



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE ENERGIAS ALTERNATIVAS E RENOVÁVEIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENERGIAS RENOVÁVEIS



JOÃO PEDRO CRUZ DE ALMEIDA

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL ENERGÉTICO E DAS
PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DE INSUMOS,
PRODUTOS E RESÍDUOS DE UM BIODIGESTOR
ANAERÓBICO**

JOÃO PESSOA - PB
2025

PPGER / MESTRADO ACADÊMICO / Nº 123

JOÃO PEDRO CRUZ DE ALMEIDA

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL ENERGÉTICO E DAS PROPRIEDADES
FÍSICO-QUÍMICAS DE INSUMOS, PRODUTOS E RESÍDUOS DE UM
BIODIGESTOR ANAERÓBICO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal da Paraíba, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Energias Renováveis do Centro de Energias Alternativas e Renováveis, área de concentração em Energias Renováveis, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Adriano da Silva Marques

Coorientadora

Dra. Cristiani Viegas Brandão Grisi

**JOÃO PESSOA - PB
2025**

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

A447a Almeida, Joao Pedro Cruz de.

Avaliação do potencial energético e das propriedades físico-químicas de insumos, produtos e resíduos de um biodigestor anaeróbico / Joao Pedro Cruz de Almeida. - João Pessoa, 2025.
105 f. : il.

Orientação: Adriano da Silva Marques.

Coorientação: Cristiani Viegas Brandão Grisi.

Dissertação (Mestrado) - UFPB/CEAR.

1. Biogás - Eficiência energética. 2. Resíduos orgânicos - Sustentabilidade. 3. Biofertilizante. 4. Biodigestores. I. Marques, Adriano da Silva. II. Grisi, Cristiani Viegas Brandão. III. Título.

UFPB/BC

CDU 662.767.2(043)


Programa de Pós-graduação em Energias Renováveis – PPGER

**AVALIAÇÃO GLOBAL DO POTENCIAL ENERGÉTICO E DAS
PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DE INSUMOS, PRODUTOS E
RESÍDUOS DE UM BIODIGESTOR ANAERÓBICO**

por

JOÃO PEDRO CRUZ DE ALMEIDA

Dissertação aprovada em 14 de julho de 2025



Prof.(^a). Dr.(a). ADRIANO DA SILVA MARQUES

Orientador(a) - UFPB



Prof.(^a). Dr.(a). CRISTIANI VIEGAS BRANDAO GRISI

Coorientador(a) – UFPB



Prof.(^a). Dr.(a). RAPHAEL ABRAHÃO

Examinador(a) Interno(a) - UFPB



Prof.(^a). Dr.(a). SHARLINE FLORENTINO DE MELO

Examinador(a) Externo(a) - UFPB

João Pessoa – PB

2025

DEDICATÓRIA

Dedico à Deus que me guiou até aqui, aos meus queridos pais e minha amada noiva que, sempre com carinho, confiaram em mim durante toda a jornada.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus por ter me sustentado durante todo o caminho e ter feito com que chegasse até aqui.

Aos meus pais, por sempre terem me acolhido em todas as tribulações e por terem me apoiado de maneira incondicional durante toda minha jornada acadêmica. Serei eternamente grato por tudo que já fizeram por mim.

À minha noiva, Emily Caroline, pelo seu amor e suporte. Sem sombra de dúvidas, não estaria aqui sem você. Obrigado por ter me acompanhado desde o início, por ter chorado e comemorado comigo e por tornar minha vida mais leve.

Ao professor Adriano pelas correções, dedicação e ensinamentos que me permitiram apresentar meu máximo desempenho durante todo processo de mestrado. Obrigado por além de ter sido meu orientador, também ter sido meu guia.

À professora Cristiani por ter me auxiliado durante as etapas de metodologia e por toda a dedicação prestada.

Aos professores Raphael e Sharline pelas sugestões, correções e contribuições.

Ao meu colega Ronald que foi um absoluto tutor durante as caracterizações químicas. Você foi fundamental para este trabalho.

Aos companheiros do Laboratório de Combustíveis e Materiais — Lacom — por terem me auxiliado durante as caracterizações.

Aos companheiros do Laboratório de Bioengenharia — LaBio — por disponibilizarem o espaço para minha pesquisa.

Aos professores do Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Energias Renováveis da UFPB, que contribuíram ao longo de todos os semestres, por meio das disciplinas, para a transmissão de conhecimento a todos os discentes do programa.

Aos funcionários da UFPB, pela atenção e presteza quando foi necessário.

Aos colegas de mestrado, pelos momentos de companheirismo.

Agradeço novamente ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro concedido, por meio da bolsa de Desenvolvimento Tecnológico e Industrial (DTI-C), conforme o termo de outorga nº 382978/2024-2.

Agradeço, também, a todos que de alguma forma contribuíram comigo durante o tempo de mestrado. Obrigado!

“Se eu vi mais longe, foi por estar sobre ombros de
gigantes”

Isaac Newton

RESUMO

O crescimento populacional e industrial intensificou a geração de resíduos, especialmente orgânicos. Os resíduos orgânicos que são descartados podem representar uma oportunidade de reaproveitamento energético. Nesse contexto, biodigestores anaeróbicos surgem como solução sustentável, transformando a matéria orgânica em biogás e biofertilizante. Este trabalho avalia o potencial energético e as propriedades físico-químicas de insumos, produtos e resíduos da biodigestão anaeróbica de restos alimentares. A caracterização dos matéria-prima consistiu na obtenção dos teores de umidade, matéria volátil, cinzas e carbono fixo através da análise imediata, composição em carbono, oxigênio e hidrogênio por análise elementar e nitrogênio por método de Kjeldahl, bem como obtenção de poder calorífico superior utilizando-se uma bomba calorimétrica. Para o biogás foram utilizadas as normas ABNT NBR 15.213:2008 e 14.903:2014 para obtenção de suas propriedades físicas em conjunto com análise cromatográfica. O digestato foi caracterizado com a leitura de seu pH e condutividade elétrica, quantificação do teor de nitrogênio e cultivo *in vivo*. O isolamento de microrganismos foi feito no resíduo da biodigestão em meios seletivos ágar-nutriente, batata-dextrose e meio livre de nitrogênio e a avaliação de síntese de fitohormônios realizadas em meio de cultura caldo triptona de soja. O insumo orgânico apresentou teores de umidade (70,09%), material volátil (83,78%), cinzas (4,16%) e carbono fixo (12,05%), além de elevadas concentrações de carbono (45,80%) e oxigênio (43,55%), e menores concentrações de hidrogênio (5,82%) e nitrogênio (1,73%). Seu poder calorífico foi igual a $19,25 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$. O biogás exibiu 54,59% de metano, 29,26% de dióxido de carbono, 12,03% de nitrogênio e 4,12% de oxigênio, com poder calorífico inferior de $17,97 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-3}$, densidade absoluta de $1,08 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ e fator de compressibilidade $Z=0,9978$. O digestato apresentou condutividade elétrica de $8,33 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ e teor de nitrogênio de 9,26%. A diluição de 75% promoveu maior desenvolvimento vegetal, com emergência em 6 dias, taxa de germinação de 67%, quantidade média de folhas igual a 6, área foliar de $79,15 \text{ cm}^2$, comprimento caulinar de 7,50 cm, diâmetro caulinar de 0,50 cm e comprimento radicular máximo de 49,90 cm. No entanto, testes estatísticos (ANOVA e Tukey, $p < 0,05$) revelaram que o diâmetro caulinar, comprimento máximo radicular e número de folhas não foram influenciadas diretamente pelas concentrações de biofertilizante. A análise do solo revelou que o digestato aumentou significativamente sua fertilidade, com elevação nos teores de fósforo, potássio e cálcio, redução da acidez trocável e alumínio, e estabilização da concentração de magnésio. Contudo, a acidez trocável não apresentou correlação significativa com a diluição de digestato ($p \geq 0,05$). A bioprospecção de microrganismos resultou no isolamento de três colônias em meio seletivo NFB com concentração de 10^{-6} de resíduo interno, com produção significativa de ácido indol-3-acético no meio TBS com valor máximo de $165,43 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$. Entretanto, nenhum isolado demonstrou capacidade de solubilizar fosfato. Dessa forma, este estudo ressalta a importância da valorização energética de resíduos alimentares para o processo de biodigestão anaeróbica, além de contribuir para a pesquisa de biocombustíveis, biofertilizantes e inoculantes.

Palavras-Chave: Biodigestores, Biofertilizante, Biogás, Eficiência Energética, Resíduos Orgânicos, Sustentabilidade.

ABSTRACT

Population and industrial growth have intensified the generation of waste, especially organic waste. Organic waste that is discarded can represent an opportunity for energy reuse. In this context, anaerobic digesters have emerged as a sustainable solution, transforming organic matter into biogas and biofertilizer. This work evaluates the energy potential and physical-chemical properties of raw material, products and residues from the anaerobic biodigestion of food waste. The characterization of the input material for biodigestion consisted of obtaining the moisture, volatile matter, ash and fixed carbon contents by immediate analysis, carbon, oxygen and hydrogen composition by elemental analysis and nitrogen by the Kjeldahl method, as well as obtaining the higher calorific value using a calorimetric pump. For biogas, ABNT NBR 15.213:2008 and 14.903:2014 standards were used to obtain its physical properties in conjunction with chromatographic analysis. The digestate was characterized by reading its pH and electrical conductivity, quantifying the nitrogen content and growing it *in vivo*. Microorganisms were isolated from the biodigestion residue in selective nutrient agar, potato-dextrose and nitrogen-free media, and the synthesis of phytohormones was assessed in tryptone soy broth culture medium. The organic input had high levels of moisture (70.09%), volatile matter (83.78%), ash (4.16%) and fixed carbon (12.05%), as well as high concentrations of carbon (45.80%) and oxygen (43.55%), and lower concentrations of hydrogen (5.82%) and nitrogen (1.73%). Its calorific value was 19.25 MJ·kg⁻¹. The biogas was 54.59% methane, 29.26% carbon dioxide, 12.03% nitrogen and 4.12% oxygen, with a lower calorific value of 17.97 MJ·m⁻³, an absolute density of 1.08 kg·m⁻³ and a compressibility factor of Z=0.9978. The digestate had an electrical conductivity of 8.33 mS·cm⁻¹ and a nitrogen content of 9.26%. The 75% dilution promoted greater plant development, with emergence in 6 days, a germination rate of 67%, an average number of leaves equal to 6, a leaf area of 79.15 cm², a stem length of 7.50 cm, a stem diameter of 0.50 cm and a maximum root length of 49.90 cm. However, statistical tests (ANOVA and Tukey, p<0.05) revealed that the stem diameter, maximum root length and number of leaves were not directly influenced by the concentrations of biofertilizer. The soil analysis revealed that the digestate significantly increased its fertility, with an increase in phosphorus, potassium and calcium levels, a reduction in exchangeable acidity and aluminium, and stabilization of the magnesium concentration. However, exchangeable acidity showed no significant correlation with digestate dilution (p≥0.05). The bioprospecting of microorganisms resulted in the isolation of three colonies in NFB selective medium with a concentration of 10⁻⁶ internal residue, with significant production of indole-3-acetic acid in TBS medium with a maximum value of 165.43 µg·ml⁻¹. However, no isolate showed the ability to solubilize phosphate. In this way, this study highlights the importance of energy recovery from food waste for the anaerobic biodigestion process, as well as contributing to research into biofuels, biofertilizers and inoculants.

Keywords: Biodigesters, Biofertilizer, Biogas, Energy Efficiency, Organic Waste, Sustainability.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1. Processos de hidrólise, acidogênese, acetogênese, metanogênese e sulfetogênese. | 21 |
| Figura 2. Diagrama esquemático de um biodigestor anaeróbio do tipo lagoa coberta..... | 25 |
| Figura 3. Diagrama esquemático de um biodigestor de fluxo ascendente. | 26 |
| Figura 4. Diagrama esquemático de um biodigestor com tanque agitado continuamente. | 27 |
| Figura 5. Mix de energia global por fonte até 2050. | 28 |
| Figura 6. Participação das fontes na geração termelétrica no Brasil nos anos de 2022 e 2023. | 29 |
| Figura 7. Biodigestor anaeróbico utilizado na pesquisa. | 45 |
| Figura 8. Componentes principais do biodigestor utilizado na pesquisa. | 46 |
| Figura 9. Ensaio de PCS dos resíduos alimentares. (A) Procedimento de homogeneização, secagem e trituração (Autor, 2024). (B) Posicionamento do fio de algodão no cadinho ao pavio de ignição (Autor, 2024). (C) Calorímetro durante o processo de medição de PCS da biomassa (Autor, 2024). | 49 |
| Figura 10. Análise cromatográfica do biogás. (A) Procedimento de coleta de biogás através da tubulação do biodigestor (Autor, 2024). (B) Vista externa do cromatógrafo TCD/FID (Autor, 2024). (C) Coluna de carbonex do cromatógrafo gasoso (Autor, 2024). | 52 |
| Figura 11. Caracterização inicial do resíduo sólido do biodigestor. (A) Solução-mãe na câmara de fluxo laminar (Autor, 2024). (B) Diluição seriada do resíduo sólido em água destilada (Autor, 2024). (C) Inoculação das soluções de resíduo sólido nos meios de cultura (Autor, 2024). (D) Disseminação das soluções nos meios de cultura (Autor, 2024). | 60 |
| Figura 12. Resultados de análise imediata de resíduos alimentares usados como substrato para biodigestão anaeróbica. | 63 |
| Figura 13. Composição elementar (C, H, O, N) média, em massa e base seca, das amostras de resíduos alimentares usados como substrato para biodigestão anaeróbica..... | 65 |
| Figura 14. Cromatograma gerado a partir da cromatografia gasosa TCD do biogás gerado na biodigestão anaeróbica. | 68 |
| Figura 15. Produção média de ácido indol-3-acético (AIA) pelos microrganismos isolados em meio NFB até a diluição 10^{-6} | 81 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1. Estado da arte sobre o estudo da biodigestão anaeróbicas..... | 20 |
| Tabela 2. Composição média da mistura gasosa do biogás..... | 33 |
| Tabela 3. Métodos de análise e caracterização química de biofertilizantes. | 44 |
| Tabela 4. Cronograma de abastecimento para ativação do biodigestor anaeróbico do sistema. | 46 |
| Tabela 5. Tratamentos aplicados no cultivo de milho, com diferentes proporções de biofertilizante e água destilada. | 56 |
| Tabela 6. Níveis de garantia no adubo NPK usado no plantio de milho..... | 56 |
| Tabela 7. Parâmetros do solo analisados e seus princípios de determinação. | 58 |
| Tabela 8. Formulação dos meios usados no isolamento de microrganismos. | 59 |
| Tabela 9. Formulação do meio gel para o teste de solubilização de fosfato pelos microrganismos. | 61 |
| Tabela 10. Composição do meio utilizado no experimento de produção de AIA..... | 61 |
| Tabela 11. Condutividade elétrica e pH das diferentes soluções de biofertilizante. | 71 |
| Tabela 12. Tempo de emergência e taxa de germinação dos diferentes tratamentos para cultivo. | 74 |
| Tabela 13. Resultados da análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey para as variáveis morfológicas das plantas estudadas. | 74 |
| Tabela 14. Caracterização química e física do solo antes do cultivo. | 76 |
| Tabela 15. Teores médios de nutrientes no solo após o cultivo com diferentes tratamentos. . | 76 |

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABNT — Associação Brasileira de Normas Técnicas

AF — Área foliar

AIA — ácido indol-3-acético

AN — Ágar nutriente

ANP — Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis

ASTM — Sociedade Americana de Ensaios e Materiais

BDA — Batata-Dextrose

C/N — Proporção de carbono para nitrogênio

CC — Comprimento caulinar

CE — Condutividade elétrica

CEAR UFPB — Centro de Energias Alternativas e Renováveis da Universidade Federal da Paraíba

DC — Diâmetro caulinar

EMBRAPA — Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

EPE — Empresa de Pesquisa Energética

GLP — Gás liquefeito de petróleo

GN — Gás natural

IEA — Agência Internacional de Energia

MCR — Máximo comprimento radicular

MFS — Microrganismo solubilizador de fosfato

MSPA — Massa seca da parte aérea

MSR — Massa seca de raiz

NBR — Norma Brasileira Regulamentadora

NFB — Meio de cultura livre de nitrogênio

NP — Número de plantas

NPK — Adubo Nitrogênio-Fósforo-Potássio

NR — Norma Regulamentadora

ODS — Objetivos do Desenvolvimento Sustentável

ONU — Organização das Nações Unidas

PCS — Poder calorífico superior

PCI — Poder calorífico inferior

PNRS — Política Nacional de Resíduos Sólidos

PPGER UFPB — Pós-Graduação em Energias Renováveis da Universidade Federal da Paraíba

RSB — Resíduo sólido do biodigestor

RSU — Resíduos sólidos urbanos

RU UFPB — Restaurante Universitário da Universidade Federal da Paraíba

TSB — Caldo triptona de soja

TCF — Teor de carbono fixo

TCZ — Teor de cinzas

TMV — Teor de material volátil

TRP — L-Triptofano

TU — Teor de umidade

UV — Ultravioleta

LISTA DE SÍMBOLOS

° C — Graus Celsius

$\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ — Micrograma por mililitro

Ca^{2+} — Cálcio

CH_4 — Metano

cm — Centímetros

cm^2 — Centímetro quadrado

CO_2 — Dióxido de carbono

CO_2e — Dióxido de carbono equivalente

CuSO_4 — Sulfato de cobre

Fe — Ferro

FeCl_3 — Cloreto férrico

Gt — Gigatonelada

gVS — Gramas de sólidos voláteis

H^+ — Íon hidrogênio

$\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ — Acidez trocável

H_2 — Gás hidrogênio

H_2O — Água

H_2S — Sulfeto de hidrogênio

H_2SO_4 — Ácido sulfúrico

H_3BO_3 — Ácido bórico

HCL — Ácido clorídrico

HClO_4 — Ácido perclórico

J — Joule

K — Kelvin

K — Potássio

K^+ — Íon potássio

K_2SO_4 — Sulfato de potássio

kg — Quilograma

$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ — Quilograma por metro cúbico

kJ — Quilojoule

kPa — Quilopascal

L — Litros

m — Metros

m³ — Metro cúbico

Mg²⁺ — Magnésio

ml — Mililitro

mm² — Milímetro quadrado

mS·cm⁻¹ — Microsiemens por centímetro

N — Nitrogênio

Na⁺ — Íon sódio

NaCl — Cloreto de sódio

NaOH — Hidróxido de sódio

NH₃ — Amônia

NH₄⁺ — Cátion amônio

nm — Nanômetro

P — Fósforo

S — Enxofre

Zn — Zinco

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| 1. INTRODUÇÃO | 16 |
| 1.1. OBJETIVOS | 17 |
| 1.2 ESTADO DA ARTE | 18 |
| 2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA..... | 21 |
| 2.1 BIODIGESTÃO | 21 |
| 2.2 BIOMASSA | 27 |
| 2.3 BIOGÁS | 33 |
| 2.4 BIOFERTILIZANTES | 34 |
| 2.5 MICRORGANISMOS PROMOTORES DE CRESCIMENTO VEGETAL..... | 35 |
| 2.6 CARACTERIZAÇÃO DE INSUMOS E PRODUTOS DE UM BIODIGESTOR | 36 |
| 3. MATERIAL E MÉTODOS | 45 |
| 3.1. DESCRIÇÃO DO BIODIGESTOR ANAERÓBICO UTILIZADO | 45 |
| 3.2. CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA | 47 |
| 3.4 CARACTERIZAÇÃO DO BIOFERTILIZANTE | 54 |
| 3.5 CARACTERIZAÇÃO DO RESÍDUO SÓLIDO DO BIODIGESTOR | 58 |
| 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 63 |
| 4.1. CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS | 63 |
| 4.2. CARACTERIZAÇÃO DO BIOGÁS GERADO ATRAVÉS DA BIODIGESTÃO ANAERÓBICA | 67 |
| 4.3. CARACTERIZAÇÃO DO BIOFERTILIZANTE OBTIDO NA BIODIGESTÃO ANAERÓBICA | 71 |
| 4.4. CARACTERIZAÇÃO DO MILHO PLANTADO COM BIOFERTILIZANTE | 73 |
| 4.5. AVALIAÇÃO DE FERTILIDADE DO SOLO APÓS CULTIVO COM BIOFERTILIZANTE | 76 |
| 4.6. ISOLAMENTO DOS MICRORGANISMOS DO RESÍDUO SÓLIDO DO BIODIGESTOR | 79 |
| 5. CONCLUSÃO..... | 84 |
| 6. REFERÊNCIAS | 86 |

1. INTRODUÇÃO

Com o progresso da fabricação industrial e o crescimento contínuo da população global, nota-se também o aumento na produção de resíduos tanto orgânicos quanto inorgânicos (Peng *et al.*, 2023). Além disso, o Brasil é tido como um dos maiores produtores e exportadores de produtos agrícolas do mundo e, conseqüentemente, tem crescido sua produção de resíduos agroindustriais. Associado a isso, a ausência de métodos para a utilização desses resíduos tem se tornado um desafio ambiental, pois, o gerenciamento sustentável por parte dos responsáveis pelos processos produtivos não está sendo realizado de maneira apropriada (Srivastava *et al.*, 2022). Como consequência, a geração demasiada de resíduos sólidos urbanos (RSU) e a ineficácia no seu gerenciamento está ligada à carência de compreensão sobre os vários fatores que influenciam toda a sua gestão (Brumatti *et al.*, 2024). Em 2023, o Brasil gerou mais de 81 milhões de toneladas de RSU, o que representa cerca de 380 kg de resíduos por pessoa ao longo do ano (ABREMA, 2024), sendo cerca de 55% do RSU composto por matéria orgânica putrescível, suscetível ao processo de fermentação (Gomes *et al.*, 2021). Somente no estado da Paraíba, segundo o Panorama Nacional de Resíduos Sólidos do ano de 2015, foram geradas 3.551 toneladas/dia de lixo, o que equivale a 0,77 kg/habitante/dia (Cavalcante *et al.*, 2019).

Como fato, a correta utilização dos recursos disponíveis e as responsabilidades social e econômica fazem com que a comunidade científica pense em soluções viáveis para mitigar este problema a partir da criação de estratégias para o aproveitamento de resíduos orgânicos. Desde a Rio+20, a Organização das Nações Unidas (ONU) concordou em adotar a Agenda 2030, estabelecendo novos caminhos para o avanço ecológico através dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) (Frazão *et al.*, 2022). Dentro desse cenário, a adoção de novas tecnologias em biodigestores representa uma opção tanto para o setor industrial quanto para a comunidade local, no que diz respeito à produção de energia, economia e sustentabilidade ambiental (Rani *et al.*, 2023).

Os biodigestores anaeróbicos têm sido extensivamente empregados para o beneficiamento de variadas categorias de resíduos orgânicos, incluindo: bagaço de cana, excremento animal e humano, lixo doméstico e restos da produção industrial (Banach *et al.*, 2018; Borrel *et al.*, 2016). O principal produto dos biodigestores é o biogás, fração gasosa da biodigestão, que é uma fonte de energia renovável e que pode ser utilizada para gerar calor e eletricidade (Na *et al.*, 2018). O biocombustível resultante possui um grande potencial para a economia de baixa emissão de carbono além de permitir uma maior independência energética para comunidades isoladas, contribuindo assim para a descentralização da produção de energia.

Já o subproduto da biodigestão, chamada de digestato, é um líquido rico em nutrientes biodisponíveis, especialmente nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), caracterizando-o como opção para uso como fertilizante (Samoraj *et al.*, 2022). O digestato empregado como fertilizante biológico pode melhorar as propriedades físico-químicas do solo ao passo que reduz as perdas de compostos nitrogenados no cultivo (Sihi *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2022). Além disso, esses biofertilizantes podem reduzir os custos de produção, pois, são capazes de serem produzidos facilmente utilizando insumos regionais e menos dispendiosos (Itelima *et al.*, 2018).

Diante do exposto, entende-se que o estudo científico da biodigestão anaeróbica e seus produtos torna-se um tema de interesse para a sociedade por seu pleno alinhamento com diversos dos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU, dentre eles: ODS 2 (Fome Zero e Agricultura Sustentável) ao melhorar a produtividade agrícola e a fertilidade do solo, ODS 7 (Energia Acessível e Limpa) ao fornecer uma fonte energética renovável por meio do biogás, ODS 11 (Cidades e Comunidades Sustentáveis) reduzindo resíduos urbanos e promovendo a geração sustentável de energia local e ODS 13 (Ação contra a Mudança Global do Clima) ao reduzir as emissões de gases de efeito estufa. Sendo assim, a relevância do assunto se justifica pela sua significância no cenário socioeconômico atual, destacando a urgência de se valorizar os resíduos orgânicos para a geração de energia sustentável.

Dessa maneira, esse trabalho de dissertação contribui com a linha de pesquisa de Meio Ambiente, Economia e Aproveitamento Energético do Programa de Pós-Graduação em Energias Renováveis da Universidade Federal da Paraíba (PPGER-UFPB). O uso dos biodigestores para atender demandas energéticas e ambientais sugere um aproveitamento eficiente e racional dos recursos disponíveis na comunidade local, unindo diferentes tecnologias, gerando valor agregado e desenvolvendo ferramentas de gerenciamento para resíduos orgânicos.

1.1. OBJETIVOS

1.1.1. Objetivo Geral

Avaliar as características físico-químicas do biogás e biofertilizante gerados em um biodigestor anaeróbico usando os resíduos alimentares do restaurante universitário da UFPB.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Realizar caracterizações físico-químicas dos insumos e produtos do biodigestor;
- Avaliar o comportamento físico-químico do resíduo orgânico interno ao biodigestor;
- Avaliar a aplicação do biofertilizante *in vivo* no cultivo de milho;
- Isolar microrganismos do resíduo orgânico interno capazes de fixar nitrogênio e avaliar a síntese de ácido indol-3-acético e solubilização de fosfato.

1.2 ESTADO DA ARTE

Karki *et al.* (2021) faz uma revisão destacando as limitações da biodigestão utilizando-se apenas um tipo de biomassa e comparando os benefícios da co-digestão anaeróbicas. Além disso, a revisão dos autores discute o efeito sinérgico dos variados substratos, frisando a importância de se selecionar combinações adequadas de biomassas para uma biodigestão eficaz. A formação de biogás a partir de vários substratos é também referida por Nwokolo *et al.* (2020). De acordo com os autores, a adequação de uma biomassa usada como substrato depende principalmente da sua composição nutricional, que influencia o rendimento da geração de biogás. Os resultados de Nwokolo *et al.* (2020) mostraram que a produção de metano a partir de resíduos animais pode variar no intervalo entre 157 a 500 mL/gVS, com destaque para o esterco de cabra e de porco superando os outros estrumes agropecuários. Nwokolo *et al.* (2020) também mostram que os resíduos sólidos urbanos e industriais apresentaram geração de metano maior quando comparados com biomassas lignocelulósicas. Oliveira *et al.* (2024) estudaram a capacidade de produção de biogás através de diferentes substratos — lodo de esgoto, esterco, resíduos de processamento da cana-de-açúcar e resíduos alimentares no estado do Rio de Janeiro (RJ), Brasil — chegando à conclusão de que a geração potencial de biometano é até sete vezes maior do que a produção atual no estado. Oliveira *et al.* (2024) também notaram que o potencial de produção de biofertilizante seria suficiente para suprir a demanda da agricultura do estado. Paralelamente, um estudo de mapeamento da produção de bioenergia a partir da vinhaça da cana-de-açúcar nas mesorregiões do Estado de São Paulo (SP), Brasil, avaliando a produção de eletricidade e biogás purificado — biometano — foi realizado por Melo *et al.* (2024). Nesse estudo foi concluído que o potencial total de produção de biometano é equivalente a 26% do consumo anual de óleo diesel e 69% do consumo total de gás natural em SP, revelando uma oportunidade para o aumento da participação da energia renovável na matriz energética brasileira. A composição do biogás proveniente de fontes agrícolas e da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos é explorada no trabalho de Calbry-Muzyka *et al.* (2022).

Ao realizarem coletas em usinas de produção de biogás, os pesquisadores estudaram a composição do biocombustível e seus contaminantes por cromatografia gasosa. Calbry-Muzyka *et al.* (2022) deduziram que a destinação final do gás deve considerar as possíveis diferenças que dependem do local de obtenção da matéria-prima, mencionando que o conteúdo de metano do biogás de aterros pode ser ainda menor.

Além disso, a pesquisa científica sobre o digestato é fundamental para maximizar seu uso eficiente e seguro como biofertilizante, sendo tema de alta relevância para estudos de saúde do solo e culturas agrícolas. Lamolinara *et al.* (2022) examinaram o uso atual dos digestatos em termos produtivos, examinando suas fontes de matéria-prima, as tecnologias de processamento, viabilidade econômica, qualidade do produto e presença de impurezas. Consoante os cientistas envolvidos na pesquisa, a adoção da fração líquida de biodigestores anaeróbicos como biofertilizante destaca-se como uma das aplicações mais vantajosas para reduzir e prevenir impactos no meio ambiente e na saúde humana, além de incrementar a eficácia econômica dos sistemas de geração de biogás. Colateralmente, Jin *et al.* (2022) estudaram tecnologias de recuperação de nutrientes de digestatos para a produção de biofertilizantes utilizando a técnica de decapagem com amoníaco e comparando-o com adubos compostos de ureia. Zennaro *et al.* (2022) mostraram que a espectroscopia de infravermelho é um método analítico muito promissor para a caracterização do potencial fertilizante dos digestatos, o que pode trazer grandes benefícios em tempo e custo de análise. Yu *et al.* (2021) investigaram as relações entre a desidratabilidade — separação em uma parte líquida e uma parte sólida — e a composição química do digestato obtido de resíduos alimentares. Foi mostrado que digestatos menos teor de proteínas tiveram o melhor desempenho de desidratação, indicando que existe uma correlação significativa entre a proteína solúvel do biofertilizante.

No que concerne à fração gasosa da biodigestão, Casallas-Ojeda *et al.* (2021) desenvolveram um estudo bibliométrico dos métodos experimentais e teóricos de quantificação de metano (CH_4) no biogás e chega à conclusão de que devido à grande variação da composição do biogás, devem ser efetuadas medições contínuas de cromatografia gasosa para garantir o menor erro possível na estimativa de CH_4 . Mabrouki *et al.* (2021) construíram um sistema de monitorização equipado com dois detectores infravermelhos para um biogás proveniente de aterro sanitário. Nesse estudo, o analisador pôde fornecer as proporções dos gases constituintes através de cromatografia com detector de condutividade térmica, chegando a uma composição média de metano, dióxido de carbono, oxigênio e nitrogênio iguais a 47%, 31,5%, 0,8% e 0,9%, respectivamente.

De modo geral, as produções acadêmicas existentes sobre a biodigestão anaeróbica

ênfatisam a utilização de diversas biomassas, como resíduos agrícolas, industriais e urbanos que são tratados para facilitar a decomposição e aumentar a produtividade dos sistemas. A geração de metano é aumentada pela otimização das condições de operação e pode ser ampliada pela co-digestão de substratos complementares. Além disso, o digestato possui alto valor agrônomo cujas características químicas são podem ser benéficas para diferentes tipos de solos e culturas vegetais. Por fim, utilizando análises metagenômicas, o mapeamento das comunidades microbiológicas tem aprofundado o conhecimento sobre as interações microbianas e as vias metabólicas, possibilitando uma maior eficiência na biodigestão.

A seguir é apresentado um resumo do estudo do estado da arte realizado anteriormente (Tabela 1). A distribuição das palavras-chave revela uma ênfase no potencial agrônomo do digestato, bem como também uma atenção à caracterização do biogás, seu aproveitamento energético e sustentabilidade.

Tabela 1. Estado da arte sobre o estudo da biodigestão anaeróbica

| Palavras-chave | Quantidade | f (%) | Autores e ano de publicação |
|--|------------|--------|--|
| Biodigestão anaeróbica | 3 | 20,00% | Karki <i>et al.</i> (2021), Nwokolo <i>et al.</i> (2020), Oliveira <i>et al.</i> (2024) |
| Biogás/Bioenergia | 3 | 20,00% | Nwokolo <i>et al.</i> (2020), Oliveira <i>et al.</i> (2024), Melo <i>et al.</i> (2024) |
| Digestato/Biofertilizante | 4 | 26,67% | Lamolinara <i>et al.</i> (2022), Jin <i>et al.</i> (2022), Zennaro <i>et al.</i> (2022), Yu <i>et al.</i> (2021) |
| Resíduos (RSU, agrícolas, industriais) | 2 | 13,33% | Nwokolo <i>et al.</i> (2020), Oliveira <i>et al.</i> (2024) |
| Impactos ambientais | 3 | 20,00% | Calbry-Muzyka <i>et al.</i> (2022), Casallas-Ojeda <i>et al.</i> (2021), Mabrouki <i>et al.</i> (2021) |
| Total | 15 | 100% | |

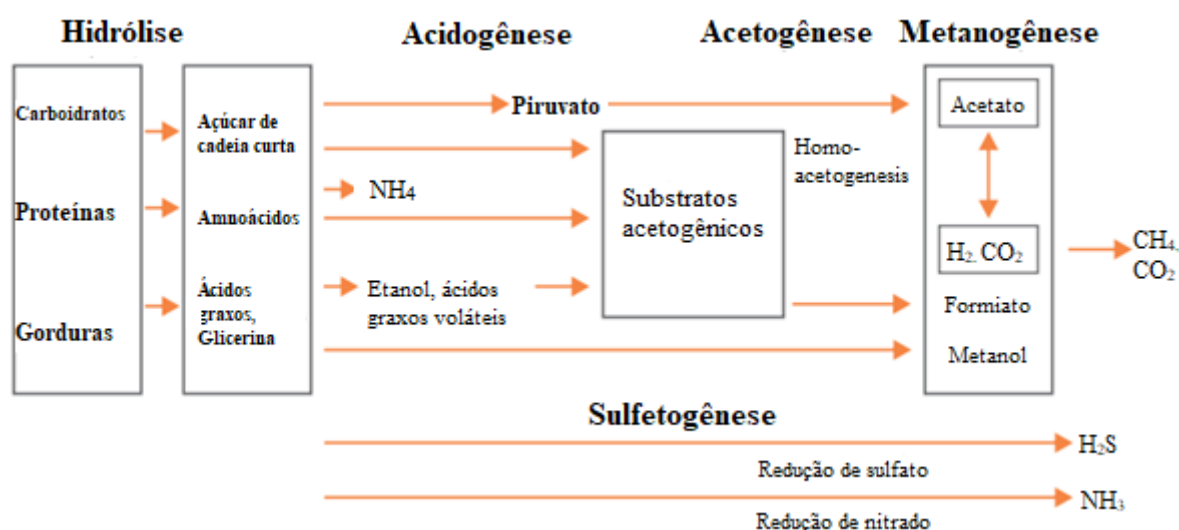
Fonte: Autor (2024).

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 BIODIGESTÃO

A biodigestão é um processo químico no qual a matéria orgânica, como resíduos agrícolas, resíduos urbanos, e até mesmo esgoto, é decomposta por um meio biológico. Este processo metabólico é complexo e requer condições anaeróbias e depende da atividade conjunta de uma associação de microrganismos para transformar material orgânico em dióxido de carbono e metano (Kunz *et al.*, 2022). Há como resultado a produção de biogás e um material rico em nutrientes, conhecido como digestato, que pode ser utilizado como um biofertilizante. O processo pode ser dividido em cinco fases, sendo: hidrólise, acidogênese, acetogênese, metanogênese e sulfetogênese (Figura 1). Cada fase é executada por diversos grupos de microrganismos que atuam em sintrofia, onde cada etapa ocorre sob distintas condições ambientais.

Figura 1. Processos de hidrólise, acidogênese, acetogênese, metanogênese e sulfetogênese.



Fonte: Adaptado de Deublein e Steinhauser (2011).

2.1.1 Etapas do processo de biodigestão anaeróbica

2.1.1.1 Hidrólise

Nesta fase inicial, crucial para permitir que as bactérias possam consumir as moléculas, grandes compostos orgânicos, como carboidratos, proteínas e lipídios, são quebrados com a adição de água e formam cadeias menores, como açúcares, aminoácidos, ácidos graxos e hidrogênio. Além da adição de água, esse processo também depende diretamente de bactérias saprófitas e das enzimas que produzem. Segundo Kunz *et al.* (2022), quando o substrato é

composto por moléculas complexas e de difícil degradação, a hidrólise influencia diretamente a rapidez global da reação, podendo ser considerada como etapa limitante da velocidade da biodigestão anaeróbica. O tempo necessário para completar a etapa de hidrólise varia de acordo com as características do substrato, com alguns dias para proteínas, gordura e poucas horas para carboidratos.

2.1.1.2 Acidogênese

Esta fase é conduzida por bactérias fermentativas, na qual os produtos da hidrólise são então convertidos em ácidos orgânicos. Após as substâncias simples do primeiro processo serem degradadas e servirem de substrato para as bactérias saprófitas, ocorre a liberação de produtos intermediários como o CO₂ e H₂O (Neto e Carvalho, 2012). Os microrganismos nessa fase transformam açúcares em compostos mais simples, como os ácidos butírico e acético, e, dependendo da biomassa inicial, álcoois (etanol e butanol) (Fritsch *et al.*, 2008). Ainda serão excretados pelos microrganismos: hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, e ainda novas células bacterianas (Iannicelli, 2008). A pressão parcial de hidrogênio ao longo da acidogênese influencia diretamente o estado de oxidação e, se estiver excessivamente alta, levará à formação de produtos com uma quantidade maior de carbono (Kunz *et al.*, 2022).

2.1.1.3 Acetogênese

A transformação de ácidos graxos em ácido acético é realizada na fase de acetogênese (Cremonez *et al.*, 2013) e na qual as reações são endotérmicas. Nesse ponto da biodigestão, as bactérias acetogênicas regem a reação de consumo de hidrogênio e gás carbônico para produção de acetato. Essa etapa é de extrema importância, pois, é nela que ocorre a conversão dos produtos da acidogênese em compostos diretamente utilizáveis pelas bactérias metanogênicas, tendo em vista que o acetato é o principal antecessor do metano. Sem essa transformação, a eficiência do processo de produção de metano seria reduzida. De acordo com Kunz *et al.* (2022), para que a formação de ácidos de cadeia curta ocorra de maneira termodinamicamente vantajosa, ela deve acontecer em conjunto com a utilização de hidrogênio gasoso pelas arqueas metanogênicas. Os produtos resultantes da acetogênese são representados por aproximadamente 51% de acetato, 19% de hidrogênio e 30% demais compostos (outros ácidos graxos voláteis, álcoois e lactato) (Angelidaki *et al.*, 2003).

2.1.1.4 Metanogênese

A metanogênese é a etapa final do processo de biodigestão, onde as bactérias metanogênicas convertem acetato, ácido acético, hidrogênio (H_2) e dióxido de carbono (CO_2) em metano (CH_4) e água (H_2O). Na metanogênese, dois grupos de bactérias, um deles que produz metano pela transformação do ácido acético (acetotróficas) e outro que o gera a partir da conversão de hidrogênio e dióxido de carbono (hidrogenotróficas) estão presentes (Cremonez *et al.*, 2013). Conforme Kunz, Steinmetz e Amaral (2022), diversos autores mencionam que a produção de metano é fruto de uma colaboração de 70/30% entre as arqueias metanogênicas acetoclásticas e hidrogenotróficas.

2.1.1.5 Sulfetogênese

A sulfetogênese ocorre ao longo de toda a cadeia microbiológica da biodigestão anaeróbica. Compostos contendo enxofre atuam como aceptores de elétrons durante o processo de oxidação de substâncias orgânicas, resultando na formação de sulfetos através de bactérias anaeróbicas estritas, conhecidas como redutoras de sulfato (BRS) (Godoi, 2014). Esse tipo de microrganismo deve ser evitado durante a biodigestão por ser prejudicial para as arqueas metanogênicas. Somado a isso, as BRS formam o sulfeto de hidrogênio (H_2S), que é tóxico e reduz a qualidade do biogás, sendo preciso removê-lo antes de se utilizar o biocombustível. Por fim, o sulfeto de hidrogênio pode reagir com a umidade local e formar ácido sulfúrico (H_2SO_4), que é extremamente corrosivo.

2.1.2 Parâmetros do processo de biodigestão

2.1.2.1 Temperatura

De acordo com Shukla *et al.* (2022), o processo metabólico da biodigestão é regulado pelas atividades dos microrganismos presentes no sistema, que são fortemente afetadas pela temperatura, ressaltando-a como uma das mais importantes variáveis na biodigestão. A elevação da temperatura traz diversos benefícios, como a maior dissolução dos compostos orgânicos, acelerando as reações bioquímicas, além de favorecer uma taxa de remoção de patógenos mais elevada (Kunz *et al.*, 2022). Entretanto, ainda segundo os autores, à medida que a temperatura aumenta, o equilíbrio químico é deslocado de cátion amônio (NH_4^+) para amônia (NH_3), que pode levar o processo à falência. Isso se explica por que a amônia livre é tóxica às bactérias metanogênicas, pois facilmente se difunde através da membrana celular dos microrganismos, causando desequilíbrio iônico. A temperatura adequada para a biodigestão anaeróbica, que resulta em biogás com alta concentração de metano, encontra-se na faixa entre

20 e 40 °C (Cremonez *et al.*, 2013).

2.1.2.2 Relação carbono/nitrogênio

A relação carbono/nitrogênio considera os níveis desses nutrientes no substrato utilizado. Caso essa proporção seja muito elevada, haverá uma redução da atividade metabólica dos microrganismos e a conversão em metano não chegará ao máximo, pois, o carbono será totalmente degradado. Do contrário, caso C/N seja baixa demais, o excesso de nitrogênio no reator levará a formação de amônia (NH₃) e a inibição da metanogênese (Deublein e Steinhauser, 2011). Segundo Kondusamy e Kalamdhad (2014), uma C/N situada num intervalo de 15:1 — 30:1 é considerada adequada, porque as bactérias utilizam o carbono cerca de 25 vezes mais depressa do que o nitrogênio.

2.1.2.3 Alcalinidade, pH e ácidos voláteis

O potencial hidrogeniônico (pH) é um fator crítico no processo de biodigestão anaeróbica, pois, cada fase tem uma faixa de pH ideal, e o desvio dessas faixas pode prejudicar diretamente o nível de atividade das comunidades microbianas. Consoante com Moura (2012), em um ambiente ácido, a ação enzimática das bactérias é inibida, enquanto em um meio alcalino, a fermentação resulta na produção de anidrido sulfuroso e hidrogênio e, assim, a biodigestão ocorre de maneira ideal com pH entre 7 e 6,6. Adicionalmente, apesar de atuarem na conversão da matéria orgânica em biogás, os ácidos orgânicos voláteis (AOV) podem fazer com que o pH diminua drasticamente caso seja acumulado. O principal efeito desse fenômeno está relacionado a sua difícil metabolização que diminuirá o pH do biodigestor e prejudicará o desenvolvimento das arqueas metanogênicas (Kunz *et al.*, 2022); quando isso ocorre, a produção de biogás é significativamente reduzida.

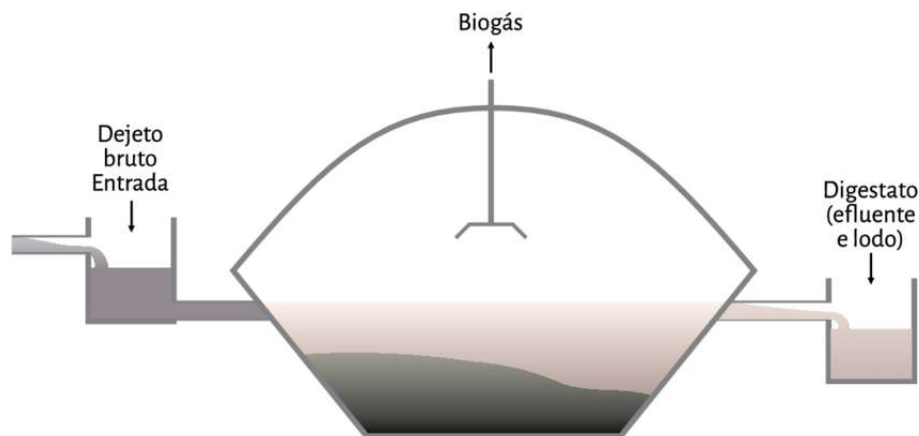
2.1.3 Biodigestores

Embora existam diversos tipos de biodigestores com diferentes configurações operacionais, este trabalho foca nos modelos mais amplamente utilizados em contextos de pesquisa e aplicação prática: lagoa coberta, com tanque agitado e de fluxo ascendente de biomassa em suspensão. Outros tipos de biodigestores, como os modelos de leito fixo, híbridos ou de membranas, também apresentam potencial significativo, mas não são abordados com profundidade nesse trecho do trabalho.

2.1.3.1 Biodigestor de lagoa coberta (BLC)

O modelo de biodigestor de lagoa coberta (BLC) é simples, eficiente e de baixo custo, amplamente utilizado em áreas rurais. Esse tipo de equipamento é, na maioria das vezes, composto por uma estrutura flexível feita de material geossintético como policloreto de vinila (PVC) ou polietileno de alta densidade (PEAD) (Figura 2). De maneira geral, esse modelo de biodigestor carece de mecanismos de aquecimento e agitação. Como resultado, a produção de biogás é significativamente influenciada pelas variações de temperatura na região onde é instalado. Um BLC situado nos trópicos, por exemplo, gerará gás durante o ano inteiro; no entanto, a produção de gás diminuirá significativamente no inverno, conforme se avança para o norte geográfico (Hamilton, 2010). Outra desvantagem dessa configuração é que devido ao regime hidráulico e comum falta de sistemas de remoção de sólidos, haverá uma tendência de acúmulo de lodo no fundo do tanque, criando a necessidade de desmobilização do BLC a longo prazo. A principal vantagem dos BLC é que, considerando que a massa residual pode ser armazenada nas lagoas por períodos que chegam a 20 anos, os microrganismos que geram metano também permanecem presentes na lagoa durante todo esse intervalo, resultando na manutenção dos nutrientes do fertilizante na lagoa coberta por um extenso período (Hamilton, 2010).

Figura 2. Diagrama esquemático de um biodigestor anaeróbico do tipo lagoa coberta.



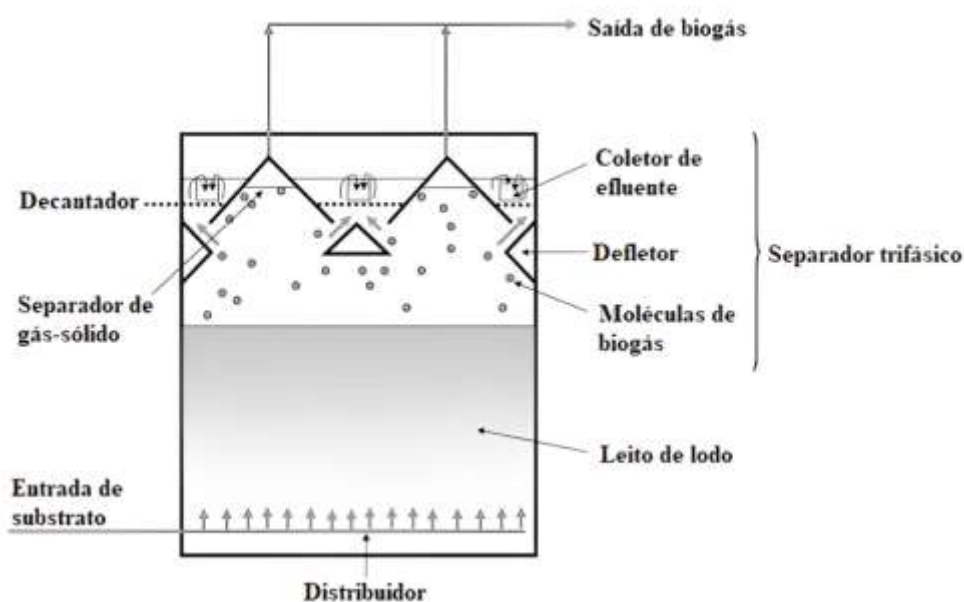
Fonte: Gameiro (2019).

2.1.3.2 Biodigestor tipo UASB

O biodigestor UASB (Figura 3), do inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*, ou também chamado de reator anaeróbico de fluxo ascendente, tem como característica a corrente vertical do substrato por uma manta até o topo do biodigestor, onde há um separador trifásico.

Sistemas UASB têm tido sucesso no manejo de diversos tipos de efluentes industriais, abrangendo também aqueles que contêm compostos inibitórios, além de reter de maneira eficaz os complexos microbianos (Latif *et al.*, 2011). Por conseguinte, no meio do reator, uma densa manta de lodo formada por microrganismos se desenvolve, retendo sólidos e proporcionando uma alta concentração de biomassa que aumenta a eficiência do UASB. Para Latif *et al.* (2011), a retenção dessa manta no reator permite um bom desempenho do tratamento com taxas de carga orgânica elevadas. Segundo Driessen e Yspeert (1999), a principal razão para o sucesso dessa configuração é justamente a sua capacidade de tratamento elevada em comparação com outros sistemas.

Figura 3. Diagrama esquemático de um biodigestor de fluxo ascendente.



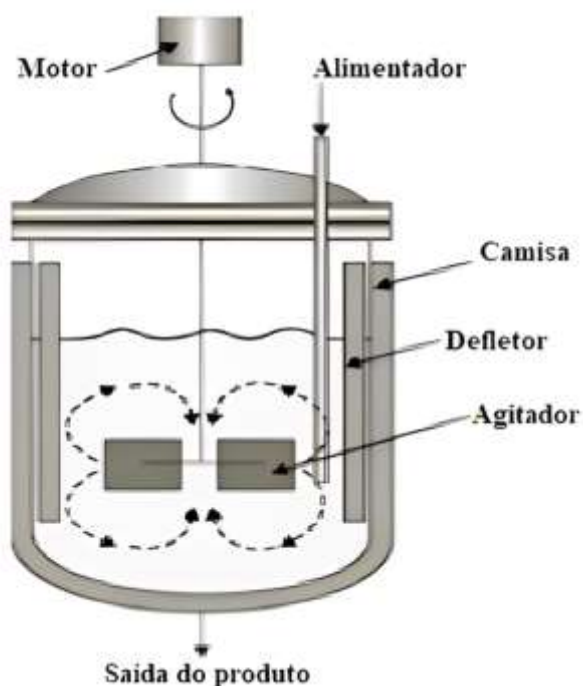
Fonte: Traduzido, pelo autor, de Khanal (2008).

2.1.3.3 Biodigestor tipo CSTB

A sigla CSTB tem origem do inglês para *Continuous Stirred Tank Bioreactor* (biodigestor com tanque agitado continuamente) (Figura 4). A mistura nos CSTB é normalmente feita através de agitadores mecânicos acoplados a eixos com palhetas, cuja concepção pode variar em função da viscosidade do meio e do tipo de microrganismos que estão sendo utilizados. Kunz, Steinmetz e Amaral (2022) chamam a atenção para esta configuração de biodigestor, sendo a mais comumente aplicada em grandes instalações de biogás e também em casos de co-digestão (mistura de substratos). Além disso, na produção de biohidrogênio, os CSTB são frequentemente utilizados devido à sua simplicidade de uso

(Ghimire *et al.*, 2015). O CSTB é operado em regime permanente com fluxo contínuo de reagentes e produtos, na qual a biomassa assume uma composição uniforme em todo o interior do reator (Barragán *et al.*, 2017). Ainda mais, atualmente, o sistema está conquistando cada vez mais destaque por sua eficácia em manter uma alta concentração de biomassa sem a necessidade de realizar a sua substituição (Christopher *et al.*, 2021). Outro benefício dos CSTB é a distribuição uniforme de nutrientes, temperatura e pH, otimizando as condições para reações da biodigestão. As utilizações de biodigestores agitados também trazem vantagens econômicas, com um ganho de 15% a 30% na produtividade de biogás (Karim *et al.*, 2005). Esse tipo de aparato pode ainda ser utilizado em conjunto com sistemas de automatização de controle de processos para otimizar a produção.

Figura 4. Diagrama esquemático de um biodigestor com tanque agitado continuamente.



Fonte: Traduzido, pelo autor, de Desobgo e Nso (2021).

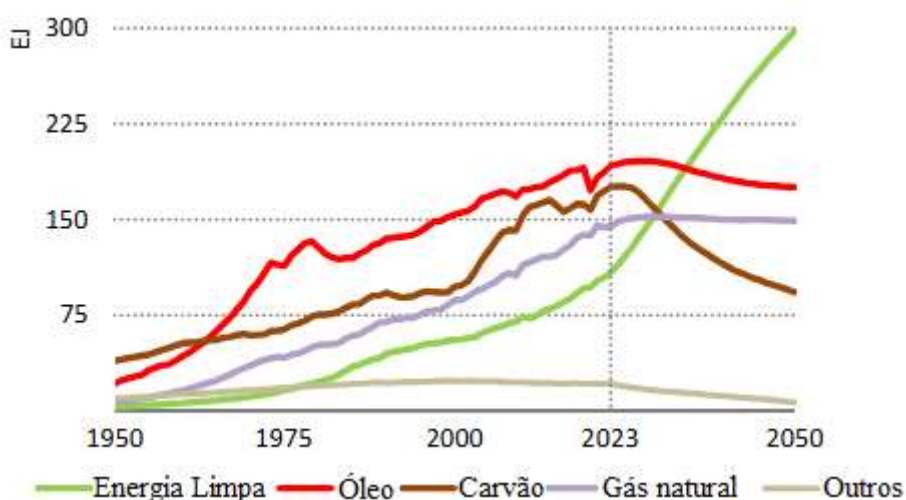
2.2 BIOMASSA

Biomassa é o termo empregado para a matéria orgânica de origem vegetal ou animal que pode ser empregada como fonte de energia. Infelizmente, no seu histórico de utilização, a biomassa tem sido colocada como uma das opções de menor prioridade, especialmente por que sua principal aplicação ocorre em áreas rurais de países em desenvolvimento, onde frequentemente ela satisfaz a maior parte das demandas energéticas (Hall, 1991). Entretanto, existe uma crescente aceitação para a utilização desse tipo de bioenergia, em razão das propriedades únicas dos biocombustíveis que podem ser gerados a partir de materiais como

resíduos alimentares, cana-de-açúcar e óleo vegetal, por exemplo (Barros, Borelli e Gerda, 2015). Somado a isso, a biomassa pode contribuir para o desenvolvimento rural, modernização de sistemas de cogeração de energia e redução da dependência de combustíveis fósseis. Em relação a este último tópico, os subprodutos gerados pelos métodos de processamento da biomassa apresentam benefícios em comparação com os derivados do petróleo, tanto pelos resíduos com baixo impacto ambiental, quanto pela qualidade dos gases liberados, pelo reaproveitamento no solo na forma de biofertilizante e pelo equilíbrio na produção de CO₂ (Neto e Carvalho, 2012).

As chamadas biomassas tradicionais, a exemplo da madeira de desflorestamento, são aquelas não sustentáveis e utilizadas de maneira rudimentar, geralmente para cocção e aquecimento em comunidades isoladas (Goldemberg e Paletta, 2012). Em contrapartida, as biomassas modernas podem gerar os chamados biocombustíveis avançados, como hidrogênio, metanol e etanol, elaborados a partir de recursos lignocelulósicos, e que rivalizam com as fontes energéticas convencionais (Sliper, 2024). O investimento na biomassa como fonte de energia é verificado no aumento da participação das fontes renováveis na matriz energética global. Segundo a IEA (Agência Internacional de Energia) (2024), é notado um aumento notável na utilização de energia limpa, especialmente a partir de 2023, com previsões de crescimento exponencial até o ano de 2050, com a biomassa sendo componente importante nesse setor (Figura 5).

Figura 5. Mix de energia global por fonte até 2050.

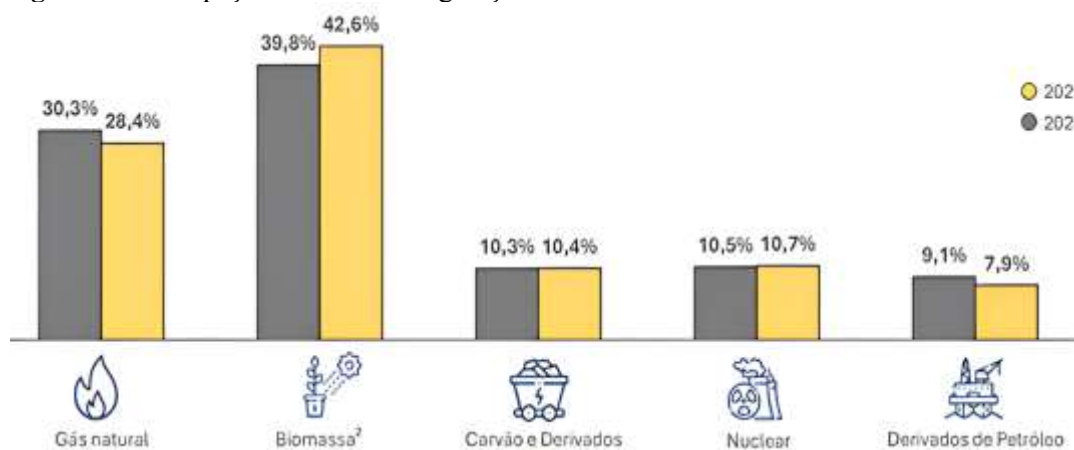


Fonte: IEA (2024).

A biomassa tornou-se uma opção energética competitiva devido ao apelo ambiental e à volatilidade dos preços do petróleo no mercado internacional. No contexto global, a biomassa

surge como a segunda maior fonte de energia renovável no continente europeu, apenas superada pela energia eólica, e exerce uma função essencial para o alcance das metas definidas pelo Acordo de Paris e pela União Europeia para os anos de 2030 e 2050 (Parlamento Europeu, 2024). No Brasil, há um enorme potencial para o uso de fontes de energia limpa e renovável, devido à sua vasta extensão territorial, diversidade de recursos naturais e condições climáticas favoráveis. A biomassa representa cerca de 8,55% da matriz energética nacional, atualmente possuindo cerca de 630 usinas que utilizam biomassa, que contam com 16,7 GW de capacidade instalada (Brasil, 2023). Ainda, de acordo com a EPE (Empresa de Pesquisa Energética) (2024), entre os anos de 2022 e 2023 os combustíveis derivados de biomassa tiveram aumento de 2,8% na participação de geração de energia termelétrica, favorecendo a redução do uso do gás natural e dos derivados de petróleo, como mostrado na Figura 6.

Figura 6. Participação das fontes na geração termelétrica no Brasil nos anos de 2022 e 2023.



Fonte: EPE (2024).

2.2.1 Cana-de-açúcar

A cana-de-açúcar é uma das culturas mais importantes para a produção de energia de biomassa no mundo, e seu potencial é especialmente destacado no Brasil, onde é amplamente cultivada. Devido à versatilidade do vegetal e predisposição nacional à monocultura de cana-de-açúcar, o governo brasileiro passou a buscar formas de reduzir a dependência aos combustíveis fósseis. Nesse cenário surgiu o Programa Nacional do Álcool — Proálcool — lançado em 1975 que visava a produção de álcool anidro como combustível substituto à gasolina e foi impulsionado pelo lançamento dos carros *flex fuel* (Michellon, 2008). Atualmente, a produção nacional de etanol é a segunda maior do mundo, com 32,44 bilhões de litros produzidos em 2019 (logo atrás dos EUA com 59,81 bilhões de litros), correspondendo a 30% da produção mundial do álcool (Karp *et al.*, 2021).

Esse vegetal é extremamente eficiente na conversão de energia solar em biomassa, e

suas diversas partes podem ser aproveitadas para diferentes formas de energia. Primeiramente, o bagaço, que é o resíduo fibroso resultante da moagem, tem um grande potencial energético. As fibras da cana-de-açúcar podem ser usadas em caldeiras para produção de vapor, que pode ser usado em sistemas de cogeração. Ainda, o bagaço é uma das matérias-primas para a produção de biocombustíveis sólidos como briquetes e *pellets*. Em segunda instância, é demonstrado que diversos biocombustíveis, incluindo o etanol lignocelulósico (também chamado de etanol de segunda geração — E2G), biometano, biohidrogênio e biobutanol, foram gerados com êxito utilizando o bagaço da cana-de-açúcar como fonte de matéria-prima (Ajala *et al.*, 2021). Além do bagaço, o caldo de cana — subproduto do processamento do açúcar — também pode ser usado para produzir etanol, sendo, nesse caso, chamado de etanol de primeira geração (E1G) e a palha para a obtenção do E2G.

2.2.2 Oleaginosas e gordura animal

O biodiesel é produzido através da transesterificação de gorduras residuais e, com pequenas modificações nos motores em que é usado, pode substituir seu correspondente derivado do petróleo (Naik *et al.*, 2010). No Brasil, a gordura gerada pela indústria de pecuária, classificada como resíduo, fornece matérias-primas a um custo reduzido para a fabricação do biocombustível (Brasil, 2023). Além da gordura animal, espécies vegetais também ganham destaque devido a seus altos teores de óleo, como é o caso da mamona no nordeste brasileiro. Segundo a ANP (2022), no país, cerca de 7,8% da produção de biodiesel foi oriunda do sebo bovino, resultando numa produção de 509 milhões de litros, diante de um mercado nacional de 6 bilhões de litros, aproximadamente. A pegada de carbono deste combustível é menor que a do biodiesel de soja e é muito menor que a do diesel fóssil (Brasil, 2023).

Graças ao seu potencial de produção de biodiesel, o Governo Brasileiro criou programas especialmente criados para o uso expansivo em frotas de veículos, como é o caso do PRODIESEL. Em paralelo, as matérias-primas usadas na produção do biodiesel variam em qualidade e composição, afetando o produto final, exigindo maiores processos de refino. Para Peralta-Yahya e Keasling (2010), os desafios mais significativos na fabricação de biodiesel incluem as limitações geográficas e sazonais relacionadas à produção de óleo vegetal, além da incompatibilidade da transesterificação com o bioetanol.

Concomitantemente, estão surgindo no mercado alternativas inovadoras para a descarbonização do setor aéreo, uma área caracterizada por sua forte dependência de combustíveis fósseis e suas expressivas contribuições para as emissões de gases de efeito estufa, os conhecidos como SAF (*Sustainable Aviation Fuel*). Dentro os diversos processos de

obtenção dos SAF está o HEFA (ésteres e ácidos graxos hidroprocessados) que segundo Ng, Farooq e Yang (2021) utiliza óleos vegetais, gorduras animais e também óleo de algas no hipoprocessamento para formular combustível de aviação. Em comparação, a utilização dos SAF pode alcançar uma redução de 50 – 80% nas emissões de carbono na indústria aeronáutica (Zhang, Butler e Yang, 2020).

2.2.3 Resíduos sólidos urbanos e rurais

Em agosto de 2010, o Congresso Nacional sancionou a Lei n.º 12.305 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Nesta nova Lei, são estabelecidas diretrizes para a gestão e o gerenciamento de resíduos sólidos, além de definir os instrumentos da PNRS. Tais planos devem incluir diagnósticos, metas, programas e ações para a gestão adequada dos resíduos e estabelecer a responsabilidade compartilhada entre fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes na coleta e destinação final correta de produtos após seu uso. Em seu artigo 3.º, incisos IV e VII, a PNRS determina a diretiva para o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RSU), prevendo sua reutilização, reciclagem e reaproveitamento energético. Esse último incentiva a transformação dos resíduos em energia, seja na forma de eletricidade, calor, biogás ou outros vetores energéticos.

Apesar das potencialidades do RSU para aplicações energéticas, desafios estruturais representam alguns dos principais obstáculos para a sua consolidação para esse fim. No que se refere a tal precarização no Brasil, Zanta e Ferreira (2003) acreditam que a prevalência dessas modalidades de destinação final pode ser justificada por diversos fatores, incluindo: déficit em capacitação técnico-administrativa, orçamento insuficiente e a inadequação dos planos de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos (GIRSU). Ademais, as regiões mais desenvolvidas do país possuem melhores estruturas de gerenciamento de resíduos, enquanto áreas mais carentes enfrentam maiores dificuldades, com menos recursos para lidar com essa problemática (Brasil, 2019). No plano internacional, as tecnologias disponíveis para a produção de energia elétrica com base em RSU são a biodigestão anaeróbica, a incineração e o ciclo combinado (Oliveira e Carneiro, 2020). Em relação a isso, o manejo da fração orgânica putrescível em biodigestores não gera incidência de odores desagradáveis e requer áreas físicas que são proporcionalmente menores. Ademais, proporciona condições operacionais superiores em comparação aos aterros sanitários (Felizola, Leite e Shiva, 2006).

Alternativamente, outra possibilidade para o atendimento de demandas bioenergéticas é a utilização de resíduos rurais. Globalmente, países de regiões com vasta produção agrícola têm um extenso histórico de aproveitamento dos resíduos provenientes de áreas afastadas dos

grandes centros urbanos. Nasery e Rao (2011) destacam que a produção de biogás e biofertilizante, subprodutos que serão discutidos mais a frente, podem ser obtidas principalmente a partir de resíduos agrícolas, realçando a autonomia que comunidades rurais podem atingir. Nurgaliev, Müller e Koshelev (2022) frisam que áreas dedicadas à agropecuária servem como alicerces para fomentar o setor de biogás e biofertilizantes, contando com o apoio de produtores rurais e das infraestruturas empresariais para captar investimentos nessas inovações tecnológicas. Esse aproveitamento não apenas adiciona valor a resíduos que, de outra maneira, seriam mal aproveitados, mas também fomenta a colaboração entre as esferas agropecuária, agrícola e energética, contribuindo para a evolução de uma economia circular.

2.2.4 Florestas energéticas

Definidas como áreas florestais cultivadas especificamente para a produção de biomassa destinada à geração de energia, essas plantações são uma alternativa renovável às fontes fósseis tradicionais. Essas áreas conseguem fornecer combustível para usinas térmicas de maneira competitiva, promovendo a descentralização da geração de eletricidade. Além disso, oferecem vantagens ambientais, econômicas e sociais, contribuindo com a geração de empregos nas áreas onde são implantadas (IBÁ, 2017). As madeiras de maior densidade apresentam maior poder calorífico por unidade volumétrica (Melo *et al.*, 2013). Portanto, o uso de madeira com maior densidade para fins energéticos oferece vários benefícios, incluindo alto rendimento energético no transporte, uma menor área de estocagem e maior eficiência na queima em caldeiras (Pereira *et al.*, 2000).

A utilização consciente de recursos renováveis em conjunto com a extração de madeira de florestas nativas tem levado ao progresso no cultivo de espécies de crescimento acelerado, como *Eucalyptus* e *Pinus* (Jesus, 2017). Esta abordagem de geração de energia a partir de resíduos florestais também atua como um mecanismo de captura de carbono, haja visto que durante seu crescimento, as árvores absorvem o dióxido de carbono (CO₂) presente na atmosfera. O Brasil, com sua vasta extensão territorial e clima favorável, o desenvolvimento de florestas energéticas têm um papel promissor.

Conforme é disposto no Artigo 2.º, inciso IV da Lei N° 11.284, é preciso estabelecer a agregação de valor aos produtos e serviços florestais, assim como à diversificação na indústria e ao progresso tecnológico (Brasil, 2006). Nesse sentido, no Brasil, por meio da administração concessionária, poderia ocorrer a inclusão de extensas áreas florestais para a produção, em uma escala industrial, de madeira para lenha e carvão vegetal (Henne *et al.*, 2017).

2.3 BIOGÁS

A fração gasosa da biodigestão tem alto potencial para uso energético. O biogás pode ser considerado um biocombustível avançado (Iglesias *et al.*, 2021), ou seja, a biomassa usada para sua produção — dejetos animais, resíduos agrícolas e lixo urbano — não compete diretamente com a alimentação humana ou animal. Sua composição é bastante variável e depende diretamente do tipo de matéria-prima e do seu processamento durante as etapas de decomposição. Como mostra a Tabela 2, sua composição química é majoritariamente formada por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), além de pequenas quantidades de outros compostos como o vapor d'água (H_2O), gás hidrogênio (H_2), gás nitrogênio (N_2), amônia (NH_3) e sulfeto de hidrogênio (H_2S). Particularmente, os compostos sulfurados são problemáticos para o uso adequado do biogás, pois são altamente corrosivos, especialmente quando combinados com o vapor d'água presente no biodigestor, formando ácido sulfúrico (H_2SO_4). Somado a isso, esse tipo de impureza interfere na eficiência da queima do biogás, pois participam ativamente na combustão e, conseqüentemente, absorvem parte da energia térmica liberada.

Tabela 2. Composição média da mistura gasosa do biogás.

| Composto | Porcentagem |
|--------------------|-------------|
| Metano | 55 a 65% |
| Dióxido de carbono | 35 a 45% |
| Hidrogênio | 0 a 1% |
| Nitrogênio | 0 a 3% |
| Oxigênio | 0 a 2% |
| Ácido Sulfídrico | 0 a 1% |
| Amônia | 0 a 1% |

Fonte: Balat, M. e Balat, H. (2009).

Apesar de suas impurezas, após uma simples dessulfuração e secagem, o biogás pode ser convertido em eletricidade e calor em unidades de cogeração ou simplesmente queimado para produzir energia térmica (Gomez, 2013). Além disso, quando o biocombustível é utilizado na geração de energia há uma diminuição equivalente das emissões de dióxido de carbono (CO_2e), já que o metano (CH_4) se transforma em CO_2 ao ser queimado (Pin *et al.*, 2020). Apesar das vantagens, o biogás também enfrenta algumas barreiras. Ele é caracterizado por baixa pressão, alto volume específico, pequena velocidade da chama e limites de inflamabilidade (Budzianowski *et al.*, 2017).

Além do mais, o biogás tem a possibilidade de ser tratado e transformado em biometano, tornando-o utilizável para o abastecimento de veículos, como combustível para caldeiras ou para a complementação de redes de gás natural (GN). Como destacado por Hengeveld *et al.*

(2014), o biogás gerado pode ser transportado de biodigestores que estão descentralizados para unidades de purificação e injeção através de gasodutos, o que significa uma rede dedicada ao biogás ou de gás natural. Nesse tocante, o Brasil conta com uma extensa rede de distribuição de gás natural, fortificando seu potencial para expansão da produção de biometano, especialmente em regiões onde há uma alta geração de resíduos orgânicos. É importante destacar, nesse ponto, o potencial da região Nordeste para a produção e exportação de biometano devido a, principalmente, dois motivos: i) conforme a análise realizada pela Secretaria de Política Agrícola do Mapa, houve um aumento significativo no volume da produção agropecuária na região Nordeste, que conta com alguns dos estados mais prósperos no setor (Brasil, 2023) e ii) a infraestrutura do gasoduto Nordestão, presente ao longo do litoral brasileiro, que tem condições de receber grandes quantidades de biometano em sua linha dutoviária.

2.4 BIOFERTILIZANTES

A respeito dos produtos da biodigestão anaeróbica, o cenário para a aplicação do digestato sob forma de biofertilizante é promissor. Considerando os macros e micronutrientes, a composição média estimada do digestato pode mostrar uma leve presença de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), enquanto que a quantidade de ferro (Fe) e zinco (Zn), é consideravelmente mais expressiva, além de incluir ácidos orgânicos e fosfatase (Hindersah *et al.*, 2019). O panorama é ainda mais positivo de acordo com Daniel *et al.* (2022), que chamam a atenção para o uso do biofertilizante para garantir a segurança alimentar mundial. Ainda segundo Daniel *et al.* (2022), a degradação dos nutrientes no solo, ocasionada pelo cultivo incessante e pela aplicação de fertilizantes químicos ou sintéticos na agricultura, leva à diminuição da fertilidade da terra.

Adicionalmente, é crucial aumentar a eficiência da produção agrícola, visto que as ações ligadas à agricultura têm sido responsáveis pela maior parte das emissões de gases de efeito estufa no sistema de produção de alimentos (Crippa, 2021). Vale mencionar também que o mercado de biofertilizantes tende a crescer devido à maior conscientização ambiental em relação à redução no uso de adubos químicos sintéticos, somada ao aumento na demanda por alimentos orgânicos. Foi relatado que o setor de fertilizantes orgânicos deverá expandir-se a uma taxa anual de 14% entre 2015 e 2020, e espera-se que chegue a U\$1,88 bilhões até 2025 (Raja, 2013).

Essa expansão na produção de biofertilizantes mostra o quão crucial é entender suas propriedades químicas, que têm papel fundamental na melhoria e avanço das culturas onde é

utilizado. Segundo Maghanaki *et al.* (2013), idealmente deve ser inodoro, não pode poluir o solo e os recursos hídricos e, preferencialmente, deve ter um pH de 7,5. No que tange a essa última propriedade, o potencial hidrogeniônico do digestato tende a ficar no intervalo entre 6,5 e 8), o que ajuda a manter o equilíbrio ácido/alcalino do solo.

2.5 MICRORGANISMOS PROMOTORES DE CRESCIMENTO VEGETAL

Alguns microrganismos benéficos para o desenvolvimento de culturas de vegetais podem ser utilizados sob a forma de inoculantes biológicos, onde seu uso resulta em uma considerável melhoria na resistência aos estresses ambientais e maior eficiência na absorção de nutrientes. O uso desse tipo de insumo é benéfico para a recuperação da fertilidade de solos e o aumento da biomassa nos vegetais (Mantilla *et al.*, 2011; López *et al.*, 2008). Por sua vez, os mecanismos de promoção de desenvolvimento vegetal por microrganismos podem ser diretos ou indiretos. O primeiro tipo atua diretamente na produção de hormônios, ou outra substância análoga, que acelera o desenvolvimento da planta e ainda supre suas necessidades nutricionais pela solubilização de compostos fosfatados (Gravel *et al.*, 2007). Os benefícios indiretos podem ocorrer através da supressão de patógenos por meio da atuação dos microrganismos presentes no inoculante (Harman *et al.*, 2004; Silva *et al.*, 2018).

Outra característica inerente aos microrganismos promotores de crescimento vegetal é a produção de ácido indol-3-acético (AIA), um hormônio capaz de regular o crescimento vegetal, microbiano e animal. A produção de AIA por microrganismos associados a plantas é um dos principais fatores a ser considerado quando se busca cepas com potencial para a promoção de crescimento vegetal (Sousa, 2021). Encontrado em todas as plantas, sua maior concentração se dá em zonas de crescimento ativo, especialmente na região meristemática apical do caule, sendo posteriormente transferido para o sistema radicular por meio do parênquima (Taiz *et al.*, 2017). A sua função mais importante está relacionada ao processo de crescimento e divisão das células, à diferenciação dos tecidos, assim como ao fototropismo e ao geotropismo (Leveau e Lindow, 2005).

Além da produção do ácido indol-3-acético, outro papel fundamental para a aplicação de fungos e bactérias em cultivos é a solubilização de fosfato. O fósforo é um nutriente associado a vários processos fisiológicos primários como a fotossíntese, respiração e formação da membrana celular (Anand *et al.*, 2016). A solubilização de fosfato inorgânico é uma característica das bactérias independentemente de estar em interação com a planta e, devido a isso, segundo Filho *et al.* (2002), a utilização de microrganismos que possuem essa capacidade tem sido empregada como forma de substituir o uso de fertilizantes fosfáticos solúveis, havendo

dessa maneira um melhor aproveitamento dos fosfatos naturais. Diversas cepas de microrganismos já foram identificadas na literatura que possuem tal habilidade. De acordo com Thapa *et al.* (2020), as rizobactérias e certas espécies de fungos, como as do gênero *Trichoderma sp.*, desempenham uma função essencial na solubilização de fósforo que não está disponível, emergindo como bioinsumos.

2.6 CARACTERIZAÇÃO DE INSUMOS E PRODUTOS DE UM BIODIGESTOR

2.6.1 Caracterização de biomassa

2.6.1.1 Análise Termogravimétrica

O método termogravimétrico envolve a medição da variação de massa de uma amostra quando ela é aquecida ou resfriada numa atmosfera controlada. Com esse tipo de análise é possível prever como é o processo de decomposição térmica da biomassa, além de obter informações sobre em quais faixas de temperatura a degradação da matéria orgânica é mais pronunciada (Santos *et al.*, 2012). No estudo de biomassas para a produção de energia, a análise termogravimétrica (TGA) pode ser usada para otimizar processos como a pirólise ou a combustão, determinando os intervalos ideais para maximizar a eficiência energética. Segundo El-Sayed e Mostafa (2014), a energia contida nos materiais varia de acordo com sua composição química, tamanho das partículas, densidade aparente e as condições do teste. Nesse sentido, as frações de biomassa que se decompõem a baixas temperaturas podem ser mais suscetíveis à biodegradação, por exemplo. A TGA pode também medir a resistência térmica de diferentes biomassas, permitindo identificar quais resíduos são mais adequados para a gaseificação, a exemplo da celulose e hemicelulose.

Há duas abordagens experimentais para a obtenção de dados, via termogravimetria: dinâmica e isotérmica. Na primeira, as amostras são submetidas a um controle de temperatura, usualmente à taxa constante (Riegel *et al.*, 2008). No segundo caso, é necessário realizar múltiplas medições em diversas temperaturas para avaliar como a temperatura influencia a taxa de redução de peso (Órfão e Figueiredo, 2001). Em paralelo, há também a Termogravimetria Derivada (DTG). Esse tipo de análise nada mais é do que um arranjo matemático, mostrando como a massa muda, usando derivadas em relação à temperatura ou ao tempo (Denari e Cavalheiro, 2012). Em outras palavras, basicamente, a DTG calcula a velocidade de perda de massa a cada instante de tempo. O aparato para as análises de TGA é geralmente composto pelos equipamentos mostrados na Figura 13. A termobalança é o componente principal, consistindo numa balança com sensor e controlador de temperatura, um apoio para as amostras,

e um sistema para controlar o ar dentro do forno (Denari e Cavalheiro, 2012).

2.6.1.2 Poder calorífico

O poder calorífico da biomassa representa a energia que está quimicamente associada a ela e que, durante a combustão, se transforma em energia térmica (Erol; Haykiri-Acma; Küçükbayrak, 2010). Sob essa ótica, os ensaios para a obtenção dessa propriedade são fundamentais para avaliar o potencial energético de combustíveis, sejam eles sólidos, líquidos ou gasosos. Há diferentes formas de se medir a quantidade de tal energia interna de uma substância, fragmentando-se nos conceitos de poder calorífico superior (PCS) e poder calorífico inferior (PCI). O primeiro é calculado somando as energias liberadas na forma de calor e a gasta na vaporização da água que se forma durante a combustão. Já o PCI é a quantidade de calor libertada quando um material entra em combustão e os gases são arrefecidos até ao ponto de ebulição da água, sendo determinado subtraindo o calor de vaporização da água. Seguindo, os ensaios para a obtenção do PCS podem ser realizados em laboratórios utilizando equipamentos específicos, a exemplo do calorímetro de combustão. Além disso, podem ser utilizadas, também, as equações de Dulong — Equação (1) e Equação (2) — originalmente desenvolvidas para combustíveis sólidos fósseis (como carvão e coque). Por outro lado, o PCI é determinado unicamente através da equação referida anteriormente, após o cálculo do teor de umidade da amostra.

$$PCS = 8070 \times (C) + 34550 \times \left(H - \frac{O}{8}\right) + 2248 \times (S) \quad (1)$$

$$PCI = 8070 \times (C) + 29000 \times \left(H - \frac{O}{8}\right) + 2248 \times (S) - 600 \times (H_2O) \quad (2)$$

Onde,

PCS = poder calorífico superior;

PCI = poder calorífico inferior;

(C), (H), (O), (S) = frações em massa (%) dos respectivos elementos químicos na biomassa;

(H₂O) = soma das frações combinadas em massa (%) de água e umidade na biomassa.

Um ponto importante no estudo do poder calorífico da biomassa que é utilizada como fonte de energia é a sua relação com o teor de cinzas. As cinzas são os resíduos incombustíveis que permanecem após a queima e diluem a energia potencial disponível. Em conformidade com

o dito por Özyuğuran e Yaman (2017), a energia exigida para a decomposição térmica e a mudança de fase dos componentes inorgânicos que formam cinzas é obtida a partir da energia gerada pela combustão da biomassa, o que resulta na diminuição do poder calorífico.

2.6.1.3 *Análise imediata*

A análise imediata é um conjunto de procedimentos que visa determinar de forma preliminar as principais características físico-químicas de uma biomassa. Esse tipo de ensaio é regido por normas como a ASTM (*American Society for Testing and Materials*) D3172 e a NBR 8.112 de 1986. Essas normas são amplamente adotadas na indústria para análises de combustíveis sólidos como madeira e carvão mineral, permitindo comparações consistentes. A análise imediata geralmente inclui quatro tipos de caracterização principais, sendo elas: teor de umidade (TU), teor de material volátil (TMV), teor de cinzas (TCZ) e teor de carbono fixo (TCF). O primeiro parâmetro refere-se à quantidade de água presente na matéria orgânica. O TMV indica a propensão de combustão do material em questão. Já o TCZ denota a fração inorgânica que permanece após o processo de calcinação, enquanto o TCF é o produto obtido após a decomposição dos compostos voláteis (Ponte, 2017).

A umidade de uma amostra de biomassa é obtida pela diferença de sua massa inicial (umidade na condição em que foi coletada) e massa seca, podendo ser estimada de acordo com a Equação (3). Quanto mais úmida a biomassa, menos energia ela libera, já que parte da energia vira vapor. Essa característica do material atua em como a energia é transformada e na quantidade final produzida. Além do mais, a diminuição do conteúdo de umidade nas biomassas empregadas como combustível resulta em um aumento na geração de vapor em caldeiras, além de ajudar na redução do uso de combustíveis auxiliares (Brand e Giesel, 2017).

$$TU = (m_u - m_s) \div m_s \times 100 \quad (3)$$

Onde,

TU = teor de umidade (%);

m_u = massa da biomassa úmida (g);

m_s = massa da biomassa seca (g).

O teor de material volátil refere-se à quantidade de compostos que se transformam em gases quando a biomassa é aquecida antes de atingir a combustão completa. O TMV influencia

favoravelmente a ignição; quanto mais elevado for seu valor, maior será a reatividade, o que define a facilidade com que a biomassa entra em combustão (Eloy *et al.*, 2024). Entretanto, ainda de acordo com Eloy *et al.* (2024), biocombustíveis com elevados TMV têm uma combustão mais rápida e, algumas vezes, difícil de controlar, o que pode levar a uma baixa eficiência energética. O teor de material volátil pode ser calculado usando a Equação (4):

$$TMV = (m_i - m_f) \div m_i \times 100 \quad (4)$$

Onde,

TMV = teor de material volátil (%);

m_i = massa inicial da biomassa (g);

m_f = massa final da biomassa (g).

O teor de cinzas é um dos elementos mais significativos na análise de um material que possui potencial energético, visto que as cinzas correspondem à parte que não se consome durante a combustão da biomassa (Fernandez *et al.*, 2017). Desta forma, quanto maior for o teor de cinzas, menor será o poder calorífico do material (Protásio *et al.*, 2011). Ainda, as cinzas podem iniciar um processo de corrosão dos equipamentos, diminuindo a vida útil e aumentando os custos de manutenção (García *et al.*, 2014; Silva, 2023). O TCZ pode ser calculado da seguinte forma (Equação (5)):

$$TCZ = (m_2 - m_1) \div m \times 100 \quad (5)$$

Onde,

TCZ = teor de cinzas (%);

m_1 = massa do cadinho (g);

m_2 = massa do cadinho mais o resíduo após período em mufla (g);

m = massa da amostra isenta de umidade (g).

Por último, o teor de carbono fixo é a fração de carbono presente em uma biomassa que permanece na fase sólida após a remoção de umidade e componentes voláteis. Em outras palavras, o carbono fixo representa a quantidade de carbono que não se volatiliza quando o

material é aquecido. Um TCF está relacionado de forma favorável a combustíveis de qualidade superior. Isso esclarece o motivo pelo qual combustíveis que apresentam um alto nível de carbono fixo possuem uma combustão mais gradual (Eloy *et al.*, 2016) o que é benéfico, uma vez que implica mais tempo de permanência em máquinas térmicas em comparação com combustíveis de menor TCF, contribuindo para maior eficiência energética (Silva *et al.*, 2015). Esse parâmetro é calculado de acordo com a Equação (6).

$$TCF = 100 - (TMV + TCZ) \quad (6)$$

Onde,

TCF = teor de carbono fixo (%);

TMV = teor de material volátil (%);

TCZ = teor de cinzas (%).

2.6.1.4 Análise elementar

A análise elementar é um ensaio utilizado para determinar a composição química de diferentes materiais, fornecendo os percentuais em massa dos elementos: carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O), nitrogênio (N) e enxofre (S) contidos na amostra (Silveira *et al.*, 2021). A partir dos resultados podem ser observadas as proporções desses elementos e analisar sua influência no poder calorífico da biomassa. As concentrações de carbono e hidrogênio estão associadas a maiores potenciais energéticos. Por outro lado, a presença de elementos como nitrogênio e enxofre são prejudiciais, pois, sua queima pode liberar gases poluentes, como óxidos de nitrogênio (NO_x) e dióxido de enxofre (SO_2). A caracterização de elementos químicos é realizada com o auxílio de equipamentos específicos, como o analisador CHNS-O, que utiliza a decomposição térmica da matéria aliada à espectrometria de massas acoplada a cromatografia gasosa (GC-MS) para a quantificar cada elemento. Para o ensaio experimental é preciso usar procedimentos normalizados como o D3176 e E5291 da ASTM. O foco principal do primeiro é oferecer uma metodologia para a análise elementar de combustíveis sólidos. Por outro lado, a ASTM E5291 possui uma aplicação mais abrangente, sendo adequada para sólidos e líquidos orgânicos, como os derivados de petróleo e outras substâncias orgânicas.

Apesar de ser fundamental para esse tipo de procedimento, os equipamentos usados na caracterização dos elementos químicos são onerosos e requerem analistas altamente qualificados (Parikh; Channiwalla; Ghosal, 2007). Sendo assim, equações gerais baseadas na

análise imediata de materiais podem ser usadas para calcular a composição elementar de biomassas de forma teórica. Para isso, é comum recorrer a técnicas de regressão linear para a estimativa. Com um modelo validado, pode-se estimar a composição elementar de novas amostras sem a necessidade de utilizar diretamente os analisadores CHNS-O. Essa abordagem estatística pode ser especialmente relevante em situações em que instrumentos mais avançados e caros para a mensuração experimental de elementos fundamentais não estão sempre acessíveis, possibilitando uma avaliação rápida, simples e de baixo custo (Parikh; Channiwala; Ghosal, 2007).

2.6.2 Caracterização de gases

2.6.2.1 Cromatografia gasosa

De acordo com Nascimento *et al.* (2018), a cromatografia, em essência, é um método de análise físico-química que é amplamente utilizado, tanto para a identificação (análise qualitativa) e a quantificação (análise quantitativa) das espécies químicas separadas de uma mesma amostra. Outra descrição é que a cromatografia é um método físico para realizar separações, onde os elementos que precisam ser separados são alocados entre duas fases, sendo que uma delas é fixa (fase estacionária) e a outra (fase móvel) se desloca em uma direção específica (IUPAC, 2012).

Existem diversos meios para se realizar a cromatografia, que variam de acordo com o estado físico da amostra, objetivos, produtos e equipamentos utilizados. Na cromatografia em fase gasosa (GC), a amostra é transformada em vapor e injetada em uma coluna cromatográfica. A eluição ocorre com a utilização de um gás inerte que não interage com a substância que está sendo analisada, tendo como única função o transporte (Holler, 2005). Os componentes principais do sistema GC são os seguintes:

- Coluna: tubo estreito revestido com uma fase estacionária, podendo ser capilares ou empacotadas;
- Injetor: componente que introduz a amostra no equipamento;
- Detector: mede os componentes separados e fornece uma resposta quantificável. Podem ser de ionização de chama (FID), captura de elétrons (ECD), condutividade térmica (TCD) ou espectrômetro de massa (MS);
- Regulador de pressão: tem a função de manter a pressão estável para toda a rede de gás de arraste, controlando seu abastecimento;

- Controlador de fluxo: permite realizar a aferição da vazão de gás no sistema;
- Forno: responsável pelo controle de temperatura da coluna.

No tocante às colunas cromatográficas, as do tipo capilar são usadas para a separação de compostos voláteis com base em interações de polaridade, e tem como resultado uma cromatografia de alta resolução (CGAR). Conforme Degani, Cass e Vieira (1998), a distinção primordial entre CG e CGAR é que as colunas deste último apresentam um comprimento maior e um diâmetro reduzido, com a fase líquida se comportando como um filme que é aplicado diretamente às paredes do tubo da coluna capilar, resultando em uma maior eficiência. Em contrapartida, as colunas em CG são empacotadas e de maior diâmetro, utilizadas para análises de maior volume de amostra, porém, com baixa resolução.

Em segundo lugar, os detectores têm a função de transformar o analito que foi eluído da coluna em um sinal eletrônico, que é então encaminhado para o sistema de dados (Nascimento *et al.*, 2018). Como citado anteriormente, os detectores podem ser divididos em diversas classes. O FID (*flame ionization detector*), por exemplo, é sensível a compostos orgânicos, sendo ideal para análises de hidrocarbonetos. Isso pode ser compreendido pelo fato de que, quando um composto de carbono é liberado da coluna de para a chama utilizada neste detector, uma corrente fluirá entre os eletrodos situados próximo à chama, mantendo um potencial específico que gera um sinal que pode ser registrado (Holm, 1999). Para Chen, E.C. e Chen, E.S. (2004), o ECD (*electron capture detector*) é extremamente útil quando a sensibilidade é um fator essencial na análise, como no caso de poluentes e compostos biológicos. De acordo com Nascimento *et al.* (2018), o ECD fundamenta-se no fenômeno onde espécies com alta eletronegatividade podem interagir com elétrons disponíveis, resultando na formação de íons com carga negativa, sendo que a perda desses elétrons está diretamente associada à concentração do analito presente na amostra.

Sobre o TCD (*thermal conductivity detector*), seu princípio de operação baseia-se na diferença de condutividade térmica entre o gás de arraste e os compostos que saem da coluna cromatográfica. Nesse caso, os TCD são capazes de perceber uma alteração no fluxo ou indicar a presença de um determinado composto devido a modificações na resistência, que resulta das mudanças de temperatura que os gases causam na mistura gasosa ao redor do sensor (Rastrello *et al.*, 2013). Por último, os cromatogramas com MS (*mass spectrometry*) podem ser vistos como um dispositivo de detecção com alta seletividade e capazes de oferecer informações estruturais detalhadas sobre a maioria dos compostos, permitindo uma identificação precisa (Hites, 1997). Para Kitson, Larsen e Mcewen (1996), um espectrômetro de massas é um

instrumento que mede a razão massa/carga de íons na fase gasosa e fornece uma medida da abundância de cada espécie iônica.

2.6.2.2 Cromatografia líquida

Assim como a CG, a cromatografia líquida (CL) é uma técnica analítica utilizada para separar, identificar e quantificar componentes em uma mistura. Uma amostra é separada em seus analitos distribuindo-se entre a fase móvel e uma fase estacionária (sorventes empacotados dentro de uma coluna) (Dong, 2006). Na coluna, quanto maior a afinidade do componente com a fase móvel, mais veloz será o deslocamento do componente pela coluna com a fase móvel (Shimadzu, 2022). Conforme a amostra flui pela coluna, os componentes da mistura interagem com a coluna de cromatográfica, fazendo com que se movam a velocidades diferentes e, eventualmente, se separem. Uma das características da cromatografia líquida é que a eficácia da separação está intimamente ligada ao tamanho das partículas do material da fase estacionária. Quando as dimensões das partículas diminuem, uma pressão maior se torna necessária para a separação (Niessen, 2006).

Apesar de os detectores GC frequentemente oferecerem maior sensibilidade e uma seletividade distinta para diversos tipos de amostras, em várias aplicações, os detectores CL disponíveis mostram benefícios (Snyder; Kirkland; Dolan, 2011). Uma das vantagens da cromatografia líquida é a aplicação em análise de biomoléculas, fármacos e metabólitos, áreas em que muitos analitos possuem grandes cadeias moleculares e são sensíveis ao calor. Ainda, assim como a cromatografia gasosa, a CL pode ser acoplada com um espectrômetro de massas. Nesse caso a amostra é primeiro separada em seus componentes individuais na fase líquida e, em seguida, esses componentes são ionizados e introduzidos no espectrômetro de massas, onde são detectados e analisados com base na relação massa/carga.

2.6.3 Caracterização de biofertilizantes

De acordo com Govere, Madziwa e Mahlatini (2011), a determinação dos teores de NPK (nitrogênio, fósforo e potássio, respectivamente) e de micronutrientes, cálcio (Ca), magnésio (Mg), zinco (Zn) e enxofre (S) pode ser obtida a partir dos métodos de análise química padronizados sumarizados na Tabela 3. De maneira associada, mesmo com a ampla base de dados disponível referente à composição de macronutrientes principais (N, P, K) nos biofertilizantes, as informações sobre os chamados “macronutrientes secundários” (Ca, Mg, S e Zn) costuma ser escassa (Möller e Schultheiß, 2015). Isso revela a enorme importância de se

aplicar métodos de medição para o teor de macronutrientes através de técnicas como a espectrometria de absorção atômica (AAS) e a espectrometria de emissão óptica (ICP OES).

Particularmente, o método Kjeldahl pode ser usado para estimar separadamente a quantidade de nitrogênio presente no fertilizante orgânico já que é voltado exclusivamente para a detecção desse elemento. Segundo Goyal *et al.* (2022), este é o procedimento habitual para determinar a quantidade de compostos nitrogenados em uma ampla gama de materiais, incluindo fertilizantes, e tem como objetivo identificar a quantidade de nitrogênio em uma mistura de diversas substâncias que contêm nitratos.

Tabela 3. Métodos de análise e caracterização química de biofertilizantes.

| Método | Análise |
|---|---------------------------------------|
| pH | pHmetro |
| N | Método Kjeldahl |
| P | Espectrofotômetro |
| K, Zn, Mg, Ca e S | Espectrofotômetro de absorção atômica |
| N=nitrogênio; P=fósforo; K=potássio; Zn=zinco; Mg=magnésio; Ca=cálcio; S=enxofre. | |

Fonte: Govere, Madziwa e Mahlatini (2011).

Uma análise amplamente difundida que pode ser aplicada à caracterização de biofertilizantes é a medição do seu pH com o auxílio de um pHmetro. O instrumento funciona com um eletrodo sensível a íons de hidrogênio (H^+) e mede o potencial elétrico gerado pela diferença na concentração de íons dentro do eletrodo; o pH é então calculado com base nessa diferença de potencial usando a equação de Nernst (Equação (7)).

$$E = E^O - \frac{R \times T}{n \times F} \ln \frac{a_P}{a_R} \quad (7)$$

Onde,

E = potencial elétrico observado (V);

E^O = potencial elétrico padrão (V);

R = constante dos gases perfeitos ($8,314 \text{ J} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$);

T = temperatura em Kelvin;

n = números de elétrons;

F = constante de Faraday (96.500 C);

a = atividade (p: produtos; r: reagentes).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. DESCRIÇÃO DO BIODIGESTOR ANAERÓBICO UTILIZADO

A pesquisa foi baseada num biodigestor anaeróbico doméstico (Figura 7) de fluxo contínuo: os resíduos orgânicos são lançados em um lado do sistema e o gás, e fertilizante são emitidos constantemente na extremidade oposta, desde que o biodigestor esteja ativo e abastecido. O lugar onde o biodigestor anaeróbico foi alocado é o espaço anexo ao Centro de Energias Alternativas e Renováveis da Universidade Federal da Paraíba — CEAR UFPB.

O biodigestor tem altura, comprimento e largura de 1,40 m, 2,10 m e 1,15 m, respectivamente, e deve operar em temperaturas ambientes superiores a 20 °C. É basicamente composto pelos reservatórios de digestato, resíduos sólidos e biogás, bocais de descarga e alimentação, tubulação e filtro de gás (Figura 8). O volume máximo que o sistema comporta é de 2 m³, sendo 1,3 m³ de biofertilizante e massa residual na seção inferior do tanque e 0,7 m³ de biogás no bolsão localizado na parte superior, onde a pressão de armazenamento da fração gasosa é de 10 mbar. Além disso, a quantidade diária de produção de biogás e biofertilizante pode chegar até 0,1 m³ e 45 litros, respectivamente (HomeBiogas, 2021). Ambos os reservatórios de biogás e biofertilizante são feitos com camadas de lona de polietileno com soldas reforçadas.

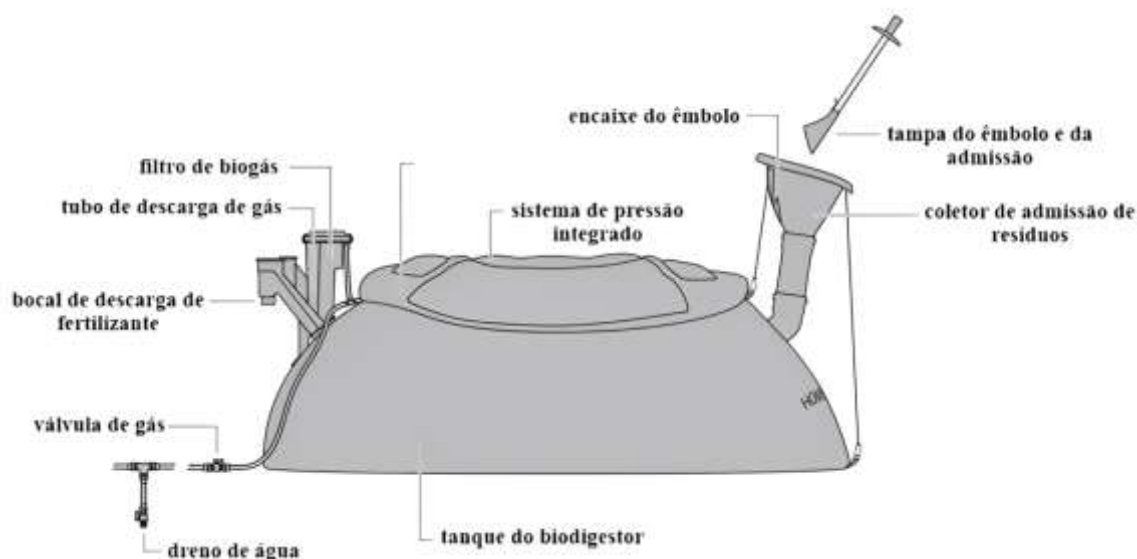
O tempo de uso diário máximo de biogás é de até 2 horas, considerando-se uma única boca de fogão. Além disso, o equipamento conta com um filtro de carvão ativado para remoção do sulfeto de hidrogênio (H₂S) do biogás, eliminando a possibilidade de corrosão. A remoção de umidade é realizada por um purgador, evitando que o excesso de água acumulada bloqueie o fluxo de biogás e diminua seu poder calorífico.

Figura 7. Biodigestor anaeróbico utilizado na pesquisa.



Fonte: Autor (2024).

Figura 8. Componentes principais do biodigestor utilizado na pesquisa.



Fonte: HomeBiogas (2021).

Para sua ativação foram utilizados 100 litros de esterco bovino fresco proveniente de um curral localizado em João Pessoa-PB, com 100 litros de água. A sua escolha como inoculante se deu pelo motivo de que esse substrato é rico em microrganismos anaeróbicos naturais, tornando-o uma excelente opção para iniciar o processo. A partir da 6.^o semana, o substrato de abastecimento mudou para o usado durante a fase de operação do sistema.

A biomassa escolhida para ser utilizada no biodigestor foram os resíduos alimentares do Restaurante Universitário da Universidade Federal da Paraíba — RU UFPB. Coletados semanalmente durante o horário de almoço, ao longo das semanas, a quantidade de coleta aumentou como mostrado na Tabela 4.

Tabela 4. Cronograma de abastecimento para ativação do biodigestor anaeróbico do sistema.

| Período de coleta | Quantidade de resíduo | Quantidade de água |
|---|-----------------------|--------------------|
| 1 ^a Semana — 5 ^a Semana | 7 kg | 14 kg |
| 6 ^a Semana — 12 ^a semana | 14 kg | 28 kg |
| 13 ^a Semana — 22 ^a semana | 21 kg | 42 kg |
| 23 ^a Semana — Em diante | 28 kg | 56 kg |

Fonte: Autor (2024).

A escolha desse substrato se deu devido a três fatores principais: (a) produção de grandes

volumes de resíduos alimentares diariamente, o que garante um fluxo constante de substrato para o biodigestor, (b) alto potencial energético devido ao teor de carboidratos, gorduras e proteínas e (c) diminuição de resíduos sólidos gerados no *campus*. A composição do resíduo alimentar é bastante heterogênea e somado a isso, é notada também grande variabilidade do substrato, já que em cada coleta feita no RU UFPB o cardápio do dia muda quando comparado ao de coletas anteriores.

3.2. CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA

3.2.1 Processo de amostragem da biomassa

A caracterização da biomassa usada como substrato é etapa fundamental para determinar o potencial energético do sistema. Primeiramente, foi realizado um levantamento dos alimentos presentes com mais frequência durante o horário de almoço — turno em que são feitas as coletas para o abastecimento do biodigestor — no RU UFPB. Para isso, uma sondagem dos cardápios num período de 3 quinzenas (27 de setembro de 2024 à 11 de novembro de 2024) foi realizada. Essa pesquisa se deu com o intuito de que, durante a coleta para a caracterização do substrato, a amostra representasse com maior fidedignidade a população de alimentos descartados do restaurante. O panorama mostra um cardápio bem definido e pouco variável, sendo os alimentos mais presentes: carnes de frango e bovina, lentilha, feijão-preto, arroz branco, macarrão e salada. Com isso, foi coletado 1 kg dos alimentos listados, sendo previamente misturados, triturados e homogeneizados para compor as amostras.

3.2.2 Análise imediata da biomassa

De início procedeu-se com a análise imediata da biomassa, visando obter seus teores de umidade (TU), material volátil (TMV), cinzas (TCZ) e de carbono fixo (TCF). O experimento foi realizado no Laboratório de Combustíveis e Materiais (LACOM) da UFPB. Para isso, utilizou-se como base metodológica a norma ASTM D1762-84 (*Standard Test Method for Chemical Analysis of Wood Charcoal*). De início, foram pesadas 5 gramas da biomassa, em triplicata. Logo em seguida, as amostras foram introduzidas em uma estufa a 100 ± 5 °C por 24 horas para remoção de toda sua umidade. Após esse período, os cadinhos ficaram em um dessecador por 1 hora para, então, sua massa ser aferida. Com os dados obtidos, utilizou-se a Equação (3) para o cálculo de TU dos resíduos alimentares.

Após a determinação do teor de umidade, a matéria orgânica foi introduzida durante 2 minutos na borda exterior de uma mufla (300 ± 5 °C) para depois ser posicionada em sua borda interna (500 ± 5 °C) por 3 minutos. O TMV, então, foi calculado usando a Equação (4). Logo

após os cadinhos são posicionados no interior da mufla durante 6 min com sua porta fechada (950 ± 5 °C). Depois disso, os recipientes foram colocados em um dessecador para resfriamento e posterior pesagem, para cômputo do TCZ — via Equação (5). Por fim, a temperatura foi aumentada para 710 ± 5 °C com os resíduos alimentares durante 1 hora, onde, ao final, sua massa residual foi aferida. O cálculo do TCF seguiu a Equação (6).

3.2.3 Determinação do poder calorífico superior dos resíduos alimentares

É constatado que biomassas com alto poder calorífico possuem maior eficiência do ponto de vista energético. Além disso, essa propriedade ajuda a prever a quantidade de energia que pode ser recuperada na forma de biogás resultante da biodigestão anaeróbica, por isso a sua determinação é importante para a presente pesquisa. Primeiramente, as amostras de resíduos alimentares passaram por um processo de pré-secagem em ambiente com ar quiescente. Logo em seguida foram submetidas a um processo de secagem em estufa. Tal fase é essencial para garantir que o material permaneça suficientemente seco e para minimizar o impacto de impurezas constantes no substrato nos resultados do PCS.

A seguir foi feito o processo de trituração para a homogeneização da biomassa, que foram separadas em duplicata (Figura 9a). Durante a fase de preparação, 0,3 g de resíduos homogeneizados foram colocados no cadinho da bomba calorimétrica de modelo IKA C200 (Figura 9b). Um fio de algodão é preso pavo de ignição feito de níquel-cromo e colocado em contato com a amostra. Uma corrente elétrica passa através do fio de ignição, aquecendo-o e, então, ao ser queimado leva a amostra à combustão. Em seguida é feita a pressurização do sistema com oxigênio puro até 30 bar e a bomba calorimétrica é selada, permitindo a oxidação completa da biomassa. Por último, o equipamento é preenchido com dois litros de água. Ao final, o equipamento pode realizar a medição de PCS (Figura 9c). O calorímetro utilizado nesse experimento possui: faixa de medição máxima de 40 000 J, resolução de 0,000 1 K e atua com uma temperatura ambiente admissível entre 20 °C e 25 °C.

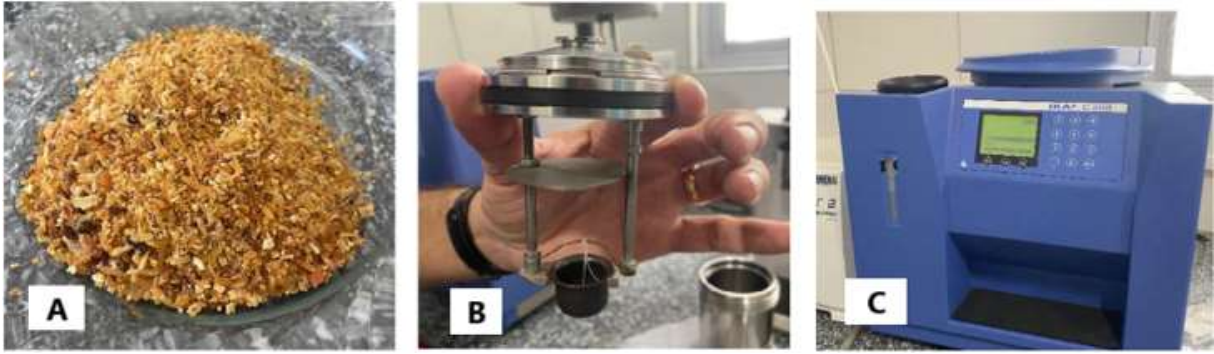


Figura 9. Ensaio de PCS dos resíduos alimentares. (A) Procedimento de homogeneização, secagem e trituração (Autor, 2024). (B) Posicionamento do fio de algodão no cadinho ao pavo de ignição (Autor, 2024). (C) Calorímetro durante o processo de medição de PCS da biomassa (Autor, 2024).

3.2.4 Análise elementar da biomassa

3.2.4.1 Determinação dos teores de carbono, oxigênio e hidrogênio da biomassa

Visando a previsão de parte da composição elementar da biomassa utilizaram-se os modelos de correlação obtidos por Parikh, Channiwala e Ghosal (2007), mostrados como as Equações (8), (9) e (10). A modelagem foi derivada de 200 dados de variados tipos de biomassas e validado com 50 dados adicionais. Além disso, o erro absoluto médio destas correlações é de 3,21%, 4,79%, 3,40% para os elementos, carbono (C), hidrogênio (H) e oxigênio (O), respectivamente. Os baixos erros mostram a acurácia das equações, mostrando a existência de uma ótima relação entre as composições elementares determinadas experimentalmente e a calculada. As relações são válidas para os intervalos de $4,7\% \leq TCF \leq 38,4\%$ e $57,2\% \leq TMV \leq 90,6\%$ e podem ser utilizadas para o cálculo da composição química de C, H e O de qualquer biomassa, a partir da sua análise imediata.

$$T_{\text{carbono}} = 0,637 \times TCF + 0,455 \times TMV \quad (8)$$

$$T_{\text{hidrogênio}} = 0,052 \times TCF + 0,062 \times TMV \quad (9)$$

$$T_{\text{oxigênio}} = 0,304 \times TCF + 0,476 \times TMV \quad (10)$$

Onde,

T_{carbono} = teor de carbono (wt%);

$T_{\text{hidrogênio}}$ = teor de hidrogênio (wt%);

$T_{\text{oxigênio}}$ = teor de oxigênio (wt%).

3.2.4.2 Determinação do teor de nitrogênio da biomassa

Visando a determinação do teor de nitrogênio, utilizou-se o método Kjeldahl. Esse processo permite avaliar formas orgânicas e inorgânicas de N na biomassa, incluindo alimentos, combustíveis fósseis, tecidos animais e fertilizantes (Goyal *et al.*, 2022). Primeiro foi separada 1 g de resíduos alimentares e, então, iniciou-se a fase de digestão. Essa etapa consiste em adicionar 12 mL de ácido sulfúrico (H₂SO₄), 7 g de sulfato de potássio (K₂SO₄), 0,8 g de sulfato de cobre (CuSO₄) e a amostra em um frasco de Kjeldahl. O H₂SO₄ atua como digestor, o CuSO₄ como catalisador e o K₂SO₄ aumenta o ponto de ebulição da reação. Nessa fase usou-se um aquecedor a 420°C por 75 minutos.

Na segunda etapa foi feita uma destilação na qual adicionou-se 75 mL de água destilada e 60 mL de hidróxido de sódio (NaOH) ao frasco de Kjeldahl. A captura da amônia gerada nessa fase é feita por um indicador bromocresol verde e 25 mL de ácido bórico (H₃BO₃) a 1%. Por fim uma titulação foi realizada com ácido clorídrico (HCl) de normalidade 0,1 N. O número de moles de HCL usado na titulação é igual à quantidade de N da amostra, sendo o percentual de nitrogênio podendo ser calculado através da Equação (11). O fator de conversão de proteína (F) adotado foi de 6,25 (Instituto Adolfo Lutz, 2008).

$$T_{\text{nitrogênio}} = \frac{v_{\text{HCl}} \times F_{\text{HCl}} \times 0,1401 \times F}{m_{\text{amostra}}} \quad (11)$$

Onde,

$T_{\text{nitrogênio}}$ = teor de nitrogênio (wt%);

v_{HCl} = volume de HCl da titulação (mL);

F_{HCl} = fator de correção da solução de HCl 0,1 mol·L⁻¹

F = fator de conversão de proteína;

m_{amostra} = massa da amostra (g).

3.2.4.3 Determinação da relação carbono/nitrogênio da biomassa

A estimativa da relação C/N da biomassa foi feita por meio da Equação (12) para que seja analisada se a decomposição da matéria orgânica ocorre de forma equilibrada, garantindo que os microrganismos tenham carbono suficiente para gerar metano e nitrogênio para o crescimento bacteriano.

$$C/N = \frac{T_{\text{carbono}}}{T_{\text{nitrogênio}}} \quad (12)$$

Onde,

C/N = relação carbono/nitrogênio da biomassa;

T_{carbono} = teor de carbono (wt%);

T_{nitrogênio} = teor de nitrogênio (wt%);

3.3. CARACTERIZAÇÃO DO BIOGÁS

3.3.1. Determinação da densidade absoluta e cromatográfica TCD do biogás

O primeiro passo para a caracterização do biogás foi sua coleta, feita diretamente a partir da tubulação de gás do biodigestor, com o auxílio de uma bolsa de amostragem (Figura 10a) de volume igual a 1 L e confeccionada em tedlar. O biocombustível escoou pela tubulação por meio da própria pressurização do bolsão do biodigestor (10 mbar). Também foi feita a drenagem de água com o purgador do biodigestor, eliminando-se qualquer umidade remanescente. Posteriormente à coleta, a densidade absoluta do biogás foi calculada de acordo com a ABNT NBR 15.213:2008 através da Equação (13). Como essa propriedade depende da temperatura e pressão, os níveis de referência adotados para a densidade do biogás foram de 25 °C e 101,325 kPa, respectivamente.

$$\rho_{i(T,P)} = \left(\frac{p}{R \cdot T}\right) \sum_{j=1}^N (x_j \cdot M_j) \quad (13)$$

Onde,

$\rho_{i(T,P)}$ = densidade absoluta do biogás, nas condições de referência de temperatura e pressão ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$);

p = pressão absoluta (kPa);

R = constante molar dos gases ($\text{J} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$);

T = temperatura absoluta (K);

x_j = fração molar do componente j (%);

M_j = massa molar do componente j ($\text{kg} \cdot \text{kmol}^{-1}$).

O método de cromatografia gasosa foi utilizado para determinar os componentes químicos presentes nas amostras coletadas. O equipamento utilizado é um Shimadzu GC-2010 Plus como visto na Figura 10b. O aparelho em questão permite uma análise GC capilar e efetua as separações dos gases utilizando duas colunas que têm seletividade cromatográfica diferente. Ele é equipado com um sistema de válvulas para injeção, apresenta dois detectores, FID e TCD, e duas colunas de carboxen empacotadas (4,6 m x 1/8" x 2.1 mm) (Figura 10c). Conforme recomendado pelo fabricante do equipamento, para análise de gases e compostos orgânicos, o uso do detector TCD é o ideal, sendo, portanto, o utilizado. Para a caracterização, uma amostra de aproximadamente 1 mL é introduzida utilizando-se a bolsa da coleta. O fluxo de injeção foi igual a $20 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ e a temperatura na coluna variou entre $35 \text{ }^{\circ}\text{C}$ – $225 \text{ }^{\circ}\text{C}$, com gás de arraste hélio.



Figura 10. Análise cromatográfica do biogás. (A) Procedimento de coleta de biogás através da tubulação do biodigestor (Autor, 2024). (B) Vista externa do cromatógrafo TCD/FID (Autor, 2024). (C) Coluna de carbonex do cromatógrafo gasoso (Autor, 2024).

Baseando-se no cromatograma obtido para o biogás, foram calculadas as áreas de cada pico para a quantificação dos gases identificados. A área dos picos são proporcionais à concentração das espécies químicas identificadas, sendo ela, portanto, utilizada para a quantificação da mistura, já que é menos influenciada pela expansão das bandas do gráfico. A porcentagem da área ocupada por cada composto químico no gráfico é sua quantidade em fração volumétrica. O cálculo das áreas dos compostos identificados deu-se de acordo com a ABNT NBR 14.903:2014, seguindo a Equação (14).

$$x_i = x_{pr,i} \left(\frac{A_{ci}}{B_{ci}} \right) \quad (14)$$

Onde,

x_i = concentração do componente na amostra (% molar);

$x_{pr,i}$ = valor de concentração do padrão de referência (% molar);

A_{ci} = área do pico do componente na amostra;

B_{ci} = área do pico do componente no padrão de referência.

3.3.2 Cálculo do poder calorífico inferior do biogás

Considerando que o biogás gerado será empregado em processos térmicos, deve-se assumir que nenhuma umidade gerada durante a queima será condensada; portanto, a orientação é sempre adotar o poder calorífico inferior (PCI) nesse tipo de análise (Ludington, 2006). Somado a isso, a energia térmica gerada é resultante, em grande parte, da queima do metano, que representa seu componente combustível principal (Santos *et al.*, 2007). O poder calorífico do biocombustível foi calculado de acordo com a ABNT NBR 15.213:2008. Para se estimar a quantidade de calor liberada na combustão do biogás utilizou-se a Equação (15). Para as massas molares, constantes físico-químicas e poderes caloríficos dos componentes identificados usaram-se os valores tabelados na norma referenciada anteriormente.

$$PCI = \sum_{j=1}^N (x_j \cdot \frac{M_j}{M} \cdot PCI_j) \quad (15)$$

Onde,

PCI = poder calorífico inferior ideal ($\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$);

x_j = fração molar do componente j;

M_j = massa molar do componente j ($\text{kg} \cdot \text{kmol}^{-1}$);

M = massa molar da mistura ($\text{kg} \cdot \text{kmol}^{-1}$);

PCI_j = poder calorífico inferior, em base mássica, do componente j ($\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$).

3.3.3 Cálculo do fator de compressibilidade do biogás

O fator de compressibilidade — ou fator Z — representa a relação entre o volume efetivo que um gás ocupa sob determinadas condições e o volume que esse mesmo gás ocuparia se fosse considerado como um gás ideal (Mysior; Stępień; Koziołek, 2020). Ele também pode ser entendido como um coeficiente que indica o quanto um gás real se desvia do comportamento de um ideal, indicando, portanto, como as interações intermoleculares se dão quando

comprimido. Outrossim, essa característica é altamente dependente da pressão tomada como referência para a análise (Trávníček; Vítěz; Koutný, 2017).

Quando o fator Z é igual a 1, o gás se comporta de forma idêntica a um gás ideal. Se for menor que 1, as forças intermoleculares predominam, tornando-o um gás mais compressível que um ideal. O último caso, quando for maior que 1, as forças de repulsão entre as moléculas são mais fortes, reduzindo sua compressibilidade.

O fator Z do biocombustível foi obtido seguindo os procedimentos da ABNT NBR 15.213:2008, na qual também foram extraídos os valores das constantes utilizadas no cálculo, conforme pode ser observado na Equação (16). Como referência, a temperatura e pressão utilizadas foram 25 °C e 101,325 kPa, nessa ordem.

$$Z_{(T,p)} = 1 - [\sum_{j=1}^N (x_j \cdot \sqrt{b_j})]^2 \quad (16)$$

Onde,

$Z_{(T,p)}$ = fator de compressibilidade do biogás, nas condições de referência de temperatura e pressão;

x_j = fração molar do componente j ;

b_j = fator de adição do componente j .

3.4 APLICAÇÃO DO DIGESTATO NO CULTIVO DE MILHO

3.4.1 Preparação das sementes e do solo para plantio

Para a avaliação do potencial agrônomo do biofertilizante foram realizados os testes *in vivo* com milho-verde (*Zea mays L.*). A planta é da família das gramíneas, *Poaceae* (antiga *Gramineae*). A cultura do milho apresenta boa reação à fertilização orgânica, com um aumento na sua produção quando o solo recebe adubos orgânicos e biofertilizantes (Santos, 1992). Em segundo lugar, o milho é uma cultura amplamente cultivada em todo o mundo, e os resultados do presente estudo são pertinentes para muitos sistemas agrícolas. Além disso, o milho tem uma elevada demanda de nutrientes e também possui um ciclo muito curto e rápido de crescimento, o que torna as avaliações possíveis em menos tempo. As características anteriormente citadas facilitam a observação e a medição dos efeitos do biofertilizante. Antes do cultivo, os grãos ficaram em solução aquosa de hipoclorito de sódio (NaClO) a 5%, por 12 horas. Então, são manualmente inspecionados e selecionados com base em seus atributos visuais, sendo 24 grãos

escolhidos para o experimento.

O solo utilizado foi adquirido em uma loja de jardinagem no comércio local de João Pessoa-PB e foi classificado como chernossolo argilúvico órtico típico após consulta no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (Embrapa, 2017). Foram coletadas amostras de terra compostas na camada de 0–50 cm de profundidade. Segundo Santos *et al.* (2018), esse tipo de terra apresenta um desenvolvimento ainda inicial, formados a partir de rochas que contêm grande quantidade de cálcio (Ca) e magnésio (Mg), além de incluir minerais que proporcionam alta reatividade da argila, também caracterizados pela presença de matéria orgânica. Após o recolhimento, o solo passou por um processo de peneiração para diminuir sua granulometria e separar partículas indesejadas no cultivo, como, por exemplo, pedregulhos e materiais orgânicos. A terra então seguiu para uma autoclave analógica de câmara vertical para esterilização com os parâmetros: pressão de $1,5 \text{ kgf}\cdot\text{cm}^{-2}$, temperatura de 120°C e duração de 1 hora. Para a leitura do pH da terra esterilizada, foram separados três lotes de 5 gramas com água destilada na proporção de 1:2,5 (uma parte de solo para duas e meia partes de água). O plantio foi feito com 12 vasos, cada um com 4 kg de terra já tratada.

3.4.2 Tratamentos com biofertilizante e procedimento experimental

O próximo passo foi a preparação das soluções de biofertilizante. Ao todo foram coletados dois litros de digestato do biodigestor anaeróbico que em seguida foram congelados para seu armazenamento antes do experimento. O biofertilizante foi descongelado no dia do cultivo em temperatura ambiente. A partir daí foram feitas as proporções para cada tratamento utilizado no experimento, de acordo com a Tabela 5. Paralelamente, foi feita a aferição do pH das soluções com um pHmetro digital a partir de 3 lotes com volume de 5 mL de cada. Ao final, também se mediu a condutividade elétrica das soluções com um condutivímetro de bancada.

O experimento foi conduzido em ambiente protegido no Centro de Tecnologia da UFPB, *Campus I*, localizado em João Pessoa-PB (latitude $7^\circ 6' 55''$ sul, longitude $34^\circ 51' 40''$ oeste e 43 m de altitude em relação ao nível do mar). Segundo a classificação climática de Köppen-Geiger, o clima da região é classificado como do tipo Am. O local apresenta temperatura média anual de $24,2^\circ\text{C}$ e pluviosidade média anual de 1.778,2 mm (Francisco e Santos, 2017). O cultivo se deu no período de 13 de setembro de 2024 a 13 de outubro de 2024. Após a montagem do cercado usado, os vasos foram regados com 200 mL de água a cada 2 dias. Nesse procedimento, pequenos sulcos são cavados na terra para que haja uma melhor penetração da água e oxigênio no vaso.

Tabela 5. Tratamentos aplicados no cultivo de milho, com diferentes proporções de biofertilizante e água destilada.

| Tratamento | Biofertilizante (mL) | Água Destilada (mL) | Volume Total (mL) |
|---------------------------|-------------------------|------------------------|----------------------|
| Digestato puro (100%Bio) | 400 | 0 | 400 |
| Diluição 1 (75%Bio) | 300 | 100 | |
| Diluição 2 (45%Bio) | 180 | 220 | |
| Diluição 3 (25%Bio) | 100 | 300 | |
| Controle Negativo (0%Bio) | 0 | 400 | |

Fonte: Autor (2024).

Além disso, um controle positivo foi feito com 5 gramas de adubo Nitrogênio-Fósforo-Potássio (NPK) próprio para hortaliças, reaplicado a cada 7 dias. Os níveis de garantia do fertilizante químico são mostrados na Tabela 6. O nível de garantia do adubo refere-se à concentração mínima de nutrientes presentes no produto, expressada em porcentagem. O adubo usado na pesquisa é do tipo NPK 10-15-10; seguindo a proporção de 10 partes de nitrogênio, 15 partes de fósforo e 10 partes de potássio. No caso do controle positivo, a água foi vertida no vaso até a saturação da terra, garantindo que o adubo seja distribuído uniformemente.

Tabela 6. Níveis de garantia no adubo NPK usado no plantio de milho.

| Elemento Químico | Nível de garantia (%) |
|-----------------------------|-----------------------|
| Nitrogênio (N) | 9,00 |
| Fósforo (P) | 15,00 |
| Potássio (K) | 10,00 |
| Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) | 2,50 |
| Enxofre (S) | 0,09 |
| Boro (B) | 0,06 |
| Cobre (Cu) | 0,05 |
| Ferro (Fe) e Zinco (Zn) | 0,20 |
| Manganês (Mn) | 0,10 |
| Molibdênio (Mo) | 0,01 |

Fonte: Forth (2017).

Para a semeadura, a técnica de insulco foi utilizada. Esse método consiste em cavar pequenas cavidades nas quais as sementes são depositadas. A profundidade ótima de plantio da semente varia de 2,5 a 5,0 cm, para uma boa emergência das plantas (Costa, 2024). Após a abertura das cavidades, três sementes de milho foram posicionadas em cada vaso. O procedimento foi arranjado com delineamento inteiramente casualizado (DIC).

3.4.3 Caracterização morfológica dos vegetais de milho

Depois de um mês, os vegetais que se desenvolveram foram separados para análise. Subsequentemente, são realizadas as medições do número de plantas (NP), número, espessura, área e comprimento foliares (NF, EF, AF e CF, respectivamente), comprimento e diâmetro caulinares (CC e DC, nessa ordem) e máximo comprimento radicular (MCR). Em particular, a AF foi calculada com a Equação (17), seguindo a metodologia proposta por Guimarães *et al.*, (2002). Depois de mensurados, as plantas passaram por um processo de secagem para a remoção de umidade, numa estufa com circulação e renovação de ar durante 24 horas com temperatura de 50 °C. Antes disso, as raízes ficaram imersas em soro fisiológico (0,9% de cloreto de sódio em água destilada) por duas horas para limpeza. Após a secagem, as amostras foram colocadas em um dessecador de vidro para o resfriamento. Após isso, as folhas, caules e raízes foram pesados para a aferição de sua massa seca em uma balança digital de precisão 0,0001 g.

$$AF = 0,7458 \times LF \times CF \quad (17)$$

Onde,

AF = área foliar (cm²);

LF = largura na base da folha (cm);

CF = comprimento foliar (cm).

3.4.4 Análise de nutrientes do solo após plantio com biofertilizante

Amostras de terra dos vasos usados no plantio do milho foram submetidas às análises laboratoriais para a quantificação de micro e macronutrientes presentes no solo no Laboratório de Análise de Solos da UFPB (*campus* II). Coletaram-se amostras de solo de 10 g a uma profundidade de 10 cm de cada vaso usado no estudo. As análises foram realizadas seguindo as diretrizes do Manual de Métodos de Análise de Solo da Embrapa. Na Tabela 7 a seguir é possível os princípios de obtenção para cada um dos parâmetros estudados. A análise detalhada dos nutrientes permite escolher o tipo e a dose de biofertilizante mais adequados para cada situação, otimizando o crescimento das plantas (Schütz *et al.*, 2018).

Tabela 7. Parâmetros do solo analisados e seus princípios de determinação.

| Parâmetro | Descrição | Princípio de obtenção |
|---|--------------------------|--------------------------------------|
| pH | Potencial hidrogeniônico | pHmetro digital |
| P | Teor total de fósforo | Espectrofotometria |
| Al ³⁺ , Ca ²⁺ e Mg ²⁺ , K ⁺ e Na ⁺ | Íons trocáveis | Complexometria/espectrofotometria |
| H ⁺ + Al ³⁺ | Acidez potencial | Extração volumétrica e fenolftaleína |

Fonte: Teixeira *et al.* (2017).

3.4.5 Análise estatística dos tratamentos após o plantio

Para a análise efetividade do biofertilizante, foi aplicada uma Análise de Variância (ANOVA) com o teste de Tukey HSD ($p < 0,05$) a partir dos dados obtidos da caracterização morfológica dos vegetais e análise de fertilidade da terra. A análise estatística foi realizada utilizando-se o programa SAS (*Statistical Analysis System*) Studio. Para proceder com os testes, consideraram-se os 6 tratamentos — controles negativo, positivo e diluições de biofertilizante (100%, 75%, 45% e 25%) — e considerando-se 2 unidades experimentais (vasos) para cada.

3.4.6 Determinação do teor de nitrogênio no biofertilizante

Para a contabilização do teor de nitrogênio presente no biofertilizante, utilizou-se o método de Kjeldahl descrito anteriormente no tópico 3.2.4.2 (Determinação do teor de nitrogênio da biomassa).

3.5 CARACTERIZAÇÃO DO RESÍDUO SÓLIDO DO BIODIGESTOR

3.5.1 Bioprospecção de microrganismos no resíduo sólido do biodigestor anaeróbio

Ao todo foram recolhidos 2 kg de resíduo sólido do biodigestor (RSB) e, imediatamente após a coleta, foram armazenados num congelador para sua conservação antes da caracterização. No dia dos experimentos, o RSB foi descongelado em temperatura ambiente. Primeiramente, foram pesados 10 g de RSB e, então, uma diluição foi feita com 90 mL de soro fisiológico — solução salina a 0,9% (m/m) de NaCl — formando a solução-mãe, mantendo uma agitação manual periódica. Essa prática evita choques osmóticos nas células presentes no resíduo e permite homogeneizar o RSB. Como pode ser observado na Figura 11a, todo o procedimento foi realizado numa capela de fluxo laminar, a qual previamente passou por uma higienização com álcool (70%) e luz ultravioleta (UV) para eliminar contaminantes. Além disso, um bico de Bunsen é aceso para assegurar a esterilidade do ambiente interno à câmara.

Em segunda instância, após a preparação da solução-mãe, foi tomada uma alíquota de 1

mL de seu sobrenadante para a leitura do seu pH (7,37). Depois, com a solução-mãe, foi feita uma diluição seriada: realizou-se uma primeira diluição com 9 mL de água destilada e 1 mL de RSB, formando uma solução com concentração de 10^{-1} de RSB; repetindo o processo sucessivamente até chegar-se à solução de concentração 10^{-7} . A Figura 11b ilustra esquematicamente o procedimento realizado. Como a concentração inicial do resíduo sólido é muito alta, dificultando a contagem e isolamento de colônias dos microrganismos, foram necessárias 7 diluições ao total para reduzir a concentração a níveis mensuráveis.

Com a diluição seriada feita, foi realizado o plaqueamento do RSB em três meios de cultivo, sendo eles: ágar nutriente (AN), ágar batata-dextrose (BDA) e *nitrogen free broth* (NFB). O primeiro é um meio de cultura composto por uma mistura de nutrientes como peptonas e extrato de carne e levedura. O segundo contém extrato de batata e glicose. O terceiro meio é usado especificamente para isolar bactérias fixadoras de nitrogênio. O NFB é particularmente interessante para a presente pesquisa, pois, os microrganismos que crescem nesse meio podem fixar o nitrogênio atmosférico em formas utilizáveis por plantas e aumentam a disponibilidade desse elemento químico no solo. As formulações dos meios podem ser vistas na Tabelas 8 a seguir.

Tabela 8. Formulação dos meios usados no isolamento de microrganismos.

| Composto | Meio | Quantidade ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) |
|---------------------|--------|---|
| Extrato de Carne | AN | 1,0 |
| Extrato de Levedura | AN | 2,0 |
| Peptona | AN | 5,0 |
| Cloreto de Sódio | AN | 5,0 |
| Caldo de batata | BDA | 200,0 |
| Dextrose (glicose) | BDA | 15,0 |
| Ágar bacteriológico | AN/BDA | 15,0 |
| Sacarose | NFB | 20,0 |
| Fosfato dipotássico | NFB | 1,0 |
| Sulfato de magnésio | NFB | 0,5 |
| Cloreto de Sódio | NFB | 0,5 |
| Sulfato ferroso | NFB | 0,1 |
| Molibdato de sódio | NFB | 0,0 |
| Carbonato de cálcio | NFB | 2,0 |

AN=ágar nutriente; BDA=batata-dextrose; NFB=*nitrogen-free broth*.

Fonte: Autor (2025).

Foram separadas 7 placas de Petri para cada um dos 3 meios de cultura, cada placa referente a uma diluição de RSB (10^{-1} a 10^{-7}). Cada uma das 21 placas de Petri recebeu 0,1 mL

de cada diluição, aplicadas como mostrado na Figura 11c. A disseminação das soluções de RSB nas placas foi feita com a utilização de uma alça de inoculação estéril (Figura 11d). Finalmente, as placas foram fechadas com parafilme para vedação e evitar qualquer contaminação. As placas seguiram, então, para uma estufa com temperatura de 35 °C, onde ficaram por 7 dias até que colônias de microrganismos surgissem.

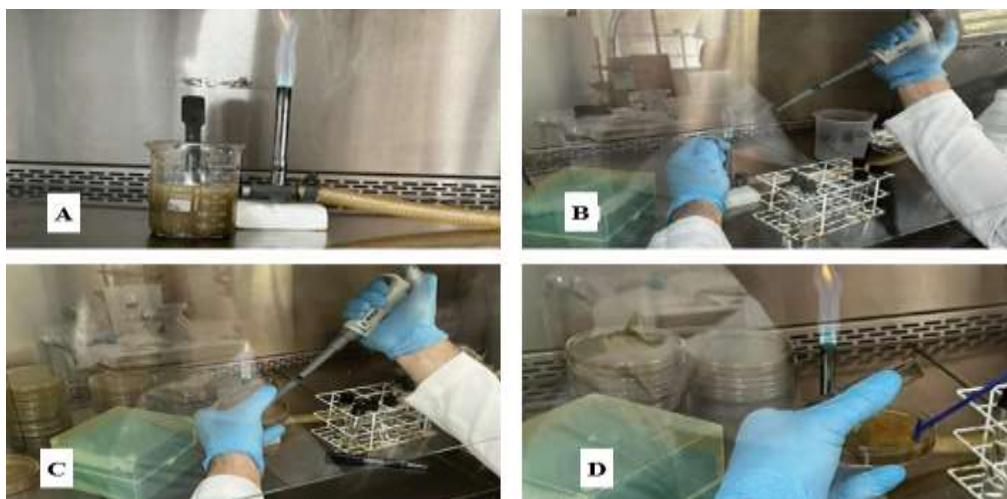


Figura 11. Caracterização inicial do resíduo sólido do biodigestor. (A) Solução-mãe na câmara de fluxo laminar (Autor, 2024). (B) Diluição seriada do resíduo sólido em água destilada (Autor, 2024). (C) Inoculação das soluções de resíduo sólido nos meios de cultura (Autor, 2024). (D) Disseminação das soluções nos meios de cultura (Autor, 2024).

3.5.2 Avaliação da solubilização de fosfato pelos microrganismos isolados do biodigestor anaeróbico

O teste de solubilização de fosfato também foi realizado para identificar se algum isolado do RSB consegue solubilizar compostos fosfatados. Os microrganismos solubilizadores de fosfatos (MFS) têm um papel significativo na oferta de formas inorgânicas de fósforo que possuem baixa solubilidade, elevando a quantidade desse elemento químico no ambiente, o que resulta num aumento na produtividade das plantações (Kucey, 1987). As culturas foram pré-inoculadas em ágar-nutriente e incubadas por 24 horas. Após esse tempo, alíquotas de 10 µL foram inoculadas em meio semi-sólido e, antes da distribuição em placas de Petri, esse meio foi enriquecido com soluções de cloreto de cálcio e fosfato de sódio monobásico, formando um ambiente propício para que possíveis MSF do RSB metabolizassem o fósforo. Cada inoculação foi realizada em duplicata. As formulações do meio de crescimento e soluções enriquecedoras estão descritas na Tabela 9. Após a inoculação, as placas de Petri foram incubadas em estufa por 15 dias, com temperatura de 30 °C. A capacidade de solubilização é avaliada através da

formação de um halo transparente ao redor das colônias, com avaliações realizadas a cada 7 dias.

Tabela 9. Formulação do meio gel para o teste de solubilização de fosfato pelos microrganismos.

| Composto | Proporção |
|--|------------------------|
| Glucose | 10 g·L ⁻¹ |
| Extrato de levedura | 0,5 g·L ⁻¹ |
| Ágar bacteriológico | 15 g·L ⁻¹ |
| Cloreto de cálcio (10%) | 100 mL·L ⁻¹ |
| Fosfato de sódio monobásico anidro (10%) | 50 mL·L ⁻¹ |

Fonte: Autor (2024).

3.5.3 Avaliação da produção de ácido indol-3-acético pelos microrganismos isolados do biodigestor anaeróbico

O ácido indol-3-acético (AIA) é uma auxina gerada por rizobactérias que tem a habilidade de estimular o desenvolvimento de raízes, possibilitando, dessa maneira, uma maior captação de água e nutrientes disponíveis no solo, beneficiando o crescimento das plantas (Caballero-Mellado, 2006). A produção desse fitohormônio pelos microrganismos isolados foi quantificada através de sua concentração no meio de cultura caldo triptona de soja (TSB), utilizado para esse experimento. Cada microrganismo foi inoculado em duplicata em erlenmeyers com 400 mL de caldo triptona de soja (TSB), sendo um deles complementado com 40 mg de L-Triptofano (TRP). A formulação do TSB pode ser vista na Tabela 10.

Tabela 10. Composição do meio utilizado no experimento de produção de AIA

| Composto | Proporção |
|-------------------------------------|------------------------|
| Triptona | 17,0 g·L ⁻¹ |
| Digestão Papaica de Farinha de Soja | 3,0 g·L ⁻¹ |
| Dextrose | 2,5 g·L ⁻¹ |
| Cloreto de sódio | 5,0 g·L ⁻¹ |
| Fosfato dipotássico | 2,5 g·L ⁻¹ |
| Água purificada | 1000 mL |

Fonte: Newprov (2020).

Importante notar que a triptona presente na composição do TSB já possui uma concentração inicial de TRP. No entanto, o experimento também foi feito com uma complementação de L-Triptofano, haja visto que esse composto é um precursor essencial na síntese do AIA. Com isso, foi verificado se a quantidade excedente de TRP estimula de forma ainda mais significativa a produção do ácido. Isso fornecerá um parâmetro de comparação nas curvas de produção de AIA ao longo da incubação — que ocorreu sob agitação de 140 rpm a 30 °C durante 7 dias em uma incubadora shaker. Para a construção das curvas de concentração

de AIA ao longo do experimento, as coletas se deram a cada dois dias durante a semana de incubação.

Após o período de incubação, 750 µl do líquido sobrenadante foram adicionados a 500 µl de reagente de Salkowski (2% de solução FeCl₃ 0,5 M e 98% de solução de HClO₄ a 35%), ficando em repouso durante 30 minutos a uma temperatura de 23 °C. Seguidamente, foi realizada a leitura óptica das amostras em um espectrofotômetro com comprimento de onda de 540 nm. Para a normalização das leituras, foi feita uma curva padrão para a estimativa da produção do fitohormônio. A curva de absorbância versus concentração de AIA (Figura 13) foi construída com quantidades conhecidas de ácido indol-3-acético comercial, diluídas em água destilada. A partir dos dados da curva, foi realizada uma regressão linear ($R^2 = 0,991$) para a obtenção da correlação que permitiu o cálculo da concentração de AIA de acordo com a absorbância obtida no espectrofotômetro (Equação 18).

$$C_{AIA} = 97,576 \times ABS - 2,2448 \quad (18)$$

Onde,

C_{AIA} = concentração de ácido indol-3-acético ($\mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$);

ABS = absorbância.

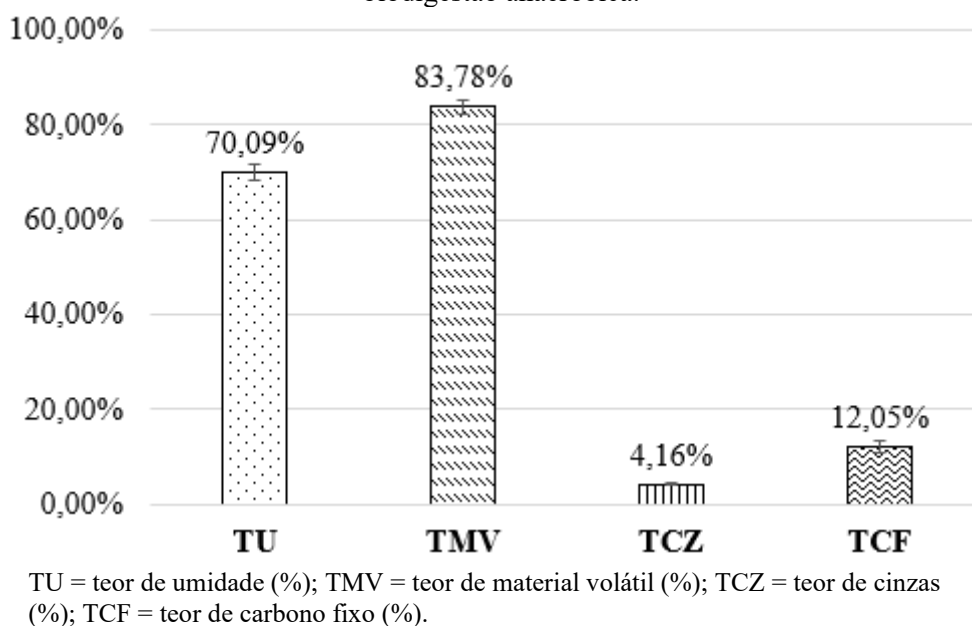
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS

4.1.1. Análise imediata dos resíduos alimentares

Os resultados obtidos através da análise imediata dos resíduos alimentares estão dispostos na Figura 12. Valores elevados de umidade, assim como os encontrados (70,03%), são esperados em resíduos alimentares, dada a alta proporção de água nesse tipo de biomassa. O teor de material volátil médio igual a 83,78% sugere que a maior parte do material é biodegradável, sendo favorável para a produção de biogás e, consequentemente, de biofertilizante. É notado também que há uma relação direta entre TU e TMV. Amostras com maior umidade tendem a apresentar maiores quantidades de material volátil, o que sugere que a matéria orgânica nessa biomassa (proteínas, carboidratos e lipídios) está em grande parte associada à água.

Figura 12. Resultados de análise imediata de resíduos alimentares usados como substrato para biodigestão anaeróbica.



Fonte: Autor (2024).

Em segunda instância, o TCZ médio tem valor igual a 4,17%. Um baixo teor de cinzas é positivo, porque indica uma menor presença de componentes inorgânicos que não contribuem para a biodigestão. Justamente por isso que se observa uma relação inversa entre TMV e TCZ, haja visto que a redução da fração de cinzas aumenta o teor de matéria orgânica disponível para a biodigestão. Em seguida, o TCF médio foi igual a 12,05%. O teor de carbono fixo representa a fração orgânica mais difícil de ser degradada.

Também se observa uma relação antagônica entre TMV e TCF, pois, as amostras com maiores teores de material volátil também foram aquelas com menor quantidade de carbono fixo. Isso explica-se pelo fato de que a maior parte do carbono orgânico foi volatilizado anteriormente. Apesar de um alto teor de voláteis favorecer o aumento do potencial energético do substrato, ainda sim é interessante que a biomassa apresente um TCF moderado, pois, garante-se que ainda ao final da biodigestão anaeróbica haja carbono disponível a ser convertido em metano. Além disso, os baixos desvios padrões ($\sigma_{TU} = 0,017$, $\sigma_{TMV} = 0,014$, $\sigma_{TCZ} = 0,003$ e $\sigma_{TCF} = 0,012$) indicam uma consistência entre as amostras usadas na caracterização, mostrando tratar-se de uma biomassa homogênea.

O conteúdo médio de umidade encontrado é bastante próximo do relatado por Chaves *et al.* (2022), que registraram uma umidade média de 73,77% em resíduos alimentares usados como biomassa sólida. Isso mostra que a umidade da biomassa estudada na presente pesquisa está conforme as expectativas para esse tipo de material. Ao comparar com outros substratos, Balogun *et al.* (2021) observaram um nível de umidade médio de 77% para o esterco bovino usado para a geração de biogás, enquanto Kamau *et al.* (2019) obtiveram teores de umidade de até 82,80% em resíduos de frutas e vegetais.

Isso mostra a grande variabilidade dos substratos possíveis para a biodigestão anaeróbica e que os resíduos alimentares podem apresentar teores de umidade menores, porém, ainda adequados. Altos valores de TU podem dificultar a manutenção da quantidade adequada de matéria orgânica ao diluir de forma excessiva os nutrientes no biodigestor e, com isso, reduzir a geração de biogás.

O conteúdo médio de material volátil também está em conformidade com valores apresentados na literatura científica. Fu *et al.* (2019) indicaram um valor de 88,89% para restos de alimentos, enquanto Banaget *et al.* (2023) reportaram um teor inferior (74,04%) para o mesmo tipo de resíduo. Essa diferença pode ser atribuída à composição heterogênea dos substratos, os quais podem conter diferentes quantidades de moléculas de maior complexidade estrutural, como por exemplo a lignocelulose, mudando seu ritmo de degradação (Cremonez *et al.*, 2013).

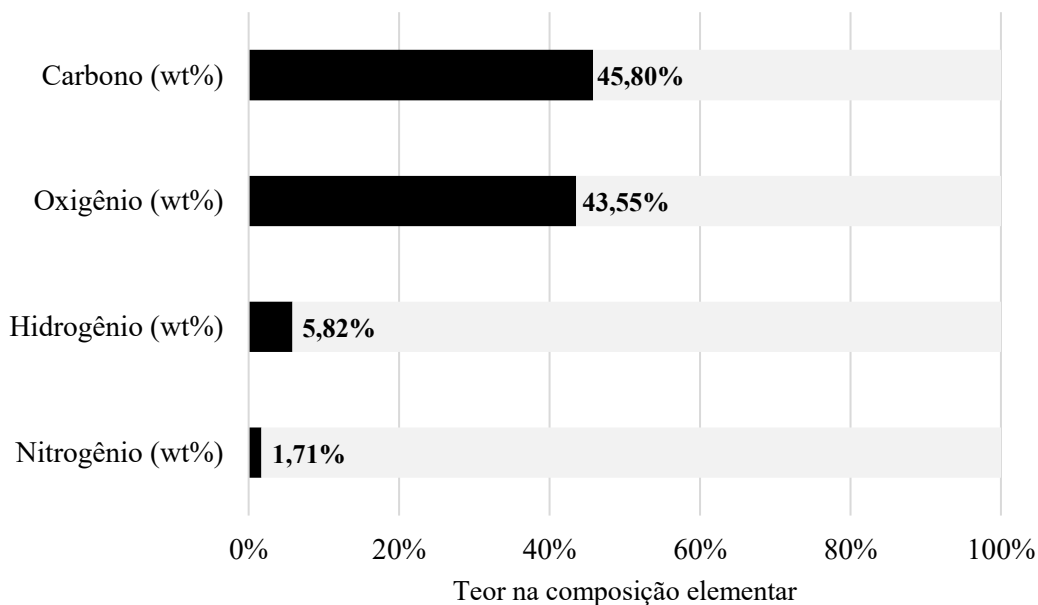
Os teores de cinzas e de carbono fixo estão em concordância com os dados reportados por Pour e Makkawi (2021), que indicaram variações amplas para resíduos alimentares, com teores de carbono fixo variando entre 5,70%–22,80% e de cinzas entre 2,50%–14,30%. Os baixos teores de cinzas encontrados na literatura para resíduos alimentares são positivos, pois reduzem a formação de resíduos inertes no sistema, favorecendo o processo microbiológico. Por fim, percebe-se que a biomassa analisada apresenta equilíbrio adequado entre os teores

extraídos de sua análise imediata.

4.1.2. Análise elementar dos resíduos alimentares

A seguir é apresentada a composição elementar média das amostras de resíduos alimentares do presente estudo (Figura 13). Um alto teor de carbono indica sua abundância no substrato, fundamental para a produção de biogás, já que o C é o principal elemento convertido em metano durante a biodigestão. Os altos teores de oxigênio justificam-se devido à grande presença de carboidratos, ácidos orgânicos e água na composição da biomassa. O hidrogênio, apesar de possuir baixo percentual elementar, é um componente essencial para a formação do metano durante a digestão anaeróbia, devido sua contribuição na metanogênese. À medida que aumenta a quantidade de C e H, eleva-se o poder calorífico da biomassa, resultando em melhores oportunidades de recuperação de energia através de processos de conversão química (Opatokun *et al.*, 2016).

Figura 13. Composição elementar (C, H, O, N) média, em massa e base seca, das amostras de resíduos alimentares usados como substrato para biodigestão anaeróbica.



Nota: valores obtidos em base úmida (wt %).

Fonte: Autor (2025).

Ainda mais, os baixos teores de nitrogênio mostram que os teores proteicos das amostras são pequenos. Observa-se ainda que a relação C/N da biomassa tem valor igual a 26,78:1, indicando um equilíbrio adequado para a biodigestão anaeróbia. De acordo com Harindintwali, Zhou e Yu (2020), os microrganismos estão ativos se essa relação se situar entre 20:1 e 30:1 e, mais especificamente, a decomposição otimizada ocorre com uma C/N de 25:1. Tal valor evita

que os excessos de carbono e nitrogênio levem à acidificação e o acúmulo de amônia no meio.

Resultados similares para o percentual de carbono foram achados por Poudel, Ohm e Oh (2015) e Zhang *et al.* (2011), iguais a 47,57% e 46,67%, respectivamente, ao utilizarem resíduos alimentares para o abastecimento em sistemas de biodigestão anaeróbica. Como o carbono é o principal elemento responsável pela formação de metano (CH₄) no processo, teores mais elevados como o encontrado são ideais para o aumento do potencial energético do biogás.

Em seguida, o teor de oxigênio obtido também está dentro da faixa observada na literatura. Pahla *et al.* (2018) ao investigarem restos alimentares para aplicações energéticas encontraram um percentual de 46,47%. O alto teor de oxigênio encontrado na presente pesquisa indica uma alta proporção de compostos oxigenados, como carboidratos, que são degradados mais rapidamente pelos microrganismos nas fases iniciais da biodigestão.

A concentração de hidrogênio achada (5,82%) foi ligeiramente menor do que a encontrada por outros estudos. Maiores níveis de H foram encontrados por Poudel *et al.* (2015) (6,76%) e por Moonsamy *et al.* (2024) (7,20%), ambos estudando misturas de restos de alimentos usados como matéria-prima energética. A literatura sugere que níveis moderados de hidrogênio são fundamentais para a conversão eficaz de CO₂ em CH₄, processo que é facilitado por arqueias que utilizam hidrogênio (Horn *et al.*, 2009). Dessa maneira, embora o teor encontrado seja inferior ao de outros estudos, ele ainda indica uma disponibilidade adequada para essa conversão.

Por último, o teor de nitrogênio encontrado foi de 1,71%, sendo inferior ao reportado por Zhang *et al.* (2011) (3,50%), Moonsamy *et al.* (2024) (2,80%), Poudel, Ohm e Oh (2015) (2,61%) e Pahla, Ntuli e Muzenda (2018) (2,00%). O menor teor de nitrogênio no resíduo estudado representa uma vantagem, pois reduz o risco de inibição amoniacal, fenômeno que diminui a estabilidade do processo de biodigestão (Yenigün e Demirel, 2013).

4.1.3. Análise de poder calorífico dos resíduos alimentares

O valor médio do poder calorífico superior da biomassa analisada foi de 19,25 MJ·kg⁻¹, indicando um elevado potencial energético. O PCS obtido situa-se no intervalo de 19,00–21,00 MJ·kg⁻¹, valores estes referentes a biomassas combustíveis lenhosas (Koppejan e Van Loo, 2012). É perceptível também uma concordância entre o valor desta pesquisa e os dados da literatura, como os 19,10 MJ·kg⁻¹ registrados por Tanaka *et al.* (2008) e os 19,50 MJ·kg⁻¹ obtido por Jo *et al.* (2017), ambos para resíduos alimentares. Essa proximidade sugere uma similaridade na composição química e no teor de umidade dos materiais analisados.

Por outro lado, estudos como os de Caton *et al.* (2010), Kadlimatti, Mohan e Saidutta

(2019) e Ouadi *et al.* (2019) reportaram valores ainda mais elevados de PCS, atingindo de 21,90 MJ·kg⁻¹, 22,90 MJ·kg⁻¹ e 23,30 MJ·kg⁻¹, nessa ordem. Tais diferenças podem ser atribuídas ao fato que os autores citados utilizaram composições mais ricas em lipídios e carboidratos, levando a mais potencial calorífico.

4.2. CARACTERIZAÇÃO DO BIOGÁS GERADO ATRAVÉS DA BIODIGESTÃO ANAERÓBICA

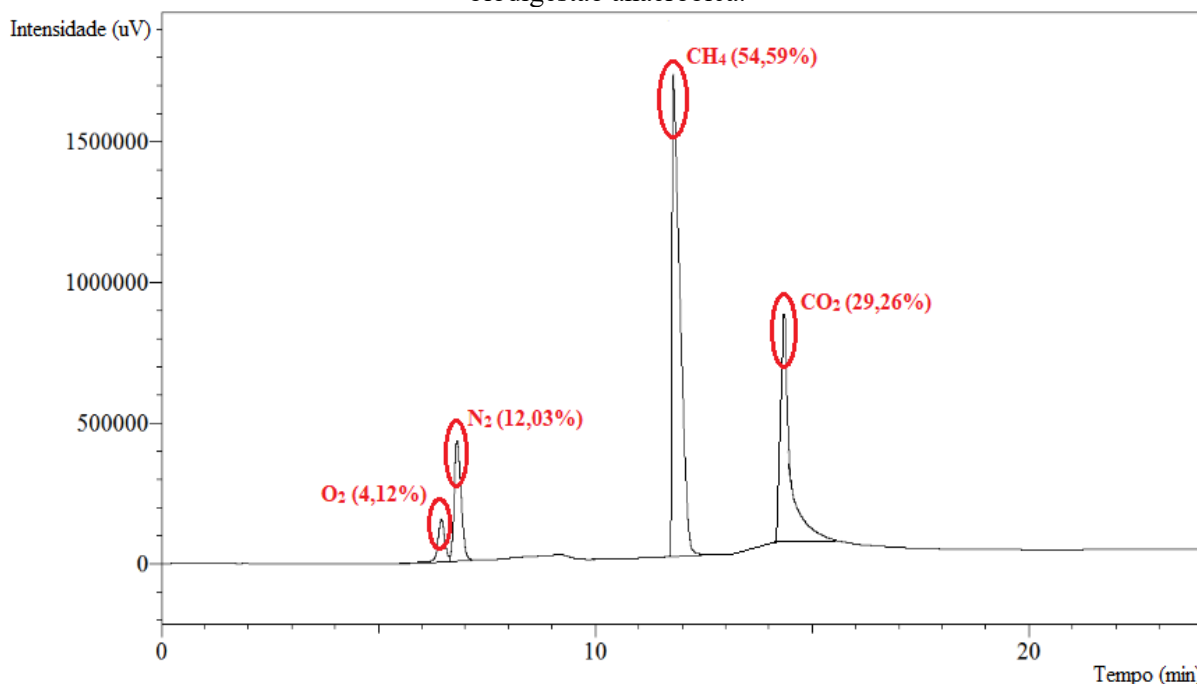
4.2.1. Análise da cromatografia TCD do biogás

A seguir é apresentado o gráfico obtido pela cromatografia gasosa TCD do biogás (Figura 14). É possível notar quatro picos distintos, cada um deles apontando a presença de um composto químico diferente, com suas porcentagens respectivas na composição do biocombustível. Os compostos apontados pelo cromatograma foram: oxigênio (O₂), nitrogênio (N₂), metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂). Além disso, é comprovada a eficácia do filtro de carvão ativado do biodigestor ao observar a ausência do pico característico do sulfeto de hidrogênio (H₂S), que tende a ter tempos de retenção baixos, em torno de 1–2 minutos, para a configuração da instrumentação utilizada na análise.

Importante notar que as áreas dos picos dos gases oxigênio e nitrogênio, 4,12% e 12,03%, respectivamente, estão em quantidades moderadas. A presença significativa desses gases na composição do biogás pode ser explicada pela configuração do biodigestor usado no estudo. Apesar da biodigestão se dar anaerobicamente, a abertura para alimentação permite a entrada de ar atmosférico no sistema, podendo fazer com os gases O₂ e N₂ se acumulem no biogás gerado internamente. Isso também explicaria a maior quantidade de nitrogênio quando comparada à presença de oxigênio, já que ar atmosférico têm composição de aproximadamente 78% de nitrogênio e 21% de oxigênio (ECP, 2013).

Ainda, sendo o biodigestor de fluxo contínuo, outra possível fonte de entrada de ar atmosférico é o bocal de saída de biofertilizante que fica exposto ao ambiente externo. Somado a isso, a entrada desses gases pode ser consequência do aprisionamento de ar no substrato durante sua introdução no sistema no processo de alimentação do biodigestor. A composição química do substrato também é outra explicação para os teores de O₂ e N₂. As proteínas dos resíduos alimentares contêm nitrogênio em sua estrutura molecular (aminoácidos), podendo gerar compostos nitrogenados durante as reações microbiológicas. Além disso, grupos moleculares de proteínas, carboidratos e lipídios que possuem oxigênio, ao serem degradados pelas bactérias, podem liberar pequenas quantidades de O₂.

Figura 14. Cromatograma gerado a partir da cromatografia gasosa TCD do biogás gerado na biodigestão anaeróbica.



Fonte: Autor (2025).

Ainda mais, o pico de CH₄ representa a maior fração do biogás, com 54,59% de sua composição. O alto teor de metano sugere que o biodigestor está em fase estável de produção e que a última etapa da biodigestão (metanogênese) está ocorrendo de maneira adequada. A alta quantidade de metano, conforme os dados apresentados, é benéfica tendo em vista que ele é a fonte energética do biogás. Apesar de valores razoáveis de CH₄, a porcentagem de oxigênio tende a inibir os microrganismos metanogênicos, fazendo com que a produção do metano não seja completamente otimizada.

Em seguida, o CO₂ é a segunda maior fração do biogás (29,26%), seu principal subproduto não energético. Tal quantidade de dióxido de carbono é dentro do esperado, pois, reflete que as fases iniciais da biodigestão (hidrólise, acidogênese e acetogênese) estão sendo realizadas e que a decomposição da matéria orgânica está acontecendo. O nitrogênio (N₂) tem a terceira maior concentração na fração gasosa da biodigestão (12,03%). Apesar de ser um valor elevado quando comparado com a literatura, o excesso de nitrogênio não afeta significativamente a qualidade do biogás e pode até aumentar a produtividade de metano (Li *et al.*, 2020; Hickmann *et al.*, 2024). A menor fração do biogás é o oxigênio (O₂) (4,12%). Assim como o N₂, a concentração de O₂ é mais elevada do que o encontrado em outros estudos. Apesar de baixos níveis de oxigênio serem benéficos para a remoção de H₂S do biogás (Valdés *et al.*, 2020), quantidades elevadas podem levar à oxidação e perdas de metano, sendo esse fenômeno

impulsionado quando não há compostos sulfetados (Costanzo *et al.*, 2024). Para mais, a exposição ao oxigênio pode paralisar a metanogênese e causar perturbações drásticas na comunidade microbiana anaeróbica (Fetzer *et al.*, 1993; Guo *et al.*, 2022).

Usando resíduos alimentares como substrato, Zhang *et al.* (2007), aumentaram a qualidade do biogás chegando a uma concentração de 73% de metano e 26,86% de dióxido de carbono, depois de 28 dias de biodigestão — valores superiores aos 59% de CH₄ reportados por Kuczman *et al.* (2018) em um sistema protótipo sob condições semelhantes. Além disso, Baciocchi *et al.* (2013), ao estudar a purificação de biogás, encontraram concentrações variando de 40–75% e 15–60% para CH₄ e CO₂, nessa ordem. Calbry-Muzyka *et al.* (2022) também obtiveram valores moderados de CH₄ e CO₂, de 57,20% e 42,30%, nessa ordem.

Outra possibilidade para esta variabilidade pode estar relacionada com o tempo de retenção hidráulica, uma vez que períodos mais prolongados de biodigestão podem favorecer a uma maior atividade metanogênica, como mostrado por Zhang *et al.* (2007). Outro fator que tem forte influência na qualidade do biogás gerado é a proporção entre carboidratos e gorduras no substrato. De acordo com Buffiere *et al.* (2008), 1 g de gordura gera mais metano que 1 g de açúcar quando degradado. Como os resíduos alimentares utilizados têm baixo percentual de lipídios quando comparado a carboidratos, é de se esperar que a geração de metano seja menor quando comparada com biomassas mais gordurosas.

Quanto aos gases minoritários, Braun (2007) apresenta valores de N₂ e O₂ menores aos encontrados no presente estudo — de até 5% para o nitrogênio e menos que 2% para o oxigênio. Menores percentuais foram achados por Calbry-Muzyka *et al.* (2022), que ao utilizarem uma mistura de dejetos agropecuários, chegaram a um biogás ausente de N₂ e com 0,2% de O₂. Tais discrepâncias reforçam a importância da estanqueidade do sistema, uma vez que a entrada de ar eleva os teores de O₂ e N₂.

4.2.2. Análise energética e de compressibilidade do biogás

A densidade absoluta do biogás foi de 1,08 kg·m⁻³, sendo ligeiramente menor do que os valores que geralmente se encontra na literatura para concentrações similares de metano. Como referência, a Agência de Recursos Renováveis Alemã (2013) indica que esse tipo de biocombustível possui uma densidade média de 1,20 kg·m⁻³, valor esse que se alinha com outros estudos que obtiveram diferentes composições de biogás (Iannicelli, 2008; Seadi, 2008; Okamura, 2013). Essa variação pode ser explicada, principalmente, pelos altos teores de O₂ e N₂ no biogás da presente pesquisa. Esses gases diminuem o ritmo da metanogênese, pois inibem a atividade das bactérias anaeróbicas metanogênicas. De forma paradoxal, haveria uma

tendência de aumento da densidade já que mais CO_2 (maior densidade) não se transformaria em CH_4 (menor densidade). Entretanto, esse efeito foi compensado pelas elevadas porcentagens de oxigênio e nitrogênio, que possuem densidade intermediária, resultando em uma densidade final mais baixa que o esperado.

O poder calorífico inferior resultou em $16.644,68 \text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$, o que equivale a aproximadamente $17,97 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-3}$. Apesar de elevado, esse resultado situa-se no limite inferior de $17,90 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-3}$ proposto por Group (2009) e dos valores reportados na literatura para biogás com teores similares de metano. Por exemplo, Wang *et al.* (2023) obtiveram um valor de $19,17 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-3}$ para um biogás contendo 50% de CH_4 , sendo esses resultados mais próximos dos encontrados na presente pesquisa, reforçando a relação entre o teor de metano, impurezas e o poder calorífico. Adicionalmente, Ludington (2006) observou que um biogás com 56% de CH_4 atingiu um PCI de $20,12 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-3}$, ao passo que Muylaert *et al.* (2000) relataram um PCI de $21,50 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-3}$ para um biogás contendo 60% de metano. De maneira semelhante, Toribio *et al.* (2020) obtiveram um PCI de $27,33 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-3}$ para um biogás com 72,3% de CH_4 , corroborando a tendência de que maiores concentrações desse composto químico elevam o potencial energético do biogás.

Essa diferença pode ser explicada, sobretudo, pela concentração de metano, aliada à presença dos gases inertes CO_2 , O_2 e N_2 , que contribuem para a diluição do PCS. Notavelmente, Perez-Sanz *et al.* (2019), ao avaliarem métodos experimentais para cálculo do poder calorífico em diferentes composições de biogás, reportaram um PCS de $17,96 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-3}$, para uma composição de 45% de CH_4 , 40% de CO_2 , 15% de N_2 e nenhum traço de O_2 . Apesar da menor concentração de metano, os resultados de Perez-Sanz *et al.* (2019) foram muito próximos aos da presente pesquisa, evidenciando a importância do balanceamento de CH_4 com os outros gases presentes na mistura. Especificamente para o caso do CO_2 , quando o biogás possui um teor elevado dessa impureza ele pode ser usado apenas para necessidades energéticas de baixa qualidade, como cozimento e iluminação (Awasthi *et al.*, 2020). Ainda nesse tocante, Hosseini e Wahid (2014) afirmam que a purificação pode melhorar o poder calorífico do biogás para valores de até $30,00 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-3}$.

Comparativamente, em relação a combustíveis fósseis, como o gás natural (GN), que possui PCS de $36,01 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-3}$ (Petrobras, 2002), o biogás apresenta menor conteúdo energético. Apesar disso, a utilização do biocombustível reduz as emissões de CH_4 , um gás 80 vezes mais poluente que o CO_2 (UNEP, 2021), além de desempenhar papel fundamental na descarbonização na geração de energia.

Por último, o fator de compressibilidade do biogás foi de 0,9978, evidenciando um

comportamento próximo ao de um gás ideal ($Z=1$). Isso é particularmente relevante, pois indica que o biogás poderia ser facilmente armazenado e comprimido, viabilizando seu uso descentralizado. Além disso, com um fator de compressibilidade próximo a 1,00, pode haver intercambialidade entre o biogás e outros gases combustíveis que também exibam comportamento ideal, como o GN (Beggs, 1984; Zank *et al.*, 2020). Outra implicação prática é a maior previsibilidade do comportamento do biocombustível, que nesse caso poderá ser modelado como um gás ideal, facilitando, assim, projetos que o utilizem como fluido de trabalho a exemplo de vasos de pressão, queimadores e gasômetros (Zank *et al.*, 2020). Os resultados obtidos alinham-se com estudos prévios: Mysior, Stępień e Koziółek (2020) acharam um fator Z de 0,9835; Trávníček *et al.* (2017) encontraram um Z de 0,9821. As pequenas variações podem se dar devido à diferença entre as composições do biogás. Contudo, a coerência reforça a tendência do biogás de exibir comportamento quase ideal.

4.3. CARACTERIZAÇÃO DO BIOFERTILIZANTE OBTIDO NA BIODIGESTÃO ANAERÓBICA

Com base nos valores apresentados na Tabela 11 é possível estabelecer uma relação entre a condutividade elétrica (CE) das diluições de biofertilizante e o desenvolvimento dos vegetais. Essa característica do digestato afeta diretamente a absorção de água e nutrientes pelas plantas. Além disso, a elevação da concentração de sais minerais no biofertilizante ao longo do processo de biodigestão eleva o valor de sua condutividade elétrica (Manu *et al.*, 2021).

Tabela 11. Condutividade elétrica e pH das diferentes soluções de biofertilizante.

| Biofertilizante (%) | CE ($\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$) | pH |
|---------------------|---|------|
| 100% | 8,33 | 8,31 |
| 75% | 6,70 | 8,34 |
| 45% | 4,02 | 8,32 |
| 25% | 1,51 | 8,36 |

Fonte: Autor (2024).

Isso foi comprovadamente observado por meio do menor crescimento vegetal com a concentração de 100% na medida em que nas demais diluições houveram desenvolvimentos mais proeminentes, tópico esse que será abordado mais a frente durante a análise morfológica das plantas. Outra característica a ser notada são os valores de pH, que variaram entre 8,31–8,36, sendo, portanto, benéfico seu uso em solos ácidos, como é o caso da presente pesquisa —

assunto examinado em seção posterior de caracterização da terra de plantio.

O pH da fração líquida da biodigestão costuma ser de 7 a 9, o que é ligeiramente alcalino, e a condutividade elétrica varia de $1,0 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ a $11,0 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Arab e McCartney 2017; Grigatti *et al.*, 2020). Diversos estudos na literatura reportam os mais variados valores para tais parâmetros, especialmente, para a condutividade elétrica. Ezemagu *et al.* (2021), estudando a produção de biofertilizante através do digestato obtido de lodo, acharam pequenos valores de $0,38 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ para condutividade elétrica. Valores próximos a $2,50 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ também são encontrados para fertilizantes orgânicos (Olugbemide e Likozar, 2022; Ujah *et al.*, 2022). Valores mais elevados, assim como os encontrados para a solução de 100% da presente pesquisa estão presentes na literatura. Inoue *et al.* (2011), ao estudarem biofertilizantes obtidos de manipueira, acharam uma CE igual a $8,24 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$. Já Jamison *et al.* (2021) obtiveram condutividades ainda mais elevadas de $10,99 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ para resíduos alimentares. Jamison *et al.* (2021) ainda sugerem que um digestado com alta condutividade elétrica precisa ser empregue com outros fertilizantes para aumentar sua eficácia na melhoria da salinidade do solo.

Em sequência, o teor médio de nitrogênio (N) encontrado nas amostras de digestato puro foi de 9,26%, após a caracterização de Kjeldahl. Isso significa que o biofertilizante tem desempenho equivalente ao NPK usado como controle positivo, o qual possui um teor de 9% desse elemento químico em sua composição. Somado a isso, o nível de nitrogênio encontrado alinha-se às recomendações da FAO (*Food and Agriculture Organization*) (2019), que sugere um intervalo de 5–15% de N para uma aplicação agrícola eficiente. Também, esse resultado apresenta potencial relevante, pois, apesar de sua mineralização mais demorada (Stevenson, 1982), o biofertilizante obtido tem elevada quantidade de nitrogênio, além de ter uma liberação mais sustentada e menor perda por volatilização (Kaur e Purewal, 2019).

Os resultados referentes ao teor de N em biofertilizantes apresentam uma ampla faixa de variação, comumente os valores oscilam entre 1,1% e 9,6% (Peng e Pivato, 2019). Por exemplo, Czekala (2022) obtiveram conteúdo total de nitrogênio variando na faixa de 0,16%–1,32% de digestatos provenientes de resíduos agroindustriais. Wang *et al.* (2020), em sua pesquisa sobre purificação dos biofertilizantes derivados de resíduos alimentares, observou que o conteúdo de nitrogênio foi igual a 4,8%. Ao estudar sobre os efeitos dos biofertilizantes no solo e na absorção de nutrientes de plantas de palma, Ajeng *et al.* (2020) estudaram biofertilizantes com teor médio de nitrogênio de 6,5%. Tais valores são significativamente inferiores aos encontrados na presente pesquisa.

Teores mais próximos ao da presente pesquisa foram achados por Tampio *et al.* (2016), ao utilizarem a fração orgânica de RSU como matéria-prima para o biofertilizante, chegaram a

um valor médio de N igual a 8,25%. Serrano *et al.* (2020), estudando métodos de melhoria do digestato provenientes de resíduos agroindustriais, reportaram níveis de até 9,6%. Parra-Orobio *et al.* (2021) encontraram teores médios de N total de 12% no digestato produzido utilizando-se restos de alimentos.

A variação nos níveis de nitrogênio na literatura pode ser atribuída a vários fatores. Em primeiro lugar, o substrato que é usado no processo de biodigestão anaeróbica tem papel determinante. Os digestatos originados de resíduos alimentares mostram ter níveis de nitrogênio superiores em comparação com aqueles que são oriundos da agroindústria (Czekała, 2022). Ademais, técnicas de tratamento para digestato também afetam a retenção do nitrogênio disponível. Wang *et al.* (2020) demonstraram que métodos de separação sólido-líquido afetam a quantidade de nitrogênio disponível ao passo que Serrano *et al.* (2020) ressaltaram que o tratamento do digestato pode promover um aumento na retenção do nitrogênio disponível.

4.4. CARACTERIZAÇÃO DO MILHO PLANTADO COM BIOFERTILIZANTE

A Tabela 12 mostra os tempos de emergência dos vegetais que se desenvolveram e as taxas de germinação das sementes. Importante notar que nenhuma das sementes do controle negativo e positivo germinaram. A lixiviação de nutrientes causada pela irrigação pode ter contribuído para a ausência de crescimento vegetal. Entretanto, nesses casos, foram observados a proliferação e ataque de patógenos nas sementes, podendo isso estar relacionados à baixa aeração do solo argiloso juntamente à umidade da irrigação. Em casos de solos compactados, a emergência das plântulas pode levar mais tempo, e, conseqüentemente, há uma exposição por mais tempo a patógenos de solo, facilitando seu ataque (Seger e Wiedemann, 2024). Por outro lado, todos os tratamentos com biofertilizante apresentaram desenvolvimento vegetal. O plantio de sementes com biofertilizantes pode proteger a germinação e o crescimento das sementes contra patógenos e condições de estresse, ao atuar como um biocontrole (Chaudhary *et al.*, 2022; Ethakoti *et al.*, 2022; Abioye *et al.*, 2023).

As concentrações de 75% e 45% mostraram-se mais eficientes em reduzir o tempo de emergência inicial aliado a uma maior taxa de germinação, enquanto as mais extremas (100% e 25%) resultaram em atrasos. Isso pode ser explicado pela quantidade desmedida de nutrientes, retardando a germinação e emergência das plantas, mostrando a inadequação dessas concentrações. Ao contrário do presente estudo, Barszcz *et al.* (2019) e Vaso *et al.* (2021) não constatarem diferença significativa com o uso de biofertilizantes na taxa de germinação e emergência de sementes de milho.

Tabela 12. Tempo de emergência e taxa de germinação dos diferentes tratamentos para cultivo.

| Concentração | Tempo médio de emergência (dias) | Taxa de germinação (%) |
|-------------------|----------------------------------|------------------------|
| Controle Positivo | - | - |
| Controle Negativo | - | - |
| 100%Bio | 9 | 17 |
| 75% Bio | 6 | 67 |
| 45% Bio | 6 | 50 |
| 25% Bio | 8 | 33 |

Fonte: Autor (2024).

Na Tabela 13 mais adiante estão apresentados os dados obtidos a partir da caracterização morfológica das plantas que se desenvolveram. Ao final do experimento, notou-se que a amostra que mais teve seu desenvolvimento desfavorável foi a cultivada com o biofertilizante puro. Morfologicamente, esta amostra apresentou crescimento limitado, com caule fino e raízes pouco desenvolvidas. A causa provável para esse resultado é a fitotoxicidade causada pela alta concentração do biofertilizante. Foi notado também que a parte superior do caule apresentou ressecamento, indicando algum estresse hídrico, provavelmente causado por dificuldades de respiração das raízes, relacionado à drenagem do solo argiloso e também o excesso de nutrientes.

Tabela 13. Resultados da análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey para as variáveis morfológicas das plantas estudadas.

| %Bio | NF | CF | AF | DC | CC | MCR | MSPA | MSR |
|----------------|----------------|--------------------|--------------------|---------------------|-------------------|--------------------|---------------------|---------------------|
| 100% | 5 ^A | 5,96 ^A | 22,35 ^A | 0,39 ^{A,B} | 4,30 ^A | 29,5 ^A | 0,1165 ^A | 0,1946 ^A |
| 75% | 6 ^A | 17,68 ^B | 79,15 ^A | 0,50 ^A | 7,51 ^B | 40,9 ^A | 0,6043 ^A | 0,3392 ^A |
| 45% | 5 ^A | 20,03 ^B | 73,50 ^A | 0,34 ^{A,B} | 6,40 ^B | 23,07 ^A | 0,6522 ^A | 0,3225 ^A |
| 25% | 4 ^A | 17,61 ^B | 52,84 ^A | 0,27 ^{A,B} | 6,48 ^B | 39,00 ^A | 0,3167 ^A | 0,3078 ^A |
| <i>p-value</i> | 0,1340 | 0,0048 | 0,0721 | 0,0291 | 0,0100 | 0,1105 | 0,1470 | 0,1172 |

NF=número de folhas (planta^{-1}); CF=comprimento foliar ($\text{cm}\cdot\text{planta}^{-1}$); AF=área foliar ($\text{cm}^2\cdot\text{planta}^{-1}$); DC=diâmetro caulinar ($\text{cm}\cdot\text{planta}^{-1}$); CC=comprimento caulinar ($\text{cm}\cdot\text{planta}^{-1}$); MCR=máximo comprimento radicular ($\text{cm}\cdot\text{planta}^{-1}$); MSR=matéria seca da raiz ($\text{g}\cdot\text{planta}^{-1}$); MSPA=matéria seca da parte aérea ($\text{g}\cdot\text{planta}^{-1}$). As médias seguidas por letras diferentes em cada coluna diferem significativamente pelo teste de Tukey ($p<0,05$).

Fonte: Autor (2025).

Agora para as amostras cultivadas com 75% de biofertilizante, os vegetais apresentaram

um crescimento visivelmente melhor em comparação aos demais tratamentos. As plantas exibiram caules mais robustos, folhas são mais numerosas e raízes mais ramificadas. No entanto, há também sinais de queimaduras nas bordas de suas folhas, o que pode ser indício de deficiência hídrica associada à terra usada. Estruturalmente, houveram também diferenças notáveis para as plantas de 45% de biofertilizante. Os caules das plantas desse tratamento são menos robustos e têm raízes menos ramificadas que as cultivadas com 75% de biofertilizante, porém, apresentam folhas mais longas e com coloração mais uniforme, com menos sinais de necrose nas bordas. Com relação às sementes germinadas com 25% de biofertilizante, as raízes apresentaram aspecto mais curto, com caule e folhas pouco desenvolvidas em comparação às concentrações de intermediárias.

Resultados semelhantes foram encontrados por Neto *et al.* (2016) após constatarem que a área foliar de plantas de milho apresentou um comportamento quadrático, atingindo valor máximo para uma concentração de 73,70% de biofertilizante, próximo aos 75% do presente estudo. Confirmando também a superioridade dessa variável sobre a utilização de soluções moderadas, Sousa *et al.* (2012) observaram uma diminuição da área foliar na medida em que as concentrações subiram acima de 23% de biofertilizante bovino. A mesma tendência sobre a redução de comprimento e número de folhas em vegetais de milho sob estresse salino foram registrados por Blanco *et al.* (2008) e em plantas de maracujazeiro por Mesquita *et al.* (2010).

Em seguida, é possível perceber os efeitos sobre a matéria seca de raízes (MSR) e a matéria seca da parte aérea — composta pelas folhas e caule — das plantas (MSPA). Para a MSR, é visto que o maior valor ($0,3392 \text{ g} \cdot \text{planta}^{-1}$) ocorre com o uso de 75% de biofertilizante, seguido de uma redução significativa em 100% ($0,1946 \text{ g} \cdot \text{planta}^{-1}$). A MSPA atinge seu máximo ($0,6522 \text{ g} \cdot \text{planta}^{-1}$) em 45% e diminui bruscamente para $0,1165 \text{ g} \cdot \text{planta}^{-1}$ em 100%.

Nascentes *et al.* (2019) também verificaram uma diferença significativa no comprimento de raiz em sementes de milho expostas a biofertilizantes derivados de matéria orgânica de aterro sanitário. Bezerra *et al.* (2017) constataram que o aumento da salinidade do fertilizante orgânico provocou um declínio na MSPA de beterrabas, chegando a perder mais da metade de plantas irrigadas com as maiores concentrações. Como as características do biofertilizante dependem de inúmeras variáveis no processo de biodigestão, alguns dados da literatura têm tendência contrária ao presente estudo. Bitencourt *et al.* (2020) descrevem o aumento MSPA de milho e feijão utilizando o biofertilizante bovino com uma concentração de 30% e Neto *et al.* (2016), constataram um incremento da massa seca de raiz e parte aérea de milho quando submetida às doses de biofertilizante puro derivado de esterco.

Apesar dos dados experimentais sugerirem que as variáveis analisadas na caracterização

do milho foram influenciadas pelas diluições de digestato, o resultado dos testes ANOVA e de Tukey (Tabela 13) indicam que nem todos os tratamentos tiveram efeitos significativos. Os parâmetros que não mostraram diferenças significativas ($p \geq 0,05$) foram: AF, NF, MCR, MSPA e MSR. Por outro lado, as características morfológicas CF, DC e CC apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$).

4.5. AVALIAÇÃO DE FERTILIDADE DO SOLO APÓS CULTIVO COM BIOFERTILIZANTE

A seguir, na Tabela 14, são apresentados os dados referentes à análise de nutrientes no solo antes dos tratamentos e, na Tabela 15, após os tratamentos, revelando uma influência positiva do biofertilizante nas propriedades químicas do solo.

Tabela 14. Caracterização química e física do solo antes do cultivo.

| Parâmetro | Valor |
|--|-------|
| pH | 6,04 |
| P ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) | 1,75 |
| $\text{H}^+ + \text{Al}^{+3}$ ($\text{cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$) | 3,72 |
| K^+ ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) | 6,70 |
| Al^{+3} ($\text{cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$) | 0,03 |
| Ca^{+2} ($\text{cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$) | 2,95 |
| Mg^{+2} ($\text{cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$) | 1,05 |

Fonte: Autor (2025).

Tabela 15. Teores médios de nutrientes no solo após o cultivo com diferentes tratamentos.

| Tratamento | pH | P | K^+ | Na^+ | $\text{H}^+ + \text{Al}^{+3}$ | Al^{+3} | Ca^{+2} | Mg^{+2} |
|----------------|-------------------|----------------------------------|-----------------------|--------------------|-------------------------------|------------------------------------|---------------------|-------------------|
| | | $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ | | | | $\text{cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$ | | |
| Controle P | 6,59 ^A | 3,63 ^A | 11,60 ^A | 0,006 ^A | 2,73 ^A | 0,00 ^A | 1,50 ^{A,B} | 1,50 ^A |
| Controle N | 7,30 ^A | 1,69 ^B | 1,16 ^D | 0,004 ^A | 1,98 ^A | 0,00 ^A | 1,40 ^B | 0,80 ^B |
| 100%Bio | 6,73 ^A | 1,79 ^B | 9,86 ^{A,B,C} | 0,019 ^A | 2,40 ^A | 0,00 ^A | 3,25 ^A | 0,95 ^B |
| 75%Bio | 6,75 ^A | 1,79 ^B | 11,08 ^{A,B} | 0,023 ^A | 2,15 ^A | 0,00 ^A | 2,80 ^{A,B} | 0,90 ^B |
| 45%Bio | 6,69 ^A | 1,76 ^B | 8,05 ^{A,C} | 0,014 ^A | 2,64 ^A | 0,00 ^A | 2,60 ^{A,B} | 0,85 ^B |
| 25%Bio | 6,72 ^A | 1,75 ^B | 7,23 ^C | 0,010 ^A | 3,06 ^A | 0,00 ^A | 2,85 ^{A,B} | 0,90 ^B |
| <i>p-value</i> | 0,1636 | <,0001 | 0,0001 | 0,0728 | 0,2037 | - | 0,0257 | 0,0005 |

Mesmas letras em cada coluna indicam tratamentos estatisticamente iguais.

Fonte: Autor (2025).

Após a caracterização das terras do cultivo, é percebido que os tratamentos com biofertilizante mantém um pH médio adequado (6,72), próximo ao do NPK (6,59), corrigindo

a acidez inicial do solo (6,04). Para que a maioria dos nutrientes minerais esteja disponível para as plantas, considera-se que um pH do solo em aproximadamente 6,5 é o ideal (Hartemink e Barrow, 2023). Isso demonstra que o biofertilizante ajuda a corrigir a acidez do solo, favorecendo a absorção de nutrientes pelas plantas. O pH do solo tratado com água é o mais alto (7,30), indicando que a irrigação isolada teve efeito alcalinizante.

Inicialmente, a terra possuía um baixo teor de fósforo (P) ($1,75 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), sendo o tratamento com NPK o que proporcionou a maior concentração desse elemento químico ao fim do cultivo ($3,63 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$). Tal constatação explica-se pelo fato de que os fertilizantes minerais são formulados para fornecer este nutriente de forma direta ao solo (Novais, 1999). As concentrações de digestato 100% e 75% elevaram o P para $1,79 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, indicando que, embora em menor magnitude que o NPK, o biofertilizante incrementou a disponibilidade do nutriente em comparação ao solo inicial e ao controle negativo ($1,69 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$). Isso pode estar relacionado com uma possível baixa na mineralização do digestato (Moreira e Siqueira, 2002). Acréscimos nos teores de P também foram verificados em estudos com biofertilizantes derivados da bovina e suinoculturas (Souza *et al.*, 2009; Maciel *et al.*, 2019).

Para o potássio (K^+), segundo nutriente mais requerido pelas plantas para seu desenvolvimento (Rosolem *et al.*, 2009), o controle positivo apresentou o maior teor final ($11,60 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), enquanto a diluição de 75% chegou a um valor próximo ($11,08 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$). Tal proximidade sugere que o digestato, quanto adequadamente diluído, pode suprir a demanda de K^+ no mesmo nível que adubos químicos, ainda com a vantagem de ter uma liberação mais gradual e, dessa maneira, reduzindo perda por lixiviação (Nobile, 2023). Já o controle negativo apresentou redução drástica de potássio ($1,16 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$). A elevação nas concentrações de K^+ também foi constatada no trabalho de Assis *et al.* (2016), até $82,00 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

Para o sódio (Na^+), ausente no solo inicial, todos os tratamentos registraram incrementos mínimos ($\leq 0,02 \text{ cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$). Por mais que o Na^+ não seja essencial às plantas, seu monitoramento é primordial para evitar processos de salinização (Di Meo *et al.*, 2003). Os resíduos alimentares, biomassa de origem do biofertilizante, geralmente contêm quantidades significativas de sódio, justificando o aumento desse íon após a aplicação do biofertilizante. Apesar do leve aumento, a baixa concentração não causa acúmulo prejudicial, evitando a salinidade em excesso. É importante observar que a composição do fertilizante químico utilizado no experimento não contém sódio, o que leva a crer que o aumento do teor desse elemento químico foi proveniente da água de irrigação utilizada, o que também justifica o aumento da concentração de sódio no tratamento negativo.

O parâmetro de acidez trocável ($\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$) foi melhorado. Inicialmente, o solo inicial

tinha um teor elevado de $3,72 \text{ cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$. Com a aplicação do biofertilizante, a acidez foi significativamente reduzida, atingindo $2,40 \text{ cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$ (100%) e $2,15 \text{ cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$ (75%), valores inferiores aos observados com o tratamento NPK ($2,73 \text{ cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$). Além disso, observou-se que todos os tratamentos eliminaram completamente os íons de Al^{3+} presentes no solo inicialmente ($0,03 \text{ cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$). Esse efeito é positivo, a presença de alumínio no solo pode dificultar o desenvolvimento das raízes e afetar a disponibilidade de outros nutrientes (Sobral *et al.*, 2015). Já a irrigação com água do controle negativo reduziu a acidez no maior nível ($1,98 \text{ cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$), provavelmente a seu pH mais alto. Nascimento (2010) e Dias *et al.* (2015) verificaram acréscimos dos teores de $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ em solos irrigados com biofertilizante e águas salinas, em sentido oposto aos resultados alcançados. Entretanto, convergindo com os valores da caracterização, outros dados da literatura sobre biofertilizantes também demonstram reduções na concentração de acidez trocável e teores de alumínio (Alves *et al.*, 2011; Cabral *et al.*, 2011).

Em relação ao cátion cálcio (Ca^{2+}), o biofertilizante proporcionou um teor máximo de $3,06 \text{ cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$, superiores aos do NPK ($1,50 \text{ cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$) e da irrigação com água ($1,40 \text{ cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$). Embora a superioridade frente aos demais tratamentos, a terra antes do cultivo apresentava maiores níveis de Ca^{2+} ($2,95 \text{ cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$). Rodrigues *et al.* (2008) também verificaram aumentos de cálcio com concentração em biofertilizante puro, semelhantemente ao presente estudo. Quanto ao magnésio (Mg^{2+}), o biofertilizante 100% manteve níveis semelhantes ao solo inicial e do controle negativo ($0,95 \text{ cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$, $1,05 \text{ cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$ e $0,80 \text{ cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$, nessa ordem). Já o adubo químico, obteve a maior disponibilidade dentre todas as culturas ($1,50 \text{ cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$). Contrariamente aos resultados obtidos, Costa *et al.* (2010) e Dias *et al.* (2015) observaram incrementos de magnésio no solo após a aplicação de fertilizantes orgânicos.

Uma das prováveis causas das reduções da quantidade média de Ca^{2+} e Mg^{2+} no tratamento com o digestato é a sua utilização pelas plantas durante o cultivo. A presença de Ca^{2+} e Mg^{2+} é fundamental para o desenvolvimento vegetal (Maciel *et al.*, 2019), sendo o cálcio importante para o crescimento radicular e o magnésio essencial para a fotossíntese, já que faz parte da molécula de clorofila. A depleção desses elementos também foi observada por Przygocka-Cyna *et al.* (2017), propondo que baixas taxas de biofertilizante aplicadas a vegetais podem levar à exaustão desses recursos do solo. Apesar disso, os níveis alcançados com o uso de digestato ainda são classificados como satisfatórios de acordo com Ribeiro *et al.* (1999).

Os resultados da ANOVA e do teste de Tukey demonstram que os tratamentos não influenciaram significativamente os teores de Na^+ e $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ ($p \geq 0,05$), indicando que essas

variáveis não foram afetadas pelo biofertilizante, nem pelo NPK e água. Em contraste, diferenças significativas ($p < 0,05$) foram observadas para Mg^{2+} , P, Ca^{2+} e K^+ .

4.6. ISOLAMENTO DOS MICRORGANISMOS DO RESÍDUO SÓLIDO DO BIODIGESTOR

4.6.1. Fixação de nitrogênio atmosférico pelos microrganismos isolados do resíduo sólido interno ao biodigestor

Após o período de incubação, observou-se que apenas uma das 21 placas de Petri manifestou crescimento de microrganismos, com meio NFB e diluição de 10^{-6} de resíduo sólido do biodigestor (RSB), com três colônias distintas (“A”, “B” e “C”). A alta diluição do resíduo sólido foi essencial para evitar a sobreposição de colônias. O aparecimento de microrganismos nesse meio confirma o potencial de fixação de nitrogênio dos isolados, tendo em vista que o meio de cultivo usado é totalmente livre desse elemento químico. As colônias apresentaram morfologia uniforme quanto ao tamanho (1–5 mm) e formato circular, porém, com distinções fenotípicas: a colônia “B” exibiu cor negra e textura seca, enquanto “A” e “C” mostraram coloração esbranquiçada e aspecto viscoso. As semelhanças entre essas duas últimas sugerem que possam ser microrganismos do mesmo tipo ou relacionados. Para fins de identificação, os microrganismos das colônias “A”, “B” e “C” foram designados como “IB1”, “NP2” e “NP3”, respectivamente.

Como o ambiente interno do biodigestor é predominantemente anaeróbico e o meio de cultivo foi realizado com a exposição de oxigênio, é provável que os microrganismos isolados sejam bactérias facultativas. Alguns dos gêneros desse tipo de bactéria presente na biodigestão anaeróbica são as *Pseudomonas*, *Stenotrophomonas* e *Aeromonas* (Duarte *et al.*, 2018). Esse tipo de microrganismo desempenha um papel importante na degradação de ácidos graxos de cadeia longa em reatores anaeróbicos (Baserba *et al.*, 2012; Duarte *et al.*, 2018) e seu envolvimento nas fases de hidrólise e acidogênese é amplamente reconhecido (Botheju e Bakke, 2011). Além disso, as bactérias facultativas protegem as estritamente anaeróbicas ao usar o oxigênio residual que pode adentrar no biodigestor (Kato *et al.*, 1997; Soares *et al.*, 2017).

Em continuidade, a baixa quantidade de colônias isoladas pode estar relacionada a dois fatores principais: (1) exposição do meio NFB ao ar atmosférico e (2) congelamento prévio do RSB antes da caracterização. Primeiramente, considerando que a comunidade microbiana de um biodigestor anaeróbico contém predominantemente microrganismos adaptados a ambientes com baixa concentração de oxigênio (Angelidaki *et al.*, 2011), sua exposição ao ar atmosférico durante o transporte e cultivo nas placas de Petri pode ter inibido o desenvolvimento das

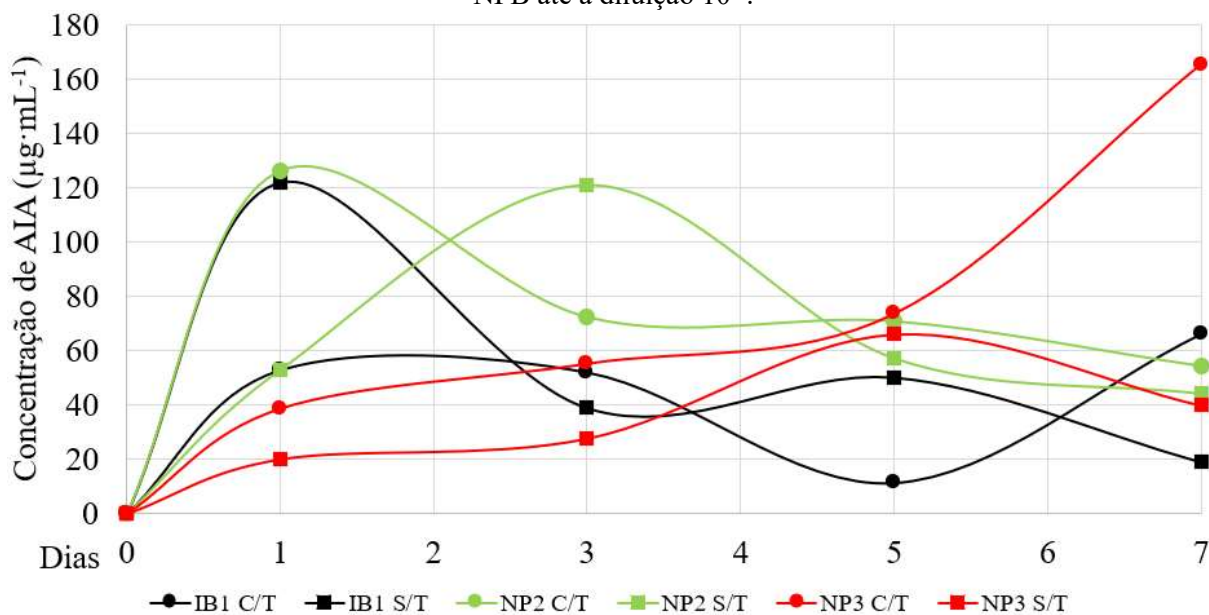
bactérias mais sensíveis ao oxigênio, levando a uma diminuição nas colônias formadas (Scola *et al.*, 2014). Em segundo lugar, o congelamento do RSB pode ter induzido o estresse celular em algumas das populações microbianas menos resistentes a variações ambientais. Esse fenômeno é reportado na literatura, no qual o armazenamento próximo de 0 °C tem uma grande influência na sobrevivência da biomassa microbiana (Anderson, 1987; Stenberg *et al.*, 1998) e danos também podem ser causados por cristais de gelo formados intracelularmente (MacLeod e Calcott, 1976).

A identificação de microrganismos diazotróficos no RSB constitui um achado relevante, embora ainda pouco explorado na literatura científica. Os estudos disponíveis se direcionam com maior proeminência para a caracterização das cepas responsáveis, especialmente, pela metanogênese e fertilidade do efluente líquido (digestato), havendo uma lacuna evidente quanto à bioprospecção de diazotróficos na massa residual da biodigestão. A presença desse tipo de microrganismo no RSB pode ser um fator crítico no processo de biodigestão, pois, caso a biomassa inicial tiver um alto teor de carbono, os fixadores de nitrogênio podem equilibrar a relação C/N ao introduzir nitrogênio no sistema além de incrementar a fertilidade do digestato.

4.6.2. Produção de ácido indol-3-acético (AIA) pelos microrganismos isolados do resíduo sólido interno ao biodigestor

Os testes de produção do ácido indol-3-acético (AIA) revelaram que todas as cepas isoladas produziram o fitohormônio, tanto no meio TBS com e sem complementação de TRP. Os eppendorfs apresentam coloração laranja e rósea intensas, indicando uma produção significativa de AIA, com algumas exceções para NP2 e IB1, onde alguns tubos com coloração mais clara. Os gráficos a seguir ilustram a produção de AIA pelos isolados, comparando os tratamentos com e sem complementação de TRP (Figura 15).

Figura 15. Produção média de ácido indol-3-acético (AIA) pelos microrganismos isolados em meio NFB até a diluição 10^{-6} .



Fonte: Autor (2024).

O microrganismo IB1 exibiu um pico de produção de AIA no primeiro dia de observação igual a $122,02 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ sem a quantidade adicional de TRP, valor aproximadamente 2,3 vezes superior ao observado com a complementação. Após o pico, ambos os tratamentos apresentaram declínio gradual, atingindo concentrações mínimas de $11,34 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ (com TRP) e $19,02 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ (sem TRP). A maior produção inicial de AIA sem adição de L-triptofano sugere que IB1 consegue produzir o ácido na ausência desse precursor através de rotas metabólicas alternativas, como já observado por Patten e Glick (2013). No entanto, a rápida diminuição de AIA indica uma limitação na manutenibilidade de sua produção. Possivelmente, isso se deve ao fato de que o meio de cultura TBS já possuía TRP em sua composição química, e, ao aumentar sua concentração, houve uma inibição da produção de AIA. Além disso, a queda pode indicar que algum outro metabólico está sendo produzido e inativando o ácido indol-3-acético.

O microrganismo NP2 também exibiu padrões distintos de produção de AIA. Quando o meio foi complementado, houve um pico máximo já no primeiro dia ($126,37 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$), seguido de uma queda acentuada ao terceiro ($72,49 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$) e quinto dia ($70,96 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$). Após isso, há uma estabilização relativa até o fim do experimento ($54,48 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$). Esse comportamento sugere uma rápida assimilação do TRP excedente para síntese de AIA. Por outro lado, a produção sem L-triptofano iniciou-se mais baixa ($53,05 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$), atingindo valores mais elevados apenas no terceiro dia ($121,04 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$), com subsequente redução repentina ($44,25 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$). É notório, também, que uma maior variação na produção de AIA ocorre sem a

complementação de TRP, ($76,79 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$) do que com sua adição ($71,89 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$). Essa diferença sugere que NP2 ativa vias metabólicas alternativas para sintetizar AIA, demandando mais tempo para a conversão de AIA ou de intermediários do metabolismo do triptofano, como sugerido por Spaepen *et al.* (2007).

Semelhantemente, NP3 teve comportamentos diferentes para cada caso. Há uma baixa concentração no primeiro dia de $38,74 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ (com TRP) e $20,09 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ (sem TRP). Até o quinto dia de observação, as curvas apresentam crescimento lento seguindo uma taxa praticamente constante. Sem a complementação de TRP houve um pico ($66,01 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ no dia 5), seguido por declínio acentuado ($39,85 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ no dia 7), padrão consistente com a depleção de TRP no meio (Idris *et al.*, 2007). Em contraste, a suplementação com TRP induziu um aumento exponencial, atingindo $165,43 \mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ no dia 7 (2,5 vezes superior quando comparado ao pico sem TRP). Essa resposta tardia sugere um acúmulo anterior de intermediários metabólicos (Spaepen e Vanderleyden, 2011). A diferença acumulada na produção reforça a eficiência do NP3 em utilizar o precursor, tornando seu uso mais interessante com exclusivamente o complemento.

Embora o perfil da produção de AIA *in vitro* sugira que IB1 e NP2 possam ser vantajosos para promoção inicial de crescimento vegetal – dada sua rápida síntese do fitormônio – e NP3 mais adequado para longo prazo – devido às concentrações elevadas ao final da observação – deve-se ressaltar que a produção no meio de cultivo pode não refletir seu verdadeiro desempenho *in vivo*, onde múltiplos fatores podem mudar seus comportamentos (Hoffman *et al.*, 2013).

Estudos prévios estão alinhados com a presente pesquisa quanto ao uso de TRP com microrganismos promotores de crescimento vegetal. Khalid *et al.* (2004) demonstraram que a síntese de AIA por rizobactérias aumenta proporcionalmente à concentração de TRP no meio. Ahmad *et al.* (2005) relataram que *Azotobacter* cultivadas em meios NFB com a adição de 2—5 $\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ de L-triptofano resultaram em mais elevados níveis de ácido indol-3-acético. Similarmente, Ahmed e Hasnain (2010) relatam que *Bacillus spp.* melhoram o crescimento de *Solanum tuberosum* ao aumentar as concentrações AIA com o precursor.

Vale salientar que provavelmente estes microrganismos estavam presentes no digestato usado na plantação do milho devido a sua dispersão no interior do biodigestor e que, dessa forma, podem ter colaborado para o melhor desempenho das plantas na presença do biofertilizante.

4.6.3. Teste de solubilização de fosfato pelos microrganismos isolados do resíduo sólido

interno ao biodigestor

Nos testes de solubilização de fosfato, não foi observado a formação de halos translúcidos ao redor das colônias, assinalando a ausência de solubilização de fosfato pelos microrganismos. Todavia, verificou-se um crescimento microbiano significativo em algumas das placas de Petri, além da mudança de coloração do meio de translúcido para uma tonalidade opaca esbranquiçada. Uma das placas com NaH_2PO_4 (5%) e isolado IB1 apresentou contaminação.

De forma contrária ao presente estudo, esse tipo de microrganismo já foi reportado na literatura presente em reatores anaeróbicos, cuja função é vital no ciclo do nutriente fósforo. Por exemplo, o *Bacillus subtilis* isolado de biodigestores mostrou ser capaz de solubilizar fosfato em condições termo-anaeróbicas (Hassimi *et al.*, 2013). Além disso, as microbiotas presentes em reatores anaeróbicos podem incluir bactérias do filo *Proteobacteria*, que desempenham um papel fundamental nos processos de armazenamento e dissolução do fosfato (Jeon *et al.*, 2003; Zhang *et al.*, 2021).

Apesar desses estudos, em sistemas como biodigestores, o fósforo tende a permanecer insolúvel ou associado a compostos orgânicos, sem pressão seletiva para a maior presença de solubilizadores de fosfato (Lynch e Brown, 2008), contribuindo para uma maior carência desse tipo de micróbio nos sistemas anaeróbicos. Por último, a ausência de solubilizadores de fosfato pode explicar o baixo teor de fósforo na terra após o uso do biofertilizante no cultivo de milho. Algumas cepas tem a importante função de mineralizar compostos de fósforo no digestato, potencializando sua biodisponibilidade (Zhan *et al.*, 2023; Li *et al.*, 2024).

5. CONCLUSÃO

Os resíduos alimentares provaram ser uma excelente matéria-prima para a biodigestão. Como demonstrado na análise imediata, seu alto teor de material volátil aliado ao baixo teor de cinzas (83,78% e 4,16%, respectivamente) favorecem uma decomposição rápida e eficiente, aumentando a quantidade de matéria orgânica disponível para os microrganismos. Além disso, seu elevado teor de carbono (45,80%) garante uma boa produção de metano, elevando o conteúdo energético do biogás. Seu adequado percentual de nitrogênio permite que a relação C/N (26,78:1) esteja próxima do valor ótimo para esse parâmetro. Por fim, o poder calorífico superior (19,25 MJ/kg) reflete a riqueza energética dos compostos orgânicos que formam os resíduos alimentares, que pode ser recuperada no biocombustível gerado.

O principal produto da biodigestão anaeróbica, o biogás, apresentou razoável teor de CH₄ (54,59%), moderado de CO₂ (29,26%) e valores elevados para N₂ (12,03%) e O₂ (4,12%). A concentração maior que a normal de oxigênio atual como limitante da produção de metano ao causar toxicidade às bactérias metanogênicas, estritamente anaeróbicas. Apesar disso, o teor de metano presente no biogás encontra-se no intervalo considerado adequado na literatura científica. A densidade absoluta obtida ligeiramente menor (1,08 kg/m³) também se deve ao efeito diluente de nitrogênio e oxigênio. Apesar de elevado, seu PCS (17,97 MJ/m³) figura no limite inferior dos intervalos de referência para essa propriedade do biocombustível, ocorrendo devido à interação negativa da fração de gases inertes no biogás. Por último, o fator de compressibilidade calculado ($Z=0,9978$) indica um comportamento próximo ao de um gás ideal que, aliada a uma menor emissão de carbono, mostra a possibilidade de intercambialidade entre o biogás e gases combustíveis como o gás natural e o liquefeito de petróleo.

O cultivo de milho apresentou melhores resultados com o uso de biofertilizante, com maior rapidez para a emergência (6 dias) e taxas de germinação elevadas para as concentrações intermediárias de 75% e 45% (67% e 50%, nessa ordem). Os vegetais dessas diluições apresentaram características mais robustas e desenvolvidas, ao passo que as concentrações mais extremas (100% e 25%) mostraram crescimento mais limitado. Em específico, a concentração de 75% teve a melhor performance entre todos os tratamentos. A terra usada no plantio teve influência direta nos sinais de estresse hídrico e queimaduras em todos os vegetais que emergiram. Além disso, a lixiviação da irrigação e ataque de patógenos foram fatores determinantes para a ausência de desenvolvimento nos controles negativo e positivo. Paralelamente, a caracterização morfológica das plantas comprovou a superioridade das concentrações moderadas, com melhores atributos foliares, caulinares, radiculares e de

biomassa seca. Os testes de ANOVA e Tukey ($p < 0,05$) mostraram que, efetivamente, o desenvolvimento foliar e comprimento de caule são influenciados pela concentração de digestato.

Em segunda instância, o biofertilizante apresentou alto potencial agronômico, devido ao teor de nitrogênio (9,86%), pH médio adequado (8,33) para correção da acidez do solo e nutrientes essenciais disponibilizados ao cultivo. Ainda, apresentou redução nas concentrações dos íons de $H^+ + Al^{3+}$ e elevação dos níveis de potássio, comparáveis aos do adubo químico NPK. No entanto, houveram limitações na mineralização de fósforo (valor médio igual a $1,77 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) e de magnésio (valor médio igual a $0,90 \text{ cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$).

Ao avaliar a bioprospecção no resíduo sólido do biodigestor, apenas três colônias foram isoladas, com elevada diluição (10^{-6}) em meio NFB, apontando seus potenciais diazotróficos. A baixa proliferação microbiana se deu, possivelmente, devido à exposição ao oxigênio atmosférico e ao congelamento prévio da amostra. Apesar de relevante, o resultado revelou uma lacuna na literatura sobre bioprospecção de diazotróficos em biomassas residuais em sistemas biodigestores. Tratando-se da síntese de ácido indol-3-acético, todos os microrganismos mostraram elevada produção, com concentrações observadas de até $165,43 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$ — complementado de L-triptofano — *in vitro* no TSB. Isso reforça o potencial de transformar a massa residual em inoculantes para a promoção de crescimento vegetal. No entanto, a análise microbiológica da massa residual revelou a ausência de microrganismos solubilizadores de fosfato, o que pode explicar a baixa eficiência na disponibilização deste nutriente no digestato gerado durante o processo de decomposição da matéria orgânica.

Sugestão para trabalhos futuros: (i) estudar métodos de purificação de biogás com filtros absorvedores de CO_2 , visando a elevação da concentração de metano e consequente aumento de seu poder calorífico bem como o desenvolvimento de testes de estanqueidade e vedação para controle da entrada de ar atmosférico em biodigestores de fluxo contínuo. (ii) Testar a codigestão de diferentes substratos, avaliando quais as melhores combinações de matérias orgânicas, objetivando a melhoria da biodegradabilidade e a produção do sistema. (iii) Estudar a suplementação de fertilizantes orgânicos para aumentar seus níveis de, sobretudo, fósforo e outros micronutrientes também essenciais para a promoção de crescimento vegetal como zinco, ferro e cobre em formas biodisponíveis. (iv) Averiguação do desempenho de diferentes concentrações de digestato, e formas de pré-tratamento como compostagem e filtragem. (v) Realizar um maior número de repetições no cultivo para maior robustez experimental e testar adubos NPK com diferentes composições. (vi) Realizar testes *in vitro* para *in vivo*, observando como o metabolismo microbiano interage com o meio de cultivo vegetal.

6. REFERÊNCIAS

ABIOYE, Oluwaseyi Matthew; OLASEHINDE, David Ayodeji; ABADUNMI, Taiwo. The role of biofertilizers in sustainable agriculture: An eco-friendly alternative to conventional chemical fertilizers. **Applied Science and Engineering Progress**, v. 17, n. 1, p. 6883-6883, 2024.

ABREMA. **Panorama de resíduos (2024)**. Disponível em: <https://static.pob.com.br/2024/12/>. Acesso em: 18 de mar. de 2025.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS. Gordura Animal É Opção de Baixo Carbono Para a Produção de Biodiesel. Disponível em: <https://agenciagov.ebc.com.br/noticias/202308/gordura-animal-e-opcao-de-baixo-carbono-para-a-producao-de-biodiesel>. Acesso em: 11 de set. de 2024.

AHMAD, F., AHMAD, I., & KHAN, M. S. Indole acetic acid production by the indigenous isolates of *Azotobacter* and fluorescent *Pseudomonas* in the presence and absence of tryptophan. **Turkish Journal of Biology**, v. 29, n. 1, p. 29-34, 2005.

AHMED, A.; HASNAIN, S. Auxin-producing *Bacillus* sp.: Auxin quantification and effect on the growth of *Solanum tuberosum*. **Pure and Applied Chemistry**, v. 82, n. 1, p. 313-319, 2010.

AJALA, E. O. et al. Sugarcane bagasse: a biomass sufficiently applied for improving global energy, environment and economic sustainability. **Bioresources and Bioprocessing**, v. 8, p. 1-25, 2021.

AJENG, Aaronn Avit et al. The effects of biofertilizers on growth, soil fertility, and nutrients uptake of oil palm (*Elaeis guineensis*) under greenhouse conditions. **Processes**, v. 8, n. 12, p. 1681, 2020.

ALVES, Elton Eduardo Novais et al. VI-265 - Atributos químicos de solos submetidos à aplicação de biofertilizante de torta de mamona. In: 26 **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 25-29 set. 2011, Porto Alegre: ABES, 2011.

ANAND, KUMAR et al. Phosphate solubilizing microbes: an effective and alternative approach as biofertilizers. **Int. J. Pharm. Pharm. Sci**, v. 8, n. 2, p. 37-40, 2016.

ANDERSON, J. P. E. Handling and storage of soils for pesticide experiments. In: SOMERVILLE, L.; GREAVES, M. P. (Eds.). **Pesticide effects on soil microflora**. London: Taylor and Francis, 1987. p. 45-60.

ANGELIDAKI, Irini et al. Biomethanation and its potential. In: **Methods in enzymology**. Academic Press, 2011. p. 327-351.

ANGELIDAKI, Irini; ELLEGAARD, Lars; AHRING, Birgitte Kier. Applications of the anaerobic digestion process. **Biomethanation** ii, p. 1-33, 2003.

ARAB, Golnaz; MCCARTNEY, Daryl. Benefits to decomposition rates when using digestate as compost co-feedstock: Part I-Focus on physicochemical parameters. **Waste Management**,

v. 68, p. 74-84, 2017.

ASSIS, B. dos P.; ASSIS, D. P.; GROSS, E. Influência de biofertilizante na produção da alface e em propriedades químicas de um Argissolo. **Agrotropica**, v. 28, n. 1, p. 47-54, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR 14903:2014: Gás natural — Determinação da composição química por cromatografia em fase gasosa. Rio de Janeiro, 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR 15213:2008: Gás natural e outros combustíveis gasosos - Cálculo do poder calorífico, densidade absoluta, densidade relativa e índice de Wobbe a partir da composição. Rio de Janeiro, 2008.

ASTM INTERNATIONAL. ASTM D1762-84: Standard test method for proximate analysis of the analysis of wood and bark. West Conshohocken, PA: **ASTM International**, 1984.

AWASTHI, Mukesh Kumar et al. Refining biomass residues for sustainable energy and bio-products: An assessment of technology, its importance, and strategic applications in circular bio-economy. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 127, p. 109876, 2020.

BACIOCCHI, R.; CARNEVALE, E.; COSTA, G.; GAVASCI, R.; LOMBARDI, L.; OLIVIERI, T.; ZINGARETTI, D. Performance of a biogas upgrading process based on alkali absorption with regeneration using air pollution control residues. **Waste Management**, v. 33, n. 12, p. 2694-2705, 2013.

BALAT, M.; BALAT, H. Biogas as a renewable energy source-a review. **Energy Sources, Part A**, v. 31, n. 14, p. 1280-1293, 2009.

BALOGUN, B. A. et al. Proximate Analysis and Bio-Digestion of Cattle Abdominal Waste for the Production of Organic Fertilizer. **European Journal of Environment and Earth Sciences**, v. 1, n. 6, 2020.

BANACH, Anna et al. Microbial community composition and methanogens' biodiversity during a temperature shift in a methane fermentation chamber. **Environmental Technology**, v. 40, n. 24, p. 3252-3263, 2018.

BANAGET, Cut Keumala; CHECK, Gholam Reza; WATSON, I. A. Torrefaction of plastics and food waste for biofuel production. In: IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. **IOP Publishing**, 2023. p. 012009.

BARRAGÁN, LA Prado et al. Fermentative production methods. In: Biotransformation of Agricultural Waste and By-Products. **Elsevier**, 2016. p. 189-217.

BARSZCZ, Leonardo Beltrão et al. Avaliação ecotoxicológica de efluentes tratados por alagados construídos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, p. 1147-1156, 2019.

BASERBA, Manel Garrido; ANGELIDAKI, Irini; KARAKASHEV, Dimitar. Effect of continuous oleate addition on microbial communities involved in anaerobic digestion process. **Bioresource technology**, v. 106, p. 74-81, 2012.

BEZERRA, Ana Carolina et al. Características agronômicas da beterraba em função da

irrigação com água salina e biofertilizante. In: Anais do Congresso Brasileiro de Agricultura Irrigada, 2017. Ponta Grossa: **Atena Editora**, 2017. p. 15. DOI: 10.22533/at.ed.9302017076. Disponível em: <https://atenaeditora.com.br/index.php/catalogo/post/caracteristicas-agronicas-da-beterraba-em-funcao-da-irrigacao-com-agua-salina-e-biofertilizante>. Acesso em: 26 fev. 2025.

BITENCOURT, G. A.; VASO, L. M.; GOMEZ, A. L. C.; SOUZA, T. T.; PRADEBON, B. S.; MONTANHEZ, B. E. Ecotoxicologia de biofertilizante bovino e ovino. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 16, n. 3, p. 96-107, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.17271/1980082716320202388>. Acesso em: 18 dez. 2024.

BLANCO, Flávio Favaro et al. Growth and yield of corn irrigated with saline water. **Scientia Agrícola**, v. 65, p. 574-580, 2008.

BORREL, Guillaume; ADAM, Panagiotis S.; GRIBALDO, Simonetta. Methanogenesis and the Wood-Ljungdahl pathway: an ancient, versatile, and fragile association. **Genome biology and evolution**, v. 8, n. 6, p. 1706-1711, 2016.

BOTHEJU, Deshai; BAKKE, Rune. Oxygen effects in anaerobic digestion—a review. **The Open Waste Management Journal**, [S.l.], v. 4, p. 1-19, 2011.

BRAND, Martha Andreia; GIESEL, Guilherme. Influência da secagem da biomassa na eficiência de caldeira de cogeração energética. **Energia na Agricultura**, v. 32, n. 2, p. 132-140, 2017.

BRASIL. Lei nº 11.284, de 2 de março de 2006. Dispõe sobre a gestão de florestas públicas e outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 3 mar. 2006.

BRAUN, Rudolf. Anaerobic digestion: a multi-faceted process for energy, environmental management and rural development. In: Improvement of crop plants for industrial end uses. **Dordrecht: Springer Netherlands**, 2007. p. 335-416.

BRUMATTI, Dayane Valentina; CHAVES, Gisele de Lorena Diniz; SIMAN, Renato Ribeiro. Barreiras que afetam a sustentabilidade financeira de sistemas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 16, p. e20230020, 2024.

BUDZIANOWSKI, Wojciech M.; WYLOCK, Christophe E.; MARCINIAK, Przemysław A. Power requirements of biogas upgrading by water scrubbing and biomethane compression: Comparative analysis of various plant configurations. **Energy conversion and management**, v. 141, p. 2-19, 2017.

BUFFIERE, Pierre et al. A comprehensive method for organic matter characterization in solid wastes in view of assessing their anaerobic biodegradability. **Water science and technology**, v. 58, n. 9, p. 1783-1788, 2008.

CABALLERO-MELLADO, Jesús. Microbiología agrícola e interacciones microbianas con plantas. **Revista latinoamericana de Microbiología**, v. 48, n. 2, p. 154-161, 2006.

CABRAL, Juarez R. et al. Impacto da água residuária de suinocultura no solo e na produção

de capim-elefante. **Revista Brasileira de engenharia agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 823-831, 2011.

CALBRY-MUZYKA, Adelaide et al. Biogas composition from agricultural sources and organic fraction of municipal solid waste. **Renewable Energy**, v. 181, p. 1000-1007, 2022.

CARVALHO, Ana Carolina de. Potencial energético da madeira de espécies florestais em área sob manejo sustentável, após corte raso, no Rio Grande do Norte. 2018. 55 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - **Universidade Federal do Rio Grande do Norte**, Natal, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufrn.br/handle/123456789/26580>. Acesso em: 20 mar. 2025.

CASALLAS-OJEDA, Miguel et al. Techniques for quantifying methane production potential in the anaerobic digestion process. **Waste and Biomass Valorization**, p. 1-18, 2021.

CATON, P. A.; CARR, M. A.; KIM, S. S.; BEAUTYMAN, M. J. Energy recovery from waste food by combustion or gasification with the potential for regenerative dehydration: a case study. **Energy Conversion and Management**, v. 51, n. 6, p. 1157-1169, 2010.

CAVALCANTE, L. P. S.; SILVA, M. M. P.; BARROS, K. N. N. O.; LIMA, V. L. A.; MAIA, H. J. L. **Análise comparativa da gestão de resíduos sólidos nas mesorregiões do estado da Paraíba**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 30., 2019, Natal. Anais. Rio de Janeiro: ABES, 2019.

CHAUDHARY, Parul et al. Overview of biofertilizers in crop production and stress management for sustainable agriculture. **Frontiers in Plant Science**, v. 13, p. 930340, 2022.

CHAVES, Diego H. S.; RODRIGUES, Filipe G.; MELO, Miguel V.; BIRCHAL, Viviane S.; CHARBEL, Andrea L. T. Análise de viabilidade da secagem de resíduos alimentares no forno micro-ondas para a obtenção de biomassa sólida. In: **XL Congresso Brasileiro de Sistemas Particulados – ENEMP 2022**, 2022, Uberlândia. Anais [...]. Uberlândia: ENEMP, 2022.

CHEN, Edward CM; CHEN, E. S. D. The electron capture detector and the study of reactions with thermal electrons. **John Wiley & Sons**, 2004.

CHRISTOPHER, Femina Carolin et al. A review on critical assessment of advanced bioreactor options for sustainable hydrogen production. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 46, n. 10, p. 7113-7136, 2021.

COSTA, Fabiana Xavier et al. Disponibilidade de nutrientes no solo em função de doses de matéria orgânica no plantio da mamona. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 5, n. 3, p. 29, 2010.

COSTANZO, Nicola di et al. Headspace micro-oxygenation as a strategy for efficient biogas desulfurization and biomethane generation in a centralized sewage sludge digestion plant. **Biomass and Bioenergy**, v. 183, p. 107151, 2024.

CREMONEZ, Paulo André et al. BIODIGESTÃO ANAERÓBIA NO TRATAMENTO DE RESÍDUOS LIGNOCELULÓSICOS¹. **Revista brasileira de energias renováveis**, v. 2, p. 21-35, 2013.

CRIPPA, Monica et al. Food systems are responsible for a third of global anthropogenic GHG emissions. **Nature food**, v. 2, n. 3, p. 198-209, 2021.

CZEKAŁA, Wojciech. Digestate as a source of nutrients: nitrogen and its fractions. **Water**, v. 14, n. 24, p. 4067, 2022.

DANIEL, Augustine Innalegwu et al. Biofertilizer: the future of food security and food safety. **Microorganisms**, v. 10, n. 6, p. 1220, 2022.

DE BARROS, BENJAMIM FERREIRA; GEDRA, RICARDO LUIS; BORELLI, REINALDO. Eficiência Energética-Técnicas de aproveitamento, gestão de recursos e fundamentos. **Saraiva Educação SA**, 2015.

DEGANI, Ana Luiza G.; CASS, Quezia B.; VIEIRA, Paulo C. Cromatografia um breve ensaio. **Química nova na escola**, v. 7, n. 1, 1998.

DENARI, Gabriela Bueno; CAVALHEIRO, Éder Tadeu Gomes. Princípios e aplicações de análise térmica. **São Carlos: IQSC**, p. 40, 2012.

DESOBGO, Steve CZ; NSO, Emmanuel J. Winemaking: Control, Bioreactor and Modelling of Process. In: **Winemaking**. CRC Press, 2021. p. 495-519.

DEUBLEIN, Dieter; STEINHAUSER, Angelika. Biogas from waste and renewable resources: an introduction. **John Wiley & Sons**, 2011.

DI MEO, Vincenzo et al. Availability of Potassium, Calcium, Magnesium, and Sodium in “Bulk” and “Rhizosphere” Soil of Field-Grown Corn Determined by Electro-ultrafiltration. **Journal of plant nutrition**, v. 26, n. 6, p. 1149-1168, 2003.

DIAS, Thiago Jardelino et al. Atributos químicos do solo irrigado com águas salinas e uso de mitigadores do estresse salino no maracujazeiro amarelo. **Revista Principia**, n. 27, p. 19-29, 2015.

DONG, Michael W. Modern HPLC for practicing scientists. **John Wiley & Sons**, 2006.

DRIESSEN, W.; YSPEERT, P. Anaerobic treatment of low, medium and high strength effluent in the agro-industry. **Water science and technology**, v. 40, n. 8, p. 221-228, 1999.

DUARTE, M. Salomé et al. Insight into the role of facultative bacteria stimulated by microaeration in continuous bioreactors converting LCFA to methane. **Environmental Science & Technology**, v. 52, n. 11, p. 6497-6507, 2018.

ECP. COMPOSIÇÃO DO AR E IMPUREZAS. Disponível em: <https://www.consultoriaambiental.com.br/pdf/pdf-13.pdf>. Acesso em: 26 de nov. de 2024.

EL-SAYED, Saad A.; MOSTAFA, M. E. Pyrolysis characteristics and kinetic parameters determination of biomass fuel powders by differential thermal gravimetric analysis (TGA/DTG). **Energy conversion and management**, v. 85, p. 165-172, 2014.

ELOY, Elder et al. Effect of chemical constituents on the energetic and physical properties of

wood from forestry species. **Ciência Rural**, v. 54, n. 7, p. e20230290, 2024.

ELOY, Elder et al. Effect of planting age and spacing on energy properties of *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden. **Revista Árvore**, v. 40, n. 4, p. 749-758, 2016.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação de solos. 5. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 356 p. ISBN 978-85-7035-800-4. **Disponível em:** <https://www.agroapi.cnptia.embrapa.br/portal/assets/docs/SiBCS-2018-ISBN-9788570358004.pdf>. Acesso em: 16 nov. 2024.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. Síntese do Balanço Energético Nacional 2024: ano base 2023. Rio de Janeiro: EPE, 2024. **Disponível em:** https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-819/topico-715/BEN_S%C3%ADntese_2024_PT.pdf. Acesso em: 19 mar. 2025.

EROL, Melike; HAYKIRI-ACMA, H.; KÜÇÜKBAYRAK, S. Calorific value estimation of biomass from their proximate analyses data. **Renewable energy**, v. 35, n. 1, p. 170-173, 2010.

ETHAKOTI, Reddikavitha; SUNDAR, Ranjitha Dhevi V.; ARUNACHALAM, Sathiavelu. Seed Fortification Using Biofertilizers and Non-Biological Agents. **ECS Transactions**, v. 107, n. 1, p. 11811, 2022.

EZEMAGU, I. G. et al. Biofertilizer production via composting of digestate obtained from anaerobic digestion of post biocoagulation sludge blended with sawdust: physiochemical characterization and kinetic study. **Environmental Challenges**, v. 5, p. 100288, 2021.

FAO. Plant nutrition management for sustainable agriculture. (**Technical Report n. 45**). Rome: FAO, 2019.

FELIZOLA, C. de S.; LEITE, VALDERI DUARTE; PRASAD, SHIVA. Estudo do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás. **Agropecuária Técnica**, v. 27, n. 1, p. 56-62, 2006.

FERNANDEZ, B. O. et al. Características mecânicas e energéticas de briquetes produzidos a partir de diferentes tipos de biomassa. **Revista Virtual de Química**, v. 9, n. 1, p. 29-38, 2017.

FERRAZZA, Suzete Rodrigues et al. Cultivo de alface americana com o uso de biofertilizantes sobre coberturas vegetais. **Ensaios e Ciência C Biológicas Agrárias e da Saúde**, v. 28, n. 1, p. 138-143, 2024.

FETZER, Silke; BAK, Friedhelm; CONRAD, Ralf. Sensitivity of methanogenic bacteria from paddy soil to oxygen and desiccation. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 12, n. 2, p. 107-115, 1993.

FILHO, Germano Nunes Silva; NARLOCH, Charles; SCHARF, Rosana. Solubilização de fosfatos naturais por microrganismos isolados de cultivos de *Pinus* e *Eucalyptus* de Santa Catarina. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 37, n. 6, p. 847-854, 2002.

FORTH JARDIM. Catálogo de Produtos. Disponível em:

<https://forthjardim.com.br/assets/downloads/catalogo-forth-jardim.pdf>. Acesso em: 23 mar. 2025.

FRANCISCO, Paulo Roberto Megna; SANTOS, Djail. Climatologia do Estado da Paraíba. 1. ed. Campina Grande: **EDUFCG**, 2017.

FRAZÃO, Liliane Franciole; VALADÃO, J. D. A. D.; CALEGARIO, Cristina Lelis Leal. Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU em Estudos da Área de Gestão: Uma Revisão das Abordagens Teóricas Utilizadas. In: **Anais do Congresso de Administração, sociedade e inovação-casi (evento on-line)**. from [https://www.even3.com.br/anais/14casi/462681-os-objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel-\(ods\)-da-onu-em-estudos-da-area-de-gestao%2d%2duma-revisao-das-abordagens](https://www.even3.com.br/anais/14casi/462681-os-objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel-(ods)-da-onu-em-estudos-da-area-de-gestao%2d%2duma-revisao-das-abordagens). 2022.

FRITSCH, Markus; HARTMEIER, Winfried; CHANG, Jo-Shu. Enhancing hydrogen production of *Clostridium butyricum* using a column reactor with square-structured ceramic fittings. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 33, n. 22, p. 6549-6557, 2008.

FU, Ming-Ming et al. Comparison of physicochemical properties of biochars and hydrochars produced from food wastes. **Journal of Cleaner Production**, v. 236, p. 117637, 2019.

GAMEIRO, Augusto Hauber. A abordagem do metabolismo industrial para análise da relação entre a água e a produção animal. **Produção animal e recursos hídricos**, p. 191, 2019.

GARCÍA, Roberto et al. Spanish biofuels heating value estimation. Part II: Proximate analysis data. **Fuel**, v. 117, p. 1139-1147, 2014.

GHIMIRE, Anish et al. Biohydrogen production from food waste by coupling semi-continuous dark-photofermentation and residue post-treatment to anaerobic digestion: a synergy for energy recovery. **International journal of hydrogen energy**, v. 40, n. 46, p. 16045-16055, 2015.

GODOI, Leandro Augusto Gouvêa de. Interferência da sulfetogênese na produção de metano a partir de águas residuárias ricas em carboidratos. 2014. Dissertação (Mestrado em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento) – **Universidade de São Paulo**, São Carlos, 2014.

GOLDEMBERG, José; PALETTA, Francisco Carlos. Energias renováveis. **Editora Blucher**, 2012.

GOMES, Rosilene Barros et al. Avaliação da influência temporal da temperatura na eliminação de ovos de helmintos durante a compostagem de resíduos sólidos orgânicos domiciliares. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 10, p. 464-478, 2021.

GOMEZ, Claudius Da Costa. Biogas as an energy option: an overview. **The biogas handbook**, p. 1-16, 2013.

GOVERE, Simbarashe; MADZIWA, Benard; MAHLATINI, Precious. The nutrient content of organic liquid fertilizers in Zimbabwe. **Hormones**, v. 17, p. 18, 2011.

GOYAL, Kamya et al. Kjeldahl method. **Advanced Techniques of Analytical Chemistry**, v. 1, n. 1, p. 105, 2022.

GRAVEL, Valerie; ANTOUN, Hani; TWEDDELL, Russell J. Growth stimulation and fruit yield improvement of greenhouse tomato plants by inoculation with *Pseudomonas putida* or *Trichoderma atroviride*: possible role of indole acetic acid (IAA). **Soil biology and Biochemistry**, v. 39, n. 8, p. 1968-1977, 2007.

GRIGATTI, Marco et al. Fertilizing potential and CO₂ emissions following the utilization of fresh and composted food-waste anaerobic digestates. **Science of the Total Environment**, v. 698, p. 134198, 2020.

GROUP, R. W, "Greenhouse gas emissions from palm oil production literature review and proposals from the RSPO working group on greenhouse gases," vol. 10, no. 1, Final Report, pp. 33–35, **Brinkmann Consultancy**, Hoevelaken, Netherlands, 2009.

GUIMARÃES, Daniel P.; SANS, Luís Marcelo A.; MORAES, A. V. de C. Estimativa da área foliar de cultivares de milho. In: **CONGRESSO NACIONAL DE MILHO E SORGO**, 24., 2002, Florianópolis. Meio ambiente e a nova agenda para o agronegócio de milho e sorgo: resumos expandidos. Sete Lagoas: ABMS; Embrapa Milho e Sorgo; Florianópolis: Epagri, 2002.

GUO, Shen et al. Transient oxygen exposure causes profound and lasting changes to a benzene-degrading methanogenic community. **Environmental Science & Technology**, v. 56, n. 18, p. 13036-13045, 2022.

HALL, David O. Biomass energy. **Energy policy**, v. 19, n. 8, p. 711-737, 1991.

HAMILTON, Douglas W. Anaerobic digestion of animal manures: Types of digesters. **Oklahoma Cooperative Extension Service**, 2010.

HARINDINTWALI, Jean Damascene; ZHOU, Jianli; YU, Xiaobin. Lignocellulosic crop residue composting by cellulolytic nitrogen-fixing bacteria: a novel tool for environmental sustainability. **Science of the total environment**, v. 715, p. 136912, 2020.

HARMAN, Gary E. Multifunctional fungal plant symbionts: new tools to enhance plant growth and productivity. **New Phytologist**, v. 189, n. 3, 2011.

HARTEMINK, Alfred E.; BARROW, N. J. Soil pH-nutrient relationships: the diagram. **Plant and Soil**, v. 486, n. 1, p. 209-215, 2023.

HASSIMI, Moussa S. et al. Moroccan rock phosphate solubilization during a thermo-anaerobic grassland waste biodegradation process. **African Journal of Biotechnology**, v. 12, n. 49, p. 6859-6865, 2013.

HENGVELD, Evert Jan et al. When does decentralized production of biogas and centralized upgrading and injection into the natural gas grid make sense?. **Biomass and Bioenergy**, v. 67, p. 363-371, 2014.

HENNE, Reny Aldo et al. Qualidade Energética De Biomassa Proveniente De Floresta Nativa Sob Manejo Sustentável. 2017.

HOME BIOGAS. Manual do proprietário. Versão 150721. BioMovement – Distribuidor exclusivo Home Biogas. [S.l.]: **Home Biogas**, 2021.

HORN, Marcus A. et al. Hydrogenotrophic methanogenesis by moderately acid-tolerant methanogens of a methane-emitting acidic peat. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 69, n. 1, p. 74-83, 2003.

HICKMANN, Felipe MW et al. Impact of lowering nitrogen content in pig manure through low crude protein diets on anaerobic digestion process stability, biogas yields, and digestate composition. **Science of The Total Environment**, v. 953, p. 175957, 2024.

HINDERSAH, R. et al. Chemical characteristics of organic-based liquid inoculant of *Bacillus* spp. In: IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. **IOP Publishing**, 2019. p. 012005.

HITES, Ronald A. Gas chromatography mass spectrometry. **Handbook of instrumental techniques for analytical chemistry**, v. 1, p. 609-625, 1997.

HOFFMAN, Michele T. et al. Endohyphal bacterium enhances production of indole-3-acetic acid by a foliar fungal endophyte. **PLoS One**, v. 8, n. 9, p. e73132, 2013.

HOLLER, F. J.; SKOOG, D. A.; NIEMAN, T. A. Princípios de Análise Instrumental. 5. ed. Porto Alegre: **Bookman**, 2002.

HOSSEINI, Seyed Ehsan; WAHID, Mazlan Abdul. Development of biogas combustion in combined heat and power generation. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 40, p. 868-875, 2014.

HOLM, Torkil. Aspects of the mechanism of the flame ionization detector. **Journal of Chromatography A**, v. 842, n. 1-2, p. 221-227, 1999.

IANNICELLI, André Luiz. Reaproveitamento energético do biogás de uma indústria cervejeira. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – **Universidade de Taubaté**, Taubaté, 2008.

IBÁ. O Setor - Panorama Brasileiro. Biomassa. Disponível em: <<https://iba.org/biomassa-2#:~:text=Um%20importante%20produto%20das%20florestas,de%20Gases%20do%20Efeito%20Estufa.>>. Acesso em: 24 de ago. 2024.

IDRIS, ElSorra E. et al. Tryptophan-dependent production of indole-3-acetic acid (IAA) affects level of plant growth promotion by *Bacillus amyloliquefaciens* FZB42. **Molecular plant-microbe interactions**, v. 20, n. 6, p. 619-626, 2007.

IGLESIAS, Raquel et al. Biogas from anaerobic digestion as an energy vector: Current upgrading development. **Energies**, v. 14, n. 10, p. 2742, 2021.

INOUE, K. R. A.; SOUZA, C. de F.; MATOS, A. T. de; SANTOS, N. T.; FERREIRA, W. P. M. Concentração de nutrientes em plantas de milho adubadas com biofertilizantes obtidos na digestão anaeróbia da manipueira. 2011. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/901202/concentracao-de->

nutrientes-em-plantas-de-milho-adubadas-com-biofertilizantes-obtidos-na-digestao-anaerobia-da-manipueira. Acesso em: 16 dez. 2024.

INSTITUTO ADOLFO LUTZ, I. A. L. Métodos físico-químicos para análise de alimentos. IV Edição, 1º Edição digital, 2008.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (IEA). World Energy Outlook 2024. Paris: IEA, 2024. **Disponível em:** <https://iea.blob.core.windows.net/assets/c036b390-ba9c-4132-870b-ffb455148b63/WorldEnergyOutlook2024.pdf>. Acesso em: 19 de mar. de 2024.

INTERNATIONAL UNION OF PURE AND APPLIED CHEMISTRY (IUPAC). **Compendium of Chemical Terminology**. 3. ed. [S.l.]: International Union of Pure and Applied Chemistry, 2006. Versão online 3.0.1, 2019. **Disponível em:** <https://doi.org/10.1351/goldbook.C01075>. Acesso em: 02 de set. de 2024.

ITELIMA, J. U. *et al.* Bio-fertilizers as key player in enhancing soil fertility and crop productivity: A review. **Direct Research Journal of Agriculture and Food Science**, v. 6, n. 12, p. 290-295, dez. 2018.

JAMISON, J., KHANAL, S. K., NGUYEN, N. H., & DEENIK, J. L. (2021). Assessing the effects of digestates and combinations of digestates and fertilizer on yield and nutrient use of Brassica juncea (Kai Choy). **Agronomy**, **11**(3), 509. <https://doi.org/10.3390/agronomy11030509>.

JEON, Che Ok; LEE, Dae Sung; PARK, Jong Moon. Microbial communities in activated sludge performing enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 37, n. 9, p. 2195-2205, 2003.

JESUS, Márcia Silva de et al. Caracterização energética de diferentes espécies de Eucalyptus. **Floresta**, v. 47, n. 1, p. 11-16, 2017.

JIN, Keda et al. Valorization of bio-fertilizer from anaerobic digestate through ammonia stripping process: A practical and sustainable approach towards circular economy. **Environmental Technology & Innovation**, v. 27, p. 102414, 2022.

JO, J. H.; KIM, S. S.; SHIM, J. W.; LEE, Y. E.; YOO, Y. S. Pyrolysis characteristics and kinetics of food wastes. **Energies**, v. 10, n. 8, p. 1191, 2017.

KADLIMATTI, H. M.; MOHAN, B. R.; SAIDUTTA, M. B. Bio-oil from microwave assisted pyrolysis of food waste-optimization using response surface methodology. **Biomass and Bioenergy**, v. 123, p. 25-33, 2019.

KAMAU, J. M. et al. Proximate analysis of fruits and vegetables wastes from Nairobi County, Kenya. **Research Journal of Food Science and Nutrition**, v. 5, n. 1, p. 9-15, 2020.

KARIM, Khursheed et al. Anaerobic digestion of animal waste: Waste strength versus impact of mixing. **Bioresource technology**, v. 96, n. 16, p. 1771-1781, 2005.

KARKI, Renisha et al. Anaerobic co-digestion: Current status and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 330, p. 125001, 2021.

KARP, Susan G. et al. Bioeconomy and biofuels: the case of sugarcane ethanol in Brazil. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, v. 15, n. 3, p. 899-912, 2021.

KATO, M. T.; FIELD, J. A.; LETTINGA, G. Anaerobe tolerance to oxygen and the potentials of anaerobic and aerobic cocultures for wastewater treatment. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 14, p. 395-407, 1997.

KAUR, Pinderpal; PUREWAL, Sukhvinder Singh. Biofertilizers and their role in sustainable agriculture. **Biofertilizers for sustainable agriculture and environment**, p. 285-300, 2019.

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ZAHIR, Z. A. Screening plant growth-promoting rhizobacteria for improving growth and yield of wheat. **Journal of Applied Microbiology**, v. 96, n. 3, p. 473-480, 2004.

KHANAL, Samir Kumar. Overview of anaerobic biotechnology. **Anaerobic biotechnology for bioenergy production: principles and applications**, p. 1-27, 2008.

KITSON, Fulton G.; LARSEN, Barbara S.; MCEWEN, Charles N. Gas chromatography and mass spectrometry: a practical guide. **Academic Press**, 1996.

KONDUSAMY, D.; KALAMDHAD, A. S. Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production - A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 2, n. 3, p. 1821-1830, 2014.

KOPPEJAN, Jaap; VAN LOO, Sjaak. **The handbook of biomass combustion and co-firing**. Routledge, 2012.

KUCEY, RMN204184. Increased phosphorus uptake by wheat and field beans inoculated with a phosphorus-solubilizing *Penicillium bilaji* strain and with vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 53, n. 12, p. 2699-2703, 1987.

KUCZMAN, Osvaldo 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. do. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. **Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves**, 2019. 209 p.

LAMOLINARA, Barbara et al. Anaerobic digestate management, environmental impacts, and techno-economic challenges. **Waste Management**, v. 140, p. 14-30, 2022.

LATIF, Muhammad Asif et al. Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters. **Water research**, v. 45, n. 16, p. 4683-4699, 2011.

LEVEAU, Johan HJ; LINDOW, Steven E. Utilization of the plant hormone indole-3-acetic acid for growth by *Pseudomonas putida* strain 1290. **Applied and environmental microbiology**, v. 71, n. 5, p. 2365-2371, 2005.

LI, Bowen et al. The effect of slow-release phosphate fertilizers from digestates on maize rhizosphere soil microbial community and nutrient cycling: Response and activation

mechanism. **Applied Soil Ecology**, v. 201, p. 105528, 2024.

LI, Zhengwei et al. High levels of ammonia nitrogen for biological biogas upgrading. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 45, n. 53, p. 28488-28498, 2020.

LÓPEZ, Marisol et al. Efecto de biofertilizantes bacterianos sobre el crecimiento de un cultivar de maíz en dos suelos contrastantes venezolanos. **Agronomía Tropical**, v. 58, n. 4, p. 391-401, 2008.

LUDINGTON, David. Calculating the heating value of biogas. **DLtech, Inc.**: New York, NY, USA, 2006.

LYNCH, Jonathan P.; BROWN, Kathleen M. Root strategies for phosphorus acquisition. In: **The ecophysiology of plant-phosphorus interactions**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2008. p. 83-116.

MABROUKI, Jamal et al. Intelligent monitoring system for biogas detection based on the Internet of Things: Mohammedia, Morocco city landfill case. **Big Data Mining and Analytics**, v. 4, n. 1, p. 10-17, 2021.

MACIEL, Alyne Martins et al. Aplicação de biofertilizante de bovinocultura leiteira em um planossolo. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 12, n. 1, p. 151-171, 2019.

MACLEOD, R. A.; CALCOTT, P. H. Cold shock and freezing damage to microbes. In: GRAY, T. R. G.; POSTGATE, J. R. (Eds.). **The Survival of Vegetative Microbes**. Cambridge: Cambridge University Press, 1976. p. 81-109.

MAGHANAKI, M. Mohammadi et al. Potential of biogas production in Iran. **Renewable and sustainable energy reviews**, v. 28, p. 702-714, 2013.

MANTILLA, Cecilia Lara; ZUMAQUÉ, Luis E. O.; BETANCUR, César A. H. Bacterias nativas con potencial en la producción de ácido indolacético para mejorar los pastos. **Zootecnia tropical**, v. 29, n. 2, p. 187-194, 2011.

MANU, M. K. et al. A review on nitrogen dynamics and mitigation strategies of food waste digestate composting. **Bioresource Technology**, v. 334, p. 125032, 2021.

MARQUES. Geração de energia elétrica: fundamentos. **Saraiva Educação SA**, 2012.

MELO, Leticia Rodrigues de et al. Methane Production from Sugarcane Vinasse Biodigestion: An Efficient Bioenergy and Environmental Solution for the State of São Paulo, Brazil. **Methane**, v. 3, n. 2, p. 314-330, 2024.

MELO, Raoni Xavier de; TEIXEIRA, Alysson Luiz Martins; GUERRA, Saulo Philippe Sebastião; BRUDER, Edson Marcelo; REZENDE, Marcos Antônio; GARCIA, Éder Aparecido. Variação na densidade na madeira por radiação gama em plantio de floresta energética. In: **CONGRESSO INTERNACIONAL DE BIOENERGIA**, 8., 2013, São Paulo. Anais [...]. São Paulo: [s.n.], 2013.

MESQUITA, F. O. et al. Produção de mudas de maracujazeiro amarelo em substrato com

biofertilizante bovino irrigado com águas salinas. **Revista Agropecuária Técnica**, v. 31, n. 02, p. 134-142, 2010.

MICHELLON, Ednaldo; SANTOS, Ana Aracelly Lima; RODRIGUES, Juliano Ricardo Alves. Breve descrição do Proálcool e perspectivas futuras para o etanol produzido no Brasil. In: **Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural**, 46., 2008, Rio Branco. Anais [...]. Rio Branco: SOBER, 2008. p. 1-16.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIAS. Biomassa: resíduos que são transformados em energia. Governo Federal. Disponível em: <<https://www.gov.br/mme/pt-br/assuntos/noticias/biomassa-residuos-que-sao-transformados-em-energia#:~:text=A%20biomassa%20representa%20cerca%20de,7%20GW%20de%20capacidade%20instalada>>. Acesso em: 12 de ago. de 2024.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIAS. Gordura animal é opção de baixo carbono para a produção de biodiesel. Disponível em: <https://www.gov.br/mme/pt-br/assuntos/noticias/gordura-animal-e-opcao-de-baixo-carbono-para-a-producao-de-biodiesel#:~:text=Como%20a%20gordura%20vira%20biocombust%C3%ADvel,animais%2C%20s%C3%A3o%20transformados%20em%20biodiesel>. Acesso em: 26 de ago. de 2024.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Relatório Nacional de Resíduos Sólidos 2019. Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos - SINIR. Disponível em: <https://relatorios.sinir.gov.br/relatorios/nacional/?ano=2020>. Acesso em: 19 mar. 2025.

MÖLLER, Kurt; SCHULTHEIß, Ute. Chemical characterization of commercial organic fertilizers. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 61, n. 7, p. 989-1012, 2015.

MOONSAMY, T. A. et al. Food waste: analysis of the complex and variable composition of a promising feedstock for valorisation. **Food and Bioproducts Processing**, 2024.

MOREIRA, F. M. S.; JO, SIQUEIRA. Transformações bioquímicas e ciclos dos elementos no solo. **Microbiologia e bioquímica do solo**, v. 2, p. 213-20, 2002.

MOURA, Johnson P. Estudo de casos das rotas tecnológicas para produção de biogás e da influência da composição química de dejetos de matrizes suínas na qualidade do biogás gerada por biodigestor. Título: Doutorado em Engenharia Mecânica-UFPE. Pernambuco, 2012.

MYSIOR, Marek; STEPIEŃ, Paweł; KOZIOŁEK, Sebastian. Modeling and experimental validation of compression and storage of raw biogas. **Processes**, v. 8, n. 12, p. 1556, 2020.

MUYLAERT, M. S.; SALA, J.; FREITAS, M. A. V. Consumo de energia e aquecimento do planeta: análise do mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL) do Protocolo de Quioto. **Case studies**. Rio de Janeiro: Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia (COPPE), 2000.

MYSIOR, Marek; STEPIEŃ, Paweł; KOZIOŁEK, Sebastian. Modeling and experimental validation of compression and storage of raw biogas. **Processes**, v. 8, n. 12, p. 1556, 2020.

NA, Seong-In et al. UBCG: up-to-date bacterial core gene set and pipeline for phylogenomic tree reconstruction. **Journal of Microbiology**, v. 56, p. 280-285, 2018.

NAIK, Satya Narayan et al. Production of first- and second-generation biofuels: a comprehensive review. **Renewable and sustainable energy reviews**, v. 14, n. 2, p. 578-597, 2010.

NASCENTES, Alexandre Lioi et al. Avaliação da toxicidade de lixiviado de aterro sanitário utilizando germinação de sementes de milho. **Revista de estudos ambientais**, v. 21, n. 2, p. 20-30, 2019.

NASCIMENTO, J. A. M. Respostas do maracujazeiro amarelo e do solo com biofertilizante irrigado com água de baixa e alta salinidade. 2010. 101 f. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) - Centro de Ciências Agrárias, **Universidade Federal da Paraíba**, Areia, 2010.

NASCIMENTO, Ronaldo Ferreira do; LIMA, Ari Clecius Alves de; BARBOSA, Pablo Gordiano Alexandre; SILVA, Vítor Paulo Andrade da. Cromatografia gasosa: aspectos teóricos e práticos. Fortaleza: **Imprensa Universitária**, 2018. 334 p.

NASERY, Vaibhav; RAO, A. Biogas for rural communities. Center for Technology Alternatives for Rural Areas, **Indian Institute of Technology Bombay**, 2011.

NETO, Manuel Rangel Borges; CARVALHO, Paulo Cesar Marques de. Geração de energia elétrica: fundamentos. 1. ed. São Paulo: **Editora Érica**, 2012. ISBN 978-85-365-0422-3.

NETO, Mario de Oliveira Reboucas et al. Crescimento Inicial do Milho Sob Diferentes Concentrações de Biofertilizante Bovino: Initial corn growth under different (bovine) biofertilizer dosages. **Cadernos Cajuína**, v. 1, n. 3, p. 4-14, 2016.

NEWPROV PRODUTOS PARA LABORATÓRIO LTDA. Instrução de uso: Caldo Tríptico de Soja (TSB). Revisão 02. Pinhais: NEWPROV Produtos para Laboratório Ltda., 2020. Disponível em: <https://cbsmed.com.br/wp-content/uploads/2022/11/010342.pdf>. Acesso em: 24 mar. 2025.

NG, Kok Siew; FAROOQ, Danial; YANG, Aidong. Global biorenewable development strategies for sustainable aviation fuel production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 150, p. 111502, 2021.

NIESSEN, Wilfried MA. Liquid chromatography-mass spectrometry. **CRC press**, 2006.

NOBILE, Fabio Olivieri de. Fertilizantes de liberação controlada beneficiam cultivo de trigo. **Revista Campo & Negócios**, 2023. Disponível em: <https://revistacampoenegocios.com.br/fertilizantes-de-liberacao-controlada-beneficiam-cultivo-de-trigo/>. Acesso em: 26 mar. 2025.

NOVAIS, Roberto Ferreira de. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. **Universidade Federal de Viçosa**, 1999.

NURGALIEV, Timur; MÜLLER, Joachim; KOSHELEV, Valery. Biogas potential of agriculture. **BioEnergy Research**, v. 15, n. 4, p. 2132-2144, 2022.

NWOKOLO, Nwabunwanne et al. Waste to energy: A focus on the impact of substrate type in biogas production. **Processes**, v. 8, n. 10, p. 1224, 2020.

OKAMURA, Layssa Aline. **Avaliação e melhoria do poder calorífico de biogás proveniente de resíduos sólidos urbanos**. 2013. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

OLIVEIRA, Helena Rodrigues et al. Biogas potential of biowaste: A case study in the state of Rio de Janeiro, Brazil. **Renewable Energy**, v. 221, p. 119751, 2024.

OLIVEIRA, Leticia Miguel Fontoura de; CARNEIRO, Ricardo. Políticas públicas e geração de energia através da biomassa dos resíduos sólidos no Brasil. **Energia na Agricultura**, v. 35, n. 3, p. 370-387, 2020.

OLUGBEMIDE, Akinola David; LIKOZAR, Blaž. Assessment of liquid and solid digestates from anaerobic digestion of rice husk as potential biofertilizer and nutrient source for microalgae cultivation. **Processes**, v. 10, n. 5, p. 1007, 2022.

OPATOKUN, S. A.; KAN, T.; AL SHOAIBI, A.; SRINIVASAKANNAN, C.; STREZOV, V. Characterization of food waste and its digestate as feedstock for thermochemical processing. **Energy & Fuels**, v. 30, n. 3, p. 1589-1597, 2016.

ÓRFÃO, J. J. M.; FIGUEIREDO, J. L. A simplified method for determination of lignocellulosic materials pyrolysis kinetics from isothermal thermogravimetric experiments. **Thermochimica acta**, v. 380, n. 1, p. 67-78, 2001.

OUADI, M.; BASHIR, M. A.; SPERANZA, L. G.; JAHANGIRI, H.; HORNUNG, A. Food and market waste - a pathway to sustainable fuels and waste valorization. **Energy & Fuels**, v. 33, n. 10, p. 9843-9850, 2019.

ÖZYUĞURAN, Ayşe; YAMAN, Serdar. Prediction of calorific value of biomass from proximate analysis. **Energy Procedia**, v. 107, p. 130-136, 2017.

PAHLA, G.; NTULI, F.; MUZENDA, E. Torrefaction of landfill food waste for possible application in biomass co-firing. **Waste management**, v. 71, p. 512-520, 2018.

PARIKH, Jigisha; CHANNIWALA, S. A.; GHOSAL, G. K. A correlation for calculating elemental composition from proximate analysis of biomass materials. **Fuel**, v. 86, n. 12-13, p. 1710-1719, 2007.

PARRA-OROBIO, Brayan Alexis et al. Physicochemical, microbiological characterization and phytotoxicity of digestates produced on single-stage and two-stage anaerobic digestion of food waste. **Sustainable Environment Research**, v. 31, p. 1-10, 2021.

PATTEN, Cheryl L.; GLICK, Bernard R. Role of *Pseudomonas putida* indoleacetic acid in development of the host plant root system. **Applied and environmental microbiology**, v. 68, n. 8, p. 3795-3801, 2002.

POUR, Fatemeh Hassan; MAKKAWI, Yassir Taha. A review of post-consumption food waste management and its potentials for biofuel production. **Energy Reports**, v. 7, p. 7759-7784, 2021.

PENG, Wei; PIVATO, Alberto. Sustainable management of digestate from the organic fraction of municipal solid waste and food waste under the concepts of back to earth alternatives and circular economy. **Waste and biomass valorization**, v. 10, n. 2, p. 465-481, 2019.

PENG, Xiaoxuan et al. Recycling municipal, agricultural and industrial waste into energy, fertilizers, food and construction materials, and economic feasibility: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 21, n. 2, p. 765-801, 2023.

PERALTA-YAHYA, Pamela P.; KEASLING, Jay D. Advanced biofuel production in microbes. **Biotechnology journal**, v. 5, n. 2, p. 147-162, 2010.

PEREIRA, J. C. D.; STURION, J. A.; HIGA, A. R.; HIGA, R. C. V.; SHIMIZU, J. Y. Características da madeira de algumas espécies de eucalipto plantadas no Brasil. Colombo: **Embrapa Florestas**, 2000. 113 p. (Embrapa Florestas. Documentos, 38). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/297469>. Acesso em: 20 mar. 2025.

PEREZ-SANZ, F. J. et al. First experimental comparison of calorific value measurements of real biogas with reference and field calorimeters subjected to different standard methods. **International journal of thermal sciences**, v. 135, p. 72-82, 2019.

PETROBRAS SA. Ficha de Informação de Segurança de Produto Químico - FISPQ. Disponível em: https://www.secure.com.br/uploads/fispqs/petrobras-distribuidora-s.a-glp_2002-03-18.pdf. Acesso em: 26 nov. de 2024.

PIN, Bruno Vasconcelos da Rosa et al. Energetic use of biogas from the anaerobic digestion of coffee wastewater in southern Minas Gerais, Brazil. **Renewable Energy**, v. 146, p. 2084-2094, 2020.

PONTE, Marcelo Rodrigues. Blendas de bagaço de cana-de-açúcar: caracterização das propriedades e investigação da viabilidade técnica. Trabalho de Conclusão de Curso, **UNILAB/CE**, Acarape, CE, Brasil, 2017.

POUDEL, Jeeban; OHM, Tae-In; OH, Sea Cheon. A study on torrefaction of food waste. **Fuel**, v. 140, p. 275-281, 2015.

PROTÁSIO, Thiago de Paula et al. Relação entre o poder calorífico superior e os componentes elementares e minerais da biomassa vegetal. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 31, n. 66, p. 113-113, 2011.

PRZYGOCKA-CYNA, Katarzyna; ANDRZEJEWSKA, Agnieszka; GRZEBISZ, Witold. Bio-fertilizers and Soil Health—An Approach Based on Balance of Elements in the Vegetable Cropping Sequence. In: *Renewable Energy Sources: Engineering, Technology, Innovation: ICORES 2017*. **Springer International Publishing**, 2018. p. 191-201.

RAJA, Nagappan. Biopesticides and biofertilizers: ecofriendly sources for sustainable agriculture. **J Biofertil Biopestici**, v. 4, n. 1, p. 1-2, 2013.

RANI, G. M. et al. Agro-waste to sustainable energy: A green strategy of converting agricultural waste to nano-enabled energy applications. **Science of The Total Environment**,

v. 875, p. 162667, 2023.

RASTRELLO, Fabio et al. Thermal conductivity detector for gas chromatography: Very wide gain range acquisition system and experimental measurements. **IEEE Transactions on Instrumentation and Measurement**, v. 62, n. 5, p. 974-981, 2013.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. V. H. Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação. Viçosa: **Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais**, 1999. 359p.

RIEGEL, Izabel et al. Análise termogravimétrica da pirólise da acácia-negra (*Acacia mearnsii* de Wild.) cultivada no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Árvore**, v. 32, p. 533-543, 2008.

RODRIGUES, L. N. Níveis de reposição da evapotranspiração da mamoneira irrigada com água residuária. 2008. 144 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, **Universidade Federal de Campina Grande**, Campina Grande, 2008.

ROSOLEM, C. A. et al. Potássio no solo em consequência da adubação sobre a palha de milho e chuva simulada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 6, p.1033-1040, 2006.

SAMORAJ, Mateusz et al. **The challenges and perspectives for anaerobic digestion of animal waste and fertilizer application of the digestate**. *Chemosphere*, v. 295, p. 133799, 2022.

SANTOS, A. C. V. dos. Biofertilizante líquido, o defensivo da natureza. Niterói: **Emater**, 1992.

SANTOS, Bruno Henrique Souza; MODERNO, Leonardo Gomes Sampaio. Geração de energia a partir de biogás proveniente de dejetos animais: estudo de caso em uma pequena propriedade rural. 2021.

SANTOS, Humberto Gonçalves dos et al. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília, DF: **Embrapa**, 2018., 2018.

SANTOS, Rosimeire Cavalcante dos et al. Análise termogravimétrica em clones de eucalipto como subsídio para a produção de carvão vegetal. **Cerne**, v. 18, p. 143-151, 2012.

SANTOS, Tânia; JÚNIOR, Jorge de Lucas; SILVA, Fábio M. da. Avaliação do desempenho de um aquecedor para aves adaptado para utilizar biogás como combustível. **Engenharia Agrícola**, v. 27, p. 658-664, 2007.

SCOLA, B.L. et al. Aerobic culture of anaerobic bacteria using antioxidants: a preliminary report. **European journal of clinical microbiology & infectious diseases**, v. 33, p. 1781-1783, 2014.

SCHÜTZ, Lukas et al. Improving crop yield and nutrient use efficiency via biofertilization—A global meta-analysis. **Frontiers in plant science**, v. 8, p. 2204, 2018.

SEADI, Teodorita al. Biogas handbook. **Esbjerg: Syddansk Universitet**, 2008.

SEGER, Eduarda; WIEDEMANN, Thaysla Vezaro. A importância da agricultura familiar para o desenvolvimento sustentável. Triblog, 2023. Disponível em: <https://www.3tentos.com.br/triblog/post/179>. Acesso em: 4 abr. 2025.

SERRANO, Antonio et al. Self-sustaining treatment as a novel alternative for the stabilization of anaerobic digestate. **Journal of Environmental Management**, v. 264, p. 110544, 2020.

SHIMADZU. What is HPLC (High Performance Liquid Chromatography)?. Disponível em: https://www.shimadzu.com/an/service-support/technical-support/analysis-basics/basic/what_is_hplc.html. Acesso em: 12 de nov. de 2024.

SHUKLA, Ram Kishore et al. Assessment of Feasibility for Biodigestion of Cattle Waste in Gwalior City, India. **Advances in Civil Engineering**, v. 2022, n. 1, p. 8675409, 2022.

SIHI, Debjani et al. Evaluation of soil health in organic vs. conventional farming of basmati rice in North India. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 180, n. 3, p. 389-406, 2017.

SILVA, Cinara Bernardo da et al. Manejo da irrigação na cultura da beterraba de mesa sob condições salinas em Alagoas. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 13, n. 2, p. 3285, 2019.

SILVA, D. A. et al. Propriedades da madeira de *Eucalyptus benthamii* para produção de energia. **Pesquisa Florestal Brasileira** 2015; 35 (84): 481-485.

SILVA, Diego Aleixo da. Novas metodologias de pesquisa para validar a importância do teor de materiais voláteis e de carbono fixo em materiais lignocelulósicos. 2023. Tese (Doutorado em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis) – **Universidade Federal de São Carlos**, Sorocaba, 2023.

SILVA, Maiara Adriano da. Quantificação, identificação e bioprospecção de fungos cultiváveis, de solo em recuperação, no semiárido pernambucano. Orientador: Profa. Dra. Virginia Medeiros de Siqueira. 2018. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) - **Universidade Federal Rural de Pernambuco**, Serra Talhada, PE, 2018. Disponível em: <https://repository.ufrpe.br> Acesso em: 31 jul 2022.

SLIPER, Nancy Jan. Energy Utilization and Conversion in Modern Biomass Conversion Technologies. **Journal of Computational Intelligence in Materials Science**, v. 2, p. 001-011, 2024.

SNYDER, Lloyd R.; KIRKLAND, Joseph J.; DOLAN, John W. Introduction to modern liquid chromatography. **John Wiley & Sons**, 2011.

SOARES, Caroline Monique Tietz; FEIDEN, Armin; TAVARES, Sidnei Gregorio. Fatores que influenciam o processo de digestão anaeróbia na produção de biogás. **Nativa**, v. 5, p. 522-528, 2017.

SOBRAL, Lafayette Franco; BARRETTO, Marcos Cabral de Vasconcellos; SILVA, Airon José da; ANJOS, Joézio Luiz dos. Guia prático para interpretação de resultados de análises de

solo. Aracaju: **Embrapa Tabuleiros Costeiros**, 2015.

SOUSA, Geocleber Gomes de et al. Crescimento inicial do milho sob diferentes concentrações de biofertilizante bovino irrigado com águas salinas. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, p. 237-245, 2012.

SOUSA, Sylvia Morais de et al. Tropical *Bacillus* strains inoculation enhances maize root surface area, dry weight, nutrient uptake and grain yield. **Journal of Plant Growth Regulation**, v. 40, n. 2, p. 867-877, 2021.

SOUZA, J. A. R. et al. Variação do nitrogênio e fósforo em solo fertirrigado com efluente do tratamento primário da água residuária da suinocultura. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 3, 2009.

SPAEPEN, Stijn; VANDERLEYDEN, Jos. Auxin and plant-microbe interactions. **Cold Spring Harbor perspectives in biology**, v. 3, n. 4, p. a001438, 2011.

SPAEPEN, Stijn; VANDERLEYDEN, Jos; REMANS, Roseline. Indole-3-acetic acid in microbial and microorganism-plant signaling. **FEMS microbiology reviews**, v. 31, n. 4, p. 425-448, 2007.

SRIVASTAVA, Rajiv Ranjan et al. Challenges, regulations, and case studies on sustainable management of industrial waste. **Minerals**, v. 13, n. 1, p. 51, 2022.

STENBERG, Bo et al. Microbial biomass and activities in soil as affected by frozen and cold storage. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, n. 3, p. 393-402, 1998.

STEVENSON, F. J. Nitrogen in agricultural soils. Madison: **American Society of Agronomy**, 1982. 940 p. (Agronomy Monograph, n. 22).

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MOLLER, I. M.; MURPHY, A. Fisiologia e desenvolvimento vegetal. 6. ed. Porto Alegre: **Artmed**, 2017. 888 p.

TAMPIO, Elina; MARTTINEN, Sanna; RINTALA, Jukka. Liquid fertilizer products from anaerobic digestion of food waste: mass, nutrient and energy balance of four digestate liquid treatment systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 125, p. 22-32, 2016.

TANAKA, M.; OZAKI, H.; ANDO, A.; KAMBARA, S.; MORITOMI, H. Basic characteristics of food waste and food ash on steam gasification. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 47, n. 7, p. 2414-2419, 2008.

TRÁVNÍČEK, Petr; VÍTĚZ, Tomáš; KOUTNÝ, Tomáš. The equation of State of Biogas. **Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis**, 2017.

TEIXEIRA, Paulo César; DONAGEMMA, Guilherme Kangussu; FONTANA, Ademir; TEIXEIRA, Wenceslau Geraldes (ed.). **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

THAPA, Sandesh; RAI, Neha; LIMBU, Anka Kumari; JOSHI, Aparna. Impact of *Trichoderma* sp. in agriculture: a mini-review. **Journal of Agricultural Science and Food**

Research, v. 9, n. 7, 2020.

TORIBIO, Lessly K. Palacios; CASTRO, Gabriela Obregón; VALVERDE, Jhonny Wilfredo. Calorific value of biogas obtained by cavia porcellus biomass. **CHEMICAL ENGINEERING**, v. 80, 2020.

UJAH, I. I. et al. Isolation and Biochemical Characterization of Phosphate Solubilizing Bacteria used in Biofertilizer. **EC Pharmacology and Toxicology**, v. 10, p. 15-25, 2022.

UNEP - Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. Emissões de metano estão impulsionando mudança climática: veja como reduzir esse gás de efeito estufa. 2021. Disponível em: <https://www.unep.org/pt-br/noticias-e-reportagens/reportagem/emissoes-de-metano-estao-impulsionando-mudanca-climatica-veja>. Acesso em: 11 fev. 2025.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. Biodigestores. São Paulo: **USP**, 2013, 28 p.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA. Instituto de Ciências Agrárias. Fertilidade do solo e nutrição de plantas. Uberlândia: **UFU**, 2024. 12 p. Disponível em: https://iciag.ufu.br/system/files/conteudo/fertilidade_do_solo_e_nutricao_de_plantas.pdf. Acesso em: 23 mar. 2025.

VALDÉS, Freddy et al. Micro-oxygenation in upflow anaerobic sludge bed (UASB) reactors using a silicon membrane for sulfide oxidation. **Polymers**, v. 12, n. 9, p. 1990, 2020.

VASO, Larissa Maria et al. Avaliação da germinação de milho e feijão sob efeito de biofertilizantes. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 8, n. 18, p. 371-380, 2021.

WANG, Quanliang et al. Biogas generation from biomass as a cleaner alternative towards a circular bioeconomy: Artificial intelligence, challenges, and future insights. **Fuel**, v. 333, p. 126456, 2023.

WANG, Yi-Fei et al. The ecological clusters of soil organisms drive the ecosystem multifunctionality under long-term fertilization. **Environment International**, v. 161, p. 107133, 2022.

WANG, Xiaomeng et al. Improving solid-liquid separation performance of anaerobic digestate from food waste by thermally activated persulfate oxidation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 398, p. 122989, 2020.

YENIGÜN, Orhan; DEMIREL, Burak. Ammonia inhibition in anaerobic digestion: a review. **Process biochemistry**, v. 48, n. 5-6, p. 901-911, 2013.

YU, Yang et al. Comprehensive insights into the organic fractions on solid-liquid separation performance of anaerobic digestates from food waste. **Science of The Total Environment**, v. 800, p. 149608, 2021.

ZANK, João Carlos Christmann et al. As características do biogás e avaliação de substituição de combustíveis. **Exacta**, v. 18, n. 3, p. 502-516, 2020.

ZANTA, Viviana Maria; FERREIRA, Cynthia Fantoni Alves. Gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos. AB de Castilho Júnior (Coordenador), Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. São Carlos, SP: **Rima Artes e Textos**, 2003.

ZENNARO, Bastien et al. Agronomic characterization of anaerobic digestates with near-infrared spectroscopy. **Journal of Environmental Management**, v. 317, p. 115393, 2022.

ZHAN, Yabin et al. Co-inoculation of phosphate-solubilizing bacteria and phosphate accumulating bacteria in phosphorus-enriched composting regulates phosphorus transformation by facilitating polyphosphate formation. **Bioresource Technology**, v. 390, p. 129870, 2023.

ZHANG, Dong-Mei et al. Performance and microbial community dynamics in anaerobic continuously stirred tank reactor and sequencing batch reactor (CSTR-SBR) coupled with magnesium-ammonium-phosphate (MAP)-precipitation for treating swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 320, p. 124336, 2021.

ZHANG, Lei; LEE, Yong-Woo; JAHNG, Deokjin. Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: focusing on the role of trace elements. **Bioresource technology**, v. 102, n. 8, p. 5048-5059, 2011.

ZHANG, Libing; BUTLER, Terri L.; YANG, Bin. Recent trends, opportunities and challenges of sustainable aviation fuel. **Green energy to sustainability: strategies for global industries**, p. 85-110, 2020.

ZHANG, R., EL-MASHAD, H. M., HARTMAN, K., WANG, F., LIU, G., CHOATE, C., & GAMBLE, P. (2007). Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. **Bioresource technology**, 98(4), 929-935.