_L).

TABELA 21 – PARÂMETROS PARA CORREÇÃO DO VOLUME DE BIOGÁS PARA CONDIÇÕES NORMAIS DE TEMPERATURA E PRESSÃO

Parâmetros	
T _{amb} (°C)	28,00
T _{amb} (K)	310,15
T ₀ (K)	273,15
P _L (mmHg)	720,00
P _L (mbar)	959,92
P _w (mbar)	37,69
P ₀ (mbar)	1013,25

FONTE: O autor (2022).

Com base nesses parâmetros, a correção dos volumes acumulados de biogás para CNTP foi realizada utilizando a Equação (01) (VDI 4630, 2006).

$$V_N = V_b \cdot \frac{(p_l - p_w) \cdot T_0}{p_0 \cdot T_{amb}} \quad (01)$$

Em que:

V_N: volume do biogás corrigido (mL_N);

V_b: volume do biogás produzido (mL);

p_l: pressão ambiente de Maringá no momento da coleta (mbar);

p_w: pressão de vapor da água em função da temperatura ambiente (mbar);

p₀: pressão corrigida do biogás para (mbar);

T₀: temperatura corrigida do biogás (K);

T_{amb}: temperatura ambiente (K).

A medição do biogás foi realizada à temperatura ambiente, e essa foi adotada como a temperatura do gás para determinar a pressão de vapor (p_w). A escolha da temperatura ambiente, em vez da temperatura interna do reator, foi feita para garantir maior precisão nas medições, conforme Equação (02).

$$p_w = 10^{8,1962 - \frac{1.730,63}{T - 39,724}} \quad (02)$$

Em que:

p_w: pressão de vapor (mbar);

T = Temperatura ambiente (K).

3.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS TESTES EM BATELADA

Utilizou-se a Análise de Variância (ANOVA) para comparar as médias de três ou mais grupos e determinar se existiam diferenças estatisticamente significativas entre elas. Antes da aplicação da ANOVA, o teste de normalidade dos dados foi realizado utilizando o teste de Shapiro-Wilk, para verificar se os dados seguiam uma distribuição normal. Caso não fosse confirmada a normalidade, um teste não paramétrico, como o teste de Kruskal-Wallis, seria utilizado para a comparação das médias.

Como os dados atenderam à premissa de normalidade, aplicou-se o teste de Tukey para identificar as diferenças significativas entre os grupos específicos, considerando um nível de significância de 5%. O teste de Tukey foi realizado para comparar a produção acumulada de metano entre os diferentes tratamentos, utilizando a biblioteca *Statsmodels* da linguagem *Python* (versão 3.7.13).

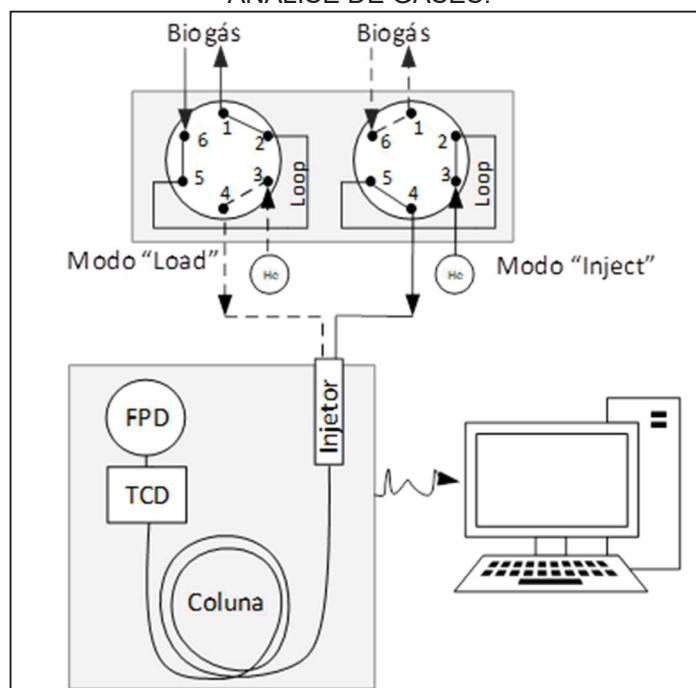
3.7 METODOLOGIA PARA DETERMINAÇÃO DA COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS

Foram realizadas as análises da composição do biogás, por cromatografia a gás (CG), utilizando um detector de condutividade térmica (TCD) em série com detector por fotometria a chama (FPD). O equipamento operou em modo isotérmico, com temperatura variando de 40 a 100 °C, a fim de determinar a porcentagem de AR (N_2+O_2), metano (CH_4), dióxido de carbônico (CO_2) e sulfeto de hidrogênio (H_2S) produzido durante o processo de biodigestão anaeróbia. O esquema de funcionamento das colunas e do cromatógrafo está representando na FIGURA 11.

O método de inserção das amostras no cromatógrafo foi desenvolvido pelo grupo de pesquisa do laboratório de processos de separação – LPS I, utilizando um sistema de seringas adaptado com mangueiras e válvulas para coleta direta do gás dos frascos.

O procedimento de análise foi iniciado com o preenchimento da alça de amostragem (Modo “*Load*”) com o gás inserido pela seringa. Após o tempo programado, a válvula foi acionada (Modo “*Inject*”) para injetar a amostra no CG. Em seguida, a válvula retorna ao modo “*Load*”, permanecendo nesta posição por 7,20 minutos.

FIGURA 11 – DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DA CONFIGURAÇÃO DO CROMATÓGRAFO PARA ANÁLISE DE GASES.



FONTE: Almeida (2019).

As injeções no CG foram realizadas no modo *Splitless*, com o injetor mantido a uma temperatura de 100 °C. O gás de arraste utilizado foi o hélio, com uma vazão de 10 mL/min. A coluna cromatográfica utilizada foi a HP-Plot U (30 m x 0,53 mm x 0,20 µm), operada a 40 °C por 3,80 min, passando pela primeira rampa com elevação da temperatura para 80 °C até os 5,00 min e para concluir, uma segunda rampa com temperatura de 100 °C até os 7,20 minutos, totalizando o tempo de análise. A adição das rampas ao método de análise visou remover a umidade acumulada presente na coluna proveniente das amostras injetadas. O *Software* utilizado para as análises foi o *ChromQuest V.5.0*.

Para determinar a composição dos gases N₂+O₂, CH₄, CO₂ e H₂S (>1,0%), foram utilizados dois detectores, o TCD e o FPD. O TCD é ideal para análises de gases permanentes com ampla faixa de concentrações (5000 ppm – 100%) e não destrói as amostras ao passar pela coluna. Em sequência, foi conectado o detector FPD, que possui um nível de sensibilidade maior e é capaz de quantificar baixas concentrações de H₂S (ppb-ppm) (Almeida, 2019).

3.7.1 Obtenção das curvas de calibração para determinar a composição do biogás

Para obter as curvas de calibração, foram utilizados cinco padrões de gases de concentrações conhecidas e certificadas (Quadro 1). Cada padrão de amostra foi injetado no cromatógrafo 10 vezes e a partir dessas medições, foram calculadas a média e o desvio padrão (Almeida, 2019).

Para garantir a precisão dos resultados, foi necessário utilizar fatores de correção para alguns gases detectados para corrigir possíveis diferenças de resposta do detector, tais quais: CH₄, CO₂, H₂S, entre outros (Dietz, 1967), apresentando assim, resultados mais confiáveis e proporcionar uma quantificação gasosa mais representativa (Height; Kennedy; Dlugogorski, 1999).

QUADRO 1 - AMOSTRAS DE PADRÕES UTILIZADAS PARA OBTENÇÃO DA CURVA DE CALIBRAÇÃO DOS GASES CH₄, CO₂ E H₂S

Padrão	Fabricante	Composição
P1	White Martins	95 % He, 5 % H ₂ S
P2	Linde Industrial Gases	81 % CH ₄ , 14 % CO ₂ , 2,4 % N ₂ , 2,2 % H ₂ S, 0,3 % O ₂
P3	White Martins	99,97 % CH ₄ , 0,03 % H ₂ S
P4	White Martins	CH ₄ 64 %, 36 % CO ₂
P5	Linde Industrial Gases	50,45% H ₂ , 21,3 % N ₂ , 9,7 % C ₂ H ₄ , 9,6 % C ₂ H ₆ , 4,9% CH ₄ , 2,04% CO, 2,01% CO ₂

FONTE: Almeida, 2019.

Assim, a área corrigida do TCD foi calculada com a média de cada gás analisado pelo seu fator de correção (Equação 03), normalizando a área corrigida para então determinar a concentração molar de cada componente na mistura (Equação 04).

$$\frac{\bar{A}_i}{F_c} = A_{Ci} \quad (03)$$

$$\frac{A_{Ci}}{\sum A_{Ci}} = mol_i \cdot 100 \quad (04)$$

Em que:

$\bar{A}_i$: área média do componente i analisado pelo TCD, em mV;

F_c : fator de correção do TCD para cada componente, de acordo com Dietz (1967);

A_{Ci} : área média corrigida do componente i analisado pelo TCD, mV;

mol_i : concentração molar do componente i na mistura, em %.

Além do TCD, o cromatógrafo em questão conta com a coluna de detecção FPD, neste caso, a intensidade de emissão é, praticamente, proporcional ao quadrado do número de átomos de enxofre, pelo fato de que as moléculas excitadas de enxofre ser diatômicas (S_2^*). Logo, deve ser corrigida a área média por meio da Equação (05) (Almeida, 2019).

$$\sqrt{\overline{A_{H_2S}}} = A_{cor\ H_2S} \quad (05)$$

Em que:

$\overline{A_{H_2S}}$: área média do componente H_2S analisada pelo FPD, em mV;

$A_{cor\ H_2S}$: área média corrigida do componente H_2S analisada pelo FPD, em mV.

Para a construção da curva de calibração de cada componente em cada um dos detectores, foi utilizada regressão linear do número de mols do componente na mistura padrão e a área corrigida. Para determinar o número de mols, variou-se o volume da injeção de amostra no cromatógrafo (loop – 80 μ L e 1 mL) e considerando a mistura como gás ideal (1 bar e 293 K), conforme Quadro 2. O coeficiente de determinação (R^2) e a correlação, foram obtidos pelo método dos mínimos quadrados. Por meio deste, foi determinado o desvio padrão das múltiplas amostras de uma amostra homogênea, validando o método (Almeida, 2019).

Para determinar os limites de quantificação, foi utilizado a resposta da linha base obtida pela amostra branco por 5 vezes, quantificando assim a menor e a maior concentração do analito (Cassiano *et al.*, 2009).

QUADRO 2 - PADRÕES DE GASES E VOLUMES DE AMOSTRAGEM UTILIZADOS PARA A CONSTRUÇÃO DAS CURVAS DE CALIBRAÇÕES.

Curva de calibração	Padrões de gases		Número de pontos
	80 μ L	1 mL	
CH ₄ (TCD)	P1, P2, P3 e P4	P2 e P3	6
CO ₂ (TCD)	P2, P4 e P5	P2	4
H ₂ S (TCD)	P1 e P2	P2	3
H ₂ S (FPD)	P2 e P3	P3	3

FONTE: Almeida, 2019.

3.8 MODELO CINÉTICO

3.8.1 Modelo de Gompertz modificado

A produção de metano dos testes BMP foi modelada a partir do ajuste dos dados experimentais ao modelo de Gompertz modificado para prever os dados cinéticos do processo (Equação 06) (produção acumulada de metano, potencial máximo de produção de metano, taxa máxima da produção de metano e tempo da fase lag), assumindo-se que a produção de metano foi proporcional a atividade microbiana, de forma que o modelo foi desenvolvido originalmente para descrever o crescimento bacteriano em batelada (Nielfa; Cano; Fdz-polanco, 2015).

$$y_t = y_m \cdot \exp \left\{ - \exp \left(\frac{R_m \cdot e}{y_m} (\lambda - t) + 1 \right) \right\} \quad (06)$$

Em que:

y_t : produção acumulada de metano (experimental ou preditiva) ($\text{mLNCH}_4.\text{gSV}^{-1}$);

t : tempo em dias;

y_m : potencial máximo de produção de metano ($\text{mLNCH}_4.\text{gSV}^{-1}$);

R_m : taxa máxima de produção de metano ($\text{mLNCH}_4.\text{gSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$);

λ : fase de atraso (*lag phase*) em dias;

e : número de Euler aproximado por 2,71828 (Espinosa-solares *et al.*, 2022; Meneses-reyes *et al.*, 2017).

3.8.2 Ajuste do modelo

O ajuste do modelo e a determinação dos parâmetros foi calculada a partir da biblioteca *Spicy* (v.1.9.2) disponível para a linguagem de programação *Python* (v. 3.10.6).

Para analisar a qualidade do ajuste, considerou-se o coeficiente de determinação (R^2) e a raiz quadrada da soma dos resíduos ao quadrado (RMSE), calculado a partir da Equação (07) (Shamurad *et al.*, 2020).

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{d_i}{Y_i} \right)^2} \quad (07)$$

Em que:

d_i : Valor observado de produção de metano para a i -ésima observação;

Y_i : Valor previsto pelo modelo para a produção de metano para a i -ésima observação.

3.9 REATOR SEMICONTÍNUO EM ESCALA PILOTO

O reator utilizado se assemelha ao CSTR (Reator Contínuo de Tanque Agitado), operando com uma alimentação intermitente. A configuração básica e o princípio de operação também se alinham com os de um CSTR. No entanto, as características operacionais apresentam uma variação periódica no estado estacionário devido à estratégia de alimentação semanal.

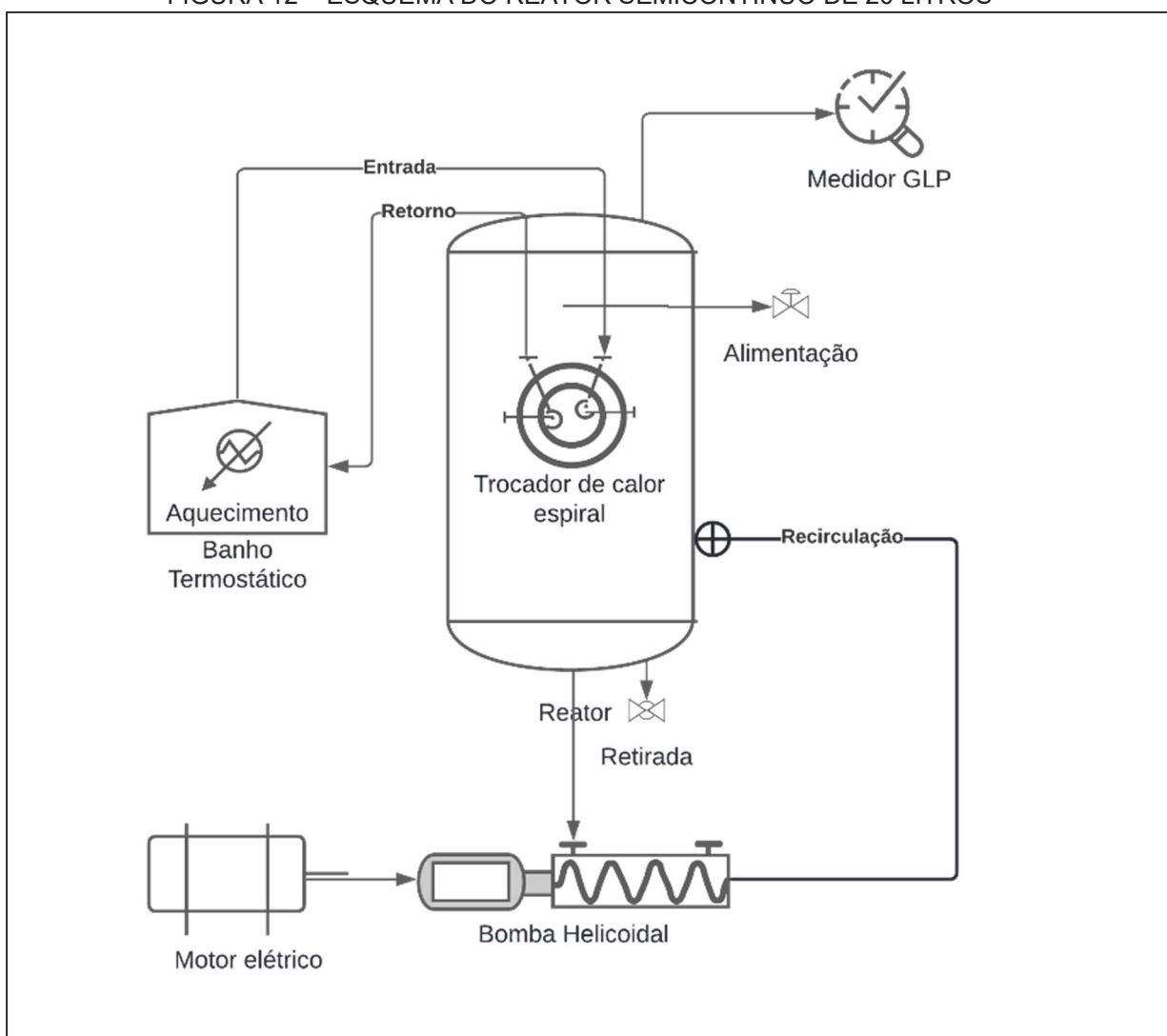
O reator possui volume total de 20 litros e um volume útil de 14 litros, respeitando o espaço de *HeadSpace* para a produção de gás.

A agitação foi realizada por meio de um sistema de recirculação do lodo, utilizando uma bomba positiva helicoidal acoplada a um motor ligado 24h por dia. Esse motor foi controlado por um inversor de frequência, com variações entre 45 e 80 Hz, conforme necessário. A frequência foi aumentada conforme o acúmulo de sólidos no fundo do reator, baseado na análise de sólidos e textura das amostras.

Para o sistema de aquecimento, utilizou-se uma serpentina interna conectada a um banho termostático, com circulação de água por meio de mangueiras, permitindo o controle da temperatura em 37 ± 2 °C. A temperatura foi monitorada com um termopar inserido em um poço termométrico e um termômetro digital para aferir a temperatura das amostras coletadas semanalmente. Ajustes frequentes foram necessários para manter a temperatura mais próxima do ideal, devido à influência da temperatura ambiente na perda de calor no trajeto da água do banho até a serpentina.

Além disso, foi utilizada uma válvula para a retirada de amostras líquidas e outra válvula para a alimentação do reator. Para a coleta de amostras gasosas, um septo de borracha foi instalado na tampa, permitindo a retirada de volumes para análise da composição com o auxílio de uma seringa. Também foi instalada uma saída para o biogás gerado, por meio de uma mangueira acoplada a um medidor de gás GLP, possibilitando a quantificação do biogás produzido. O esquema do reator pode ser observado na FIGURA 12 e FIGURA 13.

FIGURA 12 – ESQUEMA DO REATOR SEMICONTÍNUO DE 20 LITROS



FONTE: O autor (2024).

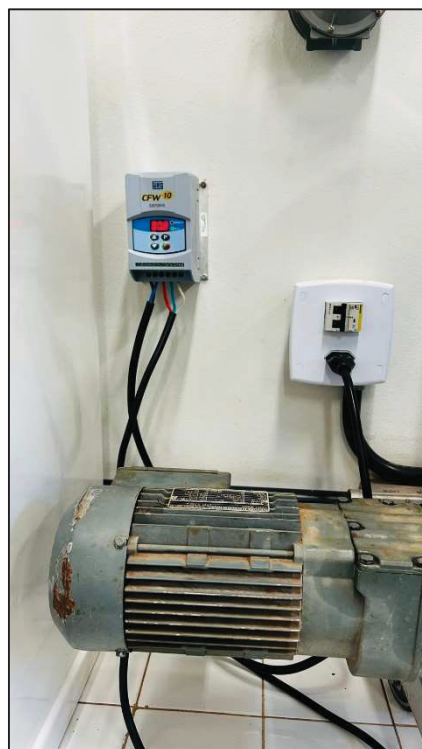
O reator operou em dois ciclos distintos. O primeiro ciclo teve duração de 150 dias e foi alimentado exclusivamente com dejetos suínos. A escolha deste substrato deve-se à sua disponibilidade e à capacidade conhecida de produção de biogás. A proximidade da fazenda experimental da UEM ao local do experimento (Departamento de Engenharia Química), facilitou a coleta recorrente do material.

No segundo ciclo, com duração de 117 dias, foi utilizada a mistura de soro de leite e cama de frango como substrato, sendo essa mistura a fonte de alimentação na planta real. As amostras desse material, coletadas em fevereiro de 2024, foram armazenadas e congeladas até o momento de sua utilização no experimento.

FIGURA 13 – (a) REATOR SEMICONTÍNUO EM ESCALA PILOTO, (b) INVERSOR DE FREQUÊNCIA E MOTOR, (c) REATOR E SISTEMA DE RECIRCULAÇÃO E (d) MEDIDOR DE GÁS GLP



(a)



(b)



(c)



(d)

FONTE: O autor (2024).

Um dos principais desafios foi manter a estabilidade térmica do reator ao longo dos dias nos dois ciclos estudados. Para minimizar o impacto negativo das variações

de temperatura, foi realizado o monitoramento diário, com pequenos ajustes de 1 a 2°C na temperatura do banho térmico, visando manter a temperatura do reator em 37 ± 2 °C.

3.9.1 Carga orgânica volumétrica para o reator semicontínuo

Para fins de cálculo da Carga Orgânica Volumétrica (COV), foram utilizadas as informações da TABELA 22 para ambos os ciclos.

TABELA 22 – PARÂMETROS PARA O CÁLCULO DA CARGA ORGÂNICA VOLUMÉTRICA

Parâmetro	Quantidade	Unidade
Volume	20	L
Volume útil	14	L
TRH	30	dias
Vazão	0,46	L/dia

FONTE: O autor (2024).

E os cálculos para determinar a carga orgânica volumétrica podem ser realizados por meio das Equações 08 e 09.

$$COV = \frac{Q.SV}{V} \quad (08)$$

$$COV = \frac{SV}{TRH} \quad (09)$$

Em que:

V: Volume do biodigestor (m³);

Q: Carga de alimentação do substrato (m³/dia);

SV: Sólidos voláteis do substrato (g/L);

TRH: Tempo de retenção hidráulica (dia).

3.9.2 Primeiro ciclo

Para inicializar o reator, foram utilizadas amostras de inóculo de um reator em escala de laboratório, lodo de um biodigestor em escala real, dejetos suínos provenientes da fazenda experimental e água destilada. Esses materiais foram

caracterizados em termos de sólidos totais e voláteis. Com base nos resultados obtidos, o volume a ser adicionado no reator foi determinado, conforme a TABELA 23.

Durante 24 dias o reator passou pelo período de aclimação. Após essa fase, foi iniciada as alimentações semanais.

TABELA 23 – COMPOSIÇÃO E VOLUME DAS AMOSTRAS PARA A PARTIDA DO REATOR

Amostra	ST (g/L)	SV (g/L)	Volume (L)
Inóculo	30,18	13,80	4,20
Lodo	18,84	7,08	3,47
Dejeto Suíno	71,69	51,75	3,20
Água	0,00	0,00	3,15
Total	14,02	248,13	14,02

FONTE: O autor (2024).

Foram realizadas 16 alimentações ao longo de 127 dias de experimento, com variações nas COVs. O aumento da COV foi progressivo, ajustado conforme a estabilidade do reator, monitorada por meio de análises de pH e alcalinidade, sendo reduzida quando necessário, conforme a TABELA 24.

TABELA 24 – PARÂMETROS OPERACIONAIS DO 1º CICLO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DO REATOR SEMICONTÍNUO

Tempo de operação (dias)	Fase de operação	Duração da fase (dias)	Concentração SV (g.SV/L)	COV de operação (kg.SV/m³.d)	Volume útil do reator (L)	Vazão de Alimentação (L/d)	Volume Total (L)	Volume retirado (L)
0			3,00	0,10	11,78	0,39	2,75	0,53
14	I	21	3,00	0,10	13,58	0,45	3,17	2,75
21			3,00	0,10	13,69	0,46	3,20	2,89
28			10,50	0,35	13,64	0,45	3,18	2,82
35	II	7	15,00	0,50	13,62	0,45	3,18	2,80
42	III	7	9,00	0,30	13,67	0,46	3,19	2,86
49	IV	7	24,00	0,80	13,55	0,45	3,16	2,71
57	V	7	36,00	1,20	13,49	0,45	3,15	2,64
63	VI	8	15,00	0,50	13,64	0,45	3,18	2,82
71	VII	6	30,00	1,00	13,79	0,46	2,76	2,55
78	VIII	8	45,00	1,50	16,39	0,55	3,28	5,67
85	IX	7	52,50	1,75	11,19	0,37	2,24	0,00
99	X	7	75,00	2,50	12,78	0,43	2,56	1,34
106	XI	14	82,50	2,75	12,38	0,41	2,48	0,86
120	XII	7	90,00	3,00	13,60	0,45	2,72	2,32
127	XIII	14	97,50	3,25	12,90	0,43	2,58	1,48

FONTE: O autor (2023).

Nesse ciclo, a bomba utilizada foi da marca Netzsch do Brasil, C.P. nº 200000395, conforme as condições de trabalho da TABELA 25. A variação da vazão foi controlada por um inversor de frequência em 75 Hz, cuja vazão de recirculação foi de aproximadamente 62,5 L/h ou 4,5 vezes por hora.

TABELA 25 - CONDIÇÕES DE TRABALHO DA BOMBA DA MARCA NETZSCH Nº 200000395

Condições	Especificação	Unidade
Meio	Efluente	-
Temperatura	25,00	°C
Pressão Manométrica	2,00	bar
Pressão Aspiração	Afogada	-
Potência Absorvida	0,027	kW
Rotações	129,00	rpm
Vazão nominal	0,05	m³/h
Tensão alimentação	380	v

FONTE: O autor (2024).

3.9.3 Segundo ciclo

Entre o ciclo anterior e o início deste, o reator permaneceu desligado por três meses, sem alimentação e recirculação do lodo. Durante esse período, a bomba foi substituída por uma nova bomba da mesma marca, Netzsch do Brasil, C.P. nº 200000815, com as condições de trabalho conforme TABELA 26.

TABELA 26 – CONDIÇÕES DE TRABALHO DA BOMBA DA MARCA NETZSCH Nº 200000815

Condições	Especificação	Unidade
Meio	Produtos diversos	-
Temperatura	25,00	°C
Pressão Manométrica	8,00	bar
Pressão Aspiração	Afogada	-
Potência Absorvida	0,6	kW
Rotações	538,00	rpm
Vazão nominal	0,7	m³/h
Tensão alimentação	220	v

FONTE: O autor (2024).

O lodo do ciclo anterior foi utilizado como inóculo para este novo ciclo, que passou a ser alimentado com a mistura utilizada como substrato de alimentação na planta de produção de biogás. No entanto, há um ano, a planta passou a misturar apenas cama de frango e soro de leite, excluindo o dejetos suíno do *blend*.

A partir disso, a alimentação do reator em escala piloto seguiu as COVs especificadas na TABELA 27, com um aumento gradativo de 0,5 kg.SV/m³.d, conforme a norma VDI 4630 (2016). O tempo de retenção hidráulica (TRH) foi mantido em 30 dias, com vazão de recirculação de aproximadamente 37,5 L/h, resultando na recirculação do volume de 14 litros do reator cerca de 2,68 vezes por hora. O ciclo total de operação do reator teve uma duração de 140 dias.

O volume total (L) representa o volume alimentado, enquanto o volume retirado (L) representa o volume retirado do reator a cada alimentação, visando manter os 14 litros de volume útil.

TABELA 27 – PARÂMETROS OPERACIONAIS DO 2º CICLO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DO REATOR SEMICONTÍNUO

Tempo de operação (dias)	Fase de operação	Duração (dias)	Concentração SV (g.SV/L)	COV de operação (kg.SV/m ³ .d)	Volume útil do reator (L)	Vazão de Alimentação (L/d)	Volume Total (L)	Volume retirado (L)
31	I	14	30,00	1,00	11,80	0,39	2,75	0,55
45			30,00	1,00	13,70	0,46	2,74	2,44
53	II	13	45,00	1,50	13,40	0,45	3,57	2,97
61			45,00	1,50	13,39	0,45	3,57	2,96
67	III	14	60,00	2,00	13,35	0,45	2,67	2,02
75			60,00	2,00	13,70	0,46	3,65	3,35
81	IV	14	75,00	2,50	13,40	0,45	2,68	2,08
89			75,00	2,50	13,40	0,45	3,57	2,97
95	V	22	90,00	3,00	13,67	0,46	3,27	2,94
102			90,00	3,00	13,40	0,45	3,74	3,14
125	VI	13	105,00	3,50	13,10	0,44	4,88	3,98
133			105,00	3,50	13,40	0,45	4,37	3,77

FONTE: O autor (2024).

3.9.4 Parâmetros monitorados

Na Tabela 28 consta a descrição detalhada dos parâmetros que foram monitorados, a frequência de análise de cada parâmetro, os métodos analíticos utilizados e as respectivas referências que embasam essas escolhas. A seleção da frequência de monitoramento foi fundamentada nos autores mencionados, além de intercorrências diárias, que destacam a importância de um acompanhamento regular para garantir a eficiência e a estabilidade do processo de digestão anaeróbia. Os métodos analíticos foram escolhidos com base em normas técnicas e na literatura científica, assegurando a precisão e a confiabilidade dos resultados obtidos ao longo dos experimentos.

TABELA 28 – PARAMÊTROS MONITORADOS, FREQUÊNCIA DE ANÁLISE, MÉTODOS ANALÍTICOS E REFERÊNCIAS UTILIZADAS

Parâmetros	Frequência de Análise		Método Analítico	Referência
Temperatura	A cada 3 dias	Jha <i>et al.</i> (2019)	Termômetro portátil	N.A.
Sólidos totais	Semanal	Zhang <i>et al.</i> (2017)	Gravimétrico	DIN EN 12880 (105 °C)
Sólidos voláteis				
pH		Jha <i>et al.</i> (2019)	Potenciométrico	N.A
Alcalinidade total		Appels <i>et al.</i> (2020)	Volumétrico	FORESTI <i>et al.</i> , (2005)
Alcalinidade intermediária				
Alcalinidade parcial				
Acidez volátil				
Relação AI/AP			N.A.	
Relação AOV/AT			N.A.	
Volume de biogás			Medidor de gás GLP	N.A.
Teor de metano	A cada 3 dias	Alqaralleh <i>et al.</i> (2021)	Cromatografia em fase gasosa - Trace CG Ultra, <i>Thermo Scientific</i> – Colunas TCD e FPD	DIETZ (1967)

N.A.: Não se aplica.

FONTE: Adaptado de Edwiges (2017).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção, são apresentados os resultados das análises das amostras coletadas na planta de produção de biogás, focando nos parâmetros físico-químicos e nos dois testes de potencial bioquímico de metano. O primeiro teste avalia cada resíduo individualmente, enquanto o segundo teste investiga a mistura dos resíduos, destacando a eficiência da separação da fração sólida. Além disso, serão discutidos os parâmetros cinéticos obtidos utilizando o modelo de Gompertz Modificado. Por fim, são analisados dois ciclos de operação semicontínua de um reator em escala piloto, avaliando o potencial de produção de biogás e o rendimento de metano em diferentes cargas orgânicas de alimentação.

4.1 AVALIAÇÃO DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO DE CADA RESÍDUO

4.1.1 Caracterização físico-química dos resíduos da planta piloto

Foram realizadas as análises de caracterização físico-química dos substratos da cama de frango, dejetos suíno e soro de leite, bem como dos demais pontos selecionados na planta, como do tanque de mistura, da saída do tanque após o processo de separação da fração sólida, da entrada do biodigestor, o lodo e por fim da saída do biodigestor (digestato).

Quatro coletas foram realizadas, a primeira na data 05/03/2021, a segunda 16/10/2021, a terceira em 12/05/2022 e a quarta em 03/03/2024. Os resultados de pH, sólidos totais (ST), fixos (SF) e voláteis (SV) estão na TABELA 29.

As concentrações de ST, SF e SV para a cama de frango (CF) foram superiores quando comparado aos outros resíduos, refletindo sua alta carga orgânica. Essas concentrações também demonstraram superioridade em relação aos resultados de ST e SV encontrados por Sánchez *et al.*, (2005), Zahedi *et al.*, (2022) e Lendormi *et al.*, (2022). Além disso, as variações nas concentrações nas diferentes coletas sugerem mudanças na composição ou no processo de manejo da cama, o que é bastante comum. Essas variações ocorrem devido à coleta de resíduos de cama de frango de diferentes propriedades rurais, cada uma com práticas de manejo distintas.

TABELA 29 – RESULTADOS OBTIDOS PARA O pH E AS CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS, VOLÁTEIS E FIXOS

Amostra	Data da coleta	pH	ST (g/L)	SV (g/L)	SF (g/L)
CF	05/03/2021	N.R.	342,54 ± 0,22	212,15 ± 1,24	130,39 ± 3,61
CF	16/10/2021	N.R.	337,86 ± 1,28	239,64 ± 1,17	98,23 ± 2,45
CF	12/05/2022	N.R.	331,88 ± 0,55	231,89 ± 3,19	99,99 ± 2,64
SL	05/03/2021	3,7	19,56 ± 0,65	15,84 ± 0,45	3,72 ± 0,20
SL	16/10/2021	4,2	11,40 ± 0,32	7,62 ± 0,30	3,68 ± 0,10
DS	05/03/2021	7,0	15,51 ± 1,85	8,56 ± 1,39	6,95 ± 0,47
DS	16/10/2021	7,3	11,17 ± 0,07	7,24 ± 1,61	5,31 ± 0,41
TM	05/03/2021	6,1	28,78 ± 0,68	17,59 ± 0,38	11,19 ± 0,30
TM	16/10/2021	6,6	16,70 ± 1,19	8,94 ± 0,69	7,76 ± 0,52
TM	12/05/2022	6,6	29,18 ± 1,50	20,80 ± 1,59	9,44 ± 0,46
STM	05/03/2021	6,3	28,35 ± 0,24	17,21 ± 0,35	11,14 ± 0,11
STM	16/10/2021	6,7	16,06 ± 0,45	8,56 ± 0,42	7,50 ± 0,03
STM	12/05/2022	6,4	30,59 ± 0,33	20,54 ± 0,28	10,05 ± 0,04
EB	05/03/2021	6,3	29,91 ± 1,26	17,89 ± 0,78	12,02 ± 0,48
EB	16/10/2021	6,6	23,54 ± 0,63	14,04 ± 0,50	9,50 ± 0,13
EB	12/05/2022	6,5	24,62 ± 0,41	15,36 ± 0,39	9,12 ± 0,10
EB	03/03/2024	5,5	104,20 ± 1,30	75,20 ± 1,13	28,90 ± 0,71
LO	05/03/2021	8,7	22,16 ± 0,17	6,45 ± 0,10	15,71 ± 0,07
LO	16/10/2021	7,8	22,66 ± 0,39	8,76 ± 0,22	13,88 ± 0,20
LO	12/05/2022	7,2	14,63 ± 0,84	5,74 ± 0,48	8,68 ± 0,40
SB	05/03/2021	7,5	36,28 ± 1,16	20,99 ± 0,78	15,29 ± 0,38
SB	16/10/2021	7,5	12,69 ± 5,75	5,75 ± 0,47	6,94 ± 0,23
SB	12/05/2022	6,7	16,36 ± 0,96	7,66 ± 0,42	8,70 ± 0,54

N.R.: Não realizado

FONTE: O autor (2024).

O soro de leite (SL) apresentou pH mais ácido, variando entre 3,7 e 4,2. Esses valores são próximos aos encontrados por Matuszewska *et al.*, (2016) e Bella e Rao (2022), que registraram pH de 4,57 e 4,87, respectivamente. Em relação às concentrações dos sólidos, houve variações entre as coletas, com resultados significativamente inferiores aos encontrados por Bella e Rao (2022) de 51,50 g/L de ST e 42,30 g/L de SV.

O dejetos suíno apresentou pH ligeiramente alcalino, variando entre 7,0 e 7,3, valores semelhantes aos relatados por Villamar *et al.*, (2012), Zahedi *et al.*, (2022), de 7,30 e 7,20. Quanto às concentrações de ST e SV, os valores observados foram de modo geral inferiores: 15,51 e 11,17 g/L de ST e 8,56 e 7,24 g/L SV. Em comparação, Zahedi *et al.* (2022) reportaram concentrações de 73,00 g/L de ST e 54,73 g/L de SV, enquanto Lendormi *et al.* (2022) encontraram concentrações de 76,30 e 83,10 g/L de ST e 42,00 e 42,80 g/L de SV. Essa diferença pode ser explicada pelo manejo adotado na suinocultura, que resulta em um resíduo mais diluído, principalmente devido à lavagem das baias dos animais.

Com a mistura dos três resíduos, o pH das amostras do tanque de mistura (TM) variou entre 6,1 e 6,6. Além disso, as concentrações de sólidos foram superiores

quando comparado ao soro de leite e ao dejetos suíno individualmente. Em seguida, o pH da amostra da saída do tanque de mistura (STM), após a separação da fração sólida e líquida, variou entre 6,3 e 6,7. Quanto às concentrações de ST e SV, apresentaram uma leve redução, sugerindo que a separação da fração sólida possa ter contribuído.

Na entrada do biodigestor (EB), o pH e as concentrações dos sólidos mostraram valores relativamente consistentes com as amostras do STM. As variações podem ser atribuídas à deposição de material nas caixas de decantação que precedem a entrada do biodigestor. A quarta amostra, coletada em 03/03/2024, apresentou um aumento significativo nas concentrações de ST, SV e SF, sugerindo que ocorreu uma mudança no processo ou na carga orgânica. De fato, a mistura passou a ser composta apenas por cama de frango e soro de leite, com a exclusão do dejetos suíno por questões logísticas.

Quanto ao lodo (LO) o pH variou entre 7,2 e 8,7, semelhante ao reportado por Kassongo; Shahsavari; Ball (2020) que encontraram pH de 8,47 para lodo anaeróbio. Zahedi *et al.* (2022), Ivanchenko; Yelatontsev e Savenkov, (2021) e Matuszewska, *et al.* (2016) relataram pH de 7,30, 8,10 e 7,30, respectivamente, para lodo de estação de tratamento de efluentes. Para inóculo alimentado com dejetos suíno, o lodo apresentou pH de 8,20, 8,13 e 8,00, relatado por Wresta *et al.* (2021), Zhang *et al.* (2022) e Kuczman *et al.* (2018), respectivamente.

De modo geral, a composição dos resíduos variou entre as coletas, sugerindo diferenças na dieta dos animais, no manejo dos resíduos ou nas condições operacionais do biodigestor. O monitoramento desses parâmetros é crucial para entender e otimizar o processo de biodigestão, garantindo uma operação eficiente e sustentável do biodigestor.

Além da análise dos sólidos totais, voláteis e pH, foram avaliados outros parâmetros, como a alcalinidade conforme a TABELA 30.

TABELA 30 – ALCALINIDADE TOTAL, INTERMEDIÁRIA E PARCIAL; RELAÇÃO ALCALINIDADE INTERMEDIÁRIA/PARCIAL; ÁCIDOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS; ALCALINIDADE A BICARBONATO; E RELAÇÃO ÁCIDOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS/ALCALINIDADE TOTAL DE TODAS AS AMOSTRAS COLETAS NA PLANTA DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS

Amostra	Data da Coleta	Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /L)	Alcalinidade intermediária (mgCaCO ₃ /L)	Alcalinidade parcial (mgCaCO ₃ /L)	Relação AI/AP	Ácidos orgânicos Voláteis mg/LHac	Alcalinidade a bicarbonato (mgCaCO ₃ /L)	AOV/AT
DS	05/03/2021	7708,02 ± 153,30	3391,76 ± 87,64	4316,26 ± 101,03	0,79 ± 0,02	5499,53 ± 87,39	3892,42 ± 46,79	0,71 ± 0,00
DS	16/10/2021	5629,37 ± 84,63	2376,69 ± 27,70	3252,68 ± 57,66	0,73 ± 0,01	4244,10 ± 18,24	2613,01 ± 58,90	0,76 ± 0,00
TM	05/03/2021	8559,02 ± 681,55	6103,42 ± 241,78	2455,60 ± 450,33	2,53 ± 0,34	8752,07 ± 174,78	1689,27 ± 181,27	1,12 ± 0,03
TM	16/10/2021	4931,37 ± 251,72	3538,86 ± 266,52	1392,51 ± 14,81	2,54 ± 0,22	6978,90 ± 91,22	N.R.	1,37 ± 0,16
TM	12/05/2022	5196,22 ± 74,53	3019,71 ± 141,61	2176,51 ± 67,08	1,39 ± 0,11	9685,95 ± 91,26	N.R.	1,83 ± 0,07
STM	05/03/2021	6526,88 ± 109,28	5033,69 ± 44,04	1493,19 ± 88,07	3,38 ± 0,20	9021,71 ± 15,89	266,60 ± 43,30	1,36 ± 0,02
STM	16/10/2021	4516,06 ± 42,31	3343,42 ± 52,70	1172,64 ± 63,69	2,86 ± 0,20	6675,75 ± 9,12	N.R.	1,49 ± 0,02
STM	12/05/2022	5596,74 ± 14,91	3441,31 ± 156,51	2155,43 ± 134,15	1,60 ± 0,18	10415,14 ± 18,25	N.R.	1,89 ± 0,09
EB	05/03/2021	6238,16 ± 237,84	4823,71 ± 131,33	1414,45 ± 118,79	3,42 ± 0,21	8504,90 ± 47,67	582,18 ± 420,48	1,34 ± 0,11
EB	16/10/2021	5182,65 ± 52,35	3779,67 ± 10,47	1402,98 ± 62,82	2,70 ± 0,13	7353,00 ± 109,46	N.R.	1,43 ± 0,02
EB	12/05/2022	5559,85 ± 37,25	3530,90 ± 119,25	2028,95 ± 81,98	1,74 ± 0,13	10453,86 ± 109,51	N.R.	1,86 ± 0,10
LO	05/03/2021	6661,03 ± 66,25	1189,89 ± 46,30	5471,15 ± 44,04	0,22 ± 0,01	1592,39 ± 26,49	5366,39 ± 313,09	0,24 ± 0,06
LO	16/10/2021	15831,12 ± 243,09	5909,85 ± 211,77	9791,08 ± 224,41	0,60 ± 0,04	5114,21 ± 307,18	12242,15 ± 464,87	0,30 ± 0,03
LO	12/05/2022	11040,65 ± 67,08	2034,22 ± 44,72	8906,30 ± 163,96	0,23 ± 0,00	2432,69 ± 83,91	9313,44 ± 7,50	0,22 ± 0,01
SB	05/03/2021	9755,32 ± 185,60	1399,87 ± 0,00	8355,45 ± 185,60	0,17 ± 0,00	1470,62 ± 66,23	8711,18 ± 138,57	0,15 ± 0,00
SB	16/10/2021	6459,99 ± 162,87	827,13 ± 14,81	5632,86 ± 177,68	0,15 ± 0,01	793,35 ± 27,37	5896,71 ± 143,45	0,12 ± 0,00
SB	12/05/2022	8758,74 ± 1159,40	1159,40 ± 0,00	7572,99 ± 111,79	0,15 ± 0,00	1204,48 ± 25,17	7888,86 ± 77,45	0,14 ± 0,00

N.R.: Não realizado.

FONTE: O autor (2022).

O dejetos suíno (DS) apresentou uma diminuição na concentração da alcalinidade total de 7708 para 5629 mgCaCO₃.L⁻¹, sugerindo uma variação na composição do dejetos. Este valor está superior ao sugerido por Amani, Nosrati e Sreekrishnan (2010), que é de até 5.000 mgCaCO₃.L⁻¹. A alcalinidade total elevada pode ser um fator positivo, pois contribui para manter o efeito de tamponamento do sistema, evitando quedas bruscas de pH em decorrência de fatores inibitórios como a produção excessiva de ácidos e, conseqüentemente, acúmulo no sistema. A relação Al/AP manteve-se próxima de 0,75, indicando estabilidade entre as frações nas diferentes coletas, mas ainda superior do sugerido de até 0,4 por Mézes *et al.* (2011). A relação AOV/AT aumentou ligeiramente, sugerindo um aumento na produção de ácidos orgânicos, com valor acima dos sugeridos por Switzenbaum *et al.* (1990) de até 0,35.

As amostras do tanque de mistura (TM) apresentaram comportamento semelhante ao dejetos suíno, com os parâmetros todos superiores ao sugerido pela literatura, sugerindo uma alta carga de compostos voláteis e uma capacidade de tamponamento do sistema. Além disso, indicando uma alta concentração de ácidos orgânicos voláteis.

Após a separação de frações sólida e líquida, a amostra da saída do tanque de mistura (STM), apresentou variações nas concentrações da alcalinidade total, variando entre 4516 e 6526 mgCaCO₃.L⁻¹. Concentrações semelhantes foram encontradas na entrada do biodigestor (EB), variando de 5182 a 6238 mgCaCO₃.L⁻¹. Ambas as concentrações estiveram acima do limite máximo sugerido por Amani, Nosrati e Sreekrishnan (2010), que é de até 5000 mgCaCO₃.L⁻¹. A relação Al/AP variou entre 1,60 e 3,42 para STM e EB, também superior ao sugerido de até 0,4 por Mézes *et al.* (2011). A relação AOV/AT variou entre 1,34 e 1,89, ambos superiores ao sugerido por Switzenbaum *et al.* (1990) de até 0,35. Essa similaridade nos resultados se deve ao fato de que a amostra STM percorre um trajeto de tubulação de aproximadamente 50 metros até chegar à EB.

O lodo (LO) apresentou alcalinidade total variando entre 6661 e 15831 mgCaCO₃.L⁻¹, valores que também estiveram superiores ao limite máximo sugerido por Amani, Nosrati e Sreekrishnan (2010), de até 5000 mgCaCO₃.L⁻¹. As diferenças observadas entre os períodos coletados, pode ser explicada pela coleta superficial das amostras, principalmente o lodo (LO). Quanto a relação

Al/AP, os valores foram menores do que os apresentados pelas amostras anteriores. A primeira e terceira coleta de LO apresentaram relações inferiores a faixa sugerida por Mézes et al. (2011), de 0,3 a 0,4, enquanto a segunda coleta apresentou resultado superior. A relação AOV/AT esteve com todos os valores na faixa sugerida entre 0,10 e 0,35 (Switzenbaum et al., 1990).

A saída do biodigestor (SB) apresentou alcalinidade total, bem como relações Al/AP e AOV/AT inferiores às amostras de LO, sugerindo que o processo de digestão anaeróbia foi eficiente na redução desses parâmetros.

Outro parâmetro importante que demonstra o efeito de tamponamento do sistema é a alcalinidade a bicarbonato produzida pelas bactérias metanogênicas na faixa de 2,5 a 5,0 g.L⁻¹ (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022). Nas amostras de controle analisadas, tanto LO quanto SB, apresentaram concentrações superiores, variando entre 5,3 e 12,2 g.L⁻¹.

De um modo geral, foi observada a variabilidade nos resultados, indicando que, mesmo que o LO esteja dentro da faixa sugerida para determinado parâmetro, pode estar fora para outro. Isso pode ser ocasionado por diversos fatores, como variações nas características dos substratos e na temperatura, além de se tratar de um processo biológico.

Cabe ressaltar que há uma variabilidade nas características físico-químicas dos substratos em todas as vezes que são realizadas as alimentações no biodigestor e isso consequentemente, afeta positiva ou negativamente todos os parâmetros de monitoramento do processo.

4.1.1.1 Relação carbono/nitrogênio das amostras coletadas na planta de produção de biogás

Foram analisadas as concentrações de carbono orgânico total, nitrogênio total, e relação C/N para as amostras coletadas em todas as datas, conforme TABELA 31.

TABELA 31 – NITROGÊNIO, CARBONO TOTAL E ORGÂNICO DAS AMOSTRAS COLETADAS NA PLANTA DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS

Amostra	Data de coleta	CT (%)	NT (%)	C/N
SL	05/03/2021	36,83 ± 0,14	1,73 ± 0,28	21
SL	16/10/2021	30,87 ± 0,44	0,42 ± 0,01	73
CF	05/03/2021	27,79 ± 0,59	23,23 ± 1,25	1
CF	15/05/2022	31,80 ± 0,39	21,42 ± 0,01	1,5
DS	05/03/2021	24,78 ± 0,78	0,59 ± 0,04	42
DS	16/10/2021	25,20 ± 1,27	1,55 ± 0,04	16
TM	05/03/2021	27,71 ± 0,11	2,00 ± 0,08	13
TM	16/10/2021	23,79 ± 0,33	1,08 ± 0,00	22
TM	15/05/2022	31,30 ± 0,30	1,96 ± 0,06	16
STM	05/03/2021	27,37 ± 0,26	2,13 ± 0,10	12
STM	16/10/2021	24,49 ± 1,10	1,25 ± 0,06	19
STM	15/05/2022	30,61 ± 0,47	2,21 ± 0,04	13
EB	05/03/2021	27,12 ± 0,16	2,10 ± 0,06	13
EB	16/10/2021	27,06 ± 0,24	1,28 ± 0,10	21
EB	15/05/2022	28,40 ± 0,29	1,79 ± 0,06	15
LO	05/03/2021	12,85 ± 0,12	0,62 ± 0,04	20
LO	16/10/2021	17,24 ± 0,19	4,35 ± 0,10	4
LO	15/05/2022	18,27 ± 0,58	1,59 ± 0,04	11
SB	05/03/2021	26,33 ± 0,19	3,35 ± 0,25	7
SB	16/10/2021	20,02 ± 1,00	1,35 ± 0,04	14
SB	15/05/2022	21,18 ± 0,30	1,90 ± 0,06	11

CT: Carbono Total; NT: Nitrogênio Total; C/N: Relação carbono/nitrogênio; SL: Soro de leite; DS: Dejeito suíno; CF: Cama de frango; TM: tanque de mistura; STM: Saída do tanque de mistura; EB: Entrada do biodigestor; LO: Lodo; SB: Saída do biodigestor;

FONTE: O autor (2022).

Dentre todos os resultados, a amostra principal trata-se da entrada do biodigestor (EB), visto que é a fonte de alimentação do biodigestor. Observou-se que a relação C/N total esteve dentro da faixa sugerida por Borowski, Domanski e Weatherley (2014) e Zahan *et al.* (2018) entre 20/1 e 30/1 apenas na segunda coleta, com relação de 21/1. As demais coletas apresentaram relação de 13/1 (primeira coleta) e 15/1 (terceira coleta), ambas inferiores a faixa sugerida como ideal para o processo de digestão anaeróbia.

Esses desequilíbrios podem ser atribuídos a fatores como a alta concentração de nitrogênio na cama de frango e as variações na concentração do dejeito suíno, que pode ser ora muito concentrado, ora muito diluído.

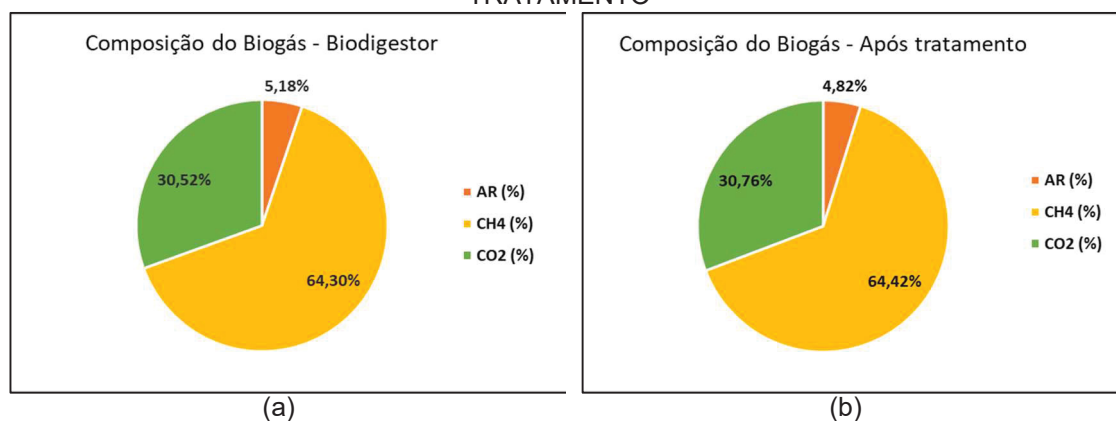
Ao avaliar o carbono e nitrogênio orgânico, a entrada do biodigestor (EB) na terceira coleta, apresentou a relação mais próxima do sugerido, com 19/1. Em contrapartida, as coletas de março de 2021 (16/1) e outubro de 2021 (33/1) mostraram desvio significativo, indicando tanto excesso de carbono, quanto variações no equilíbrio dos nutrientes.

Ajustes na proporção dos resíduos, juntamente com um monitoramento contínuo e mais coletas, seriam essenciais para melhorar a relação C/N e garantir a eficiência e estabilidade do biodigestor.

4.1.1.2 Composição do biogás do biodigestor em escala real

Foi realizada a primeira coleta de biogás no dia 16 de outubro de 2021, em dois pontos de amostragem, no biodigestor e na entrada do motor. A partir disto, foi possível determinar a composição do biogás gerado na planta conforme FIGURA 14. Em função da metodologia utilizada a composição do biogás identifica-se em CH₄, CO₂ e Ar (N₂+O₂), sendo possível quantificar H₂S superior de 2%, ou seja, das amostras analisadas todas foram inferiores a 1%.

FIGURA 14 – COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS NO (a) BIODIGESTOR E (b) APÓS O SISTEMA DE TRATAMENTO

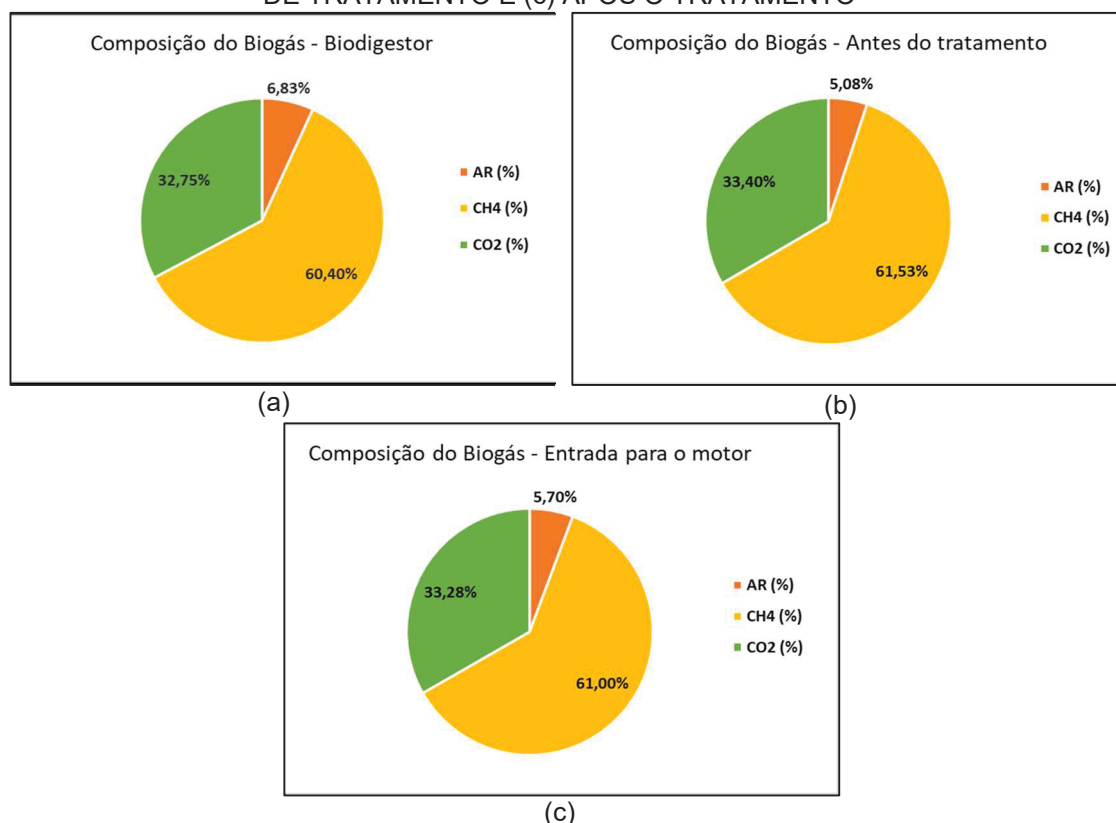


FONTE: O autor (2022).

Nota-se que, a porcentagem média de metano no biogás produzido, variou entre 64,30 e 64,42% (mol/mol), no biodigestor e após o tratamento, respectivamente. Observou-se que após o tratamento houve uma redução na média da concentração de AR (N₂+O₂) e acréscimo nas médias nas concentrações de CH₄ e CO₂, de 64,30 e 5,18% para 64,42 e 4,82%, respectivamente (FIGURA 14 b).

Na segunda coleta (12/05/2022), adicionou-se mais um ponto de amostragem do biogás além dos anteriores, foi coletado uma amostra entre estes, ou seja, antes da coluna de tratamento (FIGURA 15), com objetivo de identificar possíveis variações na composição durante o percurso do biogás até o motogerador.

FIGURA 15 – COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS NO (a) BIODIGESTOR, (b) ANTES DA COLUNA DE TRATAMENTO E (c) APÓS O TRATAMENTO



FONTE: O autor (2022).

A partir das FIGURAS 15a e 15b, observou-se uma leve redução na concentração de Ar (N_2+O_2) e um aumento nas concentrações de CO_2 e CH_4 , que passaram de 32,75% e 60,40% para 33,40% e 61,53%, respectivamente. Após o tratamento (FIGURA 15c), a composição do biogás variou novamente, com uma pequena redução nas concentrações de CO_2 e CH_4 , de 33,40% e 61,53% para 33,28% e 61,00%, respectivamente, e um aumento na concentração de Ar (N_2+O_2) de 5,08% para 5,70%. No entanto, todas essas variações mínimas podem estar dentro da margem de erro experimental.

É importante ressaltar que foram realizadas duas coletas, e a porcentagem de metano no biogás manteve-se relativamente estável, variando entre 60,40% e 64,42%. As pequenas flutuações observadas podem ser explicadas por fatores como contaminações no momento da coleta ou nas tubulações, além da precisão das leituras dos instrumentos.

Outros fatores, como a variabilidade nas características dos substratos utilizados, condições climáticas e até mesmo problemas operacionais com os equipamentos (bombas, coluna de tratamento e gerador), também podem

influenciar diretamente a produção de biogás e, consequentemente, o rendimento de metano. Além disso, o fato de o biodigestor não possuir um sistema de aquecimento faz com que as variações na temperatura externa interfiram diretamente no processo de produção de biogás.

Com base nessa caracterização preliminar e visando um entendimento mais detalhado das características de cada resíduo, optou-se por realizar o teste de Potencial Bioquímico de Metano (BMP) para cada resíduo de forma individual. Esse teste foi realizado com duas diferentes razões de substrato/inóculo, com o objetivo de identificar as características específicas de cada resíduo e sua capacidade de produção de biogás.

4.1.2 Produção de biogás de cada resíduo

Para conhecer o comportamento de produção de biogás e metano dos resíduos individualmente, foi realizado o teste do potencial bioquímico de metano para o soro de leite, dejetos suíno e cama de frango em duas razões de substrato/inóculo (S/I): 0,5 e 0,25, conforme observados na TABELA 32 e FIGURA 16.

TABELA 32 – MÉDIA DE PRODUÇÃO ACUMULADA DE BIOGÁS E METANO PARA O SORO DE LEITE, DEJETO SUÍNO E CAMA DE FRANGO

Substrato	Razão S/I	Média da produção acumulada de Biogás (mL _N .gSV ⁻¹)	Média da produção acumulada de Metano (mL _N .gSV ⁻¹)	% de CH ₄ em relação ao biogás
Cama de Frango	0,50	260,66 ± 3,73	95,30 ± 2,24	36,56 ± 1,00
	0,25	282,27 ± 2,96	77,03 ± 1,48	27,29 ± 0,80
Soro de Leite	0,50	891,89 ± 21,56	480,66 ± 20,83	53,89 ± 1,50
	0,25	938,36 ± 34,89	449,54 ± 21,78	47,91 ± 1,20
Dejeto Suíno	0,50	612,40 ± 11,89	355,05 ± 11,11	57,98 ± 1,80
	0,25	620,59 ± 46,79	325,90 ± 19,38	52,51 ± 1,50

FONTE: O autor (2023).

Os resultados do estudo evidenciam a variação na produção de biogás e metano entre diferentes resíduos e razões de substrato/inóculo (S/I). A cama de frango apresentou os menores volumes de produção de biogás, com médias de 260,66 e 282,27 mL_N/g.SV para 0,50 e 0,25, respectivamente. Esses resultados foram próximos com os encontrados por Paranhos *et al.* (2020), que relataram 262,60 mL_N/g.SV, e superiores as produções observadas por Marchioro (2017) e Zahan *et al.* (2018), que registraram 182,77 e 181,30 mL_N/g.SV, respectivamente. Este desempenho sugere que a cama de frango

possui uma limitação de produção de biogás quando utilizada isoladamente, podendo ser melhorada com a codigestão com outros resíduos.

O soro de leite demonstrou uma maior eficiência na produção de biogás, com 891,89 mL_N/g.SV para a razão S/I de 0,50 e 938,36 mL_N/g.SV para a razão de 0,25. Embora a razão de 0,25 tenha apresentado um volume acumulado de biogás numericamente superior, a razão de 0,50 resultou em uma maior proporção de metano no biogás (53,89% contra 47,91% para a razão de 0,25). Esses resultados foram consideravelmente superiores aos observados por Mainardis *et al.* (2019), que relataram produções entre 423,60 e 437,30 mL_N/g.SV, indicando o potencial elevado do soro de leite como substrato para a produção de biogás.

O dejetos suíno apresentou produções de biogás de 612,40 mL_N/g.SV para a razão S/I de 0,50 e 620,59 mL_N/g.SV para a razão de 0,25. Essas produções foram superiores aos reportados por Zahedj *et al.* (2022) e Sanchez *et al.* (2005) de 380,00 e 495,00 mL_N/g.SV, respectivamente. Cabe ressaltar a proporção de metano de 57,98 e 52,51% em relação aos demais substratos.

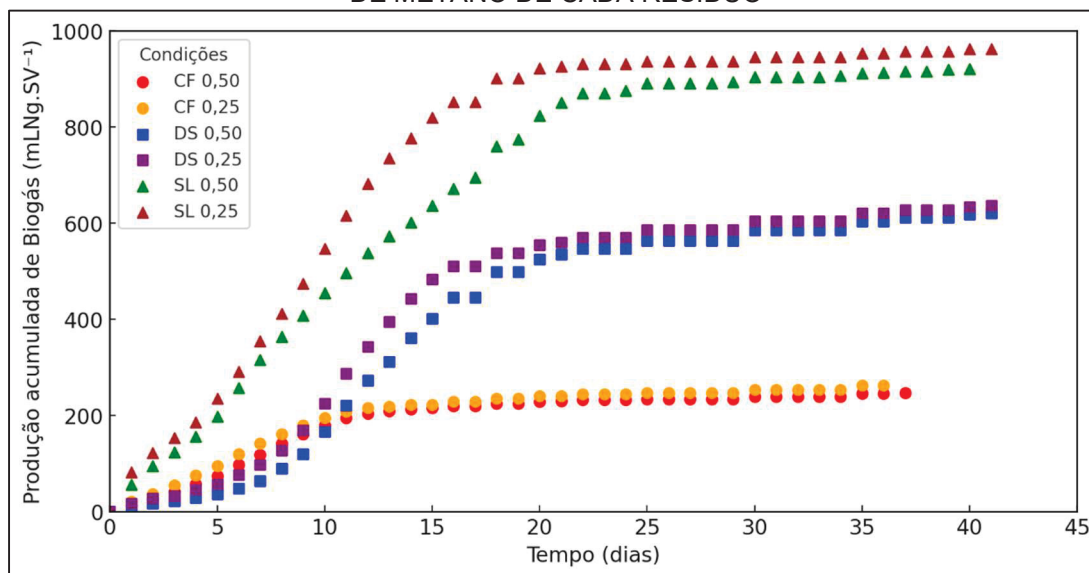
Ao observar a FIGURA 16 e comparar com a FIGURA 4 sobre os formatos típicos das curvas de produção de biogás (DIN 38414-8 (1985) e VDI 4630 (2006)), sugere-se que o comportamento do soro de leite e do dejetos suíno apresentaram produção de biogás atrasada no tempo, enquanto a cama de frango apresentou produção de biogás inibida.

Adicionalmente, observa-se que a taxa de produção inicial de biogás e de metano para o soro de leite (SL) apresentou uma rápida produção tanto para as razões S/I de 0,5 quando de 0,25, indicando a alta degradabilidade dos compostos orgânicos presentes.

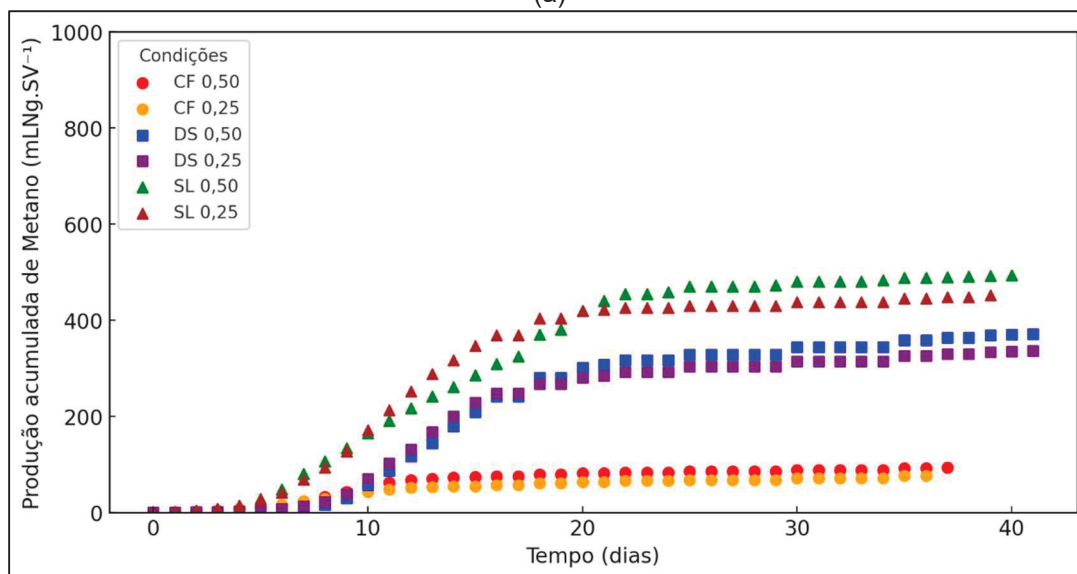
Outro fator importante observado refere-se à estabilidade da produção de biogás, que é significativa para a operação de plantas. A produção de biogás do soro de leite é relativamente estável após os primeiros dias, sugerindo um processo de digestão eficiente. Em contrapartida, a cama de frango mostra sinais de inibição, possivelmente devido à composição do resíduo, rico em nitrogênio, conforme reportado por Kelleher *et al.* (2002) e Borowski *et al.* (2014). Esses resultados demonstram a necessidade de suplementação ou codigestão da cama de frango com outros resíduos para melhorar a eficiência na produção de biogás e na conversão de metano.

Assim, o soro de leite pode ser o substrato principal devido à sua degradabilidade, enquanto a cama de frango pode ser utilizada em combinação para maximizar a produção de biogás.

FIGURA 16 – (a) PRODUÇÃO ACUMULADA DE BIOGÁS E (b) PRODUÇÃO ACUMULADA DE METANO DE CADA RESÍDUO



(a)



(b)

FONTE: O autor (2024).

Com esse objetivo, foi realizado um novo teste do potencial bioquímico de metano da mistura do soro de leite, cama de frango e dejetos suínos, em diferentes razões de S/I.

Os resultados desses novos testes permitem uma avaliação mais precisa do comportamento dessas misturas e identificam as proporções ideais

para a maximização da produção de biogás e metano, otimizando o processo de digestão anaeróbia e contribuindo para a eficiência e viabilidade das plantas de biogás.

4.2 AVALIAÇÃO DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO DA MISTURA

4.2.1 Caracterização físico-química da mistura

Segundo Khanal (2008), para otimizar o funcionamento de todos os grupos de microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia, sugere-se pH entre 6,8 e 7,4. Enquanto Chernicharo (2016) sugere pH entre 6,6 e 7,4. No presente estudo, observamos que o pH inicial das misturas estava consistentemente superior as faixas recomendadas, indicando um ambiente mais alcalino no início dos experimentos. Entretanto, os valores de pH final se aproximaram e, em alguns casos, se mantiveram dentro da faixa sugerida, especialmente nas razões de S/I 0,5 conforme TABELA 33.

TABELA 33 – PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E EFICIÊNCIA DE REDUÇÃO DOS SÓLIDOS VOLÁTEIS EM DIFERENTES RAZÕES SUBSTRATO/INÓCULO

Razão S/I	Nº Teste	pH		Redução SV (%)	Alcalinidade total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)		AI/AP		AOV/AT	
		Inicial	Final		Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
1	1º Teste (Sem SS)	8,46	8,11	16,75	21606,72	24350,84	1,10	0,99	0,44	0,26
1	2º Teste (Com SS)	8,07	7,78	74,11	6456,60	8645,54	1,00	0,37	0,68	0,17
0,5	1º Teste (Sem SS)	8,45	6,86	*	17721,60	13721,63	1,01	5,19	0,45	0,59
0,5	2º Teste (Com SS)	7,84	7,72	31,23	4584,19	5286,21	0,65	0,34	0,48	0,15
0,5	3º Teste (Com SS)	8,35	7,75	12,73	5590,00	7922,00	0,82	0,30	0,27	0,52
0,25	1º Teste (Sem SS)	8,37	7,03	3,19	15161,81	11512,53	0,99	3,93	0,41	0,45
0,25	2º Teste (Com SS)	8,04	7,84	52,46	4455,05	4238,59	0,60	0,35	0,31	0,15
0,25	3º Teste (Com SS)	8,36	7,56	*	5766,00	7322,00	0,83	0,35	0,36	0,24
0,167	1º Teste (Sem SS)	8,28	7,03	33,95	15055,79	10231,54	0,96	4,61	0,44	0,37
0,167	2º Teste (Com SS)	8,13	7,78	66,67	4304,40	4206,52	0,48	0,49	0,31	0,16
0,125	2º Teste (Com SS)	8,23	7,82	30,31	4110,70	3873,96	0,51	0,51	0,31	0,14

SS: separação de sólidos; *: erro na análise.

FONTE: O autor (2024).

A redução do pH ao longo dos testes pode ser atribuída à produção de ácidos voláteis durante a digestão anaeróbia, que é um comportamento esperado no processo.

Além disso, a separação da fração sólida nos testes apresentou aumento na eficiência de redução dos sólidos voláteis. No entanto, pode ter impactos

variáveis no pH e alcalinidade. A concentração da mistura pode influenciar a estabilidade do processo e a qualidade do biogás produzido.

Importante destacar que, apesar do pH inicial elevado, não foram observados indícios de inibição do processo de digestão anaeróbia. Todos os testes demonstraram produção contínua de biogás do início ao fim dos experimentos. Isso sugere que o sistema foi capaz de se autorregular, ajustando o pH ao longo do tempo para condições mais favoráveis à atividade microbiana.

Quanto aos sólidos, foi observado um acúmulo ao abrir os frascos, principalmente no teste sem a separação da fração sólida, possivelmente proveniente da cama de frango, ou seja, por conter material lignocelulósico, de difícil degradação, ficando depositado no fundo dos reatores, contribuindo para a menor redução na concentração dos SV.

Além disso, outro parâmetro associado a alcalinidade total que auxilia para determinar a relação dos ácidos orgânicos voláteis (de cadeia curta) e a alcalinidade, é a relação Al/AP. Todas as misturas estudadas apresentaram relações Al/AP superiores a 0,3, conforme sugerido por Ripley, Boyle e Converse (1986). Mézes *et al.* (2015) sugerem que a faixa ótima para essa relação esteja entre 0,3 e 0,4. Valores superiores a 0,4 indicam que os reatores estão em sobrecarga, enquanto valores inferiores a 0,3 indicam subcarga.

Considerando que todas as misturas estudadas apresentaram relações Al/AP superiores a 0,3, podemos inferir que alguns reatores estão em estado dentro do sugerido, bem como alguns em sobrecarga. Esse estado de sobrecarga pode ser problemático, pois indica uma acumulação excessiva de ácidos orgânicos voláteis, o que pode levar à inibição da atividade microbiana e, conseqüentemente, comprometer a eficiência do processo de digestão anaeróbia.

A partir da alcalinidade total, sequencialmente, determinou-se a totalidade da formação dos ácidos e a partir disto, a relação dos ácidos orgânicos voláteis pela alcalinidade total AOV/AT. Switezenbaum *et al.*, (1990) sugerem relação entre 0,10 e 0,35.

A maioria dos testes sem separação da fração sólida, resultou em relações AOV/AT finais dentro da faixa recomendada de 0,10 a 0,35, indicando um sistema de digestão relativamente estável.

Alguns testes sem separação da fração sólida mostraram valores AOV/AT superior ao limite superior recomendado, indicando possíveis problemas de instabilidade no sistema de digestão.

Apesar de alguns resultados deste experimento estarem superiores e podem ter ocasionado distúrbios no sistema, cada experimento e substrato utilizado possui suas particularidades e pode interferir positiva ou negativamente no processo.

A relação C/N por sua vez, apresentou resultados inferiores ao sugerido por Zahan *et al.*, (2018) e Borowski *et al.*, (2014) de 20:1 em todas as misturas estudadas, sugerindo que uma relação mais equilibrada tende a favorecer a produção de biogás.

4.2.2 Produção de biogás da mistura

Esses testes permitiram comparar as misturas da cama de frango, dejetos suíno e soro de leite, analisando as suas respectivas produções acumuladas de biogás e metano, conforme a TABELA 34 e FIGURA 17.

TABELA 34 - PRODUÇÃO ACUMULADA DE BIOGÁS DAS MISTURAS EM TRÊS TESTES DIFERENTES

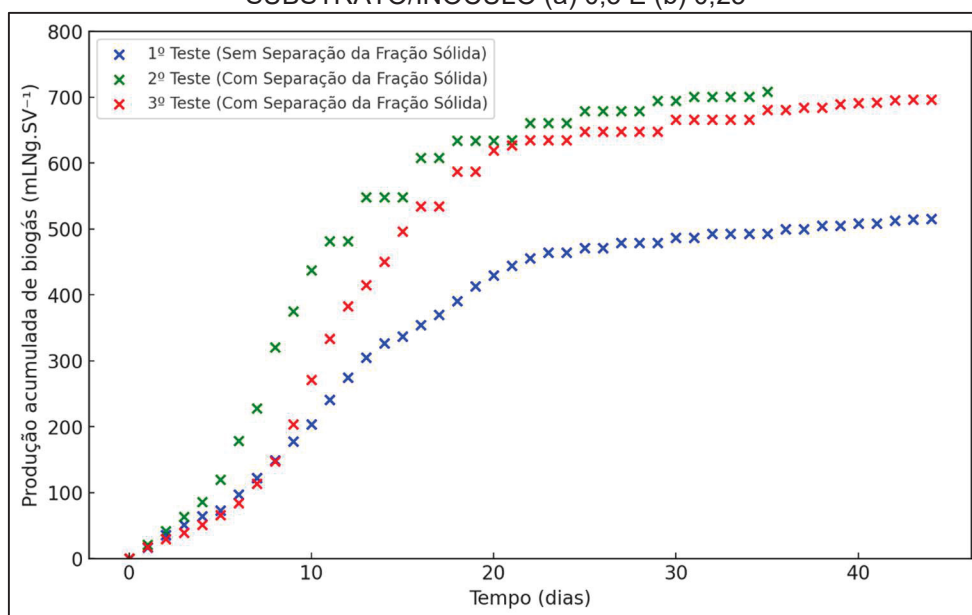
Razão S/I	1º Teste (Sem Separação da Fração Sólida) (mLN _g .SV ⁻¹)	2º Teste (Com Separação da Fração Sólida) (mLN _g .SV ⁻¹)	3º Teste (Com Separação da Fração Sólida) (mLN _g .SV ⁻¹)
1	465,09 ± 11,00	614,04 ± 42,55	387,02 ± 21,54
0,5	509,70 ± 6,09	686,98 ± 8,73	701,86 ± 18,81
0,25	587,09 ± 5,42	626,05 ± 4,08	789,53 ± 63,72
0,167	642,15 ± 3,12	694,89 ± 3,47	N.R
0,125	N.R	717,07 ± 17,37	N.R

N.R: não realizado.

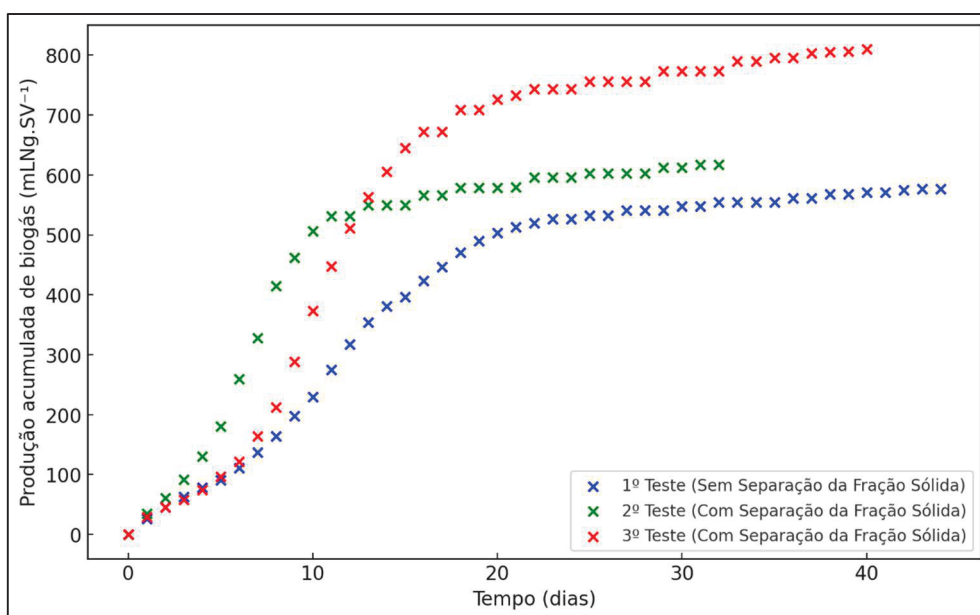
FONTE: O autor (2024).

No 1º teste (sem separação da fração sólida) a mistura dos três resíduos foi realizada em laboratório. No 2º e 3º testes, a mistura (com separação da fração sólida), foi coletada na planta de biogás, amostra utilizada como alimentação do biodigestor (Entrada do biodigestor – EB).

FIGURA 17 – PRODUÇÃO ACUMULADA DE BIOGÁS PARA AS RAZÕES SUBSTRATO/INÓCULO (a) 0,5 E (b) 0,25



(a)



(b)

FONTE: O autor (2024).

As razões 0,50 e 0,25 foram estudadas nos três testes e, numericamente, apresentaram volumes mais elevados de produção acumulada de biogás em comparação com as demais razões. No entanto, a diferença de sólidos voláteis entre as razões 0,25 e 0,167 foi pequena. Pensando em aplicações práticas, a adição de um volume maior de substrato, mesmo com uma diferença relativamente pequena na produção, pode se mostrar mais vantajosa dependendo do contexto operacional.

Outra variável importante é a separação da fração sólida. No 2º teste (com separação da fração sólida), as razões 0,5 e 0,25 permitem uma avaliação clara da diferença de produção quando comparadas ao 1º teste (sem separação da fração sólida). Focar nas razões 0,5 e 0,25 pode ajudar a otimizar a quantidade de substrato utilizado para a codigestão.

Observou-se que para a grande maioria dos resultados da produção acumulada de biogás, para as razões de S/I estudadas, apresentaram maiores volumes para os testes com a separação da fração sólida. Além deste aspecto positivo, ao separar a fração sólida do substrato que alimenta o reator, minimiza o assoreamento do biodigestor com materiais de difícil degradação.

Quanto a produção acumulada de metano, os maiores volumes foram obtidos também no 3º teste com a separação da fração sólida, com destaque para a razão S/I 0,25 (TABELA 35). Porém, a variação entre as razões 0,5 e 0,25 está previsto dentro do desvio padrão.

TABELA 35 - PRODUÇÃO ACUMULADA DE METANO DO 1º, 2º E 3º TESTE

Razão S/I	1º Teste (Sem Separação da Fração Sólida) (mL _N CH ₄ g.SV ⁻¹)	2º Teste (Com Separação da Fração Sólida) (mL _N CH ₄ g.SV ⁻¹)	3º Teste (Com Separação da Fração Sólida) (mL _N CH ₄ g.SV ⁻¹)
1	223,67 ± 6,63	387,02 ± 21,54	-
0,5	249,89 ± 7,13	390,27 ± 11,70	420,75 ± 20,25
0,25	287,54 ± 3,75	279,86 ± 9,98	443,24 ± 27,96
0,167	311,77 ± 4,70	305,75 ± 4,96	N.R
0,125	N.R	349,05 ± 14,27	N.R

N.R: não realizado

FONTE: O autor (2024).

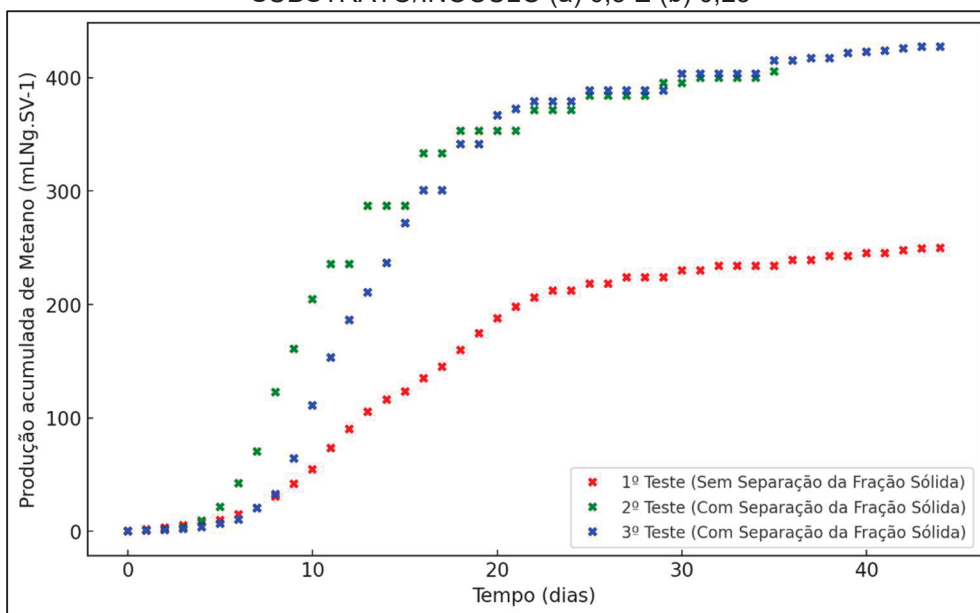
Da mesma forma, focou-se nas razões S/I 0,5 e 0,25 para a comparação da produção acumulada de metano, em que o 1º teste (sem separação da fração sólida) apresentou o menor rendimento para as duas razões de S/I, conforme FIGURA 18, destacando-se o 3º teste.

Nos testes sem a separação da fração sólida, observou-se um aumento na produção de biogás e metano à medida que a razão S/I diminuía. Esse fenômeno pode ser explicado pela maior exposição do substrato aos microrganismos.

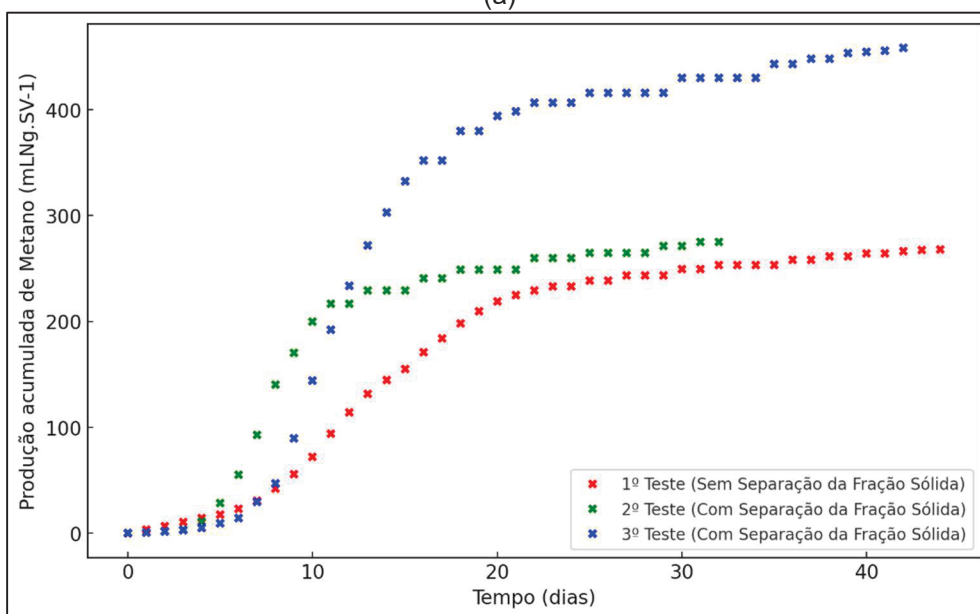
No entanto, a separação da fração sólida demonstrou um impacto positivo na produção de biogás e metano. Esse efeito foi mais perceptível em

menores razões S/I, onde tanto a produção aumentou quanto a variabilidade diminuiu.

FIGURA 18 - PRODUÇÃO ACUMULADA DE METANO PARA AS RAZÕES SUBSTRATO/INÓCULO (a) 0,5 E (b) 0,25



(a)



(b)

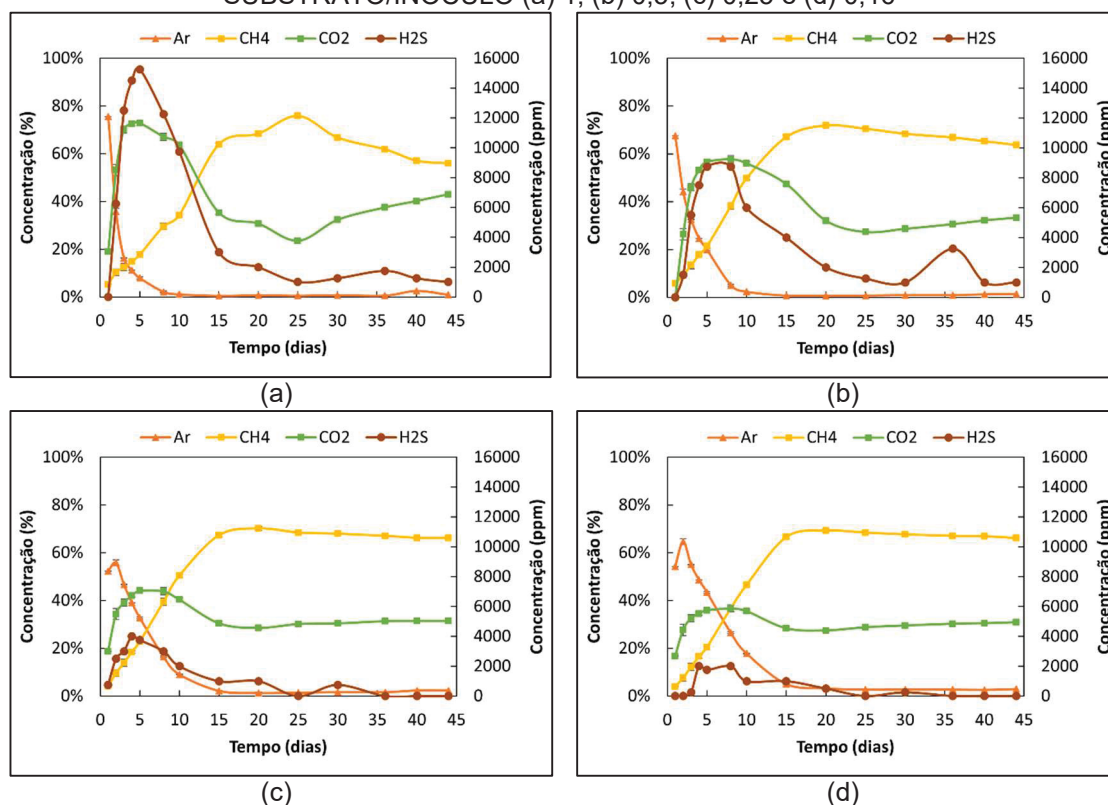
FONTE: O autor (2024).

No presente estudo, a razão S/I de 0,25, com a separação da fração sólida, resultou na maior produção de biogás e metano. Amaral (2017) também observou em seu estudo que a fração sobrenadante, caracterizada por uma maior biodegradabilidade da matéria orgânica, apresentou uma produção superior de biogás e metano, variando entre 0,406 e 1,157 Nm³biogás.kgSV⁻¹.

4.2.3 Composição do biogás das misturas no primeiro teste

A composição do biogás apresentou comportamento semelhante para as concentrações de AR (N_2+O_2) e o CO_2 entre as razões de S/I de 1,0 e 0,5, com maior concentração de AR (N_2+O_2) e CO_2 no início da digestão e diminuição ao longo do processo (FIGURA 19).

FIGURA 19 – COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS PARA O PRIMEIRO TESTE PARA AS RAZÕES SUBSTRATO/INÓCULO (a) 1, (b) 0,5, (c) 0,25 e (d) 0,16



FONTE: O autor (2022).

Enquanto o H_2S apresentou maior concentração no início, principalmente para as razões S/I de 1,0 e 0,5, com diminuição durante e, estabilidade ao final do processo. Cabe ressaltar que a concentração do H_2S foi inferior a 1% e por este motivo está representada em ppm para melhor visualização. Resultado este, bom para o processo de digestão anaeróbia, pois concentrações elevadas de H_2S podem causar inibições na produção de biogás.

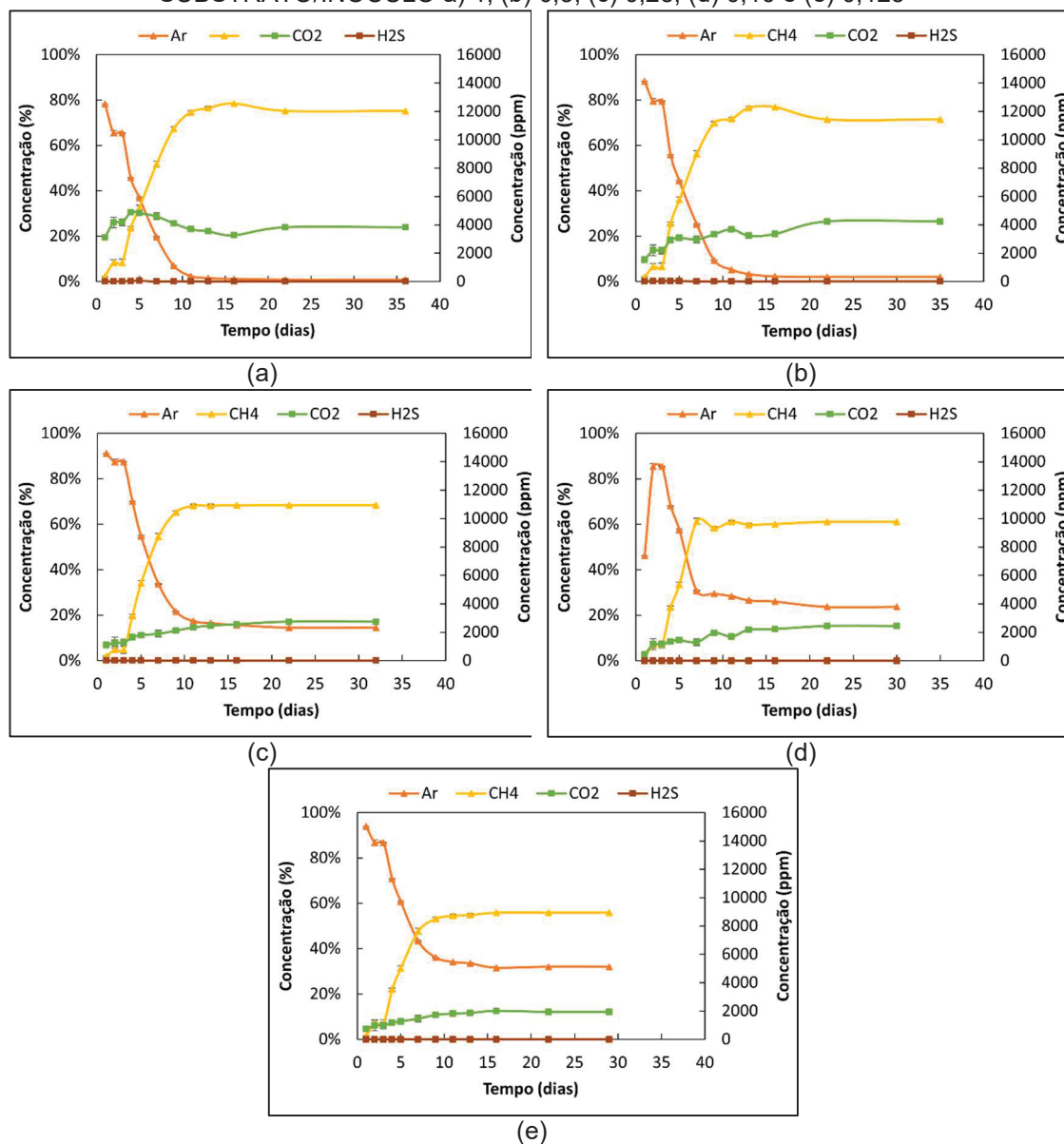
Por fim, para o metano, a produção aumentou gradativamente até o décimo quinto dia, a partir de então manteve a estabilidade entre 60 e 80% até o fim dos experimentos para todas as misturas, faixa esta, encontrada pelos

autores Deublein e Steinhauser (2008), Chernicharo (2016) e Wellinger, Murphy e Baxter (2013).

4.2.4 Composição do biogás das misturas no segundo teste

A composição do biogás neste segundo teste está representada na FIGURA 20 em porcentagem para CH₄, CO₂, AR (O₂ + N₂), e em ppm para H₂S.

FIGURA 20 – COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS PARA O SEGUNDO TESTE PARA AS RAZÕES SUBSTRATO/INÓCULO a) 1, (b) 0,5, (c) 0,25, (d) 0,16 e (e) 0,125



FONTE: O autor (2022).

Para as misturas com maior concentração de substrato adicionado (1 e 0,5) a concentração de metano esteve próxima a 80% (mol/mol) após o décimo

dia de experimento, mantendo-se estável até o fim (35 dias) (FIGURA 20 a e b). O AR ($N_2 + O_2$) presente no reator diminuiu até o décimo segundo dia atingindo máximo de 2% de concentração para os dias seguintes. A concentração de CO_2 por sua vez, elevou-se com o passar dos dias, mantendo-se entre 20 e 30% a partir do décimo dia.

A razão S/I de 0,25, a partir do décimo dia manteve estabilidade no intervalo de 60 a 70% (FIGURA 20 c) de CH_4 , com a diminuição da presença do AR ($N_2 + O_2$) até o décimo dia, mantendo-se inferior a 20% até o fim do experimento com duração de 30 dias. A concentração de CO_2 iniciou inferior a 10% aumentando gradativamente até décimo quinto dia, mantendo estável até o final do experimento entre 15 e 20%.

Para 0,16 (FIGURA 20 d) a concentração de CH_4 esteve próxima a 60% a partir do sétimo dia e manteve-se até o final (30 dias). A concentração do AR ($N_2 + O_2$) diminuiu até o sétimo dia de experimento e manteve-se em 30% até o fim do experimento. Já a concentração de CO_2 aumentou gradativamente até o décimo dia e, manteve-se na faixa de 10 a 20% até o fim do experimento.

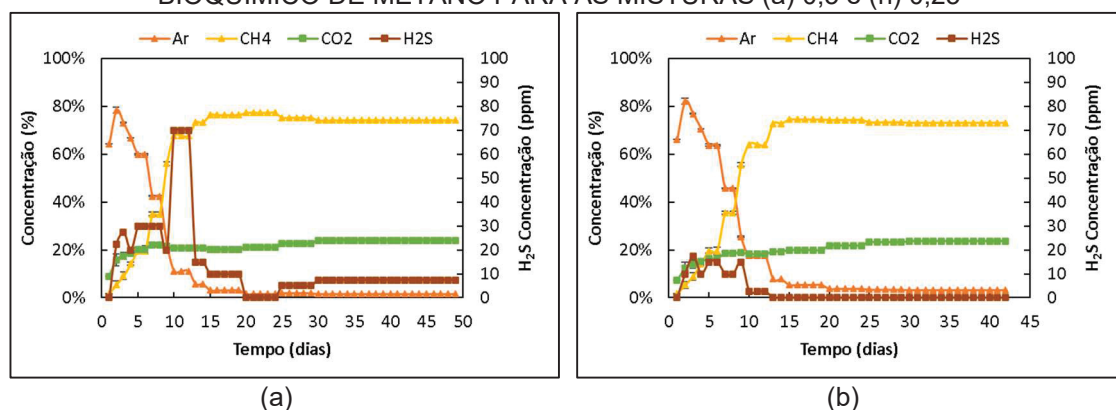
Por fim, na razão S/I de 0,125, a concentração de CH_4 aumentou até o sétimo dia e a partir de então estabilizou entre 50 e 60% (FIGURA 20 e). A concentração de AR ($N_2 + O_2$) e CO_2 apresentaram comportamento semelhante à da mistura 0,16, com declínio do AR até o sétimo dia e aumento de CO_2 até o décimo terceiro, mantendo-se entre 30 e 40% e 5 e 15%, respectivamente, até o fim do experimento com 29 dias.

4.2.5 Composição do biogás das misturas no terceiro teste

A mistura dos substratos (0,5 e 0,25) no 3º teste, produziram as maiores concentrações de metano, com estabilização em torno de 60-65%, faixa esta, encontrada pelos autores Deublein e Steinhauser (2008), Chernicharo (2016) e Wellinger, Murphy e Baxter (2013).

O comportamento foi semelhante aos testes anteriores, inicialmente uma maior concentração de AR e com o passar dos dias, a inversão, aumento do CH_4 e CO_2 (FIGURA 21).

FIGURA 21- COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS PARA O TERCEIRO TESTE DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO PARA AS MISTURAS (a) 0,5 e (h) 0,25



FONTE: O autor (2023).

4.2.6 Análise estatística da mistura

A partir da TABELA 34, mencionada no item 4.2.2, foi realizada a Análise de Variância (ANOVA), que indicou diferenças estatisticamente significativas entre as razões S/I e os testes em relação à produção de metano.

Foram utilizados somente os dados das razões S/I de 0,5 e 0,25, por terem sido estudados nos três testes. Com um p-valor de 0,0063, sugere-se que pelo menos dois dos grupos testados possuem diferença significativa, com um nível de confiança de 95% ($\alpha = 0,05$).

Para identificar quais grupos diferem entre si, foi realizado o teste de Tukey HSD (Post Hoc), cujos resultados estão na TABELA 36.

Os resultados indicam uma diferença significativa na produção de metano entre o 1º e o 2º teste (p-valor = 0,013) e entre o 1º e o 3º teste (p-valor = 0,013), permitindo rejeitar a hipótese de que não há diferença entre os grupos. O 2º teste apresentou uma produção média de metano aproximadamente 73% superior à do 1º teste, enquanto o 3º teste apresentou uma produção média de metano aproximadamente 88% superior à do 1º teste.

TABELA 36 – COMPARAÇÃO DA PRODUÇÃO DE METANO EM DIFERENTES RAZÕES E TESTES PELO TESTE TUKEY

Grupo 1	Grupo 2	p-valor	Rejeito H_0
1º Teste	2º Teste	0,013	Sim
1º Teste	3º Teste	0,013	Sim
2º Teste	3º Teste	0,478	Não

FONTE: O autor (2024).

Por outro lado, ao comparar o 2º e o 3º teste entre si, não foi observada uma diferença significativa na produção de metano ($p\text{-valor} = 0,478$), indicando que ambos os testes produziram resultados equivalentes em termos de eficiência.

De modo geral, os testes que envolveram a separação da fração sólida (2º e 3º testes) demonstraram uma produção de metano superior em comparação ao 1º teste, que não foi realizada essa separação. Esses resultados sugerem que o processo de separação das frações sólida e líquida, com a utilização apenas da parte líquida como fonte de alimentação para o reator, melhora a eficiência na produção de metano.

A falta de diferença significativa entre o 2º e o 3º teste indica que, uma vez implementada a separação da fração sólida, os resultados são consistentes e equivalentes, independentemente das outras variáveis controladas nesses testes.

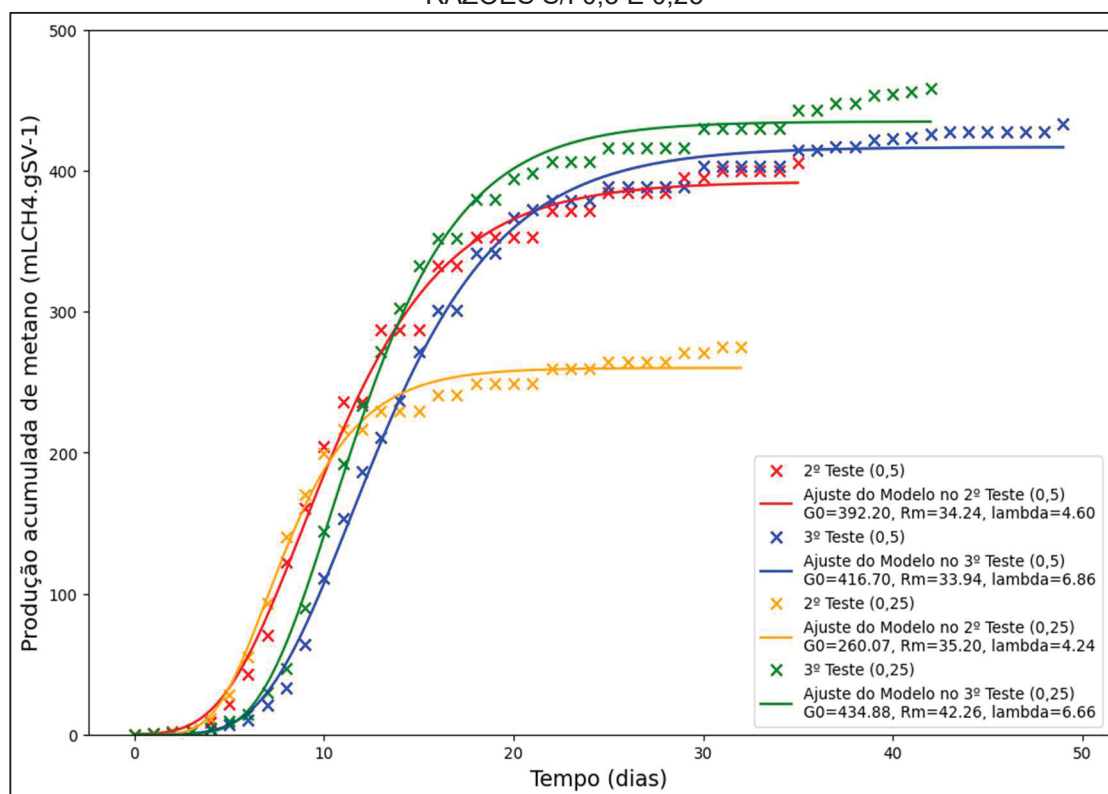
4.2.7 Ajuste do modelo de Gompertz aos dados de produção de metano

Dessa forma, foi realizada a modelagem cinética, cujo modelo utilizado foi de Gompertz Modificado para a amostra de alimentação do biodigestor na planta (EB) no 2º e 3º teste, nas razões S/I de 0,5 e 0,25, conforme FIGURA 22. As curvas dos modelos foram aproximadas para cada tempo de produção cumulativa de metano.

Segundo Lihi *et al.* (2023) ao aplicar modelos matemáticos como o modelo de Gompertz Modificado, observou-se que o modelo pode ser utilizado para otimizar a produção de biogás a partir dos parâmetros cinéticos.

Os resultados apresentados indicam uma análise detalhada dos parâmetros obtidos por meio do modelo, focando nas métricas como G_0 (produção acumulada de metano), R_m (taxa máxima de produção de metano), λ (tempo de latência), e os índices de qualidade de ajuste (MSE, RMSE, R^2 , R^2 ajustado, AIC) para dois testes em diferentes razões S/I (substrato/inóculo).

FIGURA 22 – AJUSTE DO MODELO DE GOMPERTZ MODIFICADO NO 2º E 3º TESTE NAS RAZÕES S/I 0,5 E 0,25



FONTE: O autor (2024).

Na TABELA 37 observa-se todas as métricas utilizadas no modelo, com os dados estimados a partir do ajuste do modelo aos dados experimentais.

TABELA 37 – AJUSTE DOS MODELOS AOS DADOS EXPERIMENTAIS DE PRODUÇÃO DE METANO

Modelo	Métrica	2º Teste (0,5)	3º Teste (0,5)	2º Teste (0,25)	3º Teste (0,25)
Gompertz Modificado	G_0 :	392,20	416,70	260,07	434,88
	R _m	34,2429	33,9404	35,2044	42,2638
	λ	4,60085	6,85957	4,23745	6,65645
	MSE	108,26	86,83	70,78	120,15
	RMSE	10,4052	9,3186	8,4133	10,9616
	R ²	0,99504	0,99655	0,99270	0,99582
	R ² ajustado	0,99457	0,99631	0,99194	0,99550
	AIC	174,64	229,20	146,56	211,91

FONTE: O autor (2024).

Primeiramente, a partir do parâmetro λ (tempo de latência) observa-se que os tempos de latência foram menores no 2º teste para ambas as razões S/I, sugerindo uma ativação mais rápida da microbiota. Esse comportamento pode estar relacionado à adaptação dos microrganismos ao substrato ou à diferença nas condições iniciais das amostras, como temperatura ou composição química.

Entretanto, ao analisar o parâmetro R_m , que indica a taxa máxima de produção de metano, nota-se que o 3º teste com razão S/I de 0,25 apresentou a maior taxa, seguido pelo 2º teste com a mesma razão. Este resultado é particularmente interessante, pois sugere que, apesar do maior tempo de latência, o 3º teste foi capaz de alcançar uma taxa de produção de metano mais elevada. Esse desempenho pode estar associado a uma otimização das condições ambientais ou uma melhor adaptação dos microrganismos ao longo do tempo.

Comparando com os valores de G_0 , o 3º teste com S/I de 0,25 também apresentou a maior produção acumulada de metano, o que corrobora com os resultados de R_m . A maior produção acumulada e a taxa de produção mais alta indicam que, para a razão de 0,25, houve uma utilização mais eficiente do substrato disponível, resultando em uma maior atividade metanogênica.

Esses resultados são consistentes com os de Naran *et al.* (2016) e El-Mashad e Zhang (2010), que reportaram produções máximas de metano ajustadas pelo modelo de Gompertz entre 70,6% e 90%. A taxa de produção mais alta observada no 3º teste com razão S/I de 0,25 pode indicar uma fase exponencial mais pronunciada da curva de crescimento microbiano, possivelmente devido à menor competição por nutrientes e melhores condições de massa/transferência, sugerindo condições favoráveis para o rápido crescimento da população microbiana e a conversão do substrato em biogás.

Além disso, os valores de R^2 e R^2 ajustado próximos de 1 em todos os testes, indicam um bom ajuste do modelo de Gompertz Modificado aos dados experimentais, confirmando a robustez do modelo para descrever a cinética de produção de metano. A análise de AIC e MSE também apontam para um ajuste satisfatório, com os menores valores sendo obtidos no 2º teste com S/I de 0,25, sugerindo que este conjunto de dados é o mais confiável para prever o comportamento da produção de metano.

Em resumo, a razão S/I de 0,25 apresentou resultados superiores em termos de taxa máxima de produção de metano e produção acumulada, especialmente no 3º teste. Isso sugere que para otimizar a produção de metano, essa razão deve ser considerada, embora seja importante continuar monitorando os parâmetros de pH, AI/AP, AOV/AT para garantir a consistência dos resultados em diferentes condições de operação.

4.3 OPERAÇÃO SEMICONTÍNUA

4.3.1 Primeiro ciclo

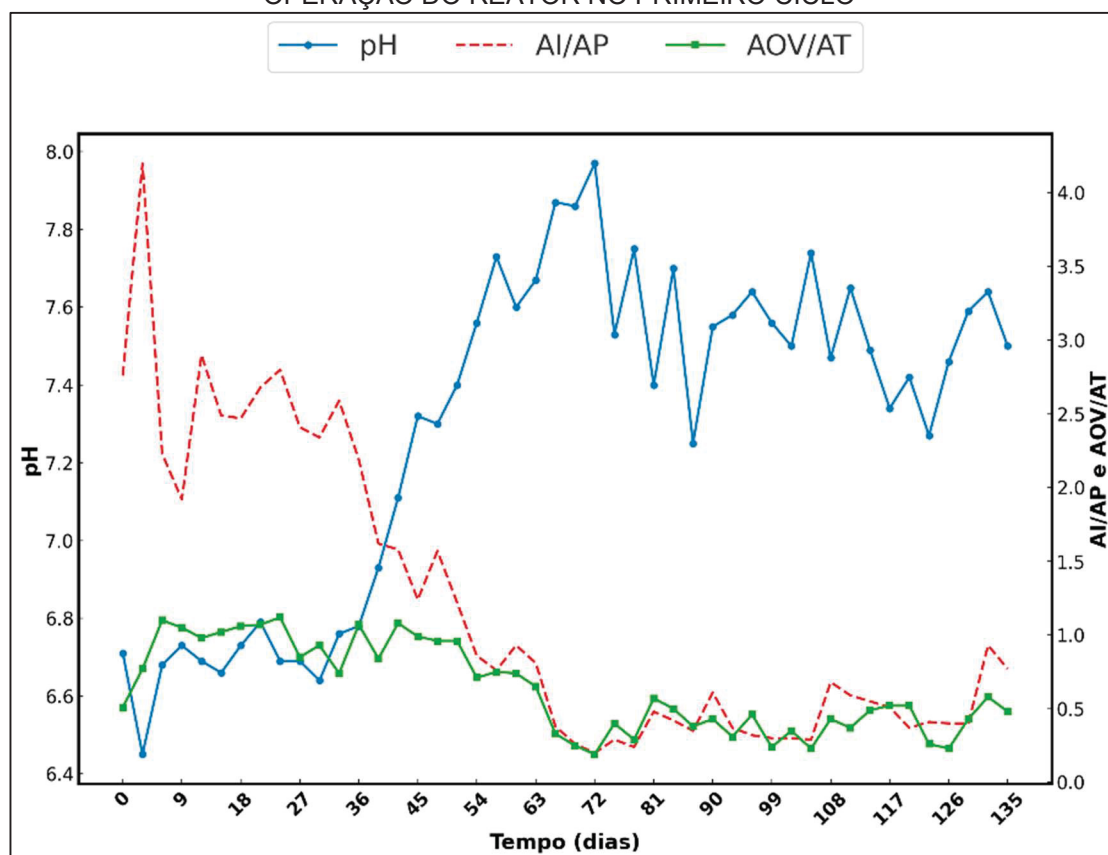
O primeiro ciclo teve duração de 151 dias e foi alimentado exclusivamente com dejetos suíno. As variações de COV ocorreram em função das variações dos parâmetros, como pH, alcalinidade total, parcial e intermediária, bem como dos parâmetros operacionais como a recirculação e possível acúmulo de sólidos no reator.

A partir da FIGURA 23, foi possível observar o comportamento do pH e as relações AI/AP e AOV/AT ao longo do tempo. Embora o pH tenha permanecido dentro da faixa sugerida de 6,5 e 8,0, as relações AI/AP e AOV/AT apresentaram variações, indicando períodos de instabilidade no processo de digestão anaeróbia. Apesar disso, o processo não apresentou indícios de inibição.

Com o aumento progressivo da COV, observou-se uma estabilização nas relações AI/AP e AOV/AT, que se mantiveram dentro da faixa de 0,10 a 0,35 para AOV/AT, conforme sugerido por Switzenbaum *et al.*, (1990), e aproximadamente 0,30 para AI/AP, conforme recomendado por Ripley, Boyle e Converse (1983). Dessa forma, mesmo com as variações iniciais, o sistema se adaptou e manteve as condições operacionais dentro dos parâmetros sugeridos, garantindo a produção de biogás e rendimento de metano no processo de digestão anaeróbia.

A influência das cargas orgânicas voláteis no comportamento do pH, AI/AP e AOV/AT ao longo do tempo se faz importante para compreender as variações observadas na produção de biogás e metano. Nos primeiros dias do experimento, o pH apresentou variações, relacionadas ao aumento das COVs no sistema, que resultaram em uma maior produção de ácidos orgânicos. Evidenciado pela redução inicial na relação AI/AP, indicando uma redução na capacidade de tamponamento do sistema. No entanto, o sistema conseguiu neutralizar esses ácidos, mantendo a relação AOV/AT em níveis estáveis e baixos, evitando, assim, uma queda drástica no pH.

FIGURA 23 – MONITORAMENTO DOS PARAMETROS: pH, AI/AP e AOV/AT DURANTE A OPERAÇÃO DO REATOR NO PRIMEIRO CICLO



Fonte: O autor (2024).

Entre os dias 20 e 50, o pH se estabilizou, sugerindo que o sistema estava consumindo a produção de ácidos voláteis e mantendo o processo de digestão anaeróbia estável. A partir do dia 50, com o aumento progressivo das COVs, o pH atingiu valores ideais para a metanogênese, bem como atingiu a maior produção de biogás e metano. Durante esse período, as relações AI/AP e AOV/AT permaneceram dentro das faixas recomendadas, indicando que o sistema manteve o equilíbrio entre a produção de ácidos e a sua neutralização.

Após o dia 80, o pH começou a apresentar maiores variações, refletindo as mudanças na carga orgânica aplicada ao reator. A estabilidade da relação AOV/AT e o leve aumento na relação AI/AP sugerem que a produção de ácidos foi controlada, permitindo que o sistema continuasse operando de maneira eficaz, embora a eficiência de conversão de substrato em metano tenha começado a reduzir.

Pensando na maximização da produção de biogás e rendimento de metano, se faz necessário manter o equilíbrio entre a produção de ácidos e a capacidade do sistema de neutralizá-los, visto que relações de AOV/AT altas

podem afetar diretamente o rendimento de metano, conforme reportado por Chernicharo (1997).

Na TABELA 38 observa-se as variações nas COVs, bem como nas produções de biogás e metano em litros por grama de sólidos voláteis por dia, para cada fase de operação.

TABELA 38 – FASES, COV DE OPERAÇÃO, PRODUÇÃO DE BIOGÁS E METANO E REMOÇÃO DE SÓLIDOS VOLÁTEIS NO PRIMEIRO CICLO

Fase de operação	COV de operação (kg.SV/m ³ .d)	pH	Produção volumétrica de biogás (L _N .gsv ⁻¹ d ⁻¹)	Produção Específica de Metano (L _N CH ₄ .gsv ⁻¹ d ⁻¹)	Teor de Metano no Biogás (%)	Redução de SV (%)
I	0,10	7,51	0,93	0,69	74,00	85,37
II	0,35	7,53	0,79	0,45	57,05	89,41
III	0,50	7,75	3,28	2,38	72,53	80,61
IV	0,30	7,25	3,01	2,07	68,70	78,12
V	0,80	7,55	0,84	0,56	66,10	93,70
VI	1,20	7,56	3,04	1,82	59,80	42,14
VII	0,50	7,74	1,87	1,15	61,45	61,20
VIII	1,00	7,47	3,58	2,47	69,00	29,46
IX	1,50	7,65	0,81	0,48	59,45	89,14
X	1,75	7,49	1,34	0,88	65,20	88,32
XI	2,50	7,42	1,15	0,74	64,20	86,29
XII	2,75	7,46	2,47	1,33	53,93	84,18
XIII	3,00	7,59	2,62	1,60	61,25	70,36
XIV	3,25	7,49	1,36	0,79	58,37	71,83

FONTE: O autor (2024).

Quando comparado aos resultados obtidos no teste de BMP para o dejetos suíno, a produção máxima acumulada de metano foi de 0,36 (L_NCH₄.gsv⁻¹) para a razão S/I de 0,50 em 40 dias de operação, valor este, inferior a produção diária de metano para qualquer fase de operação estudada (TABELA 36).

Para entender melhor os fatores que influenciaram a produção de biogás e metano, é essencial analisar os parâmetros de pH, AI/AP e AOV/AT ao longo do experimento, conforme a Figura 24.

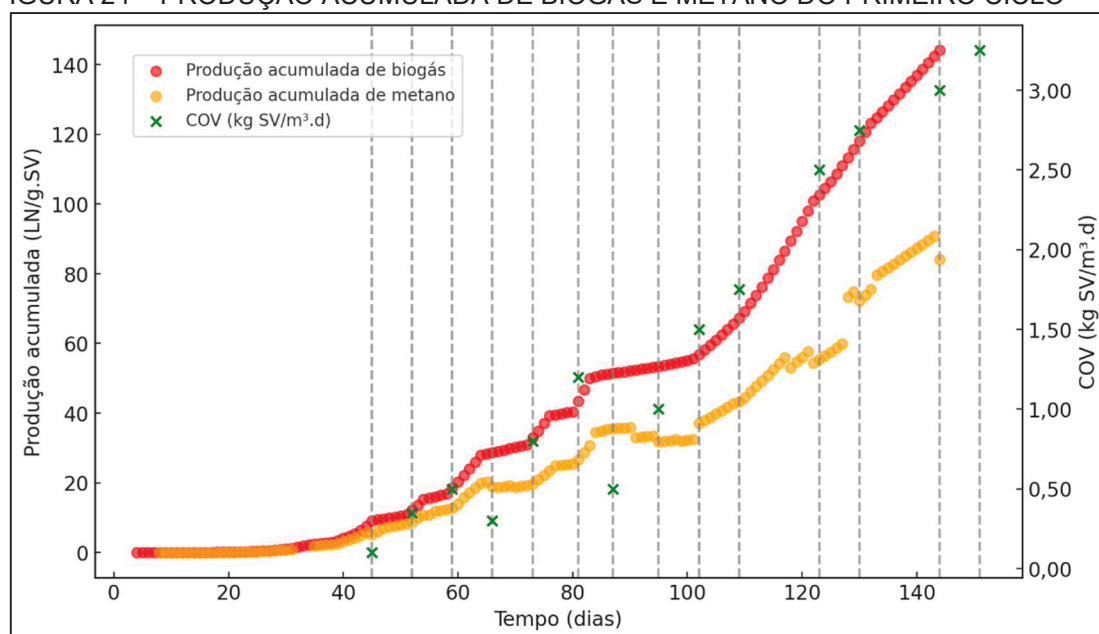
Inicialmente, tanto a produção de biogás quanto a de metano apresentaram um crescimento lento, o que sugere um período de adaptação da biomassa às condições do reator e ao regime de alimentação, em que a atividade microbiana ainda está se estabelecendo.

A partir do dia 50 até o dia 80, a taxa de aumento da produção acumulada de biogás e metano começou a diminuir próximo da alimentação seguinte, indicando que a maior parte do substrato adicionado anteriormente foi degradado. A estabilização na produção pode indicar que o reator está atingindo

um equilíbrio dinâmico, onde a quantidade de substrato disponível para conversão em biogás começou a diminuir, e a produção se estabilizou.

De maneira geral, os dados indicam que o processo de digestão anaeróbia funcionou de forma contínua ao longo do tempo. No entanto, após algumas alimentações, especialmente entre os dias 30 e 100, foi observado um aumento na inclinação das curvas de produção acumulada de biogás e metano, sugerindo uma resposta positiva dos microrganismos à nova carga orgânica adicionada. A linearidade das curvas ao longo do tempo sugere que não houve grandes perturbações no processo, indicando que as condições operacionais foram bem controladas.

FIGURA 24 – PRODUÇÃO ACUMULADA DE BIOGÁS E METANO DO PRIMEIRO CICLO



FONTE: O autor (2024).

Durante os períodos em que a COV foi mais elevada, observou-se um aumento correspondente na produção de biogás e metano. Isso sugere que o aumento da carga orgânica forneceu mais substrato para a atividade microbiana, resultando em maior produção de biogás. No entanto, a produção de metano não cresceu indefinidamente com o aumento da COV, sugerindo que há limitações na capacidade do reator de processar a carga orgânica adicional.

Com o aumento das COVs, a produção acumulada de biogás aumentou mais rapidamente do que a produção acumulada de metano, resultando em um maior distanciamento entre as duas curvas. Isso indica que, embora mais

substrato esteja sendo convertido em biogás, a eficiência de conversão para metano não aumenta na mesma proporção. Dessa forma, observa-se que o biogás produzido, composto por outros gases como o CO₂ está aumentando a proporção e, conseqüentemente, diminuindo a produção de metano.

A menor eficiência de conversão de substrato em metano pode ser explicada por limitações na atividade dos microrganismos metanogênicos, que são responsáveis pela produção de metano a partir dos precursores na fase de acidogênese. Essas limitações podem estar relacionadas ao acúmulo de ácidos orgânicos ou à inibição por amônia, que podem ocorrer em altas COVs. Se as bactérias metanogênicas não estiverem em quantidades suficientes para consumir os ácidos à medida em que são produzidos, podem se acumular e causar toxicidade no meio (CHERNICHARO, 1997).

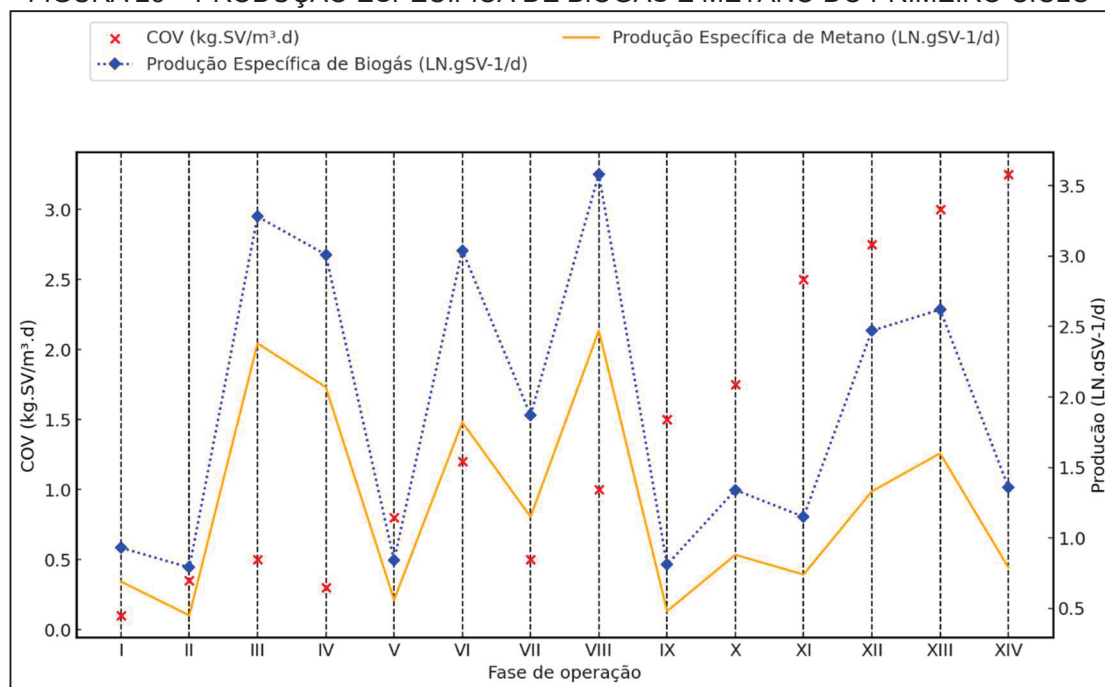
Em resumo, embora o aumento das COVs tenha estimulado a produção de biogás, a eficiência de conversão em metano foi afetada, possivelmente devido à sobrecarga dos microrganismos metanogênicos.

A FIGURA 25 complementa essas observações ao apresentar a produção específica de biogás e metano em relação à COV ao longo das diferentes fases de operação.

A fase VIII apresentou a maior produção volumétrica de biogás e a maior produção específica de metano, contudo, a remoção de SV foi de 29,46%. Por outro lado, a fase III registrou a segunda maior produção volumétrica de biogás e produção específica de metano, com remoção de SV de 80,61%, ou seja, indicando um desempenho mais equilibrado.

Considerando que a taxa de degradação da matéria orgânica é um fator importante, a fase de operação III (COV de 0,50 Kg.SV L⁻¹.d⁻¹) demonstrou um bom equilíbrio entre a remoção de SV, e a produção de biogás e metano. De modo geral, a produção de biogás responde diretamente às variações na COV, com picos correspondentes em fases de alta carga orgânica. No entanto, a produção específica de metano não seguiu a mesma tendência, sugerindo uma eficiência de conversão variável.

FIGURA 25 – PRODUÇÃO ESPECÍFICA DE BIOGÁS E METANO DO PRIMEIRO CICLO



FONTE: O autor (2024).

Para maximizar a produção de biogás e metano, é essencial encontrar um equilíbrio na COV que evite sobrecarga do sistema e a inibição microbiana. A otimização das condições operacionais, como o ajuste das taxas de alimentação e a diluição do substrato, pode ajudar a mitigar esses efeitos e melhorar a eficiência do processo.

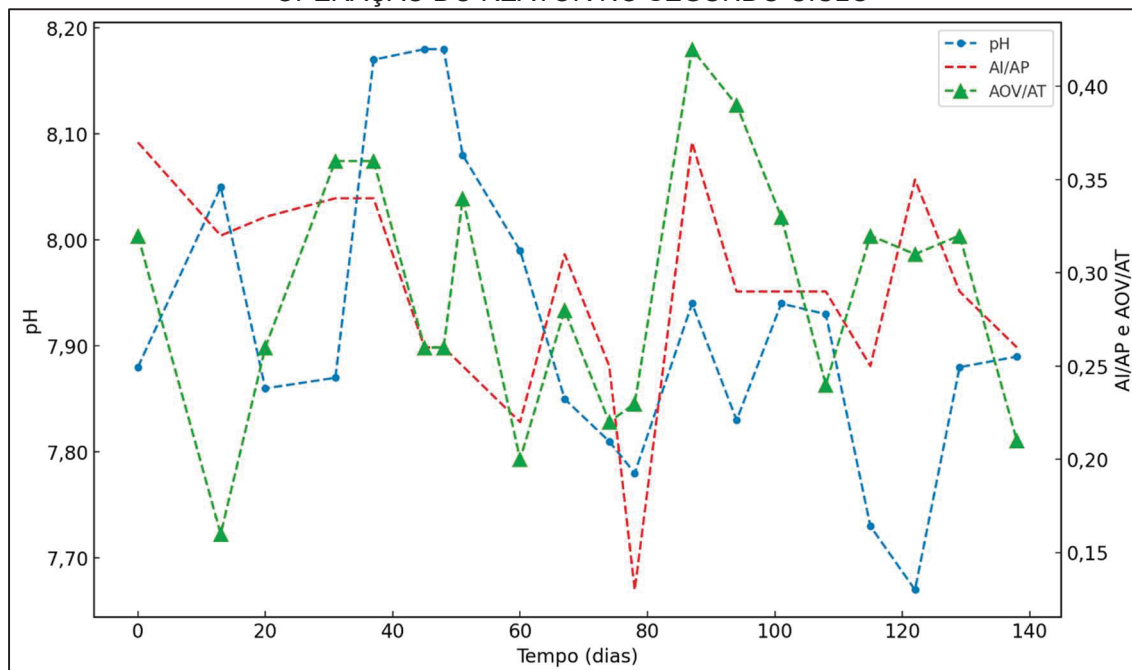
4.3.2 Segundo ciclo

Durante os 140 dias de operação do reator, com recirculação constante, as alimentações foram realizadas com uma mistura de cama de frango e soro de leite, coletada na planta, composta somente da fração líquida. Este substrato, que possui características ácidas ($\text{pH} < 5,50$), foi utilizado para avaliar o impacto do aumento progressivo da Carga Orgânica Volumétrica (COV) na eficiência do processo de digestão anaeróbia.

A FIGURA 26 apresenta o comportamento do pH, bem como as relações AI/AP e AOV/AT ao longo do tempo. Observou-se que, embora o pH tenha permanecido, na maior parte do ciclo, dentro da faixa sugerida de 6,5 a 8,0, a relação AOV/AT apresentou um aumento expressivo entre os 80 e 100 dias de operação, coincidindo com as fases de COV II e IV. Esse aumento sugere um

acúmulo de ácidos orgânicos voláteis no reator, que pode ser indicativo de uma sobrecarga temporária do sistema.

FIGURA 26 - MONITORAMENTO DOS PARAMETROS: pH, AI/AP e AOV/AT DURANTE A OPERAÇÃO DO REATOR NO SEGUNDO CICLO



Fonte: O autor (2024).

A relação AI/AP, recomendada entre 0,3 e 0,4 (Mézes et al., 2015), permaneceu entre 0,20 e 0,35 durante a maior parte do ciclo, indicando que o sistema se manteve sob controle, sem acúmulo excessivo de ácidos voláteis, apesar das variações observadas em AOV/AT. A estabilidade do pH corrobora essa conclusão, sugerindo que o sistema foi capaz de evitar condições de acidificação que poderiam comprometer a digestão anaeróbia, principalmente pelo pH ácido do substrato de alimentação.

O aumento progressivo da COV de 0,5 kg.SV/m³.d a cada fase de operação, encontra-se em detalhes na Tabela 39. Observou-se uma correlação direta entre o aumento da COV e a produção específica de biogás, com picos de produção nas fases II e VI. A COV de 1,5 kg.SV/m³.d (Fase II) resultou na maior produção específica de biogás (2,70 LN.gSV-1d-1), o que indica que o reator respondeu positivamente ao aumento da carga orgânica.

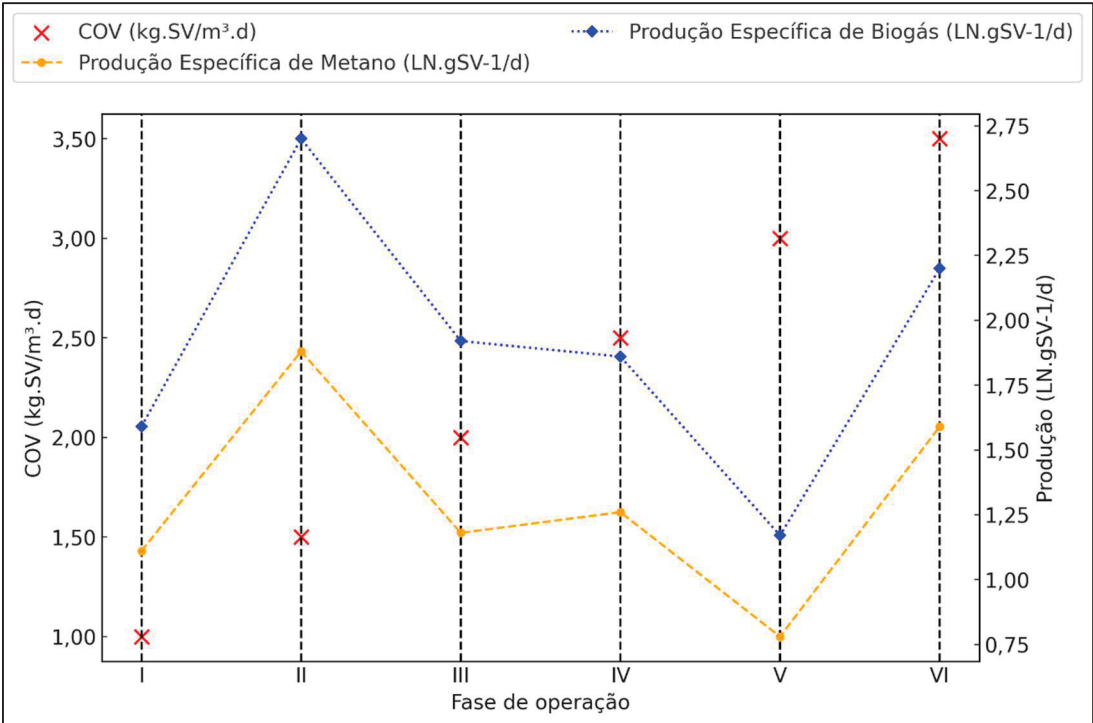
TABELA 39 - FASES, COV DE OPERAÇÃO, PRODUÇÃO DE BIOGÁS E METANO E REMOÇÃO DE SÓLIDOS VOLÁTEIS NO SEGUNDO CICLO

Fase de operação	COV de operação (kg.SV/m³.d)	pH	Produção volumétrica de biogás (L _N .gsv ⁻¹ d ⁻¹)	Produção Específica de Metano (L _N CH ₄ .gsv ⁻¹ d ⁻¹)	Teor de Metano no Biogás (%)	Redução de SV (%)
I	1,00	8,08	1,59	1,11	70,03	81,23
II	1,50	7,92	2,70	1,88	69,65	82,71
III	2,00	7,78	1,92	1,18	61,35	84,46
IV	2,50	7,83	1,86	1,26	67,43	83,56
V	3,00	7,80	1,17	0,78	67,03	86,36
VI	3,50	7,88	2,20	1,59	72,07	88,15

FONTE: O autor (2024).

No entanto, apesar do aumento na produção volumétrica de biogás, a produção específica de metano não seguiu uma tendência linear. Conforme mostrado na Figura 27, houve uma queda notável nas fases III e V, sugerindo uma possível instabilidade na fase metanogênica para cargas orgânicas mais elevadas. Essa queda pode ser atribuída à competição entre microrganismos pela matéria orgânica disponível ou à produção de outros gases, como o CO₂, durante a hidrólise de compostos complexos.

FIGURA 27 - PRODUÇÃO ESPECÍFICA DE BIOGÁS E METANO DO SEGUNDO CICLO



FONTE: O autor (2024).

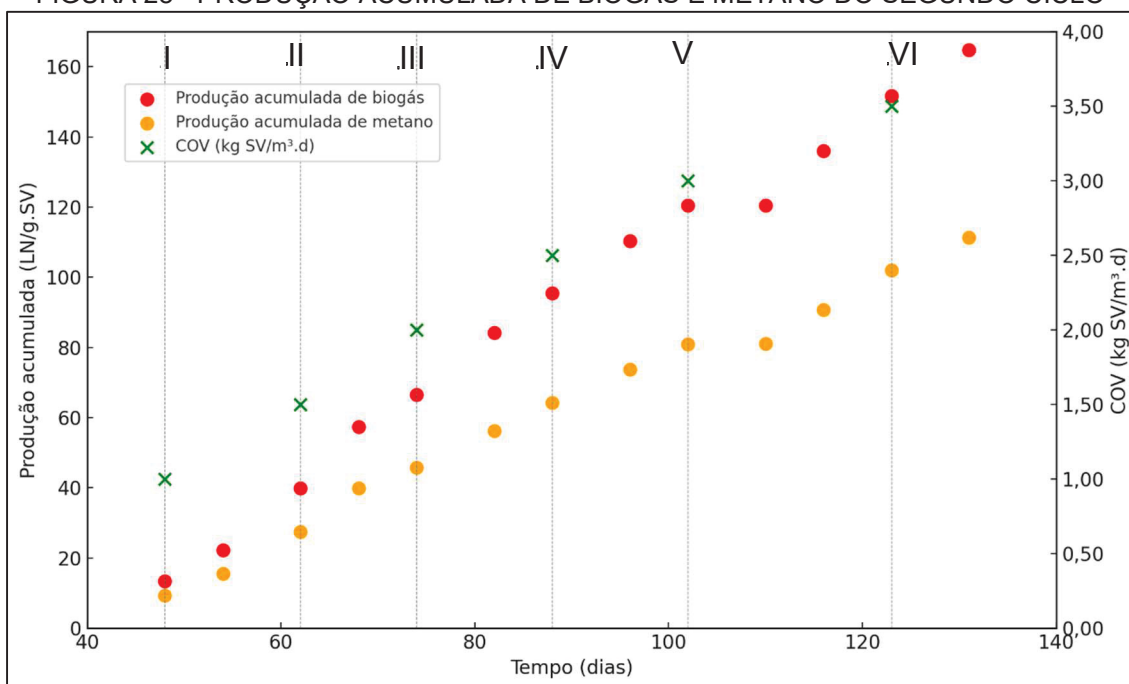
O teor de metano no biogás variou ao longo das fases, com o mínimo observado na fase III (61,35%) e o máximo na fase VI (72,07%). A redução do

teor de metano na Fase III pode estar relacionada a um desbalanceamento entre a produção de ácidos voláteis e sua conversão pelos microrganismos metanogênicos. Já na fase VI observa-se um maior teor de metano, porém uma menor produção de biogás e, conseqüentemente, menor rendimento de metano, quando comparado a fase II que apresentou maior produção de biogás e, conseqüentemente, maior rendimento de metano, porém, em menor percentual.

A eficiência de redução de sólidos voláteis, apresentou aumento progressivo, atingindo 88,15 % na última fase (VI) conforme a Tabela 39. Isso sugere que o processo de digestão anaeróbia consumiu a matéria orgânica presente no substrato adicionado, mesmo com o aumento gradual da COV.

A Figura 28 destaca a produção acumulada de biogás e metano ao longo do ciclo de 140 dias de operação. Observa-se que, embora a produção de biogás tenha aumentado continuamente, a produção específica de metano apresentou flutuações, especialmente a partir da fase III de 2,00 kg.SV/m³.d.

FIGURA 28 - PRODUÇÃO ACUMULADA DE BIOGÁS E METANO DO SEGUNDO CICLO



FONTE: O autor (2024).

Além disso, na fase V (2,00 kg.SV/m³.d), o período de alimentação foi maior, justificado pela substituição do equipamento de medição GLP.

Com o aumento da COV, verificou-se uma diminuição no rendimento de metano, o que pode ser explicado pela formação de outros gases, como o CO₂.

Este é predominantemente produzido durante a fase de hidrólise, em que compostos complexos, como carboidratos, proteínas e lipídios, são quebrados em componentes menores, como açúcares, aminoácidos e ácidos graxos (Chernicharo, 2016). Vale ressaltar que o soro de leite, rico em proteínas, contribui para essa dinâmica de formação de gases.

Em resumo, o reator operou robustamente durante o ciclo, mantendo a estabilidade do pH e a relação AI/AP dentro de faixas aceitáveis, mesmo com o aumento gradual da COV. As flutuações na produção específica de metano indicam que, embora o sistema tenha mantido a produção de biogás com o aumento da carga orgânica, ainda é possível otimizar o processo, especialmente na conversão de ácidos voláteis em metano. Esses ajustes podem ser realizados nas taxas de alimentação e na velocidade de recirculação.

Além disso, a utilização de um pré-tratamento, como a separação da fração sólida-líquida, pode contribuir positivamente para o aumento na capacidade de produção de metano. A combinação desse pré-tratamento com a escolha do reator, pode beneficiar o processo. Por exemplo, Amaral (2017), ao estudar o tratamento de dejetos suínos em um reator CSTR, observou que a fração líquida, quando separada da fração sólida (lodo), resultou em produções de biogás e metano superiores, atingindo uma recuperação de metano de até 90% do potencial bioquímico.

4.3.3 Comparação entre os dois ciclos

No primeiro ciclo, que teve uma duração de 151 dias, o reator foi alimentado exclusivamente com dejetos suínos. Durante esse período, a Fase VIII destacou-se pela maior eficiência em termos de produção de biogás e metano. Operando com uma Carga Orgânica Volumétrica (COV) de 1,00 kg.SV/m³.d, a produção volumétrica de biogás alcançou 3,58 L_N.gSV⁻¹.d⁻¹, enquanto a produção específica de metano foi de 2,47 L_N.gSV⁻¹.d⁻¹, com um teor de metano no biogás de 69,00%. Além disso, a remoção de sólidos voláteis (SV) atingiu 29,46% nesta fase. Esses resultados corroboram com os encontrados por Shehu *et al.* (2014), que observaram que substratos homogêneos, como o dejetos suínos, apresentam maior eficiência na digestão anaeróbia em COVs moderadas. Essa maior eficiência pode ser atribuída à composição estável e homogênea do dejetos

suíno, que facilita a conversão de sólidos voláteis em metano, evitando os desafios associados à degradação de materiais mais complexos, como a lignocelulose.

Entretanto, é importante ressaltar que, em altas cargas orgânicas, podem surgir problemas, como a inibição por amônia. Este é um dos principais desafios em sistemas de digestão anaeróbia que utilizam substratos ricos em nitrogênio, como o dejetos suíno (Moestedt *et al.*, 2016; Rajagopal *et al.*, 2013). Nesse contexto, o equilíbrio entre a COV moderada e a composição estável do substrato utilizado no primeiro ciclo parece ter sido favorável, resultando em uma produção superior de biogás e metano.

Em contraste, no segundo ciclo, que durou 140 dias, o substrato utilizado foi uma mistura de cama de frango e soro de leite (fração líquida), caracterizada por um pH ácido (<5,50). Durante esse ciclo, a Fase II destacou-se, apresentando a maior produção volumétrica de biogás, atingindo $2,70 \text{ L}_N.\text{gSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$, e uma produção específica de metano de $1,88 \text{ L}_N.\text{gSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$, com um teor de metano de 69,65% no biogás. A remoção de SV nessa fase foi de 82,71%. Esses resultados podem ser explicados pela presença de material lignocelulósico na cama de frango, que apresenta alta resistência à degradação devido à sua complexa estrutura. Li *et al.* (2019) relatam que a lignocelulose pode tornar a etapa de hidrólise limitante, resultando em uma taxa de degradação mais lenta e, conseqüentemente, em uma menor produção de biogás.

Além disso, o pH ácido do substrato utilizado no segundo ciclo pode ter contribuído para a inibição da atividade metanogênica, um fator crucial para o sucesso da digestão anaeróbia. Estudos de Moset *et al.* (2015) e Ahlberg-Eliasson *et al.* (2017) demonstram que o acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em condições de pH baixo pode levar à acidose, inibindo assim a produção de metano.

Embora a combinação de substratos com diferentes características possa, teoricamente, melhorar a eficiência da digestão anaeróbia, como relatado por Kougias *et al.* (2014) e Sun *et al.* (2019), essa abordagem também aumenta a complexidade do processo, exigindo maior controle das condições operacionais para garantir um bom desempenho.

Concluindo, apesar das diferenças na natureza dos substratos e nas condições operacionais, o primeiro ciclo demonstrou maior eficiência na produção de biogás e metano. Esse desempenho superior pode ser atribuído à maior estabilidade do processo de digestão anaeróbia, refletida na eficiente conversão do substrato em metano, particularmente na fase VIII. No entanto, no segundo ciclo, a presença de material lignocelulósico na mistura de substratos pode ter contribuído para a limitação da hidrólise, conforme apontado por Fu e Hu (2016). Portanto, para otimizar a produção de biogás e metano, é essencial considerar não apenas o tipo de substrato, mas também as condições operacionais que melhor sustentem o equilíbrio microbiano necessário para o processo de metanogênese.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A prática da codigestão de resíduos é amplamente utilizada no Brasil, mas a combinação específica de cama de frango, dejetos suíno e soro de leite ainda é pouco explorada. A escolha desses três substratos reflete a realidade agropecuária de determinadas regiões do país, como a região Sul, especialmente no Paraná, oferecendo uma solução prática e regionalizada para a gestão de resíduos em propriedades rurais.

Cada resíduo apresenta as suas particularidades que podem influenciar a produção de biogás e rendimento de metano, sendo importante analisar as suas características físico-químicas individualmente e por meio de testes do potencial bioquímico de metano (BMP). Nos testes BMP, a cama de frango, proveniente da avicultura, apresentou os menores volumes de produção de biogás e metano. Em contrapartida, o soro de leite, subproduto da industrialização do leite, destacou-se como o substrato com maior produção de biogás e metano, especialmente na razão substrato/inóculo (S/I) de 0,25. O dejetos apresentou resultados intermediários. A combinação dos resíduos revelou-se uma estratégia interessante para maximizar a produção de biogás.

Para avaliar o impacto do pré-tratamento na eficiência do processo, foram realizados testes BMP das misturas dos resíduos com e sem a separação da fração sólida-líquida. Os resultados demonstraram que a separação da fração sólida antes da alimentação do biodigestor aumentou significativamente a produção de biogás e metano, com destaque para a razão S/I de 0,25 no teste com a separação da fração sólida (3º teste), que atingiu $789,53 \pm 63,72 \text{ mL}_{\text{Ng}}.\text{SV}^{-1}$ de biogás e $443,24 \pm 27,96 \text{ mL}_{\text{Ng}}.\text{SV}^{-1}$ de metano.

A análise cinética utilizando o modelo de Gompertz Modificado corroborou com os dados experimentais, indicando que a razão S/I de 0,25 apresentou os melhores resultados em termos de produção acumulada de metano e taxa máxima de produção. Esses resultados sugerem que essa razão se torna mais adequada para maximizar a eficiência do processo de digestão anaeróbia sob as condições estudadas.

Com base nesses resultados, foram conduzidos testes em escala piloto em um reator de 20 litros, visando avaliar o desempenho do sistema sob diferentes Cargas Orgânicas Volumétricas (COV).

O primeiro ciclo, alimentado com dejetos suínos *"in natura"* e o segundo ciclo, com uma mistura de soro de leite e cama de frango contendo apenas a fração líquida, revelaram a importância do controle das condições operacionais, como COV, pH, AI/AP e AOV/AT, para garantir a eficiência do processo de digestão anaeróbia. No primeiro ciclo, o sistema demonstrou uma boa adaptação às variações nas COVs, mantendo a estabilidade ao longo do tempo, apesar dos desafios no controle de temperatura e acúmulo de material inerte no reator. A produção específica de metano mostrou-se mais sensível ao aumento das COVs, sugerindo limitações no processo metanogênico em cargas mais elevadas. A fase de operação VIII no primeiro ciclo, por exemplo, destacou-se pelo equilíbrio entre a produção volumétrica de biogás e rendimento de metano, indicando um desempenho mais eficiente e estável.

No segundo ciclo, operado com a mistura da cama de frango e soro de leite, foi observada uma correlação direta entre o aumento da COV e a produção de biogás. Entretanto, a produção específica de metano não apresentou um comportamento linear, com concentrações inferiores em cargas orgânicas mais elevadas, sugerindo possíveis limitações na fase metanogênica pelo acúmulo de ácidos voláteis. A eficiência de redução de sólidos voláteis foi crescente ao longo do ciclo, evidenciando a capacidade do sistema de degradar a matéria orgânica presente no substrato.

A comparação entre os dois ciclos evidencia que o primeiro ciclo, especialmente na fase VIII, foi o mais eficiente em termos de produção de biogás e metano. A fase VIII do primeiro ciclo superou a fase II do segundo ciclo, tanto na produção volumétrica de biogás ($3,58 \text{ L}_N.\text{gSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$ contra $2,70 \text{ L}_N.\text{gSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$) quanto na produção específica de metano ($2,47 \text{ L}_N.\text{gSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$ contra $1,88 \text{ L}_N.\text{gSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$). Esses resultados sugerem que o dejetos suínos, como substrato, aliado às condições operacionais aplicadas no primeiro ciclo, proporcionou um ambiente mais favorável para a produção de biogás e metano, em comparação com o substrato da mistura de cama de frango e soro de leite utilizado no segundo ciclo. Conclui-se que, apesar das diferenças na natureza dos substratos e nas condições operacionais, de recirculação, alimentação e controle de temperatura, o primeiro ciclo demonstrou maior eficiência na produção de biogás e metano. Esse desempenho superior pode ser atribuído à maior estabilidade do processo

de digestão anaeróbia, refletido na eficiência de conversão de substrato em metano, particularmente na fase VIII do primeiro ciclo.

A realização dos testes em um reator piloto sob condições semicontínuas, ao contrário de experimentos em escala laboratorial sob condições de batelada, conferiu maior relevância aos resultados obtidos. Esses resultados são particularmente importantes para a aplicação em sistemas de digestão anaeróbia em propriedades rurais ou instalações agroindustriais.

Por fim, ao adaptar a tecnologia de digestão anaeróbia às necessidades e limitações dos pequenos produtores, esta pesquisa oferece alternativas viáveis para a sustentabilidade ambiental e energética em contextos rurais. Dessa forma, promove-se a autossuficiência energética e a redução dos impactos ambientais, contribuindo para o desenvolvimento sustentável no setor agropecuário brasileiro.

REFERÊNCIAS

- ABIOGÁS. Associação Brasileira de Biogás e Biometano. ABiogás divulga novo potencial do biogás para o mercado brasileiro. São Paulo: ABiogás, 2021.
- ABLV – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DE LÁCTEOS LONGA VIDA. Relatório Anual 2021. Disponível em: <https://ablv.org.br/wp-content/uploads/2022/05/ABLV-Relatorio-Anual-2021s.pdf>. Acesso em: 15 ago. 2022.
- ABPA - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. Relatório anual 2017. Disponível em: http://abpa-br.com.br/storage/files/3678c_final_abpa_relatorio_anual_2016_portugues_web_reduzido.pdf. Acesso em: 20 nov. 2019.
- AHLBERG-ELIASSON, K.; NADEAU, E.; LEVEN, L.; SCHNÜRER, A.; NORDBERG, Å. The effect of substrate pre-treatment and organic loading on the performance of a full-scale co-digestion system. *Bioresource Technology*, v. 233, p. 255-264, 2017. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.02.086.
- ALMEIDA, F. C. de. Análise da viabilidade da aplicação de um absorvente alternativo em um processo de purificação de biogás. 2019. 179 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2019.
- ALQARALLEH, R. M.; KENNEDY, K.; DELATOLLA, R.; SARTAJ, M. The impact of operational conditions on the performance of anaerobic digesters treating municipal solid waste: A review. *Waste Management*, v. 119, p. 67-79, 2021.
- ALVES, M. P.; MOREIRA, R. D. O.; JÚNIOR, P. H. R.; MARTINS, M. C. D. F. Whey: Tecnologias para produção de coprodutos. *Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes*, v. 69, p. 212-226, 2014.
- AMANI, T.; NOSRATI, M.; SREEKRISHNAN, T. R. Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects – a review. *Environmental Reviews*, n. 18, p. 255-278, 2010.
- ANDRADE, L. H. Tratamento de efluente de indústria de laticínios por duas configurações de biorreator com membranas e nanofiltração visando o reuso. 2011. 214 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- ANP – AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS. Biocombustíveis. 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/anp/pt-br/assuntos/qualidade-de-produtos/biocombustiveis>. Acesso em: 13 set. 2022.
- ANP – AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS. RenovaBio. 2022. Disponível em: [http://antigo.mme.gov.br/web/guest/secretarias/petroleo-gas-natural-e-biocombustiveis/acoes-e-programas/programas/renovabio#:~:text=Cr%C3%A9dito%20de%20Descarboniza%C3%A7%C3%A3o%20\(CBIO\),-O%20CBIO%20%C3%A9&text=Um%20CBIO%20equivale%20a%20uma,de%205%20bilh%C3%B5es%20de%20%C3%A1rvores](http://antigo.mme.gov.br/web/guest/secretarias/petroleo-gas-natural-e-biocombustiveis/acoes-e-programas/programas/renovabio#:~:text=Cr%C3%A9dito%20de%20Descarboniza%C3%A7%C3%A3o%20(CBIO),-O%20CBIO%20%C3%A9&text=Um%20CBIO%20equivale%20a%20uma,de%205%20bilh%C3%B5es%20de%20%C3%A1rvores). Acesso em: 13 set. 2022.
- APPELS, L.; LAUWERS, J.; DEGRÈVE, J.; HELSEN, L.; LIEVENS, B.; WILLEMS, K.; IMPE, J. V.; DEWIL, R. Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 65, p. 246-259, 2020.
- ASUNIS, F. et al. The dairy biorefinery: Integrating treatment processes for cheese whey valorisation. *Journal of Environmental Management*, v. 276, 111240, 2020.

- ASUNIS, F. et al. Control of fermentation duration and pH to orient biochemicals and biofuels production from cheese whey. *Bioresource Technology*, v. 289, 121722, 2019.
- AVILA, V. S. de et al. Valor Agronômico da Cama de Frangos após Reutilização por Vários Lotes Consecutivos. *Comunicado Técnico: Embrapa Suínos e Aves*, v. 466, 4 p., 2007.
- AVICIOGLU, A. O.; TURKER, U. Status and potential of biogas energy from animal wastes in Turkey. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 16, ed. 3, p. 1557-1561, 2012.
- BALMANT, F. Análise de reatores anaeróbios: estudo experimental e modelagem matemática. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 14, n. 4, p. 503-510, 2009.
- BANERJEE, S.; PRASAD, N.; SELVARAJU, S. Reactor design for biogas production - A brief review. *Journal of Energy and Power Technology*, v. 4, 2021. DOI: 10.21926/jept.2201004.
- BARROS, E. C.; NICOLOSO, R.; OLIVEIRA, P. A. V. de; CORREA, J. C. Potencial Agronômico dos Dejetos de Suínos. *Concórdia: Embrapa Suínos e Aves*, 2019. 52 p.
- BEGUM, S. et al. Evaluation of single and two stage anaerobic digestion of landfill leachate: effect of pH and initial organic loading rate on volatile fatty acid (VFA) and biogas production. *Bioresource Technology*, v. 251, p. 364-373, 2018.
- BELLA, K.; RAO, P. V. Anaerobic co-digestion of cheese whey and septage: Effect of substrate and inoculums on biogas production. *Journal of Environmental Management*, v. 308, 114581, 2022.
- BERTIN, L. et al. Innovative two-stage anaerobic process for effective codigestion of cheese whey and cattle manure. *Bioresource Technology*, v. 128, p. 779-783, 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852412012940>. Acesso em: 05 ago. 2024.
- BOROWSKI, S.; DOMANSKI, J.; WEATHERLEY, L. Anaerobic co-digestion of swine and poultry manure with municipal sewage sludge. *Waste Management*, ed. 2, v. 34, p. 513-521, 2014.
- BRASIL. Lei nº 13.576, de 26 de dezembro de 2017. Dispõe sobre a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio) e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 2017.
- BRASIL. Decreto-Lei nº 62, de 21 de março de 2006. Dispõe sobre a instituição de biocombustíveis. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 21 mar. 2006, p. 57.
- CARMO, D. L. do; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Lavras, 2012.
- CASTILLO, M. Valdez et al. Yeast-driven whey biorefining to produce value-added aroma, flavor, and antioxidant compounds: tecnologias, desafios, e alternativas. *Critical Reviews in Biotechnology*, 2020, p. 930-950.
- CASSIANO, N. M. et al. Validação em métodos cromatográficos para análises de pequenas moléculas em matrizes biológicas. *Química Nova*, v. 32, n. 4, p. 1021-1030, 2009.
- CERQUEIRA, M. et al. Validação de método para determinação de óleos orgânicos voláteis em efluentes de reatores anaeróbios empregando cromatografia líquida. *Química Nova*, v. 34, n. 1, p. 156-159, 2011.
- CEPEA – CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA. Agronegócio brasileiro: Importância e complexidade do setor. Universidade de São Paulo – USP, 2021.

Disponível em: <https://www.cepea.esalq.usp.br/br/opinioao-cepea/agronegocio-brasileiro-importancia-e-complexidade-do-setor.aspx>. Acesso em: 10 out. 2022.

CEPEA – CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA. Desempenho das Exportações do Agronegócio. Universidade de São Paulo – USP, 2023. Disponível em: <https://www.cepea.esalq.usp.br/br/indices-de-exportacao-do-agronegocio.aspx>. Acesso em: 16 jun. 2023.

CEPEA – CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA. PIB do Agronegócio brasileiro. Universidade de São Paulo – USP, 2022. Disponível em: <https://www.cepea.esalq.usp.br/br/pib-do-agronegocio-brasileiro.aspx#:~:text=Considerando%2Dse%20os%20desempenhos%20parciais,%2C5%25%20registrados%20em%202021>. Acesso em: 10 out. 2022.

CHANDRA, R.; TAKEUCHI, H.; HASEGAWA, T. Methane production from lignocellulosic agricultural crop wastes: A review in context to second Generation of biofuel production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, p. 1462-1476, 2012.

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

CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; reatores anaeróbios. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1997. v. 5.

CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. v. 5, p. 379.

CHERNICHARO, C. A. L. Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores Anaeróbios. 2. ed. ampliada e atualizada. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.

CHOW, W. L. et al. Anaerobic co-digestion of wastewater sludge: a review of potential co-substrates and operating. 2020.

CIBIOGAS/GREEID. Low Carbon Business Action, Phase 2 Brazil. Foz do Iguaçu, Brasil, 2019.

CIBIOGAS – CENTRO INTERNACIONAL DE ENERGIAS RENOVÁVEIS – BIOGÁS. Biogás no Brasil, História e Perspectiva de Futuro. Foz do Iguaçu: Cibiogás – Energias Renováveis, 2020. Disponível em: <http://mapbiogas.cibiogas.org/>. Acesso em: maio 2022.

CIBIOGAS – CENTRO INTERNACIONAL DE ENERGIAS RENOVÁVEIS – BIOGÁS. Panorama do Biogás no Brasil 2021. Relatório Técnico nº 001/2022. Foz do Iguaçu: Cibiogás, 2022. Disponível em: <https://materiais.cibiogas.org/download-panorama-do-biogas-no-brasil-2021>. Acesso em: maio 2022.

CIBIOGAS – CENTRO INTERNACIONAL DE ENERGIAS RENOVÁVEIS – BIOGÁS. Panorama do Biogás no Brasil 2022. Relatório Técnico nº 001/2023. Foz do Iguaçu: Cibiogás, 2023. Disponível em: <https://materiais.cibiogas.org/download-panorama-do-biogas-no-brasil-2021>. Acesso em: maio 2023.

COSTA, L. V. C. da. Produção de Biogás utilizando Cama de Frango diluída em água e em Biofertilizante de Dejetos de Suínos. 2012. 90 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2012.

CREMONEZ, P. A.; MITTO, J. Y. L. Caracterização e pré-tratamento de substratos para produção de biogás e biofertilizante: Disponibilidade de Substratos. Projeto “Aplicações do Biogás na Agroindústria Brasileira” - GEF Biogás Brasil. Foz do Iguaçu: CIBiogás, 2020.

DEMIREL, B.; YENIGUN, O. Changes in microbial ecology in an anaerobic reactor. *Bioresource Technology*, v. 97, n. 10, p. 1201-1208, 2006.

DESAI, M.; PATEL, V.; MADAMWAR, D. Effect of temperature and retention time on biomethanation of cheese whey–poultry waste–cattle dung. *Environmental Pollution*, v. 83, p. 311-315, 1994.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. Biogas from waste and renewable resources: an introduction. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2008. 450 p.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2002. 30 p.

DIETZ, W. A. Response factors for gas chromatographic analyses. Esso Research and Engineering Company, p. 68-71, 1967.

EL GNAOUI, Y. et al. Mesophilic anaerobic digestion of food waste: effect of thermal pretreatment on improvement of anaerobic digestion process. *Energy Reports*, v. 6, p. 417-422, 2020.

EPE – EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. Biogás no Brasil: Visão atual e futura. VII Fórum Biogás, Rio de Janeiro, RJ, 2020.

EPE – EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. Série SIenergia: Potencial Energético dos Resíduos Agropecuários. 2019. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos>. Acesso em: 13 set. 2022.

EPE – EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. Análise de Conjuntura dos Biocombustíveis – Ano de 2021. 2022. Disponível em: https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-688/NT-EPE-DPG-SDB-2022-02_Analise_de_Conjuntura_dos_Biocombustiveis_2021.pdf. Acesso em: 13 set. 2022.

ESCALANTE, H. H. et al. Feasibility of the anaerobic digestion of cheese whey in a Plug Flow Reactor (PFR) under local conditions. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, v. 18, n. 3, p. 265-277, 2017.

ESPINOSA-SOLARES, T. et al. Biochemical methane potential of *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill. cladodes in co-digestion with cow manure. *Journal of Arid Environments*, v. 202, 2022.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. FAOSTAT. 2019. Disponível em: <http://fenix.fao.org/faostat/internal/en/#data/QC>. Acesso em: 13 set. 2022.

FERRARESE, M. L.L. et al. Protein-free lignin quantification in soybean (*Glycine max*) roots. *Biologia*, v. 57, p. 541-543, 2002.

FGV – FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS. Agronegócio. Cadernos FGV Projeto, ano 2, n. 4, 2007.

FISGATIVA, H. et al. Caracterização da variabilidade da qualidade dos resíduos alimentares: uma necessidade de valorização eficiente através da digestão anaeróbica. *Waste Management*, v. 50, p. 264-274, 2016.

FORESTI, E. et al. Fundamentos do tratamento anaeróbico. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 29-52.

FORESTI, E. et al. Métodos de análises físico-químicas de rotina de águas residuárias tratadas biologicamente. In: BORZANI, W. (Revisor). São Paulo: USP, 2005. p. 85.

FUKAYAMA, E. H. Características quantitativas e qualitativas da cama de frango sob diferentes reutilizações: efeitos na produção de biogás e biofertilizante. 2008. 96 f. Tese (Doutorado em Produção Animal) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.

FURMAN, L. et al. Construção e Operação de um Biodigestor em Batelada. Anais do Salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão, v. 8, n. 2, 2020.

GELEGEN, J. et al. Otimização da produção de biogás por codigestão de soro de leite com esterco de aves diluído. Renewable Energy, v. 32, n. 13, p. 2147-2160, 2007.

GIBSON, A. M.; BRATCHELL, N.; ROBERTS, T. A. The effect of sodium chloride and temperature on the rate and extent of growth of *Clostridium botulinum* type A in pasteurized pork slurry. Journal of Applied Microbiology, v. 62, p. 479-490, 1987.

GRIMES, J. Alternative litter materials for poultry. NSW Agriculture, v. 1.9, n. 1987, p. 452, 2004.

GUIMARÃES, D. et al. Suinocultura: estrutura da cadeia produtiva, panorama do setor no Brasil e no mundo e o apoio do BNDES. BNDES Setorial, Agroindústria, v. 1, n. 45, p. 85-136, 2017.

HE, H. et al. Mitigating short-circuits through synergistic temperature and hydraulic retention time control for enhancing methane yield in continuous stirred-tank reactor. Energy, v. 289, 2024. Artigo: 129914. DOI: 10.1016/J.ENERGY.2023.129914.

HEIGHT, M. J.; KENNEDY, E. M.; DLUGOGORSKI, B. Z. Thermal conductivity detection relative molar response factors for halogenated compounds. Journal of Chromatography A, v. 841, n. 2, p. 187-195, 1999.

HIDAYATULLAH, I. M. et al. Xylanase inhibition by the derivatives of lignocellulosic material. Bioresource Technology, v. 300, 122740, 2020.

HUANG, Yubo; BI, Shaojie; WANG, Weidong. Synergistic effects of anaerobic co-digestion of chicken manure and corn stover in batch and continuous modes. Fermentation, v. 9, n. 7, p. 666, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/fermentation9070666>. Acesso em: 20 ago. 2024.

HUMBERTO, E. H. et al. Feasibility of the anaerobic digestion of cheese whey in a Plug Flow Reactor (PFR) under local conditions. Ingeniería Investigación y Tecnología, v. XVIII, n. 3, p. 265-277, 2017.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Produção da Pecuária Municipal 2020. Rio de Janeiro, v. 48, p. 1-12, 2020. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agriculturas-pecuaria/9107-producao-dapecuaria-municipal.html?=&t=o-que-e>. Acesso em: 13 set. 2022.

IBP – INSTITUTO BRASILEIRO DE PETRÓLEO E GÁS. Comparação das fontes de geração de eletricidade com a demanda mundial em 2022. Rio de Janeiro, 2022. Disponível em: <https://www.ibp.org.br/observatorio-do-setor/snapshots/comparacao-das-fontes-de-geracao-de-eletricidade-com-a-demanda-mundial-em-2022/#:~:text=Segundo%20a%20Ember%20Climate%2C%20as,energia%20renov%C3%A1vel%20aumentou%20416%20TWh>. Acesso em: 13 set. 2022.

IHOEGHIAN, N. A. et al. Anaerobic co-digestion of cattle rumen content and food waste for biogas production: Establishment of co-digestion ratios and kinetic studies. Bioresource Technology Reports, v. 18, 101033, 2022.

INOUE, R. K. Influência da carga orgânica e do tempo de enchimento na produção de biohidrogênio em AnSBBR com agitação tratando água residual sintética. 2013. 221 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

IPEA – INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. A sustentabilidade Ambiental da Agropecuária Brasileira: Impactos, Políticas Públicas e Desafios. 2012. Disponível em: http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/1050/1/TD_1782.pdf. Acesso em: 13 set. 2022.

ISMAIL, M. N. et al. Anaerobic digestion of cattle manure: influence of inoculum concentration. *International Journal of Engineering and Technology*, v. 10, n. 1, p. 22-26, 2013.

IVANCHENKO, A. et al. Anaerobic co-digestion of agro-industrial waste with cheese whey: Impact of centrifuge comminution on biogas release and digestate agrochemical properties. *Biomass and Bioenergy*, v. 147, 106010, 2021.

JANCZUKOWICZ, W.; ZIELINKI, M.; DEBOWSKI, M. Biodegradability evaluation of dairy effluents originated in selected sections of dairy production. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 10, p. 4199-4205, 2008.

JHA, A. K.; LI, J.; NIES, L.; ZHANG, L. A review on bio-methanation process optimization using microbial communities and environmental parameters. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 104, p. 83-98, 2019.

JIMÉNEZ, J. L. et al. Mathematical modeling of the anaerobic digestion process of animal waste. *Water Science and Technology*, v. 53, n. 1, p. 201-209, 2006.

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

KAMBLE, A. D. et al. Evaluation of the performance of dual fuel engine in combined heat and power generation for power plants and renewable hydrogen production: A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 133, 110291, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0961953420303482>. Acesso em: 30 jul. 2024.

KARKI, R. et al. Anaerobic co-digestion: Current status and perspectives. *Bioresource Technology*, v. 330, 125001, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S096085242100369X>. Acesso em: 08 ago. 2024.

KASSONGO, J. et al. Renewable energy from the solid-state anaerobic digestion of grape marc and cheese whey at high treatment capacity. *Biomass and Bioenergy*, v. 143, 105880, 2020.

KELLEHER, B. P. et al. Advances in poultry litter disposal technology. *Bioresource Technology*, v. 83, n. 1, p. 27-36, 2002.

KICINSKI, J. et al. Comparison of reactor conFIGURAtions for biogas production from rapeseed straw. *BioResources*, v. 15, n. 1, p. 1234-1247, 2020. Disponível em: <https://bioresources.cnr.ncsu.edu/resources/comparison-of-reactor-conFIGURAtions-for-biogas-production-from-rapeseed-straw/>. Acesso em: 30 jul. 2024.

KHANAL, S. K. Anaerobic biotechnology for bioenergy production: Principles and Applications. Library of Congress. University of Hawai'i at Manoa, Estados Unidos – USA, 2008.

KUCZMAN, O. et al. Food waste anaerobic digestion of a popular restaurant in Southern Brazil. *Journal of Cleaner Production*, v. 196, p. 382-389, 2018.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. de. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. 2ª ed. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2022.

LAY, J.; LI, Y.; NOIKE, T. Interaction between homoacetogens and methanogens in lake sediments. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, v. 86, p. 467-471, 1998.

LEE, Jun-Hyeong; YOON, Young-Man. Energy recovery efficiency of integrating anaerobic co-digestion of pig slurry and feedlot cattle manure and hydrothermal carbonization of anaerobic sludge cake. *Processes*, v. 12, n. 1, p. 198, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/pr12010198>. Acesso em: 20 ago. 2024.

LENDORMI, T. et al. Methane production and microbial community acclimation of five manure inoculo during psychrophilic anaerobic digestion of swine manure. *Journal of Cleaner Production*, v. 340, 130772, 2022.

LETTINGA, G.; HULSHOF POL, L. W.; ZEEMAN, G. Biological Wastewater Treatment. Part I: Anaerobic wastewater treatment. Lecture Notes. Wageningen Agricultural University, 1996.

LIHI, K. et al. Kinetic Modeling of Methane Production from the Anaerobic Digestion of Wastewater Sludge from a Treatment Plant in Kenitra, Morocco. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, v. 285, 112103, 2023.

LIMA, H. Determinação de parâmetros cinéticos do processo de digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos de Santo André – SP por meio de testes do potencial bioquímico de metano. 2016. 153 p. Tese (Doutorado em Energia) – Universidade Federal do ABC, Santo André, 2016.

LUO, X. et al. Methane production and characteristics of the microbial community in the co-digestion of spent mushroom substrate with dairy manure. *Bioresource Technology*, v. 250, p. 611-620, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S096085241731238X>. Acesso em: 05 ago. 2024.

LYNCH, D. et al. Utilisation of poultry litter as an energy feedstock. *Biomass and Bioenergy*, v. 49, p. 197-204, 2013.

MAINARDIS, M. et al. Techno-economic feasibility of anaerobic digestion of cheese whey in small Italian dairies and effect of ultrasound pre-treatment on methane yield. *Journal of Environmental Management*, v. 246, p. 557-563, 2019.

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

MARCHIORO, V. Digestão anaeróbia em estado sólido de cama de aviário a diferentes razões de substrato/inóculo e intervalos de recirculação. 2017. 52 p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal da Fronteira Sul, Santa Catarina, 2017.

MATA-ALVAREZ, J. et al. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 36, p. 412-427, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032114002175>. Acesso em: 05 ago. 2024.

MATUSZEWSKA, A. et al. Evaluation of the biological methane potential of various feedstock for the production of biogas to supply agricultural tractors. *Energy Conversion and Management*, v. 125, p. 309-319, 2016.

McCARTY, P. L. Anaerobic waste treatment fundamentals. *Public Works*, v. 95, n. 9, p. 107-112; n. 10, p. 123-126; n. 11, p. 91-94; n. 12, p. 95-99, 1964.

MENESES-REYES, J. C. et al. Biochemical methane potential of oil-extracted microalgae and glycerol in co-digestion with chicken litter. *Bioresource Technology*, v. 224, p. 373-379, 2017.

MÉZES, J. M. C. et al. Influence of temperature on the anaerobic stabilization of organic solid residues. *African Journal of Biotechnology*, v. 14, p. 500-508, 2015.

- MIELE, M. et al. Tratamento dos efluentes de usinas de biogás. *Revista de Política Agrícola*, Brasília, DF, v. 24, n. 1, p. 31-45, 2015.
- MIELE, M. A. Suinocultura no Brasil e as Tecnologias no Âmbito do Plano ABC. Comunicado Técnico 549. 2017. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1081583/1/final8586.pdf>. Acesso em: 26 maio 2022.
- MOÇO, E. A. S. dos. Projeto de uma unidade produtora de biogás. 2012. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Química) – Instituto Politécnico de Tomar, Portugal, 2012.
- MOLINUEVO-SALCES, B. et al. Vegetable processing wastes addition to improve swine manure anaerobic digestion: Evaluation in terms of methane yield and SEM characterization. *Bioresource Technology*, 2012.
- NARAN, E.; TOOR, U. A.; KIM, D. J. Effect of pretreatment and anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge on stabilization and methane production. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 113, p. 17–21, 2016.
- NICOLOSO, R. S. Estudo técnico da destinação do fertilizante orgânico sólido produzido em uma usina de biogás no município de Concórdia-SC. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2014. 54 p.
- NIELFA, A.; CANO, R.; FDZ-POLANCO, M. Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge. *Biotechnology Reports*, v. 5, p. 14-21, 2015.
- NIU, Q. et al. Mesophilic methane fermentation of chicken manure at a wide range of ammonia concentration: stability, inhibition and recovery. *Bioresource Technology*, v. 137, p. 358-367, 2013.
- NKEMKA, V. N.; MURTO, M. Digestão anaeróbica seca de dois estágios de mexilhão azul e junco. *Renewable Energy*, v. 50, p. 359-364, 2013. DOI: 10.1016/j.renene.2012.06.041.
- OMAR, R. et al. Anaerobic treatment of cattle manure for biogas production. *Proceedings Philadelphia, Annual Meeting of American Institute of Chemical Engineers*, p. 1-10, 2009.
- ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. BRASIL. Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil: Energia Limpa e acessível. 2023. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/7>. Acesso em: 16 jun. 2024.
- OUNNAR, A.; BANHABYLES, L.; IGOUD, S. Energetic valorization of biomethane produced from cow-dung. *Procedia Engineering*, v. 33, p. 330-334, 2012.
- PALHARES, J. C. P. Uso de Biodigestores para o Tratamento da Cama de Frango: Conceitos Importantes para a Produção de Biogás. *AviSite*, v. 96, n. 1132, p. 20-28, 2005.
- PAN, Y. et al. Synergistic Effect and biodegradation kinetics of sewage sludge and food waste mesophilic anaerobic co-digestion and the underlying stimulation mechanisms. *Fuel*, v. 253, p. 40-49, 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, 2020.
- PARANHOS, A. G. O. et al. Methane production by co-digestion of poultry manure and lignocellulosic biomass: Kinetic and energy assessment. *Bioresource Technology*, v. 300, 2020.

PATZA, L. Estudo da digestão anaeróbia de resíduos orgânicos. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 21, p. 78-84, 2006.

PINTO, M. A. Modelos matemáticos aplicados à digestão anaeróbia. *Engenharia Térmica*, v. 5, n. 2, p. 69-75, 2006.

POLI, D. C. R. et al. Uma avaliação das metodologias para determinação do poder calorífico dos resíduos sólidos urbanos. *Revista de Ciências Exatas e Tecnologia*, v. 8, n. 8, p. 9-3, 2013.

P. T. et al. Impact of sludge density and viscosity on the performance of a continuous stirred tank reactor in wastewater treatment by numerical modeling. *Journal of Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 2024. Artigo: 105368. DOI: 10.1016/J.JTICE.2024.105368.

QUEEN, W. Modelagem matemática de reatores anaeróbios. *Journal of Environmental Engineering*, v. 132, n. 9, p. 1-10, 2006.

RAPOSO, F.; BORJA, R.; BIANCO, C. I. Predictive regression models for biochemical methane potential tests of biomass samples: Pitfalls and challenges of laboratory measurements. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 127, 109890, 2020.

RAZAVIAR, S. M. et al. Energy performance of building integrated photovoltaic thermal (BIPV/T) systems for different building types. *Energy Procedia*, v. 57, p. 1745-1754, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1876610214009345>. Acesso em: 30 jul. 2024.

RENTERO, N. (ed.). Anuário leite 2021: saúde única e total. Embrapa Gado de Leite, 2021. 104 p.

REUNGSANG, A. Microbial-Derived Biofuels and Biochemicals. Khon Kaen University, Thailand, 2019.

RIPLEY, L. E. et al. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *J. WPCF*, v. 58, n. 5, p. 406-411, 1983.

RODRIGUEZ, A. R. Modelagem de processos biológicos: uma abordagem matemática. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, v. 23, n. 1, p. 101-108, 2003.

SÁNCHEZ, E. et al. Effect of organic loading rate on the stability, operational parameters and performance of a secondary upflow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste. *Bioresource Technology*, v. 96, n. 3, p. 335-344, 2005.

SANTOS, T. M. B. Balanço Energético e Adequação do Uso de Biodigestores em Galpões de Frangos de Corte. 2004. Tese (Doutorado em Zootecnia) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2004.

SHAMURAD, B. et al. Predicting the effects of integrating mineral wastes in anaerobic digestion of OFMSW using first-order and Gompertz models from biomethane potential assays. *Renewable Energy*, v. 152, p. 308-319, 2020.

SHEHU, H. et al. Advances in the hybrid neural network-based channel estimation for LTE-Advanced systems. *Journal of Network and Computer Applications*, v. 45, p. 42-51, 2014. DOI: 10.1016/j.jnca.2014.04.002. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0964830514001875>. Acesso em: 30 jul. 2024.

SHI, Xiangyuan; WANG, Xiuhong; LI, Yongping. Enhancement of fermentation performance in the anaerobic co-digestion of chicken manure and corn straw under biogas slurry reflux via air stripping of the digestate. *Agronomy*, v. 14, n. 8, p. 1794, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/agronomy14081794>. Acesso em: 20 ago. 2024.

- SILVA, D. J.; QUEIROZ, A. C. *Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos*. 3. ed. 2017.
- SILVA, T. G. *Avaliação do potencial de produção de biogás da cama de frango*. 2020. 87 f. Dissertação (Mestrado em Bioenergia) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2020.
- SIQUEIRA, T. S. da. *Produção de metano em AnSBBR tratando soro em condição termofílica*. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.
- SPEECE, R. E. Metabolic interactions between anaerobic bacteria in methanogenic environments. *Antonie van Leeuwenhek*, v. 66, p. 271-294, 1986.
- SOUZA, A. T. Modelagem matemática de processos de digestão anaeróbia. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 5, n. 3, p. 569-575, 2001.
- SWITZENBAUM, M. et al. Monitoring of the Anaerobic Methane Fermentation Process. *Enzyme and Microbial Technology*, v. 12, p. 722-730, 1990.
- TÁPPARO, D. C. et al. Swine manure biogas production improvement using pre-treatment strategies: Lab-scale studies and full-scale application. *Bioresource Technology Reports*, v. 15, 100716, 2021.
- KARLSSON, T. et al. *Manual Básico de Biogás*. Lajeado: Editora Univates, v. 1, p. 65, 2014.
- TRAVERSI, D. et al. Environmental advances due to the integration of food industries and anaerobic digestion for biogas production: perspectives of the Italian milk and dairy product sector. *Bioenergy Research*, v. 6, n. 3, p. 851-863, 2013.
- VARGAS, L. P. et al. Suinocultura e serviços ecossistêmicos: transformações na sub-bacia do lajeado dos fragosos entre os anos de 1999 e 2016. *Perspectiva*, Erechim, v. 43, n. 163, p. 27-37, 2019.
- VDI VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE. *Fermentation of Organic Materials (VDI 4630) – Characterization of the Substrate, Sampling, Collection of Material Data, Fermentation Tests*. Düsseldorf: The Association of German Engineers, 2016.
- VENSLASKAS, Kęstutis; ŽALYS, Bronius; ŽUPERKA, Vidmantas; RUBEŽIUS, Mantas. Biogas production enhancement through chicken manure co-digestion with pig fat. *Applied Sciences*, v. 12, n. 9, p. 4652, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/app12094652>. Acesso em: 20 ago. 2024.
- VIDAL, A. M. et al. Bacteremia anaeróbica em paciente neutropênico com mucosite oral. *American Journal of Medical Sciences*, v. 319, p. 189–190, 2000.
- VILLAMAR, C. A. et al. Characterization of swine wastewater by toxicity identification evaluation methodology (TIE). *Water Air Soil Pollut*, v. 223, p. 363-369, 2012.
- WELLINGER, A.; MURPHY, J.; BAXTER, D. (ed.). *The biogas handbook: science, production and applications*. Cambridge: Woodhead Publishing, 2013.
- WRESTA, A. et al. Characteristics of tofu whey degradation during self-sustaining batch anaerobic process for methane production. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 9, n. 6, 106359, 2021.
- YANG, S. et al. Biogas production from food waste with in situ sulfide control under high organic loading in a two-stage anaerobic digestion process: strategy and microbial community response. *Bioresource Technology*, 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852423001384>. Acessado em: 28 jul. 2024.

YOUNGSEOB, Y. et al. Use of real-time PCR for group-specific quantification of aceticlastic methanogens in anaerobic processes: Population dynamics and community structures. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 93, n. 3, p. 424-433, 2006.

ZAHAN, Z. et al. Semi-continuous anaerobic co-digestion of chicken litter with agricultural and food wastes: A case study on the effect of carbono/nitrogen ratio, substrates mixing ratio and organic loading. *Bioresource Technology*, v. 270, p. 245-254, 2018.

ZAHEDI, S. et al. Anaerobic treatment of swine manure under mesophilic and thermophilic temperatures: Fate of veterinary drugs and resistance genes. *Environmental Pollution*, v. 818, 151697, 2022.

ZHANG, Y.; BANKS, C. J.; HEAVEN, S. Anaerobic digestion of solid organic waste: Research advances and state-of-the-art. *Journal of Environmental Management*, v. 204, p. 363-374, 2017.

ZHANG, J. et al. Enhancing biogas production from livestock manure in solid-state anaerobic digestion by sorghum-vinegar residues. *Environmental Technology & Innovation*, v. 26, 102276, 2022.

ZUO, Z.; WU, S.; ZHANG, W.; DONG, R. Effects of organic loading rate and effluent recirculation on the performance of two-stage anaerobic digestion of vegetable waste. *Bioresource Technology*, v. 146, p. 556-561, 2013.