



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
FACULDADE DE TECNOLOGIA - FT



LUCIANE DE OLIVEIRA LEITE SANTOS

GERAÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DA  
DIETA DE CULTIVO DE INSETOS.

BIOGAS GENERATION FROM ANAEROBIC DIGESTION OF RESIDUES FROM THE  
INSECT CULTIVATION DIET.

LIMEIRA

2021

LUCIANE DE OLIVEIRA LEITE SANTOS

GERAÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DA  
DIETA DE CULTIVO DE INSETOS.

Dissertação apresentada ao programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental da Faculdade de Tecnologia da Unicamp como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestra em Tecnologia na área de Ambiente.

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Marta S. G. Pires

Coorientador: Prof. Dr. Dagoberto Yukio Okada

Este trabalho corresponde à versão final da dissertação defendida pela aluna Luciane de Oliveira Leite Santos, orientada pela profa. Dra. Marta Siviero Guilherme Pires e coorientada pelo prof Dr. Dagoberto Yukio Okada.

LIMEIRA

2021

## FICHA CATALOGRÁFICA

Universidade Estadual de Campinas  
Biblioteca da Faculdade de Tecnologia  
Felipe de Souza Bueno - CRB 8/8577

Sa59g Santos, Luciane de Oliveira Leite, 1991-  
Geração de biogás a partir da digestão anaeróbia de resíduos da dieta de cultivo de insetos / Luciane de Oliveira Leite Santos. – Limeira, SP : [s.n.], 2021.

Orientador: Marta Siviero Guimerme Pires.  
Coorientador: Dagoberto Yukio Okada.  
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Tecnologia.

1. Biogás. 2. Digestão anaeróbia. 3. Metano. I. Pires, Marta Siviero Guilherme, 1969-. II. Okada, Dagoberto Yukio, 1980-. III. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Tecnologia. IV. Título.

### Informações para Biblioteca Digital

**Título em outro idioma:** Biogas generation from anaerobic digestion of residues from the insect cultivation diet

**Palavras-chave em inglês:**

Biogas

Anaerobic digestion

Methane

**Área de concentração:** Ambiente

**Titulação:** Mestra em Tecnologia

**Banca examinadora:**

Marta Siviero Guilherme Pires

Ariovaldo José da Silva

Iolanda Cristina Silveira Duarte

**Data de defesa:** 30-11-2021

**Programa de Pós-Graduação:** Tecnologia

**Identificação e informações acadêmicas do(a) aluno(a)**

- ORCID do autor: <https://orcid.org/0000-0003-2926-8193>

- Currículo Lattes do autor: <http://lattes.cnpq.br/8360160917868256>

## **FOLHA DE APROVAÇÃO**

Abaixo se apresentam os membros da comissão julgadora da sessão pública de defesa de dissertação para o Título de Mestra em Tecnologia na área de concentração de Ambiente, a que submeteu a aluna Luciane de Oliveira Leite Santos, em 30 de novembro de 2021 na Faculdade de Tecnologia- FT/ UNICAMP, em Limeira/SP.

**Prof. (a). Dr (a) Marta Siviero Guilherme Pires**

Presidente da Comissão Julgadora

**Prof. Dr. Ariovaldo José da Silva**

Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas

**Prof (a). Dr (a). Iolanda Cristina Silveira Duarte**

Universidade Federal de São Carlos – Campus Sorocaba

Ata da defesa, assinada pelos membros da Comissão Examinadora, consta no SIGA/Sistema de Fluxo de Dissertação/Tese e na Secretaria de Pós Graduação da FT.

## DEDICATÓRIA

Dedico esta dissertação à minha família  
pelo apoio em todas as horas.  
Em especial aos meus pais e  
às minhas irmãs.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à Professora Dra. Marta Siviero Guilherme Pires pela oportunidade, incentivo e orientação. Ajudou-me em muitos momentos aconselhando e também sendo compreensiva em momentos difíceis incluindo a pandemia.

Ao Professor Dr. Dagoberto Yukio Okada pela coorientação, ajudando nas dúvidas tanto de laboratório como nos dados do trabalho.

Ao técnico do laboratório físico-químico, LABFISQ, Geraldo Dragoni Sobrinho e ao técnico do laboratório de microbiologia Gilberto de Almeida por toda a assistência durante os testes.

Aos meus pais, Roseli e Lúcio por me incentivarem a caminhar em direção dos meus sonhos e darem todo o apoio e suporte da melhor maneira. Às minhas irmãs, Rosane, por compartilhar experiências e conselhos, Lidiane, por me encorajar em muitos momentos. Aos meus cunhados, Samuel e Rafael, sobrinhos, Ravi e André, pela alegria de suas companhias.

A todos os familiares e amigos que estiveram próximos dando apoio e conforto nessa jornada. Muito obrigada a todos vocês!

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

## RESUMO

O crescimento exponencial da geração de resíduos sólidos tem se tornado um fator preocupante em todo o mundo, pois os mesmos causam impactos negativos à fauna, flora e à saúde pública quando dispostos de forma inadequada. Desta forma, devem ser buscadas alternativas de tratamento, para minimizar os impactos negativos no meio ambiente e a saúde da população. O processo de digestão anaeróbia é uma alternativa de tratamento, com geração do biogás que pode ser reaproveitado para fins energéticos, reduzindo também a massa dos resíduos. Diante disso, esse trabalho teve como objetivo reaproveitar resíduos orgânicos, gerados a partir de dietas do cultivo de organismos para manejo integrado de pragas, por meio da digestão anaeróbia para a produção de biogás. Para tanto foi quantificada a geração do biogás e o potencial de geração de metano, utilizando a AME – atividade metanogênica específica. Os testes foram realizados em escala de bancada. Os valores do teste de AME encontrados na primeira etapa variaram entre 0,025 e 0,180 gDQO CH<sub>4</sub>/gSSV.d e 90,64% de degradabilidade do substrato. Para a segunda etapa os valores ficaram entre 0,004 e 0,041 gDQO CH<sub>4</sub>/gSSV.d e degradabilidade máxima do resíduo foi de 65,75%. Por meio aplicativo Online Biogas App, foi quantificado o volume teórico de metano gerado nas CNTP com 100% de degradação do substrato (L CH<sub>4</sub>) que foi de 0,786L na primeira etapa e de 0,943L na segunda etapa. Os volumes de metano gerado nos testes foram de 0,789L e 0,804L na primeira etapa e na segunda etapa 0,700L e 0,482L. Desta forma conclui-se que este resíduo apresenta potencial para geração de biogás e a produção de metano foi dentro do esperado na literatura, bem como a degradabilidade que ficou entre 60 e 90%.

## ABSTRACT

The exponential growth of solid waste generation has become a worrying factor around the world, as they cause negative impacts on fauna, flora and public health when improperly disposed. Thus, treatment alternatives must be sought to minimize the negative impacts on the environment and the health of the population. The anaerobic digestion process is an alternative treatment, generating biogas that can be reused for energy purposes, also reducing the mass of waste. Therefore, this work aimed to reuse organic waste, generated from diets from the cultivation of organisms for integrated pest management, through anaerobic digestion for the production of biogas. For that, the biogas generation and the methane generation potential were quantified, using the AME – specific methanogenic activity. The tests were performed on a bench scale. The AME test values found in the first step varied between 0.025 and 0.180 gCOD CH<sub>4</sub>/gSSV.d and 90.64% of substrate degradability. For the second stage, the values were between 0.004 and 0.041 gCOD CH<sub>4</sub>/gSSV.d and maximum degradability of the residue was 65.75%. Using the Online Biogas App, the theoretical volume of methane generated in STP with 100% substrate degradation (L CH<sub>4</sub>) was quantified, which was 0.786L in the first stage and 0.943L in the second stage. The volumes of methane generated in the tests were 0.789L and 0.804L in the first stage and 0.700L and 0.482L in the second stage. Thus, it is concluded that this residue has the potential to generate biogas and the methane production was within the expected in the literature, as well as the degradability that was between 60 and 90%.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Etapas metabólicas da digestão anaeróbia.....	21
Figura 2: Kit de Análise de biogás da Embrapa.....	37
Figura 3: Cartela colorimétrica para determinação de gás sulfídrico (H <sub>2</sub> S).....	38
Figura 4: Cartela para determinação de amônia (NH <sub>3</sub> ).....	39
Figura 5: Resíduo orgânico da dieta A.....	39
Figura 6: Resíduo triturado.....	40
Figura 7: Biodigestores preparados e inseridos em banho maria.....	40
Figura 8: Biogás produzido após 24 h.....	41
Figura 9: Aparato experimental para lavagem do biogás e medição do volume de metano produzido.....	43
Figura 10: Aparato do teste de AME.....	44
Figura 11: Produção de Biogás a partir do resíduo da dieta A – Primeira etapa (2020).....	51
Figura 12: Produção de Biogás a partir do resíduo da dieta A – Segunda etapa (2021).....	54

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Resumo de pesquisas com alguns valores de inibição de metanogênese por amônia.....	26
Tabela 2: Concentrações de antibióticos que resultaram em 50% (IC <sub>50</sub> /EC <sub>50</sub> ) de inibição das comunidades microbianas no processo de DA.....	29
Tabela 3: Características de testes de AME e BMP.....	32
Tabela 4: Caracterização das quatro amostras de dietas.....	47
Tabela 5: Resultados da composição do biogás (qualitativo).....	47
Tabela 6: Parâmetros físico-químicos do inóculo e resíduo – Primeira etapa.....	48
Tabela 7: Parâmetros físico-químicos do inóculo e resíduo – Segunda etapa.....	48
Tabela 8: Resultados de DQO e Nitrogênio de partida e final das etapas 1 e 2.....	49
Tabela 9 – Dados de pH no início do experimento e na realimentação do sistema – Primeira Etapa.....	51
Tabela 10: AME – primeira etapa (2021).....	53
Tabela 11: Comparativo volume teórico de metano nas CNTP e volume gerado na primeira etapa.....	53
Tabela 12 – Dados de pH no início do experimento e na realimentação do sistema – Segunda Etapa.....	54
Tabela 13: AME – segunda etapa (2021).....	55
Tabela 14: Comparativo volume teórico de metano nas CNTP e volume gerado na segunda etapa.....	55

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Composição das dietas de cultivo dos organismos.....	35
Quadro 2: Metodologias para análises físico-químicas.....	36
Quadro 3: Soluções de nutrientes.....	42

## SUMÁRIO

<b>1. Introdução.....</b>	<b>13</b>
<b>2. Objetivos.....</b>	<b>15</b>
2.1 Objetivo principal .....	15
2.2 Objetivos específicos .....	15
<b>3. Revisão Bibliográfica.....</b>	<b>16</b>
3.1 A problemática dos resíduos e a digestão anaeróbia como alternativa para tratamento e produção de biogás .....	16
3.2 Os benefícios da tecnologia alternativa do biogás .....	18
3.3 Digestão anaeróbia - Fundamentos .....	20
3.3.1 Fatores influenciadores e inibidores da digestão anaeróbia .....	22
3.4 Atividade Metanogênica Específica – AME.....	31
<b>4. Materiais e Métodos.....</b>	<b>35</b>
4.1 Materiais .....	35
4.1.1 Substrato orgânico .....	35
4.1.2. Inóculo .....	36
4.2 Métodos.....	36
4.2.1 Caracterização físico-química do resíduo e inóculo .....	36
4.2.2 Etapa 1 – Análise do resíduo com potencial para geração de biogás .....	36
4.3 Teste de Atividade Metanogênica Específica - AME.....	42
4.3.1 Preparo do substrato (Dieta A): .....	43
4.3.2 Preparo do lodo - inóculo .....	43
4.3.3 Preparo das amostras nos reatores .....	43
4.3.4 Análise de dados .....	45
<b>5. Resultados e Discussão.....</b>	<b>47</b>
5.1 Etapa 1 – Análise do resíduo com potencial para geração de biogás .....	47
5.2 Etapa 2 – Teste de AME .....	48
5.2.1 Resultados dos Testes de Atividade Metanogênica Específica – AME .....	50
<b>6. Conclusões .....</b>	<b>58</b>
<b>7. Referências Bibliográficas .....</b>	<b>59</b>

## 1. Introdução

O crescimento da população mundial, principalmente em centros urbanos, provoca um aumento no consumo, tanto de bens materiais como de alimentos, acarretando a geração de resíduos sólidos. Visto que estes são constituídos por uma parcela orgânica, torna-se necessária uma gestão adequada de forma a amenizar impactos causados pelos mesmos tanto na saúde humana, decorrentes da disposição inadequada gerando a exposição a substâncias tóxicas e vetores de doenças, como para o meio ambiente. Além dos resíduos oriundos do consumo humano, há os gerados pelas diferentes atividades e que também necessitam de gestão adequada, pois muitas vezes tem potencial de aproveitamento, além de diminuir os custos de disposição final pelos geradores.

A disposição dos resíduos sólidos em aterros sanitários ainda é a forma mais utilizada, que promove a degradação desses resíduos e conseqüentemente a geração de metano proveniente da digestão anaeróbia (DA). Porém pelo fato do metano ser um gás de efeito estufa, tem-se analisado em como reaproveita-lo de maneira a diminuir sua concentração na atmosfera e que possa ser utilizado sustentavelmente para um fim.

Essa possibilidade de reaproveitamento do metano vem sendo bastante discutida considerando que o biogás é um subproduto da digestão anaeróbia de resíduo orgânico com potencial para ser uma fonte de energia. Para isso, é necessário analisar o potencial energético do substrato que será utilizado para a digestão anaeróbia, para verificar a viabilidade do investimento para geração de energia. Além disso, durante a digestão anaeróbia há geração de um biofertilizante, com potencial uso agrícola, pois é rico em nutrientes, no entanto não deve conter metais e/ou patógenos.

Sendo assim, essa recuperação dos subprodutos da digestão anaeróbia é uma maneira sustentável e racional de gerir os resíduos sólidos diminuindo sua carga orgânica e dando um fim adequado para os mesmos.

Diante disso, esse trabalho visou reaproveitar resíduos orgânicos gerados a partir de dietas do cultivo de organismos, provenientes de uma empresa do setor de agricultura que oferece produtos biológicos e serviços especializados para a implementação de Programas de Manejo Integrado de Praga, utilizando a digestão anaeróbia para a produção de biogás. Este processo apresenta as seguintes vantagens: diminuição do volume e o custo para a disposição dos resíduos em aterros sanitários, além da geração de subprodutos que podem ser utilizados

para fins energéticos e adubo orgânico para a agricultura. Além disso, há a incorporação do conceito de sustentabilidade nas ações do gerador.

## **2. Objetivos**

### **2.1 Objetivo principal**

O principal objetivo desse trabalho foi avaliar a produção de biogás qualitativa e quantitativamente, a partir da digestão anaeróbia de resíduos orgânicos advindos da dieta de cultivo de organismos para manejo integrado de pragas.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Verificar o potencial de produção de metano dos resíduos; e,
- Avaliar e quantificar a produção de biogás dos resíduos através do teste de AME comparando os valores do volume de metano teórico com os valores experimentais.

### 3. Revisão Bibliográfica

#### 3.1 A problemática dos resíduos e a digestão anaeróbia como alternativa para tratamento e produção de biogás

O aumento da geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) é decorrente do crescimento populacional, especialmente em centros urbanos no Brasil, e com a ampliação da atividade econômica e a produção de bens (FREITAS et al, 2018), a geração de resíduos orgânicos intensificou rapidamente sendo responsável por grande parte do aumento do RSU (MAO et al, 2015).

De acordo com Brasil (2020), com dados coletados pelo SNIS (Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento) de 66,6 % do total de municípios do país referentes ao ano de 2019, foram gerados 65,11 milhões de toneladas, equivalente a 178,4 mil toneladas por dia de resíduos sólidos. Montante este correspondente a uma população de 154,2 milhões de habitantes, que significa 86,6% de toda a população urbana do país.

Acredita-se que o acúmulo de resíduos orgânicos esteja atingindo níveis críticos em quase todas as regiões do mundo. De acordo com Cempre (2019), a gravimetria da coleta de resíduos mostra que 51,4% do total de resíduos coletados no Brasil é fração molhada, que significa a parcela de resíduos orgânicos.

Esses resíduos precisam ser manejados de maneira sustentável, buscando minimizar os riscos para a saúde humana, reduzir os passivos ambientais e manter um equilíbrio global no ecossistema (DAWSON et al, 2011).

Uma forma de disposição final bastante usada para os resíduos sólidos urbanos são os aterros sanitários. Na decomposição anaeróbia de resíduos em aterros, ocorre geração de subprodutos, como o lixiviado, que possui uma alta carga de nutrientes e pode ocorrer a produção de biogás. Podendo esse ser usado para geração de energia elétrica e combustível para automóveis (FREITAS et al, 2018).

No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, diferencia resíduos de rejeito, e de acordo com esta legislação, os resíduos devem ser reaproveitados ao máximo e em último caso deverão ser descartados. No Art. 3º inciso XV, encontra-se a definição de rejeito sendo:

*“resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada.”*

E no inciso XVI a definição de resíduos sólidos sendo:

*“material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.”*

Tendo em vista essas definições, a PNRS visa destinar menor volume de resíduos para aterros e incentivar o reaproveitamento dos resíduos, buscando maior sustentabilidade.

Nesse sentido, a digestão anaeróbia é uma alternativa viável para a estabilização de resíduos sólidos urbanos e recuperação de energia. Porém a produção de biogás utilizando esse método depende do tipo e quantidade dos resíduos orgânicos utilizados. Em comparação com a disposição em aterros e incineração, a digestão anaeróbia não apresenta ser um processo potencialmente poluente, quando o biogás produzido é usado adequadamente (CAMPUZANO E MARTINEZ, 2016).

A biomassa é tudo aquilo que contém matéria orgânica e pode ser utilizada para a produção de energia. Podem ser reaproveitados resíduos orgânicos como bagaço de cana de açúcar, folhas de árvores, galhos, alimentos, papéis, ou seja, resíduos de origem animal e vegetal. Esse tipo de resíduo, com elevada concentração de matéria orgânica, favorece o emprego de tratamentos biológicos como a DA utilizando um biodigestor. Um biodigestor é composto basicamente de uma câmara fechada na qual a biomassa é introduzida e passa por um processo de digestão anaeróbia, resultando na geração de biogás (ZANON et. al, 2013).

O processo DA tem potencial em produzir biogás que consiste em 50 –70% CH<sub>4</sub>, 25–40% CO<sub>2</sub> e gases residuais (1–5%), tornando-o uma fonte de energia renovável. A geração do biogás pode ser obtida a partir de diferentes resíduos, dependendo de sua disponibilidade e abundância, como resíduos de colheitas e de atividades agrícolas, de gado, urbanos e orgânicos de aterro, de alimentos, etc. Os componentes de resíduo orgânico, como gorduras e proteínas, por terem alta biodegradabilidade, influenciam favoravelmente a produção de biogás e metano (ATELGE et al, 2020).

O crescente interesse na recuperação do biogás proveniente de resíduos orgânicos e a possibilidade do uso energético é um tema amplamente discutido. O biogás, antes visto como subproduto da decomposição anaeróbia de resíduo orgânico vem despertando interesse por conta de sua facilidade de produção, menor custo e por ter aplicações diretas para combustão de motores e geração de energia além de ecologicamente correto (SALOMON E LORA, 2009; OLADEJO et al, 2020).

Mao et al (2015) consideraram que essa aplicação está emergindo rapidamente como um meio viável para fornecer geração de energia contínua. No entanto, os autores realizaram uma avaliação das quantidades de resíduos orgânicos provenientes da indústria sucroalcooleira (vinhaça), resíduos sólidos urbanos e líquidos (lixo e esgoto) e resíduos de gado (adubo bovino e suíno) no Brasil e os resultados deste estudo indicam que o potencial em relação à geração do biogás a partir dos resíduos orgânicos acima mencionados para produção de eletricidade, poderia atender uma demanda de energia de cerca de 1,05-1,13%. Apesar disso, o reaproveitamento deve ser considerado, principalmente por causa da PNRS, lei nº 12.305/2010 que visa o máximo de reaproveitamento, além de ser uma responsabilidade com o meio ambiente e da necessidade de buscar diversificação das matrizes energéticas.

De acordo com Freitas (2018), no Brasil a energia potencial que poderia ser gerada a partir de resíduos sólidos atinge 50 KWh.

### **3.2 Os benefícios da tecnologia alternativa do biogás**

O aproveitamento energético do biogás pode vir da captura de biogás de aterros sanitários, de efluentes domésticos, dejetos de animais e/ou vegetais em biodigestores, vinhoto ou da indústria de celulose. A combustão do biogás através do uso de “queimadores” (flaires) gera energia térmica ou substituindo gás de cozinha, e ainda pelo beneficiamento com tecnologia específica pode ser enriquecido de 55% CH<sub>4</sub> para 92% a fim de substituir o gás natural na indústria e em veículos. O metano é um gás produzido em digestores anaeróbios e é economicamente viável para ser usado como fonte de combustível (IPEA, 2012; ZANON et. al, 2013).

As principais matérias-primas para produção de biogás, que vem sendo utilizadas no Brasil são: parcela orgânica de resíduos sólidos urbanos (RSU), rejeitos da produção de açúcar e etanol de cana, como vinhaça e torta de filtro, dejetos de pecuária suína, além de grama, dejetos da pecuária de bovinos e avícola e efluentes sanitários, estes em menor escala (MILANEZ et al, 2018).

De acordo com Li et al. (2020), o biogás é um tipo de energia alternativa que pode ser usado para diminuição de resíduos e emissões de gases efeito estufa (GEE), pois a combustão do metano promove a neutralização do carbono que além de gerar créditos de carbono, evita a liberação de um GEE. É um gás com alto valor calorífico que pode ser usado para aquecimento, produção de eletricidade e combustível para transporte.

A geração do biogás é decorrente do processo de digestão anaeróbia (DA) e considerando a complexidade deste processo, que envolve uma série de reações metabólicas de micro-organismos anaeróbios, o reaproveitamento de resíduos orgânicos é uma alternativa promissora, pois a matéria orgânica nesse tipo resíduo é bem adequada para o crescimento microbiano anaeróbio, promovendo diminuição da massa de resíduos, produção de biogás e biofertilizantes (MAO et al, 2015; LEITE et al, 2017).

A digestão anaeróbia de resíduos orgânicos é uma tecnologia de grande benefício para o meio ambiente. Dawson et. al (2011), descreveram os benefícios desse processo para reduzir a poluição ambiental de duas maneiras principais: o ambiente selado do processo impede a saída do metano para atmosfera, enquanto a queima do metano irá neutralizar o carbono (diminuindo a quantidade de gases efeito de estufa).

A DA é um dos mecanismos para o desenvolvimento sustentável, pois permite uma eliminação adequada dos resíduos sólidos e abre campo para a exploração energética do biogás. A DA é uma tecnologia eficiente em termos da geração de energia e ambientalmente correta (SANTOS et al, 2017; ACHINAS et al, 2017) e de acordo com Oladejo et al (2020), esta tecnologia se aplica particularmente para recuperação de energia de resíduos agrícolas.

O Brasil tem uma significativa produção de resíduos orgânicos e, conseqüentemente, um grande potencial para a produção de biogás ainda a ser explorada, porém esse crescimento tem sido lento devido à falta de políticas públicas, falta de incentivo à pesquisa e desenvolvimento dessa área. O biogás como fonte de eletricidade no Brasil implica uma redução do consumo de combustíveis fósseis, redução das emissões de CO<sub>2</sub>, e melhoria da qualidade de vida nos centros urbanos por meio redução das emissões de NO<sub>x</sub> (no caso do combustível para veículos). Para fazer essa transição sustentável, atores, instituições e conhecimentos devem ser considerados (OLIVEIRA e NEGRO, 2019; BORGES et al, 2021).

Tendo como pano de fundo a sustentabilidade e energia limpa, a produção de biogás através da digestão anaeróbia é uma fonte de energia alternativa a fim de reduzir o uso de combustíveis fósseis. Entre as fontes de produção de energia atualmente, a biomassa apresenta um potencial elevado para o futuro, tornando-se uma alternativa competitiva e sustentável. No Brasil, a biomassa representa 9,1% na matriz elétrica brasileira, e em 2020 a

contribuição na geração elétrica em GW/h foi de 56.167, sendo considerada uma importante alternativa para a diversificação da matriz energética (NADALETTI et al. 2015; EPE, 2021).

De acordo com Salomon e Lora (2009), a vantagem de usar o biogás como fonte de energia não é somente a geração de energia, mas também uma possível solução para problemas relativos à gestão de resíduos. Porém, principais restrições para a produção de eletricidade a partir de biomassa no Brasil são a falta de financiamento, incentivos, pesquisas e desenvolvimento tecnológico para a geração de eletricidade a partir do biogás.

De acordo FNR (2010), o biogás pode ser utilizado de diferentes formas como combustão direta, aproveitamento térmico e elétrico, injeção na rede de gás e como combustível. Para cada tipo de uso é necessário realizar o beneficiamento e tratamento do gás.

### **3.3 Digestão anaeróbia - Fundamentos**

Segundo Okonkwo et al. (2016), digestão anaeróbia é a ação de micro-organismos anaeróbios na matéria orgânica, que a metabolizam com o auxílio de enzimas reduzindo as grandes moléculas como os hidratos de carbono, proteínas e gorduras para moléculas menores.

Na digestão anaeróbia os micro-organismos transformam a matéria orgânica complexa em: metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), água ( $\text{H}_2\text{O}$ ), sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ), amônia ( $\text{NH}_3$ ) e células microbianas.

O processo de digestão anaeróbia envolve diferentes estágios de interação entre o substrato e bactérias, e pode ser dividido em quatro fases principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (PIATEK et al, 2016; SANTOS et. al. 2017; MIRMOHAMADSADEGHI et al, 2019).

A Figura 1 representa as principais fases do processo de digestão anaeróbia.

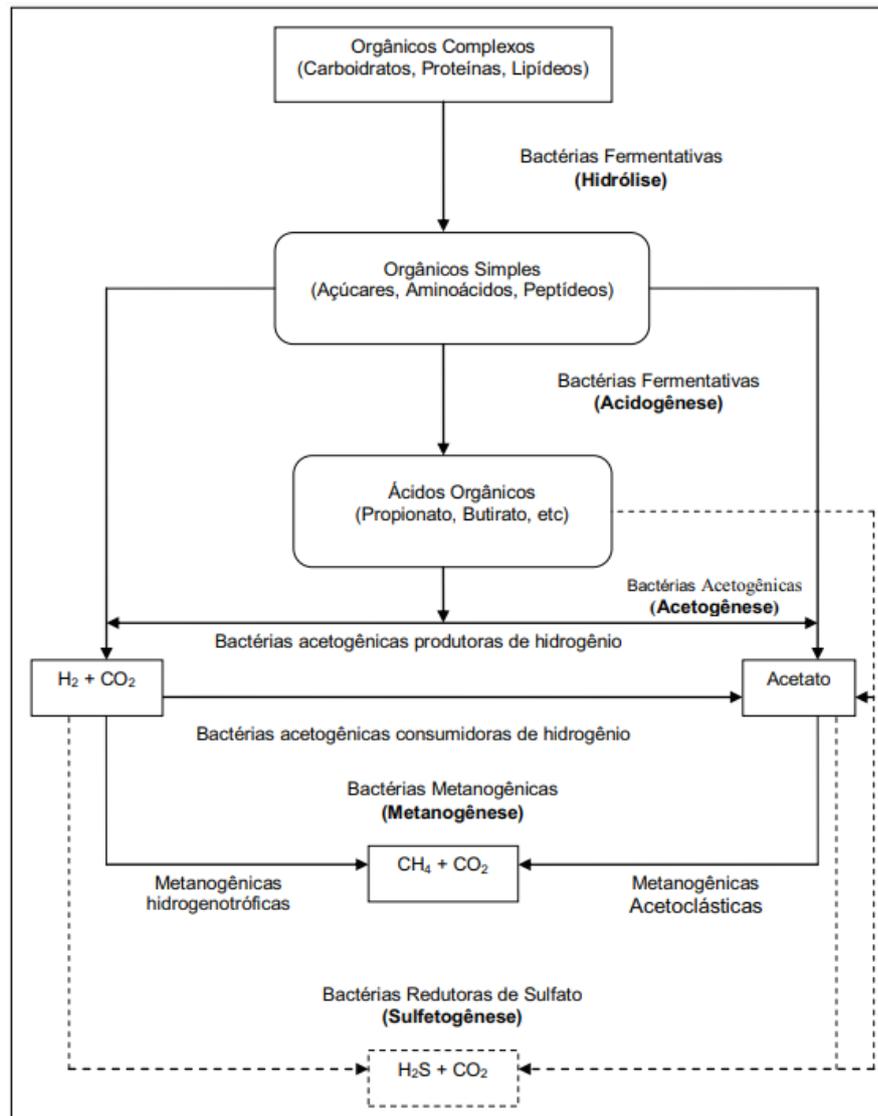


Figura 1: Etapas metabólicas da digestão anaeróbia.

Fonte: Matos, 2016.

De acordo com a Figura 1, no estágio de hidrólise, bactérias fermentativas convertem moléculas complexas em compostos orgânicos mais simples. Após essa decomposição, as bactérias anaeróbias e facultativas usam esse substrato na fase de produção de ácido para degradar os ácidos orgânicos de cadeia curta. Então, os acetogênicos estabelecem uma relação de alimentação cruzada com as arqueias metanogênicas e bactérias homoacetogênicas. Essas por sua vez gerenciam o equilíbrio do consumo de hidrogênio e dióxido de carbono para produzir acetato. Finalmente, no processo de produção de metano, o carbono presente na biomassa é convertido em dióxido de carbono e metano por meio das arqueas (KUNZ et al. 2019, p. 13-18).

As arqueas metanogênicas são divididas de acordo com suas vias metabólicas: as acetoclásticas que convertem acetato a metano e as hidrogenotróficas que convertem

hidrogênio e dióxido de carbono a metano. As arqueas metanogênicas acetoclásticas são mais sensíveis à mudança de pH e elevadas concentrações de amônia que é característica de substratos agropecuários, diferente do esgoto doméstico. Se isso ocorre, então há a mudança da via metabólica e arqueas metanogênicas hidrogenotróficas passam a ser predominantes (KUNZ et al. 2019).

Dependendo dos tipos de substrato, a hidrólise ou a metanogênese é o processo determinante da taxa de DA, ou seja, a velocidade dos micro-organismos degradarem o substrato. Se o substrato tem uma estrutura mais complexa, a hidrólise se torna a etapa limitante, enquanto a metanogênese é a etapa determinante da taxa se o substrato for facilmente quebrado. A hidrólise ocorre dentro de algumas horas para carboidratos, alguns dias para proteínas e lipídios e vários dias para lignina e lignocelulose. Além disso, o processo de digestão não pode ser totalmente concluído se o substrato tiver alto teor de lignina e lignocelulose (ATELGE et al, 2020).

De acordo com Ponsá et al (2011), o tratamento combinado de vários tipos de resíduos orgânicos aumenta a taxa de carga orgânica, e pode ser uma estratégia a fim de otimizar a digestão anaeróbia e aumentar a produção de biogás.

Alguns fatores como pH, temperatura, o tempo de detenção hidráulica (TDH), inóculo, substrato, teores de sólidos totais e os micro-organismos podem afetar o processo de digestão anaeróbia gerando perdas energéticas (MATOS, 2016).

### **3.3.1 Fatores influenciadores e inibidores da digestão anaeróbia**

Segundo Chen et al. (2008), o uso de resíduos industriais e agrícolas para geração do biogás tem sido amplo, porém dependendo da origem os resíduos podem conter inibidores e substâncias tóxicas como amônia, sulfeto, metais e orgânicos.

Segundo Weiland (2010), no processo biológico a hidrólise do substrato complexo depende de muitos parâmetros diferentes como pH, temperatura, TDH, Relação C/N, dentre outros. A seguir serão comentados os fatores que são essenciais para a DA e aqueles que podem se tornar inibidores para o processo.

#### **pH**

O pH é um parâmetro fundamental, pois está relacionado com a estabilidade no sistema de DA. Os metanógenos são sensíveis a pH baixo e o pH alto leva a formação de

amônia que pode ser tóxica para os micro-organismos (PANIGRAHI e DUBEY, 2019; KUMAR e SAMADDER, 2020).

Para que se tenha uma geração constante de biogás, é necessário manter uma faixa de pH adequada no reator. Nas fases de hidrólise e acidogênese, o pH favorável é em torno de 5,2 e 6,3. Já para as fases acetogênese e metanogênese o pH ideal é entre 6,5 e 7,5 pois nessa faixa os micro-organismos são muito ativos e a biodigestão é muito eficiente (JAIN et al., 2015).

De acordo com Zamri et al. (2021), a faixa de pH é a propriedade mais importante na manutenção da população de micro-organismos. No processo de digestão, os micro-organismos são muito ativos e eficientes na faixa de pH 6,5 a 7,5.

Condições ácidas podem se tornar bastante tóxicas para a metanogênese. Por esta razão, é importante que o pH não fique abaixo de 6,2 por um período de tempo significativo. Por ser um parâmetro muito importante, é necessário controlar o pH do sistema, e quando a produção de gás metano se estabiliza, o pH permanece entre 7,2 e 8,2. Em suma, o pH é um indicador crítico em processo anaeróbio, pois fornece uma indicação clara do desempenho do sistema, incluindo a estabilidade da digestão. O pH mais baixo é uma indicação de falha do sistema e pode inibir a digestão, e o pH alto também pode limitar a metanogênese, por isso a importância do seu monitoramento constante. O pH mais neutro pode ser explicado pela conversão de ácidos orgânicos em acetato, dióxido de carbono e hidrogênio, que são consumidos por arqueas metanogênicas para produzir metano (ABDELGADIR et al., 2014; BAÂTI et al., 2018; SAWYERR et al., 2019).

## **Temperatura**

A temperatura é uma variável significativa na DA, pois influencia os processos cinéticos e a velocidade do processo microbiológico, uma vez que a atividade metabólica dos micro-organismos só é possível em determinada faixa de temperatura. A digestão anaeróbia é geralmente classificada em psicofílica (< 20°C), mesofílica (25-45°C) e termofílica (> 45 °C). (FERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ et al., 2013; FENG et al., 2019). Estudos comprovam que a fase metanogênica alcança uma eficiência ideal de produção de biogás na faixa de temperatura mesofílica de 25°C a 35°C (WANG et al., 2019).

Por outro lado, na digestão termofílica, por operar em temperaturas mais altas podendo chegar a 65°C, as taxas de reação são aumentadas levando a uma possibilidade maior de

produção de biogás, além de promover níveis mais elevados de destruição de patógenos (MEEGODA et al., 2018).

Para Li et al. (2020), a temperatura tem um papel importante na DA, e em sua pesquisa a produção ótima de metano foi obtida a 35 ° C, sendo observado que ao aumentar a temperatura a eficiência da metanogênese aumentou, indicando assim que os metanógenos são mais sensíveis a temperatura que outros micro-organismos.

O metano pode ser produzido por duas vias, ou seja, metanogênese hidrogenotrófica e acetoclástica. A via para a produção de metano é afetada pela temperatura operacional, pois as duas principais faixas de temperatura responsáveis pela produção de metano são mesofílica (20 °C e 40 °C) e termofílica (50 °C e 65 °C) cujas temperaturas ótimas são 35 °C e 55 °C. (PANIGRAHI e DUBEY, 2019).

A escolha do ambiente mesofílico ou termofílico, dependerá do tipo de resultado que se quer obter. O ambiente termofílico apresenta melhor taxa de reação e redução de patógenos, já o ambiente mesofílico os micro-organismos tem menos demanda de nutrientes. No entanto, a temperatura deve ser adequada ao tipo de micro-organismos usados para tratamento de resíduos (SAWYERR et al., 2019).

### **Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)**

O TDH se refere ao tempo médio que os resíduos permanecem em um digestor. O TRH mais curto é desejável, pois está diretamente relacionado à redução do custos e ao aumento da eficiência do processo. Geralmente, um TDH relativamente longo é necessário na digestão anaeróbica de resíduos lignocelulósicos. (SHI et al., 2017; MEEGODA et al., 2018; MIRMOHAMADSADEGHI, et al, 2019.).

O tempo de detenção não deve ser inferior a 2 – 4 dias, caso contrário, os micro-organismos responsáveis pelo processo de digestão anaeróbia podem ser descartados juntamente com o lodo, afetando assim toda a produção de biogás. Este tempo varia de acordo com a temperatura e composição do substrato para alimentação do biodigestor (JAIN et al., 2015).

O TDH pode ser entendido como o tempo de tratamento de um resíduo que sofre DA, quanto maior o TDH, maior a eficiência de remoção porque a biomassa tem tempo suficiente para estar em contato próximo com os resíduos, portanto, removendo grandes quantidades de contaminantes dos resíduos que estão sendo tratados, ou seja, um aumento no TDH pode fornecer tempo suficiente para os metanógenos mineralizarem a matéria orgânica em metano

e dióxido de carbono (ABDELGADIR et al., 2014; BAÂTI et al., 2018; SAWYERR et al., 2019).

### **Relação Carbono / Nitrogênio (C/N)**

O carbono é a fonte de energia para os micro-organismos anaeróbios, enquanto o nitrogênio desempenha um papel importante no aumento da população microbiana (PANIGRAHI e DUBEY, 2019).

De acordo com a pesquisa de Jain et al (2015) a maior parte dos trabalhos relatados na literatura recomendam uma faixa de relação C/N entre 20 e 30 pois proporciona um rendimento elevado de biogás. Segundo Dawson et al. (2011), a relação C/N ideal para DA de resíduos orgânicos é de 20 – 35.

Porém uma alta relação C/N, ocorre a acidificação excessiva devido à rápida degradação do substrato durante o estágio inicial da digestão, resultando na instabilidade do processo e menor produção de biogás. No entanto uma relação de C/N baixa aumenta o risco de inibição da amônia. Portanto para o funcionamento adequado do digestor anaeróbio, a relação C/N deve variar entre 20 e 30, sendo 25 a mais usual, mas isso depende do tipo de matéria-prima e pode ser mantida no nível desejado alterando a relação de mistura de dois substratos de alta e baixa razão C/N (SCHNURER e JARVIS, 2010; MAO et al, 2015; CHATTERJEE e MAZUMDER, 2019).

### **Granulometria do substrato**

A granulometria do substrato é importante, pois com a quebra ou esmagamento das partículas do substrato, há um aumento na área de superfície (específica) que será responsável por promover melhor contato entre o substrato e o inóculo o que, em última instância, aumentará o processo de digestão anaeróbia (JAIN et al., 2015).

Partículas de menor tamanho apresentam melhor rendimento de biogás porque, arqueas metanogênicas têm melhor contato com a matéria orgânica degradável do substrato, facilitando a degradação e aumentando a geração de metano (MIRMOHAMADSADEGHI et al, 2019). É necessário que se faça a redução do tamanho da partícula do substrato antes da alimentação do reator para que se possa obter uma mistura mais homogênea, além de que o tamanho da partícula irá influenciar diretamente a primeira etapa da DA, a hidrólise (IZUMI et al., 2010; ZHANG et al., 2014; KUMAR e SAMADDER, 2020).

É importante ressaltar que a redução excessiva do tamanho do substrato acelera as etapas de hidrólise e acidogênese e assim pode causar o acúmulo de ácidos graxos voláteis, resultando na diminuição da produção de metano (IZUMI et al., 2010).

### **Amônia**

A amônia é um nutriente fundamental para o crescimento de micro-organismos anaeróbios, mas em quantidades elevadas pode ser tóxica.

A amônia livre é tóxica para as arqueas metanogênicas, principalmente pela sua capacidade de difusão através da membrana celular dos micro-organismos. Diferentes concentrações de amônia livre inibem o processo de digestão anaeróbia (KUNZ et al. 2019, p. 24-25).

Para Jiang et al. (2019), a proporção de amônia livre é muito importante pois muitos estudos relataram que essa é a principal causa de inibição de metano. A digestão de resíduos com alto teor de amônia é mais propensa à inibição em temperatura mesofílica do que em termofílica. A DA com resíduos ricos em proteínas tende a ter o pH mais elevado, sendo assim, um aumento no pH de 7 para 8, por exemplo, aumenta em oito vezes a concentração de amônia livre em condições mesofílicas.

Yenigün e Demirel (2013) analisaram o impacto da amônia na fase de metanogênese da DA na literatura, e podem-se citar alguns valores onde se observou inibição de metano no processo de acordo com a seguinte tabela:

Tabela 1: Resumo de pesquisas com alguns valores de inibição de metanogênese por amônia

<b>Faixa de Temperatura</b>	<b>pH</b>	<b>Concentração crítica de Nitrogênio Amoniacal Total (mg/L)</b>	<b>Concentração crítica de Nitrogênio Amoniacal Livre (mg/L)</b>
38°C mesofílica	-	4000 (100% de inibição)	
35°C mesofílica	8,0	6000 (100% de inibição)	>700 (100% inibição)
35°C mesofílica	7,7	-	>100 (100% inibição)
60°C termofílica	7,0	6000 (50% de inibição)	
-	6,5	4200 (50% de inibição)	

Fonte: Adaptado de Yenigün e Demirel (2013).

Para Rajagopal et al. (2013), a amônia pode ser benéfica para a DA na faixa de 50-200 mg/L, pode apresentar inibição no valor de 1500 – 3000mg/L especialmente em pH alto, e

uma completa inibição para qualquer pH em valores acima de 3000 mg/L. Evidencia-se que alguns fatores causam a inibição da DA por amônia livre. O pH e a temperatura são os principais fatores para que isso aconteça. Para que se tenha uma operação de DA estável e sem perturbações, a temperatura adequada e controle de pH são necessários a fim de favorecer a via metabólica que suportam níveis altos de amônia.

Estudos mostram que arqueas metanogênicas acetoclásticas são menos resilientes que as arqueas metanogênicas hidrogenotróficas em ambientes com alto nível de amônia. Neste caso, pode ocorrer a mudança da via metabólica de acetoclástica para hidrogenotrófica, sob certas condições como, por exemplo, a injeção de hidrogênio como auxílio para favorecer a predominância de metanógenos hidrogenotróficos, pois essa comunidade microbiana é mais resistente a altos níveis de amônia (CAPSON-TOJO et al., 2020; WANG et al., 2020)

## Metais

De acordo com Luo et al. (2020), os metais podem ser estimulantes ou inibitórios do processo de DA. Alguns metais, como por exemplo, o Ferro (Fe), Zinco (Zn), Níquel (Ni), Molibdênio (Mo) e Cobre (Cu) são fundamentais como micronutrientes para enzimas que atuam no processo de DA, porém metais em excesso levam a inibição dos micro-organismos ou toxicidade.

Segundo Jagadabhi et al (2017), a adição controlada de Fe, Ni, Mo, Co melhorou a produção de metano. Os resultados do estudo mostraram que os rendimentos específicos de metano foram melhorados em 17% ( $0.36 \pm 0.02 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ VS}_{\text{adicionado}}$ ) quando  $\text{NH}_4\text{Cl}$  foi suplementado, enquanto a adição de Fe, Ni, Co e Mo melhorou os rendimentos de metano em 15% ( $0,33 \pm 0,005 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ VS}_{\text{adicionado}}$ ) quando comparado ao controle.

Também pode-se observar no trabalho de Guo et al. (2019), que baixa concentração de  $\text{Cu}^{2+}$  (0 – 100 mg/L),  $\text{Fe}^{2+}$  (50 – 4000 mg/L),  $\text{Ni}^{2+}$  (0,8 – 50 mg/L),  $\text{Cd}^{2+}$  (0,1 – 0,3 mg/L) e  $\text{Zn}^{2+}$  (0 – 5 mg/kg) promovem a produção de biogás, enquanto altas concentrações inibem a DA.

Ao passo que Fe, Ni e Co são considerados como tendo uma ação positiva na DA, os metais Pb, Cu e As afetam negativamente a eficiência do processo de DA; isso se deve ao efeito tóxico exercido sobre os micro-organismos. Alguns estudos relataram que certos íons de metais podem inibir enzimas que são produzidas por micro-organismos, portanto, metais como Zn, Cu, Cr e Pb inibem o processo DA se estiverem em altas concentrações. A concentração de Fe, Zn, Cr, Pb, Ni e Cu pode melhorar com segurança o processo de DA (em

termos de aumento da produção de biogás e metano) se forem inferiores a 2,9, 0,335, 1,211, 0,297, 0,082 e 1406,25 mg/L, respectivamente (CADILLO-QUIROZ et al., 2009; ALRAWASHDEH et al., 2020).

De acordo com Xu et al. (2017), a fase de metanogênese é muito mais sensível a metais que a fase da acidogênese, pois foi observado na pesquisa que 0,1 mg/g de SSV Cd foi benéfica para hidrólise e acidogênese porém 10 mg/g de SSV Cd inibiu a hidrólise, acidogênese e metanogênese.

Concentrações de metais podem causar diminuição de 50% (IC<sub>50</sub>) na produção de hidrogênio por bactérias acidogênicas nas seguintes concentrações: 3300 mg/L para Cd, 3000 mg/L para Cr, 30-350 mg/L para Cu, 1300 mg/L para Ni, >500-1500 mg/L para Zn e >5000 mg/L para Pb. A atividade dos metanógenos foi inibida em 50% por concentrado íons de: 36 mg/L, 27 mg/L, 8,9-20,7 mg/L, 35 mg/L e 7,7 mg/L para Cd, Cr, Cu, Ni e Zn, respectivamente (CZATZKOWSKA et al., 2019)

### **Fármacos e Antibióticos**

Produtos farmacêuticos e cosméticos têm recebido atenção crescente nos últimos anos como contaminantes aquáticos emergentes devido aos seus possíveis efeitos negativos à população humana e aos ecossistemas aquáticos. Várias classes de produtos químicos, incluindo produtos farmacêuticos, como antibióticos, anti-inflamatórios,  $\beta$ -bloqueadores, reguladores de lipídios, antiepilépticos, meios de contraste de raios-X, bem como ingredientes de produtos de higiene pessoal, como antimicrobianos, almíscares sintéticos, repelentes de insetos, conservantes ou filtros de proteção solar UV, juntamente com seus metabólitos ou produtos de transformação vêm sendo detectados. Entre os fármacos, os antibióticos são o grupo de medicamento mais utilizado tanto para uso humano como veterinário (KOVALAKOVA et al. 2020).

De acordo com Luo et al. (2020), fármacos e antibióticos são compostos orgânicos artificiais ao meio ambiente e são considerados poluentes persistentes. Hoje é possível encontrar concentrações desses poluentes na faixa de  $\mu\text{g/kg}$  a  $\text{mg/kg}$  em lodos ativados. Devido ao uso contínuo desses produtos pela população, estima-se que esses níveis aumentem com o passar do tempo, e em altas concentrações, esses poluentes podem influenciar o metabolismo biológico da DA.

Li et al. (2017), investigaram as influências dos antibióticos de fluoroquinolona (FQs: ofloxacina, norfloxacina (NOR), ciprofloxacina (Cip), lomefloxacina) na DA e observaram

que o baixo nível de adição de FQs (2 mg/L) aumenta ligeiramente a produção de metano em 6,3% do lodo termicamente hidrolisado, em comparação com o controle. No entanto, a dosagem de 20 mg/L não mostrou melhora e a dosagem elevada de 100 mg/L causou redução de aproximadamente 8% do metano.

Pode-se observar na tabela 2 alguns valores de inibição por antibiótico em função de pH e temperatura.

Tabela 2: Concentrações de antibióticos que resultaram em 50% ( $IC_{50}/EC_{50}$ ) de inibição das comunidades microbianas no processo de DA.

Antibiótico	pH	Temperatura (°C)	Concentração (mg/L <sup>-1</sup> )
Amoxicilina	7	20	399
Chlortetracycline	7 - 7,5	30	40
Amoxicilina	6,4 - 7	35	2721
Florfenicol	7 - 8	37	59

Fonte: Adaptado de Yang et al., 2019.

Xiao et al. (2021), fizeram uma avaliação dos efeitos de alguns antibióticos sobre as etapas da DA. Pode-se citar dois exemplos encontrados no trabalho: o Tylosin apresentou inibição na fase de hidrólise e acidogênese pelos metabolitos propionato e butirato e não apresentou efeito na produção de metano, já o Cefalexin não apresentou inibição nas fases de hidrólise e acidogênese porém na produção de metano foi registrado a inibição em baixa concentração e melhoria em alta concentração.

Dos quatro tipos de micro-organismos anaeróbios, os metanogênicos são os mais sensíveis à tóxicos ambientais e tem maior probabilidade de serem inibidos por antibióticos. O efeito de antibióticos em arqueas metanogênicas é mais pronunciado do que em comunidades bacterianas. Após analisar o efeito de antibióticos nas arqueas metanogênicas, foi observado que as hidrogenotróficas geram mais metano quando comparadas com as acetoclásticas, pois elas têm mais eficiência em utilização de substrato, taxa de crescimento e rendimento celular sob alto estresse antibiótico (AYDIN et al., 2015; YANG et al., 2019).

De acordo com Silva et al. (2020), os compostos farmacêuticos são detectados em estações de tratamento de águas residuais, mas pouco se sabe sobre os efeitos que eles têm nas diferentes comunidades microbianas anaeróbias. Foram analisados os efeitos dos antibióticos: Ciprofloxacina, dos anti-inflamatórios não esteroidais Diclofenaco e Ibuprofeno (IBP), e do hormônio  $17\alpha$ -etinilestradio sobre a atividade de acetógenos e hidrogenotróficos em comunidades anaeróbias. A atividade metanogênica específica foi afetada por todos os fármacos (nas concentrações de 1 a 100 mg/L) menos o ibuprofeno que não apresentou efeito

nas concentrações testadas. A comunidade dos metanógenos hidrogenotróficos não foi afetada assim concluiu-se que os metanógenos acetoclásticos são mais sensíveis que os hidrogenotróficos.

Alguns antibióticos persistentes como a tetraciclina, por exemplo, foram encontrados no solo e águas superficiais. A tetraciclina é amplamente utilizada pela medicina veterinária em animais de criação como bovinos, suínos, aves e peixes, para manter a saúde além de ser um antibiótico de baixo custo. Porém não é absorvida totalmente pelo gado, sendo assim excretada pela urina e fezes. Estudos mostraram que a tetraciclina tem efeitos prejudiciais nos processos de DA. Alguns pesquisadores afirmaram que a produção de metano foi reduzida em 30% na digestão anaeróbia com dosagem de 9,8 mg/L de tetraciclina (STONE et al. 2009; ÁLVAREZ et al. 2010; AYDIN et al. 2015). Liu et al. (2021), mostraram que 8 mg/L de tetraciclina em reatores anaeróbios resultou em 73,28% de produção diária de metano além de causar perturbação na DA como um todo. A metanogênese foi inibida em comparação com as outras etapas da DA e as atividades enzimáticas diminuíram em 66%.

Outro composto que pode ser tóxico para a DA é o formaldeído. O formaldeído é utilizado como desinfetante para controle de crescimento de bactérias e fungos, e está presente em várias atividades industriais inclusive de fármacos e cosméticos. Sendo assim, as águas residuais podem conter uma quantidade significativa de formaldeído que compromete o tratamento biológico por ter caráter inibitório dos processos de DA. Ele é altamente tóxico em concentrações elevadas inibindo os metanógenos, porém biodegradável em concentrações baixas (FOCO et al, 2015.; SELVAM et al, 2017).

### **Redução de Sulfato a Sulfeto**

A decomposição anaeróbia da matéria orgânica é a principal causa de odores em esgotos domésticos. Dependendo da composição do efluente, do pH e do potencial de oxirredução, tornam o ambiente propício para a formação de compostos que causam odor. O gás sulfídrico ( $H_2S$ ) é resultante da redução de sulfato ( $SO_4^{2-}$ ) sob condições anaeróbias e o maior causador de odor. Altas concentrações de sulfato podem alterar as rotas metabólicas do processo de DA, levando as bactérias redutoras de sulfato competir com acetogênicas e metanogênicas pelos mesmos substratos. Nessas condições bactérias redutoras de sulfato são mais favorecidas por ter mais afinidade com o substrato, além de que a sulfetogênese é termodinamicamente mais favorável que a metanogênese. No processo anaeróbio, o sulfeto é

produzido nas formas de  $S^{2-}$ ,  $HS^-$  e  $H_2S$  em solução, e  $H_2S$  no biogás (PAULA JR & FORESTI, 2009; CHERNICHARO et al, 2010; CALLADO et al, 2017).

### **3.4 Atividade Metanogênica Específica – AME**

Atividade Metanogênica Específica (AME) pode ser definida como a capacidade máxima de produção de metano realizada por um consórcio de micro-organismos anaeróbios em laboratório, sob condições controladas. A fim de viabilizar a atividade bioquímica máxima de conversão de substratos orgânicos a biogás, permitindo assim a caracterização da AME (AQUINO et al, 2007; CHERNICARO, 2007).

De acordo com Cárdenas-Cleves et. al (2016), o teste de AME pode ser usado para analisar a biodegradabilidade anaeróbia e produção máxima de  $CH_4$ , bem como identificar o potencial de geração de energia de um substrato. Também pode ser usado para determinar cinética de degradação para calibração de modelos matemáticos a fim de prever funcionamento de digestores em grande escala.

Além disso é um parâmetro de controle importante no processo de digestão anaeróbia, possibilitando determinar as condições de partida de um biodigestor, além de fornecer a taxa de produção de metano ou a taxa de consumo de substrato metanogênico por unidade de biomassa microbiana (BUENO, 2010).

Esse teste é útil para avaliar a taxa carregamento orgânico inicial para a partida de um reator, avaliar o comportamento do lodo na presença de inibidores, avaliar parâmetros cinéticos para o sistema, estimar taxa de carregamento máxima aplicável, dentre outros (KAYRANLI e UGURLU, 2012; HUSSAIN e DUBEY, 2017).

Segundo Florentino et al (2010), para o teste de AME é necessário considerar conhecida a quantidade de biomassa, expressa em gramas de Sólidos Voláteis Totais (gSVT) e de substrato, expressa em gramas de Demanda Química de Oxigênio (gDQO). Para isso as análises de Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), pH e Demanda Química de Oxigênio (DQO) devem ser feitas.

A tabela 3 mostra algumas características de diferentes fontes na literatura para o teste de AME.

Tabela 3: Características de testes de AME.

Fonte	Metodologia	Temperatura	Substrato/Lodo	AME	Produção de Metano (mL)	TDH (dias)
Schneiders et al., 2013	AME	33°C	Alimentício/anaeróbio (UASB)	0,17 gDQO-CH <sub>4</sub> gSSV.d <sup>-1</sup>	337,05	11
			Têxtil/aeróbio	0,10 gDQO-CH <sub>4</sub> gSSV.d <sup>-1</sup>	3,04	
Longaretti et al., 2019	AME	35°C	Cervejeira sul Brasil/anaeróbio (UASB)	0,33 gDQO-CH <sub>4</sub> gSTV.d <sup>-1</sup>	2080	6
			Cervejeira nordeste Brasil/anaeróbio (UASB)	0,36 gDQO-CH <sub>4</sub> gSTV.d <sup>-1</sup>	2555	
			Grãos/anaeróbio (UASB)	0,27 gDQO-CH <sub>4</sub> gSTV.d <sup>-1</sup>	1960	
			Leiteira/anaeróbio (UASB)	0,10 gDQO-CH <sub>4</sub> gSTV.d <sup>-1</sup>	1650	
			Couro/anaeróbio (UASB)	0,27 gDQO-CH <sub>4</sub> gSTV.d <sup>-1</sup>	1800	
Kayranli e Ugurlu, 2012	AME	25°C	Ácido acético/anaeróbio (ASBR)	0,74 gDQO/gSSV.d <sup>-1</sup>	4,97	5
		15°C		0,70 gDQO/gSSV.d <sup>-1</sup>	3,95	
		10°C		0,68 gDQO/gSSV.d <sup>-1</sup>	3,56	
Sangsri et al.	AME	-	Ácido acético	0,0098 – 0,0333	560-1216	8

2019			gDQO/gSSV.d <sup>-1</sup>			
Amorim, 2015	AME	32°C	Manipueira/Lodo sanitário anaeróbio	0,210g DQO CH <sub>4</sub> g <sup>-1</sup> SSV d <sup>-1</sup>	460	30

De acordo com Sangsri et al. (2019), no estudo que fizeram, os resultados indicaram que, a fonte de inóculo pode afetar significativamente o rendimento final de metano. Visto que o teste de AME mede a atividade metanogênica de um inóculo quando ele atua sobre o substrato mais simples (acetato) e produz metano. O teste de AME não tem conexão direta com nenhum substrato específico, exceto acetato, o substrato mais simples para a etapa de metanogênese. Observa-se que cada substrato tem sua particularidade o que torna difícil de prever. Assim, AME não é um teste abrangente.

Pode-se observar tal fato pelo estudo de Kayranli e Ugurlu (2012), por ter sido um ensaio feito apenas com substrato de ácido acético, houve uma atividade metanogênica maior que nos outros e um volume da produção de biogás mais rápida se comparado com o estudo de Schneiders et al., (2013).

## 4. Materiais e Métodos

O trabalho foi desenvolvido na Faculdade de Tecnologia da Unicamp em Limeira-SP, para verificação do potencial de geração de metano em resíduos através da DA. O experimento foi constituído de duas etapas, sendo a primeira etapa análises para a escolha do resíduo com potencial para geração de biogás bem como a montagem do aparato para teste de AME e a segunda etapa onde foram realizadas análises do teste de AME com o resíduo escolhido.

### 4.1 Materiais

#### 4.1.1 Substrato orgânico

Os resíduos orgânicos utilizados para a pesquisa foram provenientes de uma empresa do setor da agricultura que cultivava organismos para manejo integrado de pragas. Para cada organismo há uma dieta variada, gerando ao final do processo uma grande quantidade de resíduo orgânico, que tem grande potencial de reaproveitamento e atualmente é disposto em aterro sanitário, o que além de gerar custos para a empresa desperdiça um resíduo com grande potencial de reaproveitamento.

Os substratos utilizados para a digestão anaeróbia são originários de quatro dietas diferentes, A, B, C e D, de composição descritas no quadro 1 e que foram avaliadas sobre o potencial de geração de metano.

Quadro 1: Composição das dietas de cultivo dos organismos

	<b>Dieta A</b>	<b>Dieta B</b>	<b>Dieta C</b>	<b>Dieta D</b>
<b>Composição</b>	Farinha de trigo integral orgânica	Água destilada	Feijão carioquinha	Germe de trigo
		Feijão branco	Germe de trigo	Farelo de soja
	Levedura de cerveja	Germe de trigo	Levedura	Açúcar
		Levedura	Ácido ascórbico	Sais de Wesson
		Proteína de soja	Ácido sórbico	Ácido sórbico
		Caseína	Nipagin	Cloreto de colina
		Ágar	Tetraciclina	Solução vitamínica
		Solução vitamínica	Óleo de canola	Nipagin
		Nipagin	Ágar	Formaldeído (37%)
		Ácido ascórbico	Água destilada	Tetraciclina
		Formaldeído (40%)		Ágar
		Ácido sórbico		Água destilada
		Tetraciclina		

### 4.1.2. Inóculo

Durante o decorrer da pesquisa foram utilizados dois inóculos diferentes. O inóculo utilizado para a seleção do resíduo foi proveniente de esgoto doméstico de uma ETE (Estação de Tratamento de Esgoto), que utilizava reator UASB, da cidade de Campinas-SP.

O inóculo para os testes de AME foi proveniente do tratamento de esgoto doméstico de uma empresa localizada em Iracemápolis – SP, que utiliza fossa séptica seguida de filtro anaeróbio.

## 4.2 Métodos

### 4.2.1 Caracterização físico-química do resíduo e inóculo

Foram feitas as seguintes análises para caracterização do resíduo e do inóculo: pH, Umidade, Condutividade, Nitrogênio Total e Orgânico, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Determinação de Sólidos Totais (ST) e Determinação de Sólidos Voláteis (SV) de acordo com as metodologias indicadas no Quadro 2.

Quadro 2: Metodologias para análises físico-químicas

Parâmetro	Metodologia
pH	Camargo et al (2009)
Teor de umidade (%)	APHA (2012)
Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Camargo et al (2009)
Nitrogênio Total	Raij et al (2001)
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	APHA (2012) – método 5220B
Sólidos totais e voláteis	APHA (2012) – método 2510B

### 4.2.2 Etapa 1 – Análise do resíduo com potencial para geração de biogás

Este teste foi realizado para a caracterização das amostras, bem como para analisar o potencial de biodegradabilidade dos resíduos para geração de biogás e foram definidas como Etapa1 do experimento.

Para conduzir essa primeira etapa, inicialmente foram utilizados os resíduos gerados em quatro dietas diferentes de organismos cultivados, de acordo com o quadro 1. Os resíduos

foram submetidos a operações de trituração, diluição e caracterização da umidade, pH e condutividade.

Após a caracterização de umidade, pH e condutividade, foram escolhidos apenas dois resíduos para a digestão anaeróbia a fim de observar o potencial de produção de metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) através do Kit de Análise de biogás da Embrapa. Para a escolha dos dois resíduos, foram considerados fatores como granulometria, textura e solubilidade, ou seja, resíduo que atingiu melhor mistura quando em contato com o lodo proveniente de uma ETE, inóculo utilizado nesta etapa. Sendo assim, os resíduos que apresentaram melhores condições de acordo com os fatores mencionados acima, foram da dieta A e dieta B.

A seguir, utilizou-se o Kit de Análise de Biogás da Embrapa, para determinar a quantidade de  $\text{CO}_2$  (Dióxido de carbono),  $\text{CH}_4$  (Metano), Amônia e Ácido Sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ). Foi lançado pela Embrapa em 2008 com o objetivo de auxiliar os agricultores, de modo rápido, fácil e eficiente, medir a qualidade do gás e monitorar os principais componentes do biogás, além de subsidiar a entrada dos processos anaeróbios no mercado de créditos de carbono (PEREIRA et al. 2015). Através da figura 2 pode-se observar o Kit.



Figura 2: Kit de análise de biogás da Embrapa.

Fonte: Kunz, 2017.

Esse kit permite que através do método colorimétrico ou volumétrico, um volume do gás entre em contato com determinados reagentes. Assim as análises de gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ) e

amônia ( $\text{NH}_3$ ) presentes do biogás são feitas de maneira colorimétrica e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) volumétrica sendo a concentração de metano ( $\text{CH}_4$ ) obtida pela diferença.

### Determinação de gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ) e amônia ( $\text{NH}_3$ ) no biogás

Para determinação do gás sulfídrico adiciona-se 10 mL de água deionizada em uma cubeta e em seguida 2 gotas de solução pré-tratamento 1 do kit. Em seguida transfere-se 5 mL do líquido para seringa. Coleta-se 5 mL de gás na mesma seringa e agita-se por 2 minutos. Após isso se transfere todo o líquido para a cubeta. Adiciona-se 5 gotas da solução sulfeto 1 e 2 gotas de solução sulfeto 2. Após agita-se essa solução para completa mistura dos reagentes e aguarda 10 minutos para desenvolvimento da cor azul, o que indicará a presença de gás sulfídrico na amostra, e então se compara a cor da cubeta com a cartela para  $\text{H}_2\text{S}$  que acompanha o kit como mostra a figura 3.



Figura 3: Cartela colorimétrica para determinação de gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ).

Fonte: Do autor, 2018.

Para análise de amônia, repete-se o procedimento inicial do teste de gás sulfídrico, porém coleta-se 50 mL de volume de biogás para uma seringa, e após a agitação transfere-se todo o líquido da seringa para a cubeta e adiciona-se 3 gotas da solução amônia indoteste 1, 3 gotas da solução de amônia indoteste 2 e 3 gotas de solução de amônia indoteste 3 agitando o frasco no intervalo de cada adição. Depois disso aguarda 10 minutos para desenvolvimento de cor, indicará a presença da amônia na amostra de biogás. Então se utiliza a cartela específica para amônia para comparar a cor do líquido da cubeta com a cartela, de acordo com a figura 4.

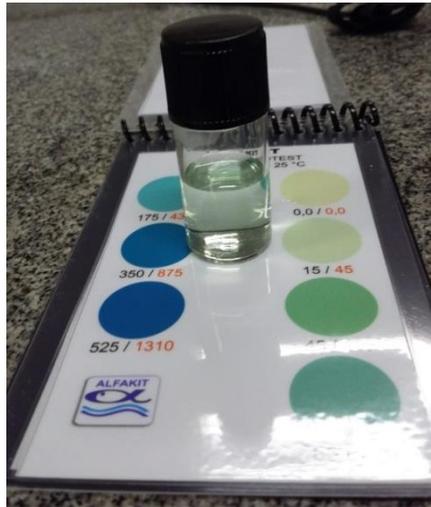


Figura 4: Cartela para determinação de amônia (NH<sub>3</sub>).

Fonte: Do autor, 2018.

Para a determinação de potencial de geração de biogás, o experimento foi conduzido dentro de vidros de 50 mL inseridos em banho maria a 35°C, que fizeram o papel de biodigestores e foram lacrados para que o gás não escapasse. Os cálculos para as proporções de resíduo, inóculo e água utilizadas nos biodigestores foram feitos baseados no trabalho de Kretzer et al (2016).

Dessa maneira, foram feitas duplicatas e cada biodigestor possuía 1,5 g de inóculo, 10 mL de água destilada e 5 g de resíduo orgânico, que equivalem a 20% da capacidade do biodigestor.

Foi utilizado o resíduo orgânico da dieta A, composto de 97% de farinha de trigo integral orgânica e 3% de levedura de cerveja, como mostra a Figura 5. O mesmo foi triturado seco em liquidificador e peneirado em uma peneira com abertura de 0,50 mm (Figura 6) para melhorar o contato das partículas com o inóculo e para melhor manipulação do resíduo.

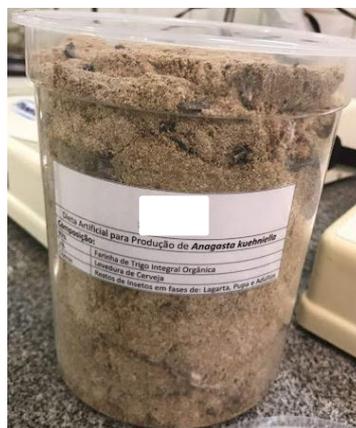


Figura 5: Resíduo orgânico da dieta A

Fonte: Do autor, 2018.



Figura 6: Resíduo triturado

Fonte: Do autor, 2018.

Em seguida, colocou-se o resíduo e o inóculo diluído em água destilada nos vidros e estes, inseridos em banho maria, para permanecer por 24 e 48 h, como mostra a Figura 7.



Figura 7: Biodigestores preparados e inseridos em banho maria.

Fonte: Do autor, 2018.

Após 24 h, foi feita uma coleta de amostra do biogás gerado, com o auxílio de uma seringa (10 mL) e agulha, a qual perfurando a tampa, o biogás era puxado preenchendo todo o volume da seringa.

Através do kit foi possível fazer as seguintes análises de determinação de amônia e de ácido sulfídrico, utilizando um método colorimétrico de próprio fabricante. O objetivo nessa primeira etapa com o Kit Embrapa foi de identificar o metano, ou seja, qualitativo, não sendo possível quantificar o mesmo no biogás gerado.

### Determinação de gás carbônico (CO<sub>2</sub>) e metano (CH<sub>4</sub>) no biogás

Essa análise é realizada por diferença de volume e o metano obtido por diferença conforme detalhado a seguir. Primeiramente adiciona-se 10 mL de pré-tratamento 2 para uma cubeta, em seguida transfere-se 5 mL dessa solução para seringa de plástico e conecta essa ao suporte. Após esse procedimento, conectar a seringa com biogás coletado na conexão do suporte. Então, deve-se colocar o registro dessa conexão na posição correta para que o biogás deva ser sugado pela seringa de vidro vazia, coleta-se 20 mL de biogás, gira-se o registro para a posição fechada. Com o suporte na posição vertical, segurando com uma das mãos, transfere-se o biogás coletado da seringa de vidro para a seringa de plástico que contém a solução pré-tratamento 2. Puxa-se o êmbolo para auxiliar a transferência. Completada a transferência do biogás para a seringa de plástico, fecha-se o registro e agita-se por 2 minutos. Após esse tempo, transfere-se lentamente todo o volume de gás para a seringa de vidro. A concentração de CO<sub>2</sub> em porcentagem é obtida pela leitura da escala lateral da seringa. E o CH<sub>4</sub> é determinado por diferença da concentração de CO<sub>2</sub>.

A diferença entre a porcentagem de gás carbônico e a leitura direta na escala do suporte é aproximadamente a porcentagem de gás metano. Resultado % CH<sub>4</sub> = 100 – Leitura da % CO<sub>2</sub>.

Após 24 h foi possível observar a produção de biogás, como mostra a Figura 8, onde as bolhas de gás estão retidas entre as partículas do resíduo.



Figura 8: Biogás produzido após 24 h.

Fonte: Do autor, 2018

As avaliações foram realizadas após 24 e 48 h para a dieta A afim de conhecer o potencial de geração de biogás de acordo com as horas e para a dieta B apenas foi possível analisar 24 h pois após isso não houve produção de gás. Após 48 h foram feitas apenas as análises de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> para a dieta A pois a produção do gás não foi suficiente para as demais análises.

## Etapa 2 – Teste de AME

### 4.3 Teste de Atividade Metanogênica Específica - AME

Este teste foi realizado em duas baterias que ocorreram em períodos distintos, pois devido à pandemia da Covid-19, não foi possível realizar uma repetição para confirmação dos resultados logo em seguida da primeira bateria de testes. Sendo assim a primeira bateria de teste de AME foi realizado de 01/11/2019 a 30/01/2020 e a segunda bateria de teste de AME de 01/02/2021 a 12/03/2021. Para as duas baterias de testes, foi utilizado o resíduo da dieta A e foram seguidas as mesmas condições experimentais em cada uma delas.

Para medição da atividade metanogênica específica foram realizados testes de bancada de acordo com metodologia proposta por Aquino et al (2007). As principais etapas dessa metodologia estão descritas a seguir:

1. Caracterização físico-química do inóculo e resíduo orgânico como pH, Umidade, Condutividade, Nitrogênio Total e Orgânico, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Determinação de Sólidos Totais (ST) e Determinação de Sólidos Voláteis (SV);
2. Determinação da concentração de sólidos suspensos voláteis nas amostras;
3. Adição da solução de nutrientes, como mostra no Quadro 3:

Quadro 3: Soluções de nutrientes:

Macronutrientes (5,33mL)	Micronutrientes (0,83mL)
NH <sub>4</sub> Cl – 500 mg/L	FeCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O – 2 mg/L
NaHCO <sub>3</sub> – 1000 mg/L	CuSO <sub>4</sub> .5H <sub>2</sub> O – 0,05 mg/L
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> – 650 mg/L	CuCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O – 0,03 mg/L
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> – 150 mg/L	MnCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O – 0,5 mg/L
MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O – 100 mg/L	(NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub> .4H <sub>2</sub> O – 0,05 mg/L
CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O – 100 mg/L	AlCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O – 0,05 mg/L
Na <sub>2</sub> S.7H <sub>2</sub> – 50 mg/L	CoCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O – 2 mg/L
Extrato de levedura – 50 mg/L	NiCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O – 0,05 mg/L
	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub> - 0,01 mg/L
	HCl conc – 1 mL/L

### 4.3.1 Preparo do substrato (Dieta A):

As amostras do resíduo foram trituradas em liquidificador para homogeneização da granulometria e passadas por uma peneira com abertura de 0,50mm. Foram pesados 0,702 g de resíduo para cada reator, esse valor se refere à relação de Substrato/Inóculo (R/I). Para este trabalho foi estipulado um teor de sólidos no reator de 3-8% (30 – 80 gSTV/L) e então foi estudada a relação R/I ( $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ ) de 0,1.

### 4.3.2 Preparo do lodo - inóculo

Para esse teste, foi feita uma troca do inóculo (ETE da região metropolitana de Campinas), pelo lodo anaeróbico da empresa localizada em Iracemápolis – SP, devido a pouca atividade microbiana do inóculo anteriormente utilizado. Dessa forma, buscou-se realizar os testes com um inóculo diferente para potencializar os resultados.

Após a coleta, o lodo foi colocado em cone Imhoff durante 24 h para obtenção de um lodo mais concentrado, e em seguida foram realizadas as análises de caracterização físico-química. Por último o inóculo foi aclimatado a 35°C a fim de diminuir erros como, por exemplo, produção de metano por origem endógena. Foram medidos 150 mL de solução reação para cada reator.

### 4.3.3 Preparo das amostras nos reatores

A montagem do teste foi feita de acordo com o aparato experimental proposto por Aquino et al (2007) e está apresentada na figura 9:

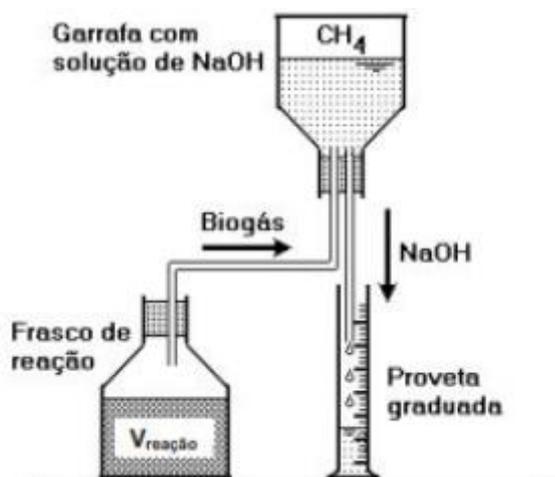


Figura 9: Aparato experimental para lavagem do biogás e medição do volume de metano produzido.

Fonte: Aquino et al. (2007).

O teste foi conduzido em frascos de vidro tipo schott com capacidade de 250 mL, com volume de reação de 150 mL e *headspace* de 100 mL. Diluiu-se o resíduo no lodo (inóculo) e em seguida foram adicionadas as soluções de macro e micronutrientes descritas no quadro 4. O pH das amostras foi ajustado para 7,0 com solução de NaOH.

Foram realizados o controle (apenas com inóculo) e o tratamento Resíduo/Inóculo (R/I 0,1), ambos em triplicata para que pudesse ser feita a comparação com maior significância estatística.

Para a medição direta do volume de metano adotou-se o procedimento descrito por Aquino et al (2007), no qual o biogás gerado é lavado com uma solução de NaOH, que irá promover a absorção do CO<sub>2</sub>. Nesse procedimento o monitoramento da produção de metano foi feito diariamente, 3 vezes ao dia, com agitação manual para garantir o contato do substrato com os micro-organismos, antes da medição, e o volume de metano produzido pôde ser contabilizado medindo o volume de NaOH deslocado para a proveta conforme a Figura 10.



Figura 10 – Aparato do teste de AME.

Fonte: Do Autor, 2019.

Após o preparo do teste, os reatores foram fechados e foi retirado o excesso de oxigênio de cada reator com o auxílio de uma bomba a vácuo, para garantir a anaerobiose do meio. Então foram colocados em banho maria em temperatura controlada a 35°C, conectados com uma mangueira nos frascos de NaOH, e esses por sua vez, estavam conectados em provetas na bancada para o deslocamento do volume. O tempo de acompanhamento do teste foi de 90 dias e os reatores foram realimentados com substrato quatro vezes durante esse

período, quando era observada uma baixa produção de biogás ou não geração, ou seja, quando o reator estabilizava. Em cada realimentação o pH foi verificado e corrigido quando necessário.

#### 4.3.4 Análise de dados

Após obter os dados de volume de metano gerado, é necessário realizar cálculos para determinar o valor de AME além de ajustar as condições do teste à relação teórica (AQUINO et al., 2007). Isso é possível através da equação 1:

$$\left(\frac{P_1 V_1}{T_1}\right)_{CNTP} = \left(\frac{P_2 V_2}{T_2}\right)_{LAB} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:

$P_1$ : pressão atmosférica (atm) nas CNTP

$V_1$ : volume de  $\text{CH}_4$  nas CNTP

$T_1$ : temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) nas CNTP

$P_2$ : pressão atmosférica (atm) em laboratório

$V_2$ : volume de  $\text{CH}_4$

$T_2$ : temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) em laboratório

O valor da AME é expresso em  $\text{gDQO}_{\text{CH}_4}/\text{gSSV}\cdot\text{d}$ , para isso é necessário conhecer a massa de lodo inoculada e converter a produção volumétrica de metano ( $\text{mL CH}_4/\text{d}$ ) em DQO ( $\text{gDQO}/\text{d}$ ). Para isso serão utilizadas as seguintes equações propostas por Aquino et al. (2007) pela equação 2:

$$AME = \frac{1}{x_0} * \frac{dV}{dt} \quad \text{Equação (2)}$$

Em que:

AME = parâmetro expresso em  $\text{gDQO-CH}_4\cdot\text{gSTV}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ;

$x_0$  = massa de biomassa (gSTV);

V = volume de biogás gerado (mL);

t = tempo de reação (d).

Também foi analisada a eficiência de remoção de DQO, utilizando a equação 3:

$$E_{DQO}(\%) = \frac{DQO_{inicial} - DQO_{final}}{DQO_{inicial}} * 100 \quad \text{Equação (3)}$$

A fim de comparar valores teóricos e experimentais, o site Online Biogas App foi utilizado. Através dessa ferramenta foi calculada a produção de biogás a partir da estequiometria, com base na composição do substrato (OBA, 2021).

A degradabilidade do resíduo foi calculada através da produção total de gás gerada no teste (L CH<sub>4</sub>) dividido pela produção teórica de gás (L CH<sub>4</sub>) x 100.

## 5. Resultados e Discussão

Neste capítulo serão apresentados os resultados obtidos nas duas etapas experimentais Etapa 1 – seleção do resíduo e etapa 2 – condução do teste AME com o resíduo selecionado.

### 5.1 Etapa 1 – Análise do resíduo com potencial para geração de biogás

Foram feitas análises de caracterização dos resíduos das quatro dietas, é possível observar os resultados dos parâmetros dos resíduos na Tabela 4:

Tabela 4: Caracterização das quatro amostras de dietas.

Dieta	pH	Condutividade ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ )	Umidade (%)	Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )
A	4,82	21,32	12,18	24,2
B	4,98	1132	78,01	23,8
C	4,57	768,4	52,39	24,2
D	5,75	1208	77,95	24,3

Os resíduos por apresentarem composições bem variadas, apresentam umidade e pH diferentes. O resíduo da dieta A é seco por ser composto de farinha de trigo integral, diferentemente do resíduo das dietas B e D que apresentam maior umidade por terem outra composição, como feijão e água por exemplo.

Os resultados das análises de amônia, gás sulfídrico, gás carbônico e metano podem ser observados na Tabela 5 para o resíduo da dieta A e para dieta B, que foram as selecionadas para a continuidade dos experimentos apenas gás carbônico e metano.

Tabela 5 – Resultados da composição do biogás (qualitativo)

	CO <sub>2</sub> (%)	CH <sub>4</sub> (%)	Gás sulfídrico	Amônia
<b>Dieta A - 24 horas</b>	50	50	75ppm V -25°C	15ppm V -25°C
<b>Dieta A - 48 horas</b>	67,5	32,5	-	-
<b>Dieta B - 24 horas</b>	60	40	-	-

Assim, foi possível observar que houve um decaimento da produção de metano com o passar do tempo e um aumento de gás carbônico. Porém é um resíduo com potencial energético para a produção de biogás através de DA. Não houve produção de biogás dos resíduos da dieta B após 24 h, por isso não houve leitura para este intervalo de tempo.

Dessa maneira, as análises iniciais demonstram que esses dois resíduos apresentam potencial energético suficiente para produção de biogás. Porém foi escolhido o resíduo da dieta A para o teste de AME, pois não continha componente que pudesse ser inibidor ou tóxico, como o formaldeído e a tetraciclina, por exemplo, que de acordo com STONE et al. (2009), ÁLVAREZ et al. (2010), FOCO et al. (2015), AYDIN et al. (2015) e SELVAM et al. (2017), interferem na DA inibindo a ação dos metanógenos e também foi escolhido por ser um resíduo de melhor manipulação para a trituração.

## 5.2 Etapa 2 – Teste de AME

Foram realizadas análises físico-química do substrato e do inóculo da primeira etapa de testes de acordo com as metodologias citadas no quadro 2 (item 4.2.1). Os resultados estão dispostos nas Tabela 6 e 7.

Tabela 6: Parâmetros físico-químicos do inóculo e resíduo – Primeira etapa.

<b>Parâmetros físico-químicos</b>		
	<b>Inóculo</b>	<b>Resíduo</b>
<b>pH</b>	6,85	4,82
<b>Umidade (%)</b>	95,93	18,18
<b>Condutividade (µs/cm)</b>	*	21,32
<b>Sólidos Totais (S.T.) % (m/m)</b>	4,06	81,81
<b>Sólidos Voláteis (S.V.) % (m/m)</b>	3,27	78,32
<b>S.V/S.T</b>	0,80	0,95

A segunda etapa foi realizada no período de 01/02/2021 a 12/03/2021 onde é possível observar os resultados na tabela 7.

Tabela 7: Parâmetros físico-químicos do inóculo e resíduo – Segunda etapa.

<b>Parâmetros físico-químicos</b>		
	<b>Inóculo</b>	<b>Resíduo</b>
<b>pH</b>	6,93	4,82
<b>Umidade (%)</b>	95,67	14,66
<b>Condutividade (µs/cm)</b>	786,6	21,32
<b>Sólidos Totais (S.T.) % (m/m)</b>	4,32	85,33
<b>Sólidos Voláteis (S.V.) % (m/m)</b>	3,39	73,69
<b>S.V/S.T</b>	0,78	0,86

Pelos resultados obtidos pode-se verificar que o pH do resíduo, importante parâmetro para ação dos micro-organismos, era ácido, o que pode inibir a atividade dos organismos metanogênicos (PANIGRAHI e DUBEY, 2019; KUMAR e SAMADDER, 2020). Desta forma, foi necessário ajustar o pH com NaOH para iniciar os testes.

De acordo com os resultados observados, o teor de sólidos voláteis do resíduo variou nas duas etapas de experimentos, de 73,69 a 78,3 % o que, de acordo com Markou (2015), demonstra à alta degradabilidade do resíduo e potencial de geração de biogás do resíduo avaliado, pois de acordo com o autor, resíduos cujos teores de sólidos voláteis situam-se entre 60 - 85% apresentam este potencial.

Na tabela 8 estão apresentados os resultados para as análises de DQO e nitrogênio, no momento de partida dos reatores e após a finalização dos testes, de acordo com os TDH para cada um dos testes realizados.

Tabela 8: Resultados de DQO e Nitrogênio de partida e final das etapas 1 e 2.

<b>Entradas e Saídas do Reator – teste inoculo 1</b>		
	Entrada	Saída
<b>DQO (mg/L)</b>	29100	22666
<b>Nitrogênio Amoniacal (mg/mL)</b>	*	21,84
<b>Nitrogênio Orgânico (mg/mL)</b>	*	30,18
<b>Entradas e Saídas do Reator – teste inoculo 2</b>		
<b>DQO (mg/L)</b>	3126	1365
<b>Nitrogênio Amoniacal (mg/mL)</b>	81,2	673,4
<b>Nitrogênio Orgânico (mg/mL)</b>	30,18	647,42

Legenda: (\*): não foi possível realizar análise.

Para nitrogênio amoniacal, na primeira etapa não foi possível identificar a entrada do reator. Na segunda etapa o valor foi maior de saída do que na entrada, isso pode ser devido ao tempo de espera das análises laboratoriais devido ao acesso limitado ao laboratório em decorrência da pandemia da Covid-19, onde pode ter ocorrido reação nos reatores. De acordo com Procházka et. al. (2011), as concentrações ótimas são de 2,1, 2,6 e 3,1 g/L, ou seja, 2100, 2600 e 3100 mg/L de nitrogênio amoniacal dependendo do inóculo. A alta concentração de nitrogênio amoniacal 4,0 g/L ou 4000 mg/L inibiu a produção de metano, e a baixa concentração de nitrogênio amoniacal 0,5 g/L ou 500 mg/L causa baixo rendimento de metano, perda de biomassa e perda da atividade metanogênica acetoclástica. Os valores de nitrogênio amoniacal neste trabalho na segunda etapa estiveram dentro do mínimo aceitável.

Além disso, o pH de 4,82 do efluente utilizado neste trabalho, indica que o N amoniacal estava na forma de  $\text{NH}_4^+$ , menos tóxica que o  $\text{NH}_3$ , que ocorre em pH maior que 7.

Os valores de nitrogênio amoniacal são de extrema importância para o processo de DA, pois dependendo dos valores obtidos, pode haver inibição dos micro-organismos. Para a faixa observada neste trabalho, os valores encontrados não houve inibição dos micro-organismos (RAJAGOPAL et al.,2013).

De acordo com Markou (2015), a DQO é usada para determinar indiretamente a carga orgânica de um substrato, sendo assim valores mais altos podem indicar cargas orgânicas mais altas.

Dayanis et. al. (2019) trabalharam com resíduo de vinhaça para digestão anaeróbia onde a DQO inicial foi de 257.500 mg/L e DQO final foi de 192.500 mg/L. Valores esses de entrada e saída muito maiores que os apresentados neste trabalho, devido à vinhaça ser um resíduo com maior carga orgânica. Além disso, a vinhaça possui compostos recalcitrantes (PARSAEE, KIANI, KARIMI, 2019) que não são degradados na digestão anaeróbia. No caso do resíduo, é possível que haja resquícios de lignina da farinha de trigo integral ou dejetos dos organismos cultivados que apresentem recalcitrância à degradação anaeróbia.

Para Rodrigues et. al. (2020), os valores médios de DQO total no afluente de estação de tratamento de esgoto de suínos foram de 35.416 mg/L, estando mais próximos dos valores de DQO encontrados nesse trabalho visto que o inóculo utilizado nesse trabalho foi de tratamento de esgoto doméstico.

Segundo Bhatt e Tao (2020), a faixa de valores de DQO para resíduos orgânicos é de 39.800 – 350.000 mg/L e para lodo de águas residuais é de 47.200 – 140.000 mg/L, assim se aproximando do obtido para este resíduo. Assim a faixa de valores de DQO depende da especificidade de cada substrato, principalmente combinado com diferentes tipos de inóculo. No geral, a DQO do presente estudo esteve próxima da faixa de valores para resíduos orgânicos.

### **5.2.1 Resultados dos Testes de Atividade Metanogênica Específica – AME**

A análise qualitativa preliminar teve o intuito de auxiliar na identificação se o resíduo obtinha o potencial de geração de biogás. Após a montagem dos reatores, o pH foi ajustado em torno de 7, com NaOH, principalmente pelo resíduo usado apresentar pH ácido, o que poderia inviabilizar e/ou prejudicar a atividade metanogênica.

Nessa segunda etapa, observou-se uma quantidade de produção de biogás, com a faixa de valores gerados as leituras e curvas das amostras podem ser observadas na figura 11.

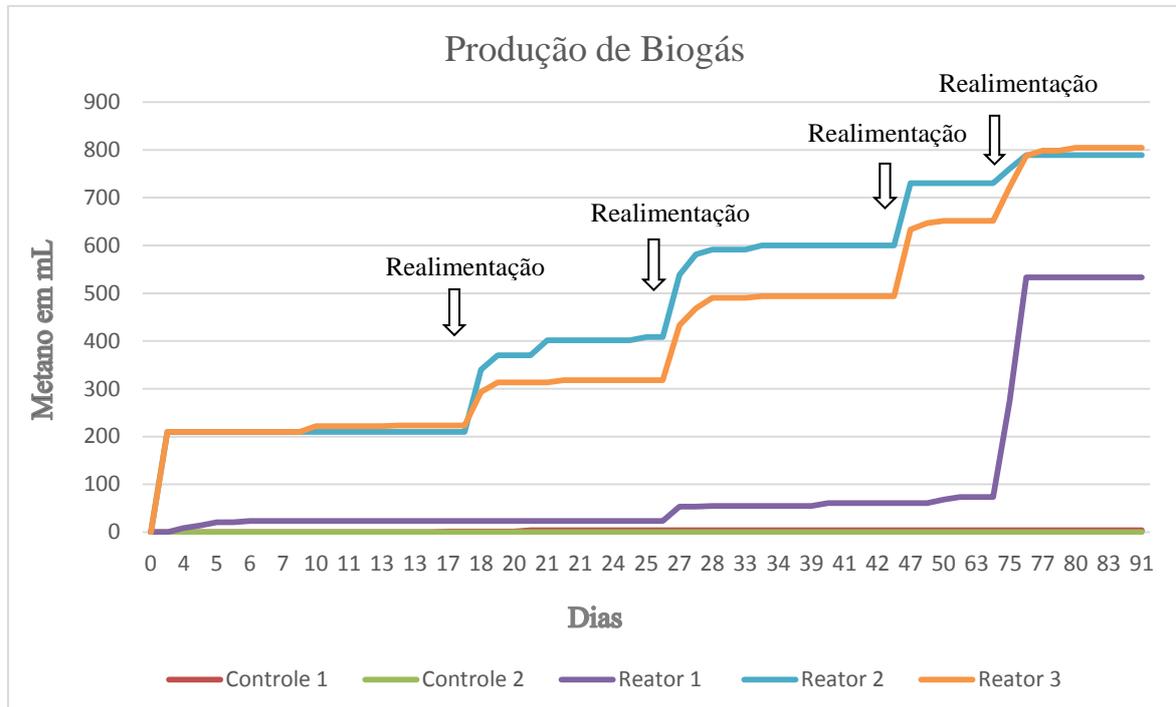


Figura 11: Produção de Biogás a partir do resíduo da dieta A – Primeira etapa (2020).

Nesta primeira etapa de testes, os reatores foram realimentados com o resíduo quatro vezes, sempre que havia diminuição/estabilização na geração do metano. Neste momento havia controle do pH e, se necessária, o mesmo era corrigido para próximo de 7, que de acordo com a literatura é o ideal (PANIGRAHI e DUBEY, 2019; KUMAR e SAMADDER, 2020), e valores de pH menores que 6,5 e maiores que 8 não são recomendados pois afetam os organismos (OLADEJO et al, 2020; MIRMOHAMADSADEGHI, et al, 2019.). Os valores de pH variaram para os reatores e os resultados obtidos estão apresentados na tabela 9.

Tabela 9 – Dados de pH no início do experimento e na realimentação do sistema – Primeira Etapa.

Data	Medição do pH			Processo
	Reator 1	Reator 2	Reator 3	
01/11/2019	7,1	7	7,2	Partida
18/11/2019	6,99	6,99	7,12	Realimentação
27/11/2019	7	7,18	7,25	Realimentação
16/12/2019	7,27	7,2	7,18	Realimentação
13/01/2020	7,41	7,31	7,27	Realimentação

A primeira análise que pode ser feita é que, os reatores 2 e 3 tiveram um comportamento mais similar da produção de biogás, ou seja, a maior produção de metano era no mesmo intervalo de tempo, enquanto o reator 1 provavelmente teve alguma falha de operação, como vazamento por exemplo, portanto foi desconsiderado.

De acordo com a figura 8 pode-se observar que, quando a digestão anaeróbia estabilizava, não havia geração do biogás. Os reatores foram realimentados com substrato quatro vezes e após esta realimentação, a produção de biogás aumentava novamente como indica na figura 8. Dessa maneira, pode-se notar que os micro-organismos estavam ativos ao receberem o substrato necessário e demandavam um tempo para degradar e finalizar o processo da digestão anaeróbia até estabilizar e assim o processo poderia ser repetido na realimentação.

Neste ponto, é importante ressaltar o intervalo médio em que o reator foi estabilizado e foram necessárias novas realimentações até a estabilização final. O intervalo entre as 3 realimentações nesta etapa variou entre 17 a 27 dias, e a partir da última não houve mais geração do metano. O TDH tem também grande influência no processo, e de acordo com Mirmohamadsadeghi et al. (2019), o tempo pode variar entre 15 e 30 dias, com retenção de no mínimo entre 10 e 15 dias, o que corrobora com os dados obtidos nesta pesquisa. Os autores também ressaltam que o TDH é fundamental para que os micro-organismos consigam converter a matéria orgânica em metano.

Aquino et al. (2007) descreveram que 1 mol de metano equivale a 2 moles de  $O_2$  ou 64 g de DQO. Como 1 mol de qualquer gás, na CNTP ( $0^\circ C$  e 1 atm), ocupa um volume de 22,7 L, pode-se dizer que 1 g de DQO degradada equivale, na CNTP, a 354 mL de metano formado.

A taxa máxima de produção de metano, conforme Aquino et al. (2007), foi feita para cada realimentação, através da determinação gráfica o trecho de maior inclinação da curva. E assim após obter a taxa máxima de cada trecho obteve-se a AME dos intervalos apresentados na tabela 10.

O volume acumulado de biogás produzido para o reator 2 foi de 789,3 mL e para o reator 3 foi de 804,6 mL. Os reatores de Controle 1 e 2 ficaram estáveis mostrando assim que a produção do biogás era proveniente apenas dos reatores que receberam o substrato. A partir disso e de acordo com a figura 8, foram calculados valores de AME para cada realimentação apresentados na tabela 10.

Tabela 10: AME – primeira etapa (2020).

	R2	R2	R2	R2	R2	R3	R3	R3	R3	R3
<b>dt (dias)</b>	3,87	0,4	0,47	0,94	0,66	3,87	0,4	0,47	0,94	0,66
<b>Quantidade de inóculo (g.SSV)</b>	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5
<b>Metano produzido (gDQO CH<sub>4</sub>)</b>	0,524	0,324	0,324	0,324	0,074	0,524	0,174	0,287	0,349	0,174
<b>AME gDQO-CH<sub>4</sub>.gSTV-1.d-1</b>	<b>0,030</b>	<b>0,180</b>	<b>0,153</b>	<b>0,077</b>	<b>0,025</b>	<b>0,030</b>	<b>0,097</b>	<b>0,136</b>	<b>0,083</b>	<b>0,059</b>

Legenda: (R2): Reator 2; (R3): Reator 3.

Foi calculado o valor de AME e de metano produzido para cada intervalo da curva gerada como mostra na figura 8.

O volume teórico de metano foi calculado através do site Online Biogas App como foi descrito na metodologia.

É possível observar na tabela 11, a comparação do volume teórico de metano gerado e o volume gerado neste primeiro ensaio.

Tabela 11: Comparativo volume teórico de metano nas CNTP e volume gerado na primeira etapa.

	R1	R2	R3
<b>Resíduo total adicionado (gSTV)</b>	2,25	2,25	2,25
<b>Volume final estimado de metano gerado nas CNTP com 100% de degradação do substrato (L CH<sub>4</sub>)</b>	0,786	0,786	0,786
<b>Volume final gerado de metano gerado no ensaio (L CH<sub>4</sub>)</b>	0,5333	0,7893	0,8046
<b>Volume final gerado de metano gerado no ensaio nas CNTP (L CH<sub>4</sub>)</b>	0,472	0,698	0,712
<b>Degradabilidade do resíduo (%)</b>	60,08%	88,91%	90,64%

Legenda: (R1): Reator 1; (R2): Reator 2; (R3): Reator 3.

Observou-se que houve uma alta degradabilidade do resíduo nesta primeira etapa demonstrando que é um substrato de fácil degradação e o volume de metano gerado no ensaio ficou bem próximo ao volume teórico de metano.

Após esse primeiro ensaio pelo método volumétrico, foi feita a repetição nas mesmas condições a fim de obter uma segunda etapa de testes para confirmação da metodologia.

As medições de produção volumétrica de CH<sub>4</sub> podem ser observadas na figura 12.

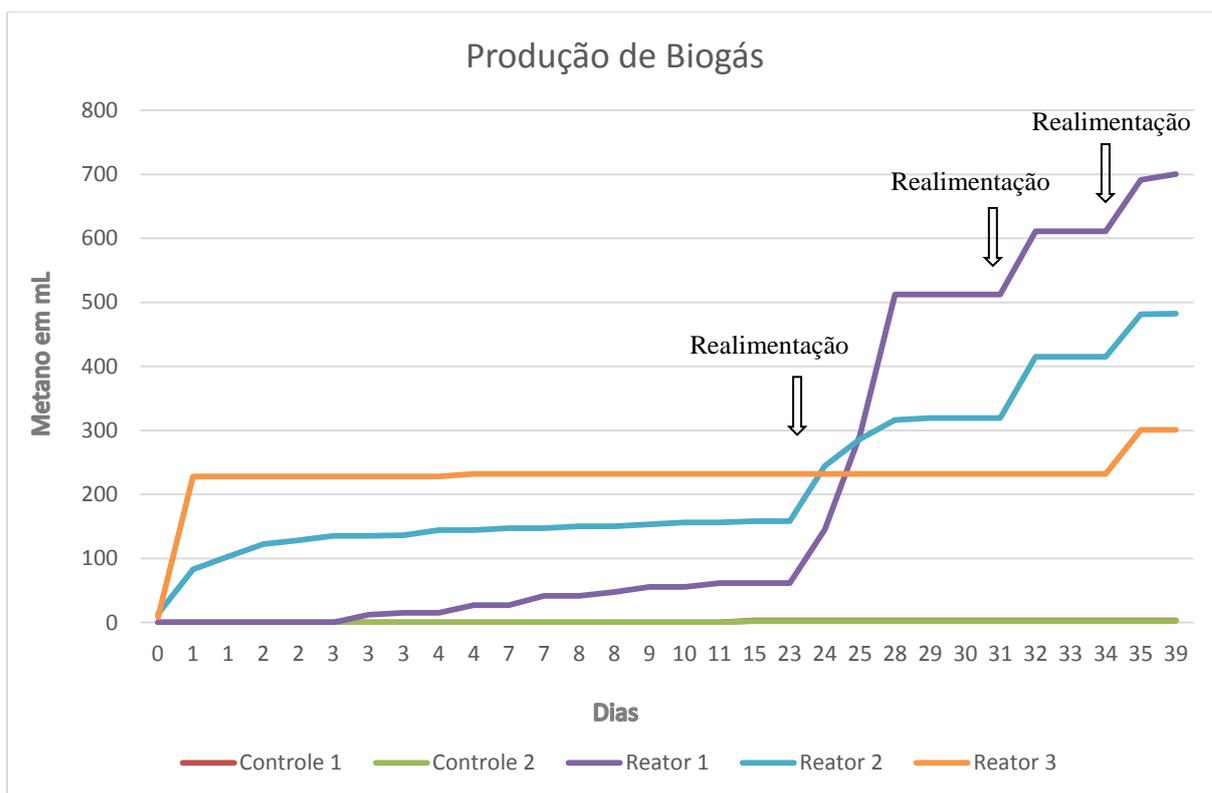


Figura 12: Produção de Biogás a partir do resíduo da dieta A – Segunda etapa (2021).

Neste segundo teste também foi necessária a correção do pH para próximo de 7, e os valores de pH no início do teste, bem como no momento da realimentação estão apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 – Dados de pH no início do experimento e na realimentação do sistema – Segunda Etapa.

Data	Medição do pH			Processo
	Reator 1	Reator 2	Reator 3	
01/02/2021	7,53	7,63	7,51	Partida
24/02/2021	7,53	7,63	7,51	Realimentação
04/03/2021	7,53	7,51	7,51	Realimentação

A primeira avaliação que pode ser feita entre a primeira etapa de teste e a segunda, é que o reator 1 da primeira etapa e o reator 3 da segunda etapa apresentaram o mesmo comportamento, ou seja, uma produção de biogás elevada inicialmente, mas depois não houve mais produção. Os mesmos foram colocados na mesma posição no equipamento de banho-maria, local esse onde há a recirculação de água, o que explica a variação de temperatura afetando diretamente na produção de biogás, visto que a temperatura é um fator limitante no processo de digestão anaeróbia. Portanto esses reatores foram desconsiderados dos testes.

Em relação ao TDH também pode-se observar que do início do experimento até a primeira realimentação, transcorreram 23 dias e que desta para a terceira, somente 08 dias.

O volume acumulado de biogás produzido para o reator 1 foi de 700,2 mL e para o reator 2 foi de 482,4 mL. Os reatores de Controle 1 e 2 ficaram estáveis mostrando assim que a produção do biogás era proveniente apenas dos reatores que receberam o substrato. Na tabela 13 estão os resultados da segunda etapa do teste de AME.

Tabela 13: AME – segunda etapa (2021).

	<b>R1*</b>	<b>R1</b>	<b>R1</b>	<b>R2</b>	<b>R2</b>	<b>R2**</b>
<b>dt (dias)</b>	0,91	1	0,94	0,79	0,97	0,94
<b>Quantidade de inóculo (g.SSV)</b>	9	9	9	9	9	9
<b>Metano produzido (gDQO CH<sub>4</sub>)</b>	0,029	0,366	0,247	0,174	0,214	0,239
<b>AME gDQO-CH<sub>4</sub>.gSTV-1.d-1</b>	<b>0,004</b>	<b>0,041</b>	<b>0,029</b>	<b>0,025</b>	<b>0,025</b>	<b>0,028</b>

É possível observar que os valores de AME são menores que os valores de AME da primeira etapa. Uma explicação pode ser a menor disponibilidade de matéria orgânica, considerando que a DQO inicial na segunda etapa foi menor (Tabela 8), resultando em menor degradabilidade do resíduo na segunda etapa e acúmulo de DQO ao final do ensaio. Nesta segunda etapa a produção de metano foi um pouco mais lenta que a primeira etapa. Isso pode ser devido ao tempo entre a coleta do lodo e a partida dos reatores. O lodo foi armazenado em geladeira e foi necessário um tempo de espera de aproximadamente 1 mês, pois o acesso ao laboratório foi limitado devido à pandemia da Covid-19.

Na tabela 14, a comparação do volume teórico de metano gerado e o volume gerado neste segundo ensaio.

Tabela 14: Comparativo volume teórico de metano nas CNTP e volume gerado na segunda etapa

	<b>R1*</b>	<b>R2**</b>	<b>R3***</b>
<b>Resíduo total adicionado (gSTV)</b>	2,7	2,7	2,7
<b>Volume final estimado de metano gerado nas CNTP com 100% de degradação do substrato (L CH<sub>4</sub>)</b>	0,943	0,943	0,943
<b>Volume final gerado de metano gerado no ensaio (L CH<sub>4</sub>)</b>	0,7002	0,4824	0,301
<b>Volume final gerado de metano gerado no ensaio nas CNTP (L CH<sub>4</sub>)</b>	0,619	0,427	0,266
<b>Degradabilidade do resíduo (%)</b>	65,75%	45,29%	28,26%

Os valores de AME e volume de metano gerado, tanto na primeira etapa como na segunda etapa variaram bastante, principalmente após as realimentações. Isso pode ser devido ao contato da biomassa com oxigênio, pois em cada realimentação era necessário à abertura dos reatores, resultando no contato do meio anaeróbico com o meio aeróbico e também pelo resíduo conter farinha de trigo integral em sua composição o que significa o aumento de carboidrato dificultando um pouco mais a hidrólise.

Comparando os resultados obtidos neste trabalho com os resultados encontrados na literatura apresentados na tabela 3, os resíduos e inóculos utilizados apresentam características muito diferentes gerando resultados diferentes. Segundo Aquino et al. (2007), isso torna difícil a comparação além de não haver uma padronização para o desenvolvimento o ensaio de AME e BMP.

Assim como Silva (2014), neste trabalho a relação de Substrato/Inóculo (R/I) que apresentou maior produção acumulada de metano foi R/I 0,2. Devido às propriedades intrínsecas do resíduo, por ser levedura de cerveja juntamente com farinha de trigo integral, a carga orgânica é alta e alto índice de carboidratos a ser quebrado na fase da hidrólise, o que torna o processo mais demorado e com maiores taxas.

Isso se justifica, pois de acordo com Mata-Alvarez et. al. (2000), a complexidade de um substrato juntamente com a diversidade de micro-organismos envolvidos, leva a um fator limitante na fase da hidrólise. Visto também que em muitos casos a associação física entre lignina e a celulose, é um fator limitante para a degradação anaeróbia. Sendo assim importante o pré-tratamento alcalino do meio para iniciar o processo.

Segundo Rao e Manohar (2003), a farinha de trigo integral contém em sua composição amido, e também por conter muita fibra possui celulose. Isso dificulta a fase da hidrólise, o que evidencia a demora da produção de metano neste trabalho, porém não apresentou déficit na quantidade de metano gerado. Schneiders et al. (2013) e Longaretti et al. (2019) utilizaram resíduos alimentícios e de cervejeira, respectivamente, e obtiveram valores de AME menor que  $1,00 \text{ gDQO-CH}_4 \text{ gSTV.d}^{-1}$ , todos abaixo de  $0,50 \text{ gDQO-CH}_4 \text{ gSTV.d}^{-1}$ . Já para Kayranli e Ugurlu, 2012 que usaram ácido acético como substrato, obtiveram valores maiores que  $0,50 \text{ gDQO-CH}_4 \text{ gSTV.d}^{-1}$ .

Os resultados obtidos neste trabalho mediante os resíduos e inóculos utilizados, foram próximos aos encontrados na literatura, apesar do substrato ser peculiar em sua composição. Apesar de os valores de AME serem um pouco menores que os comparados, o inóculo utilizado no presente trabalho foi proveniente de tratamento de esgoto, ou seja, baixa carga

orgânica. E na literatura encontrada, os inóculos vinham de tratamentos de efluente com alta carga orgânica, com potencial para maiores AME.

O volume final de metano gerado nestes testes foi próximo ao volume final estimado de metano nas CNTP com 100% de degradação do substrato ( $L CH_4$ ). A faixa de valores de degradabilidade do resíduo estava dentro da esperada, pois segundo Karlsson et al. (2014), a taxa de degradação de um substrato biodegradável não pode exceder 90%, e um substrato com alto teor de fibra não degradará mais do que 60% da entrada de matéria orgânica durante o tempo de residência no biodigestor.

## 6. Conclusões

Os resultados encontrados nesse estudo mostram que o tipo de resíduo influencia diretamente na DA e em todo o processo e produção do biogás. Assim, chegaram-se as seguintes conclusões:

- A utilização de resíduos da dieta de cultivo de organismos para manejo integrado de pragas apresentou uma produção viável qualitativa e quantitativamente de biogás, desde que os resíduos não tenham componentes tóxicos ou inibidores da digestão anaeróbia e da atividade das arqueas metanogênicas;
- Através do teste de AME foi possível avaliar que os resultados obtidos para produção de metano corroboram com os encontrados na literatura;
- Devido ao resíduo ser uma mistura de dois componentes com alto teor de fibras, proteínas e carboidratos, configura ser um resíduo com carga orgânica alta e maior demanda de tempo na fase de hidrólise;
- A taxa de degradação estava dentro da faixa de valores esperados para o tipo de resíduo com alto teor de fibras, sendo o caso do presente trabalho.

O resíduo foi adequado para o teste de AME e demonstrou ser satisfatório na produção do volume de metano acumulado, evidenciando que a digestão anaeróbia desse resíduo pode ser uma alternativa viável para a destinação correta e assim o reaproveitamento para geração de energia.

Por não haver uma padronização de testes de AME, as sugestões para trabalhos futuros a fim de produzir biogás através da DA são a realização de teste do Potencial Bioquímico de Metano (BMP).

## 7. Referências Bibliográficas

- Abdelgadir, A.; Chen, X.; Liu, J.; Xie, X.; Zhang, J.; Zhang, K.; Wang, H.; Liu, N. *Characteristics, process parameters, and inner components of anaerobic bioreactors*. BioMed Research International, 2014.
- Achinas, S. Achinas, V. Euverink, G. *A Technological Overview of Biogas Production from Biowaste Engineering*, (2017), 299-307, 3(3).
- Alrawashdeh, K. A.; Gul, E.; Yang, Q.; Yang, H.; Bartocci, P.; Fantozzi, F. *Effect of Heavy Metals in the Performance of Anaerobic Digestion of Olive Mill Waste*. Processes. (2020), 8, 1146.
- Álvarez, J.; Otero, L.; Lema, J.; Omil, F. *The effect and fate of antibiotics during the anaerobic digestion of pig manure*. Bioresource Technology, (2010), 8581-8586, 101(22).
- Amorim, M. C. C. *Estudos de caracterização, biodegradabilidade e tratamento de manipueira proveniente de casas de farinha*. 2015. 221 f. Tese Doutorado em Engenharia Química Universidade Federal de Pernambuco Centro de Tecnologia e Geociências. Recife – PE.
- Apha/AWWA/WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21<sup>a</sup> ed. Washington: American Public Health Association, (2005), 1082 p.
- Aquino, S. F.; Chernicharo, C. A. L.; Foresti, E.; Santos, M. L. F.; Monteggia, L. O. *Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios*. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 12, n 2, p. 192-201, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522007000200010>
- Atelge, M.; Atabani, A.; Banu, J.; Krisa, D.; Kaya, M.; Eskicioglu, C.; Kumar, G.; Lee, C.; Yildiz, Y.; Unalan, S.; Mohanasundaram, R.; Duman, F. *A critical review of pretreatment technologies to enhance anaerobic digestion and energy recovery*. Fuel, (2020), 117494, 270.
- Aydin, S. Ince, B.; Ince, O. *Application of real-time PCR to determination of combined effect of antibiotics on Bacteria, Methanogenic Archaea, Archaea in anaerobic sequencing batch reactors*. Water Research, (2015), 88-98, 76.
- Baâti, S. Benyoucef, F. Makan, A. El Bouadili, A. El Ghmari, A. *Influence of hydraulic retention time on biogas production during leachate treatment*. Environmental Engineering Research, (2018), 288-293, 23(3).
- Bhatt, A.H.; Tao, L. *Economic Perspectives of Biogas Production via Anaerobic Digestion*. Bioengineering (2020), 7(3), 74. <https://doi.org/10.3390/bioengineering7030074>.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 375. *Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos*

*derivados*. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 30 ago (2006) n. 167, p. 141-146.

Brasil. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2019. Brasília: SNS/MDR, (2020), 244 p. : il.

Borges, C.; Sobczak, J. Silberg, T.; Uriona-Maldonado, M.; Vaz, C. *A systems modeling approach to estimate biogas potential from biomass sources in Brazil*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, (2021), 110518, 138.

Bueno, R. F. *Comparação entre biodigestores operados em escala piloto para produção de biogás alimentado com estrume bovino*. HOLOS Environment, v.10 n.1, (2010) - P. 112 ISSN:1519-8634.

Cadillo-Quiroz, H.; Yavitt, J.B.; Zinder, S.H. *Methanosphaerula palustris gen.nov., sp.nov., ahydrogenotrophic methanogen isolated from a minerotrophic fen peatland*. Int. J. Syst. Evol. Microbiol (2009), 59, 928–935.

Callado, N.H.; Damianovic, M.H.Z.; Foresti, E. Influência da razão DQO/[SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>] e da concentração de Na<sup>+</sup> na remoção de matéria orgânica e sulfato em reator UASB. Engenharia Sanitaria e Ambiental, (2017), 381-390, 22(2).

Camargo, E. A.; Moniz, A. C.; Jorge, J. A.; Valadares, J. M. A. S. *Métodos de análises químicas, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas*. Campinas: Instituto Agronômico. (2009), 77p. (Boletim técnico, 106).

Cempre. Review 2019. Compromisso Empresarial para Reciclagem. São Paulo, (2019).

Campuzano, R.; Martínez, S. G.; *Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review*. Elsevier - Waste Management 54 (2016), 3–12.

Capson-Tojo, G.; Moscoviz, R.; Astals, S.; Robles, A.; Steyer, J-P. *Unraveling the literature chaos around free ammonia inhibition in anaerobic digestion*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, (2020), 109487, 117.

Cárdenas-Cleves LM, Parra-Orobio BA, Torres-Lozada P; Vásquez-Franco CH. *Perspectivas del ensayo de Potencial Bioquímico de Metano - PBM para el control del proceso de digestión anaerobia de residuos*. Revista ION, (2016); 29(1):95-108.

Chatterjee, B.; Mazumder, D. *Role of stage-separation in the ubiquitous development of Anaerobic Digestion of Organic Fraction of Municipal Solid Waste: A critical review*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, (2019), 439-469, 104.

Chen, Y.; Cheng, J. J.; Creamer, K. S. *Inhibition of anaerobic digestion process: A review* Bioresource Technology 99 (2008) 4044–4064.

Chernicharo, C. A. de L. *Reatores anaeróbios*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997. 2. ed. Belo horizonte, (2007).

- Chernicharo, C.A.L.; Stuetz, R.M.; Souza, C.L.; Melo, G.C.B. *Alternatives for the control of odorous emissions in anaerobic reactors treating domestic wastewater*. Engenharia Sanitaria e Ambiental, (2010), 229-236, 15(3).
- Czatzkowska, M.; Harnisz, M.; Korzeniewska, E. *Inhibitors of the methane fermentation process with particular emphasis on the microbiological aspect: A review*. Energy Sci Eng. (2019), 8:1880–1897.
- Dawson, L.; Khalid, A.; Arshad, M.; Anjum, M.; Mahmood, T. *The anaerobic digestion of solid organic waste*. Waste Management 31, 1737–1744, (2011).
- Dayanis, A.C.; Marco, R.R.; Andrés, P.C.C.; Jhoan, G-M.D. *Evaluación de producción de biogás y reducción de carga orgánica de vinazas mediante digestión anaerobia*. Rev. Colom. Biotecnol. Vol. XXI No. 2 Julio – Diciembre 2019, 118 – 130. DOI: 10.15446/rev.colomb.biote.v21n2.79555
- Epe. Relatório Síntese - BEN 2021 - ano base 2020. Ministério de Minas e Energia, (2021).
- Feng, Q.; Song, Y.; Kim, D.; Kim, M.; Kim D. *Influence of the temperature and hydraulic retention time in bioelectrochemical anaerobic digestion of sewage sludge*. International Journal of Hydrogen Energy, (2019), 2170-2179, 44(4).
- Fernández-Rodríguez, J.; Pérez, M.; Romero, L. *Comparison of mesophilic and thermophilic dry anaerobic digestion of OFMSW: Kinetic analysis*. Chemical Engineering Journal, (2013), 59-64, 232.
- Florentino, H. O.; Biscaro, A. F. V; Passos, J. R. S. *Funções sigmoidais aplicadas na determinação da atividade metanogênica específica – AME*. Rev. Bras. Biom., São Paulo, (2010), v.28, n.1, p.141-150.
- FNR - Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe. *Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização*. Ministério da Nutrição Agricultura e Defesa do Consumidor da Alemanha. Gülzow, Alemanha. 2010.
- Foco, M.; Batista, V.; Candello, F.; Nour, E. *Degradação de formaldeído tratado em conjunto com esgoto sanitário em sistema combinado anaeróbio-aeróbio*. Engenharia Sanitaria e Ambiental, (2015), 103-110, 20(1).
- Freitas, J.V.R; Barros, R.M.; Filho, G.L.T.; Santos, A.H.M.; Ferreira, C.H.; Pieroni, M.F.; Moura, J.S.; Abe, H.S.S.; Brito, L.M.; Santos, I.F.S.; Ribeiro, E.M. *A potential of the biogas generating and energy recovering from municipal solid waste*. Renewable Energy Focus, (2018), Volume 25, Number 00.
- Guo, Q.; Majeed, S.; Xu, R.; Zhang, K.; Kakade, A.; Khan, A.; Hafeez, F. Y.; Mao, C.; Liu, P.; Li, X. *Heavy metals interact with the microbial community and affect biogas production in anaerobic digestion: A review*. Journal of Environmental Management, (2019), 266-272, 240
- Hussain, A.; Dubey, S. *Specific methanogenic activity test for anaerobic degradation of influents*. Applied Water Science, (2017), 535-542, 7(2).

- Ipea. *Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos – Relatório de Pesquisa*. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Brasília, (2012).
- Izumi, K.; Okishio, Y.; Nagao, N.; Niwa, C.; Yamamoto, S.; Toda, T. *Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste*. *International Biodeterioration and Biodegradation*, (2010), 601-608, 64(7).
- Jagadabhi, P.S., Kaparaju, P., Väisänen, A., Rintala, J. *Effect of macro- and micro-nutrients addition during anaerobic mono-digestion of grass silage in leach-bed reactors* (2017) *Environ. Technol.*, pp. 1-42.
- Jain, S.; Jain, S.; Wolf, I. T; Lee, J.; Tong, Y. W. *A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 52 (2015)142–154.
- Jiang, Y.; McAdam, E.; Zhang, Y.; Heaven, S.; Banks, C.; Longhurst, P. *Ammonia inhibition and toxicity in anaerobic digestion: A critical review*. *Journal of Water Process Engineering*, (2019), 100899, 32.
- Karlsson, T.; Konrad, O.; Lumi, M.; Schmeier, N.P.; Marder, M.; Casaril, C. E.; Koch, F. F.; Pedroso, A. G. *Manual básico de biogás*. Ed. da Univates – Lajeado (2014), 69 p. ISBN 978-85-8167-073-7.
- Kayranli, B.; Ugurlu, A. *Assessment of methanogenic activity and kinetics of anaerobic granular sludge*. *Fresenius Environ Bull* 21(8B), (2012), 2394–2398.
- Kovalakova, P.; Cizmas, L.; McDonald, T.; Marsalek, B.; Feng, M.; Sharma, V. *Occurrence and toxicity of antibiotics in the aquatic environment: A review*. *Chemosphere*, (2020), 126351, 251
- Kretzer, S. G; Nagaoka, A. K; Moreira, T. E.; Moraes, I.L.R.G., Bauer, F.C. *Produção de biogás com diferentes resíduos orgânicos de restaurante universitário*. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, (2016), v.5,n.4,p.551-565.
- Kumar, A.; Samadder, S. *Performance evaluation of anaerobic digestion technology for energy recovery from organic fraction of municipal solid waste: A review*. *Energy*, (2020), 117253, 197.
- Kunz, A.; Amaral, A. C. do; Steinmetz, R. L. R.; *Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato*. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, (2019), 209 p.
- Leite, V.D.; Barros, A.J.M.; Menezes, J.M.C.; Sousa, J.T.; Lopes, W.S. *Codigestão anaeróbia de resíduos orgânicos*. *Revista DAE*. Outubro (2017), Edição Especial. n. 208. vol. 65.
- Li, N.; Liu, H.; Xue, Y.; Wang, H.; Dai, X. *Partition and fate analysis of fluoroquinolones in sewage sludge during anaerobic digestion with thermal hydrolysis pretreatment*. *Science of the Total Environment*, (2017), 715-721, 581-582.

- Li, Z.; Wachemo, Yuan, H.; Korai, R. M.; Li, X. *High levels of ammonia nitrogen for biological biogas upgrading*. International Journal of Hydrogen Energy. 30 October (2020), p. 28488-28498.
- Liu, Y.; Li, X. Tan, Z. Yang, C. *Inhibition of tetracycline on anaerobic digestion of swine wastewater*. Bioresource Technology, (2021), 125253, 334.
- Longaretti, G.; Meira, J.; Sganderla, I.; Magro, J.; Fiori, M.; de Mello, J.M.M. *Study of specific methanogenic activity of different anaerobic sludges*. Engenharia Sanitaria e Ambiental, (2019), 1139-1146, 24(6).
- Luo, J.; Zhang, Q.; Zhao, J.; Wu, Y.; Wu, L.; Li, H.; Tang, M.; Sun, Y.; Guo, W.; Feng, Q.; Cao, J.; Wang, D. *Potential influences of exogenous pollutants occurred in waste activated sludge on anaerobic digestion: A review*. Journal of Hazardous Materials, (2020), 121176, 383.
- Mao, C.; Feng, Y.; Wang, X.; Ren, G. *Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion*. Renewable and Sustainable Energy Reviews 45 (2015) 540–555.
- Markou, G. *Improved anaerobic digestion performance and biogas production from poultry litter after lowering its nitrogen content*. Bioresource Technology 196 (2015) 726–730
- Matos, C. F.; *Produção de Biogás e Biofertilizante a Partir de Dejetos de Bovinos, sob Sistema Orgânico e Convencional de Produção*. Dissertação (Mestrado) – UFRRJ. Seropédica-RJ, 2016.
- Mata-Alvarez, J.; Mace, S.; Llabres, P. *Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives*. Bioresource Technology 74 (2000) 3-16. Doi: 10.1016/S0960-8524(00)00023-7.
- Meegoda, J.; Li, B.; Patel, K.; Wang, L. *A review of the processes, parameters, and optimization of anaerobic digestion*. International Journal of Environmental Research and Public Health, (2018), 2224, 15(10).
- Milanez, A.Y.; Guimarães, D.D.; Maia, G.B.S.; Souza, J.A.P.; Lemos, M.L.F. *Biogás de resíduos agroindustriais: panorama e perspectivas*. Biogás. BNDES, (2018). Setorial 47, p. 221-276.
- Mirmohamadsadeghi, S.; Karimi, K.; Tabatabaei, M.; Aghbashlo, M. *Biogas production from food wastes: A review on recent developments and future perspectives*. Bioresource Technology Reports 7 (2019) 100202
- Nadaletti, W.C.; Cremonez, P.A.; Souza de S.N.M; Bariccatti, R.A; Belli Filho, P. Secco, D. *Potential use of landfill biogas in urban bus fleet in the Brazilian states: A review*. Renewable and Sustainable Energy Reviews 41(2015) 277–283.

- Okonkwo, U.C.; Onokpite, E.; Onokwai, A.O. *Comparative study of the optimal ratio of biogas production from various organic wastes and weeds for digester/restarted digester*. Journal of King Saud University – Engineering Sciences. Elsevier. 2016.
- Oliveira, L.G.S.; Negro, S.O. *Contextual structures and interaction dynamics in the brazilian biogas innovation system*. Renew Sustain Energy Rev, 107 (2019), pp. 462-481.
- Oliveira, S. V. W. B.; Leoneti, A. B.; Caldo, G. M. M.; Oliveira, M. M. B. *Generation of bioenergy and biofertilizer on a sustainable rural property*. Biomass and bioenergy 35 (2011) 2608 e 2618.
- OBA, Online Biogas App. Disponível em <<https://biotransformers.shinyapps.io/oba1/>>. Acesso em 2 de agosto de 2021.
- Oladejo, O.S.; Dahunsi, S.O.; Adesulu-Dahunsi, A.T.; Ojo, S.O.; Lawal, A.I.; Idowu, E.O.; Olanipekun, A.A.; Ibikun, R.A. *Energy generation from anaerobic co-digestion of food waste, cow dung and piggery dung*. Bioresource Technology 313 (2020) 123694
- Panigrahi, S.; Dubey, B. *A critical review on operating parameters and strategies to improve the biogas yield from anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste*. Renewable Energy, (2019), 779-797, 143.
- Parsaee, M.; Kiani, M. K. D.; Karimi, K. *A review of biogas production from sugarcane vinasse*. Biomass and bioenergy, v. 122, p. 117-125, 2019.
- Paula Jr., D.R.; Foresti, E. *Sulfide toxicity kinetics of a UASB reactor*. Brazilian Journal of Chemical Engineering, (2009) v. 26, n. 4, p. 669-675.
- Pereira, M. S.; Godoy, T. P.; Godoy, L. P.; Bueno, W. P.; Wegner, R. S. *Energias renováveis: biogás e energia elétrica provenientes de resíduos de suinocultura e bovinocultura na UFSM*. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental Santa Maria, v. 19, n. 3, set-dez. 2015, p. 239-247 Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas – UFSM ISSN : 22361170. DOI: 105902/2236117018064.
- Piatek, M.; Lisowski, A.; Kasprzycka, A.; Lisowska, B. *The dynamics of an anaerobic digestion of crop substrates with na unfavourable carbon to nitrogen ratio*. Bioresource Technology 216 (2016) 607–612
- Ponsá, S.; Gea, T.; Sánchez, A. *Anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with several pure organic co-substrates*. Elsevier – Bio Systems Engineering 108 (2011) 352 e 360 – Barcelona/Espanha. Doi: 10.1016/j.biosystemseng.2011.01.007.
- Procházka, J., Dolejš, P., Máca, J. *et al. Stability and inhibition of anaerobic processes caused by insufficiency or excess of ammonia nitrogen*. Appl Microbiol Biotechnol 93, 439–447 (2012). <https://doi.org/10.1007/s00253-011-3625-4>.
- Raij, V. B.; Andrade, J. C.; Cantarella, H.; Quaggio, J.A. *Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais*. Campinas: IAC, (2001), 285p.

- Rodrigues, L. S.; Torres, E.P.; Rodrigues, L.A.; Dutra, J.C.F.; Sampaio, R.R.; Silva, I.J. *Aplicabilidade de sistema reator anaeróbio compartimentado seguida de filtro anaeróbio no tratamento de efluentes de suinocultura de pequeno porte*. Artigo Técnico. Eng. Sanit. Ambient. 25 (3). May-Jun 2020. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020137661>.
- Rao, P. H.; Manohar, R. S. *Chapatis and related products*. (2003), p1033-1044 <https://doi.org/10.1016/B0-12-227055-X/00192-9>.
- Rajagopal, R.; Massé, D.; Singh, G.. *A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia*. Bioresource Technology, (2013), 632-641, 143.
- Sangsri, S.; Siripatana, C.; Rakmak, N.; Wadchasit, P.; Jijai, S. *Evaluating biomethane potential of inocula from different active biogas digesters for palm oil mill effluent by bmp and SMA: Effect of dilution and sources*. Walailak Journal of Science and Technology, (2021), 1-12, 18(1).
- Salomon, K.R.; Lora, E.E.S. *Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil*. Biomass and Bioenergy 33, 1101 – 1107, 2009.
- Santos, I.F.S.; Vieira, N.D.B.; Nóbrega, L.G.B.; Barros, R.M.; Filho, G.L.T; *Assessment of potential biogas production from multiple organic wastes in Brazil: Impact on energy generation, use, and emissions abatement*. Resources, Conservation & Recycling 131; 54–63. 2017.
- Sawyer, N.; Trois, C.; Workneh, T.; Okudoh, V. *International Journal of Energy Economics and Policy An Overview of Biogas Production: Fundamentals, Applications and Future Research*. International Journal of Energy Economics and Policy |, (2019), 9.
- Schneiders, D.Silva, J.D.; Till, A.; Lapa, K.; Pinheiro, A. *Atividade metanogênica específica (AME) de lodos industriais provenientes do tratamento biológico aeróbio e anaeróbio*. Revista Ambiente e Água, (2013), 135-145, 8(2).
- Shi, X.; Dong, J.; Yu, J.; Yin, H.; Hu, S. Huang, S.; Yuan, X. *Effect of Hydraulic Retention Time on Anaerobic Digestion of Wheat Straw in the Semicontinuous Continuous Stirred-Tank Reactors*. BioMed Research International, (2017).
- Schnurer, A.; Jarvis, A. *Microbiological handbook for biogas plants Swedish Waste Management U*, 2009 (2010), pp. 1-74.
- Selvam, S.B.; Chelliapan, S.; Din, M.F.M.; Shahperi, R.; Aris, M.A.M. *Performance of an Up-Flow Anaerobic Sludge Bed (UASB) Reactor Treating Landfill Leachate Containing Heavy Metals and Formaldehyde*. Desalination and Water Treatment. 86 (2017) 51–58. doi: 10.5004/dwt.2017.21406
- Silva, M.C.P; *Avaliação de lodo anaeróbio e dejetos bovinos como potenciais inóculos para partida de digestores anaeróbios de resíduos alimentares*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais - Belo Horizonte, 2014.
- Silva, A.; Gomes, J.; Salvador, A.; Martins, G.; Alves, M.; Pereira, L. *Ciprofloxacin, diclofenac, ibuprofen and 17 $\alpha$ -ethinylestradiol differentially affect the activity of*

- acetogens and methanogens in anaerobic communities*. Ecotoxicology, (2020), 866-875, 29(7).
- Stone, J.; Clay, S.; Zhu, Z.; Wong, K.; Porath, L.; Spellman, G. *Effect of antimicrobial compounds tylosin and chlortetracycline during batch anaerobic swine manure digestion*. Water Research, (2009), 4740-4750, 43(18).
- Wang, S.; Ma, F.; Ma, W.; Wang, P.; Zhao, G.; Lu, X. *Influence of temperature on biogas production efficiency and microbial community in a two-phase anaerobic digestion system*. Water (Switzerland), (2019), 133, 11(1).
- Wang, H.; Zhu, X.; Yan, Q.; Zhang, Y.; Angelidaki, I. *Microbial community response to ammonia levels in hydrogen assisted biogas production and upgrading process*. Bioresource Technology, (2020), 122276, 296.
- Weiland, P.; *Biogas production: current state and perspectives*. Appl Microbiol Biotechnol (2010) 85:849–860 DOI 10.1007/s00253-009-2246-7.
- Xiao, L.; Wang, Y.; Lichtfouse, E.; Li, Z.; Kumar, P.; Liu, J.; Feng, D.; Yang, Q.; Liu, F. *Effect of Antibiotics on the Microbial Efficiency of Anaerobic Digestion of Wastewater: A Review*. Frontiers in Microbiology, (2021), 611613, 11.
- Xu, Q.; Li, X.; Ding, R.; Wang, D.; Liu, Y.; Wang, Q.; Zhao, J.; Chen, F.; Zeng, G.; Yang, Q.; Li, H. *Understanding and mitigating the toxicity of cadmium to the anaerobic fermentation of waste activated sludge*. Water Research, (2017), 269-279, 124.
- Yang, Y.; Huang, W.,Huang, W. *Antibiotic Inhibition on Anaerobic Digestion of Animal Manure and Controlling Strategies: A Short Review*. Clean – Soil, Air, Water (2019), 47, 1700653.
- Zamri, M.; Hasmady, S.; Akhlar, A.; Ideris, F.; Shamsuddin, A.; Mofijur, M.; Fattah, I.; Mahlia, T. *A comprehensive review on anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, (2021), 110637, 137.
- Zanon, E.; Baungratz, K.L.; Oliveira, J.B.; Slongo, N.; Frigo, E.P. *Produção de biogás a partir de biomassa residual*. Acta Iguazu, Cascavel, v.2, n.3, p. 30-39, 2013.
- Zhang, C.; Su, H.; Baeyens, J.; Tan, T. *Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, (2014), 383-392, 38.