

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO BIOENERGIA

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DE
EFLUENTES INDUSTRIAIS ATRAVÉS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA**

Bacar Mané

Dissertação de Mestrado submetida à
Universidade Estadual de Maringá
como parte integrante dos requisitos
para obtenção do Grau de Mestre em
Bioenergia, área de Produção de
Biocombustíveis e Co-produtos

MARINGÁ, MARÇO DE 2022

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO BIOENERGIA

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DE
EFLUENTES INDUSTRIAIS ATRAVÉS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA**

Bacar Mané

Licenciado em Ciências da Natureza e
Matemática, UNILAB, 2018.

Orientador: Prof. Dr. Nehemias Curvelo
Pereira

Dissertação de Mestrado submetida à
Universidade Estadual de Maringá como parte
integrante dos requisitos para obtenção do
Grau de Mestre em Bioenergia, área de
Produção de Biocombustíveis e Co-produtos

MARINGÁ, MARÇO DE 2022

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOENERGIA

Esta é a versão preliminar da dissertação de Mestrado apresentada por Bacar Mané perante a Comissão Julgadora do Curso de Mestrado em Bioenergia, em 09 de março de 2022.

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Nehemias Curvelo Pereira
Orientador

Prof. Dr. Daniel Taiti Vareschini
Membro UEM/DEQ

Prof. Dr^a. Djeine Cristina Schiavon Maia

Dedico este trabalho aos meus
pais, Laia Mané e Maria Sane.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me dar sabedoria, proteção e por ter me guiado até aqui. Aos meus pais Laia Mané e Maria Sane pelo apoio ao longo dos anos da minha vida acadêmica, aos meus irmãos primos e a minha família em geral.

Ao meu orientador Prof. Dr. Nehemias Curvelo Pereira, pela oportunidade de tê-lo como orientador, pelos ensinamentos e incentivos. Obrigado por contribuir na minha evolução acadêmica.

Aos meus amigos e colegas de laboratório, Tamires, Natalia, Ariane, Raoni, Beatriz, Paula por contribuírem positivamente no desenvolvimento deste trabalho. Aos meus amigos em geral, Nicolas, Karol, Adulai, Joel, Momente e todos os que não foram citados aqui, agradeço de coração.

A Universidade Estadual de Maringá, ao Departamento de Engenharia Química e ao programa de pós-graduação em Bioenergia. Aos professores e colaboradores e por todo apoio.

A CAPES pela concessão da bolsa de mestrado para a realização da pesquisa.

“AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DE EFLUENTES INDUSTRIAIS ATRAVÉS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA”

AUTOR: Bacar Mané

ORIENTADOR: PROF. Dr. NEHEMIAS CURVELO PEREIRA

Dissertação de Mestrado; Programa de Pós-Graduação em Bioenergia; Universidade Estadual de Maringá; Av. Colombo 5790, Bloco D-90; CEP 87020-900 – Maringá – PR, Brasil

As atividades industriais são principais geradoras de resíduos sólidos orgânicos e efluentes líquidos, levando em consideração os princípios de preservação ambiental, estes rejeitos precisam ser tratados antes de serem descartados, para evitar a poluição ambiental. Esses resíduos têm como características principais, alto conteúdo de matéria orgânica, que podem ser aproveitados para produção de biogás. Este trabalho tem como objetivo avaliar o potencial de produção de biogás a partir de mistura de efluentes industriais provenientes de diferentes indústrias em sistema de batelada. As amostras foram coletadas na Empresa Maringaense de Tratamento de Efluentes – EMTRE, coleta foi feita levando em consideração os procedimentos definidos pela ABNT NBR 10007/2004. Após a cada coleta, as amostras são caracterizadas levando em consideração as recomendações da norma VDI 4630 (2006) e utilizando os métodos analíticos da APHA (1998). As características físico-química dos seguintes parâmetros foram determinadas: pH, Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Voláteis (STV), Sólidos Totais Fixos (STF), Alcalinidade Total (AT), Carbono Orgânico Total (COT), Ácidos Orgânicos Totais (AOT), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). No Experimento I, as relações S/I 0,25 e 0,50 obtiveram maior potencial de geração de biogás (721,29 NmL gSV⁻¹ e 670,41 NmL gSV⁻¹) e metano (461,69 NmL gSV⁻¹ e 456,18 NmL gSV⁻¹), em comparação com as outras relações estudadas. No Experimento II, as relações S/I 0,25; 0,50 e 0,75 apresentaram maiores produções de biogás (1632,43 NmL gSV⁻¹, 1605,26 NmL gSV⁻¹ e 1574,09 NmL gSV⁻¹) e metano (1202,10 NmL gSV⁻¹, 1167,80 NmL gSV⁻¹ e 1143,66 NmL gSV⁻¹). Enquanto que, a relação S/I 1 apresentou menor produção de biogás e metano.

Palavras-Chaves: Efluentes industriais; Digestão anaeróbia; PBM; Biogás.

EVALUATION OF BIOGAS PRODUCTION POTENTIAL FROM INDUSTRIAL EFFLUENTS THROUGH ANAEROBIC DIGESTION

AUTHOR: Bacar Mané

SUPERVISOR: PROF. Dr. NEHEMIAS CURVELO PEREIRA

Master's thesis; Graduate Program in Bioenergy; Universidade Estadual de Maringá; Av. Colombo 5790, Bloco D-90; CEP 87020-900 - Maringá - PR, Brazil

Industrial activities are the main generators of organic solid waste and liquid effluents, taking into account the principles of environmental preservation, these wastes need to be treated before being disposed of, to avoid environmental pollution. These wastes have as main characteristics, high content of organic matter, which can be used to produce biogas. This work aims to evaluate the potential for biogas production from a mixture of industrial effluents from different industries in a batch system. The samples were collected at the Empresa Maringaense de Tratamento de Efluentes - EMTRE, collection was done taking into consideration the procedures defined by ABNT NBR 10007/2004. After each collection, the samples are characterized taking into account the recommendations of VDI 4630 (2006) and using the analytical methods of APHA (1998). The physical-chemical characteristics of the following parameters were determined: pH, Total Solids (TSS), Total Volatile Solids (TSS), Total Fixed Solids (TSS), Total Alkalinity (TA), Total Organic Carbon (TOC), Total Organic Acids (TOA), Chemical Oxygen Demand (COD) and Total Kjeldahl Nitrogen (TNK). In the first batch, the S/I ratios 0.25 and 0.50 obtained the highest potential for biogas (721.29 NmL gSV-1 and 670.41 NmL gSV-1) and methane (461.69 NmL gSV-1 and 456.18 NmL gSV-1) generation compared to the other studied ratios. In the second batch, the S/I ratios 0.25; 0.50 and 0.75 showed higher biogas (1632.43 NmL gSV-1, 1605.26 NmL gSV-1 and 1574.09 NmL gSV-1) and methane (1202.10 NmL gSV-1, 1167.80 NmL gSV-1 and 1143.66 NmL gSV-1) productions. Whereas, the S/I 1 ratio showed lower biogas and methane production.

Keywords: Industrial Wastewater; Anaerobic Digestion; PBM; Biogas.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Matriz energética Mundial, 2018	19
Figura 2 – Matriz energética brasileira	25
Figura 3 - Consumo de energia proveniente de fontes renováveis e não renováveis no Brasil e no mundo para o ano 2018	26
Figura 4 – O potencial nacional de produção de biogás bruto calculado pela Abiogás	27
Figura 5 – Potencial brasileiro de energia elétrica a partir do biogás em 2019	28
Figura 6 – Esquema representativo da visão interna do reator modelo lagoa coberta	33
Figura 7 – Esquema de processo de um reator UASB	36
Figura 8 - Processos de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.	
FRigura 9 – Fluxograma de etapa experimental	50
Figura 10 - Reator de inoculo	53
Figura 11 - Potencial de geração de biogás (NmL gSV^{-1}) para as relações testadas no Experimento I	72
Figura 12 - Potencial de geração de metano (NmL gSV^{-1}) para as relações testadas no Experimento I.....	73
Figura 13 - Potencial de geração de biogás (NmL gSV^{-1}) para as relações testadas no Experimento II	74
Figura 14 - Potencial de geração de metano (NmL gSV^{-1}) para as relações testadas no Experimento II	74
Figura 15 – Composição do biogás gerado no Experimento I, para as relações Substrato/Inoculo: a) 1,00; b) 0,50; e c) 0,25	76
Figura 16 – Composição do biogás gerado no Experimento II, para as relações Substrato/Inoculo: a) 1,00; b) 0,75; e c) 0,50 e d) 0,25	78

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Consumo energético mundial, 2019	18
Tabela 2 – Cinco maiores aumentos e diminuições na produção (a) e consumo (b) de petróleo por país	21
Tabela 3 – Produção e consumo de energias renováveis em países e chaves, ano de 2019	23
Tabela 4 – Características físico-químicas de efluentes de diferentes industriais	31
Tabela 5 – Padrões de lançamentos de efluentes em corpos hídricos ...	32
Tabela 6 – Velocidade ascendente e altura recomendada para biodigestores UASB tratando diferentes efluentes	36
Tabela 7 - Classificação dos microrganismos de acordo com a temperatura	43
Tabela 8 Evolução e da relação AI/AP e características do reator	44
Tabela 9 – Composição de biogás	48
Tabela 10 – Produção de biogás na decomposição completa dos constituintes	48
Tabela 11 – Parâmetros de caracterização de efluentes industriais	52
Tabela 12 Detalhamento das fases de experimento	58
Tabela 13 caracterização físico-química de substrato	62
Tabela 14 Caracterização físico-química do lodo de biodigestor anaeróbio ativo, utilizado como inóculo	64
Tabela 15 - Caracterização físico-química de pH, AT, AOV e as relações AOV/AT e AI/AP do meio de reação para o início e final de teste do potencial bioquímico de metano	66
Tabela 16 - Caracterização físico-química de ST, STF, STV e a relação ST/ST do meio de reação para o início e final de teste do potencial bioquímico de metano	67
Tabela 17 - Caracterização físico-química de DQO, COT e NTK do meio de reação para o início e final de teste do potencial bioquímico de metano	68
Tabela 18 – Volume acumulado de biogás e metano	70
Tabela 19 – Volume específico de biogás e metano	71'

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
AI – Alcalinidade Intermediária
AI/AP – Alcalinidade intermediária e Alcalinidade parcial
ANP – Agência Nacional do Petróleo
AOV – Ácidos Orgânicos Voláteis
AOV/AT - Ácidos Orgânicos Voláteis e Alcalinidade Total
AP – Alcalinidade Parcial
APHA – *American Public Health Association*
AT– Alcalinidade Total
C/N – Relação Carbono e Nitrogênio
CG – Cromatografia Gasosa
CH₄ – Metano
CO₂ – Dióxido de Carbono
CSTR – reator de mistura completa (do inglês *continuous stirred tank reactor*)
EIA – Energy Information Administration
EMTRE – Empresa Maringaense de Tratamento de Efluentes
FPD – Detector de Fotometria a Chama
H₂S – Sulfeto de Hidrogênio
H₂SO₄ – Ácido Sulfúrico
HAc – Ácido Acético
MO – Matéria Orgânica
NaCl – Cloreto de Sódio
NaOH – Hidróxido de Sódio
NTK – Nitrogenio Total Kjeldahl
PBM – Potencial Bioquímico de Metano
pH – Potencial Hidrogeniônico
S/I – Relação Substrato/Inóculo
SF – Sólidos Fixos
ST – Sólidos Totais
SV – Sólidos Voláteis

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1 Matriz energética	17
2.2.1 Energia não renovável	19
2.2.2 Energia renovável	20
2.2.3 Energia renovável no brasil	23
2.3 Panorama do biogás no Brasil	25
2.4 Tratamento de efluente industrial	27
2.4.1 Legislação vigente.....	29
2.4.2 Tecnologias para tratamento anaeróbio de efluentes.....	31
2.5 Digestão anaeróbia	38
2.5.1 Fatores que influenciam a digestão anaeróbia.....	40
2.5.3 Potencial bioquímico de metano.....	43
2.5.4 Inóculo	45
2.5.5 Biogás.....	46
3 MATERIAIS E MÉTODOS	48
.....	48
3.1 Caracterização de local de estudo	49
3.1 Materiais.....	50
3.1.1 Efluentes industriais	50
3.1.2 Inóculo	52
3.2 Métodos analíticos.....	54
3.2.1 pH	54
3.2.2 Alcalinidade Total	54
3.2.3 Ácidos Orgânicos Voláteis	54
3.2.4 Sólidos Totais Fixos e Voláteis (ST, STF, STV).....	55
3.2.5 Carbono Orgânico Total (COT).....	55
3.2.6 Demanda Química De Oxigênio (DQO)	56

	13
3.2.7 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	56
3.3 Teste do Potencial Bioquímico de Metano (PBM)	57
3.3.1 Monitoramento do volume e composição do biogás	58
3.4 Análise estatística	59
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
4.1 Caracterização físico-química do substrato	60
4.2 Caracterização físico-química do inóculo.....	62
4.3 Caracterização físico-química dos meios de reações	63
4.4 Produção acumulada de biogás e metano.....	67
4.4.1 Volume de biogás e metano acumulado.....	67
4.4.2 Potencial de geração de biogás e metano.....	68
4.4.3 Amostra de referência	73
4.4.4 Composição do biogás gerado.....	73
5 CONCLUSÃO	76
6 REFERÊNCIAS.....	77

1 INTRODUÇÃO

Os combustíveis fósseis representam elevada porcentagem de consumo energética no mundo, cerca de 86,1% são provenientes de fontes não renováveis (MME, 2020). O esgotamento dessas fontes energéticas estimula novas pesquisas por combustíveis derivados de fontes renováveis de energia, com isso as fontes naturais de biomassa são uma alternativa viável. De acordo com Lopes, Martins e Miranda (2019), a busca por recursos alternativos que tenham menor reflexo no meio ambiente e que sejam economicamente viáveis representa um dos principais desafios em relação ao futuro do setor energético.

O consumo de energias renováveis no Brasil está cada vez a crescer, representando quase metade da sua matriz energética. As gerações da energia a partir de biomassa vêm ganhando força cada vez mais, participando com 18% na matriz energética brasileira (MME, 2020). A energia da biomassa tem grande importância no mundo, por ser uma forma energética limpa, apresentando diversas vantagens como a redução da emissão de gases de efeito estufa, o aumento da diversidade de oferta de energia, a criação de oportunidades de emprego, o desenvolvimento econômico local e a diminuição das importações de combustíveis convencionais (OLIVEIRA, 2011).

Biomassa se refere a qualquer tipo de matéria orgânica renovável de origem vegetal, animal ou resíduos provenientes da transformação natural ou artificial da mesma. O termo biomassa inclui uma variedade de fontes, além da madeira, resíduos do comércio e exploração da madeira, indústrias de mobiliário, conta também com resíduos resultantes de indústrias de energia (OLIVEIRA, 2011).

As atividades industriais são principais geradoras de resíduos sólidos orgânicos e efluentes líquidos, levando em consideração os princípios de preservação ambiental, estes rejeitos precisam ser tratados antes de serem descartados, para evitar a poluição ambiental. A Legislação Brasileira sobre Meio Ambiente no seu (Decreto-lei Nº 1.413, DE 14 de agosto de 1975), determina que as indústrias instaladas ou a se instalarem em território nacional são obrigadas a promover as medidas necessárias a prevenir ou corrigir os inconvenientes e prejuízos da poluição e da contaminação do meio ambiente (BRASIL, 2010).

O descarte inadequado de efluentes industriais e domésticos, isto é, sem tratamento prévio, juntamente com resíduos perigosos e escorrências agrícolas de fertilizantes e pesticidas, tem colocado sérios problemas ao meio ambiente (SUN et al., 2016). Segundo Mansano (2016), nos últimos anos acontecem frequentemente discussões em torno desses descartes indevidos, abordando principalmente pontos pertinentes para encontrar formas adequadas de tratamentos de efluentes e educando a população, através de normas, políticas nacionais do meio ambiente, e pena gerada através do não cumprimento das leis.

As medidas de proteção ambiental e as crescentes exigências de mercado por praticas de controle ambiental estão levando as indústrias a considerarem métodos mais sustentáveis de tratamentos dos efluentes líquidos (SOLDERA, 2018). Os efluentes industriais são ricos em matéria orgânica e outros constituintes orgânicos em suspensão, no entanto, a digestão anaeróbica é considerada como um processo de tratamento biológico ambientalmente correto (BEYENE et al., 2014), pois contribui na transformação de passivo ambiental em ativo energética.

A digestão anaeróbia é um processo onde ocorre a conversão da matéria orgânica em metano e dióxido de carbono (CHERNICHARO, 2007). O processo pode ser dividido em quatro fases, sendo: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Cada etapa é realizada por diferentes grupos de microrganismos em sintrofia, responsáveis pela degradação da matéria orgânica e produção de biogás (KUNZ, 2019). Através de realização de testes de Potencial Bioquímico de Metano (BMP) é possível determinar a biodegradabilidade de matéria orgânica e o potencial de produção de metano em condições anaeróbias (EDWIGES, 2018).

Objetivo deste trabalho avaliar o potencial de produção de biogás a partir de mistura de efluentes industriais provenientes de diferentes indústrias em sistema de batelada. Objetivos específicos:

- Realizar diagnóstico qualitativo e quantitativo de misturas de efluentes industriais;

- Determinar a variação das características físico-químicas de mistura de efluentes industriais;
- Identificar o Potencial Bioquímico de Metano da amostra de mistura de efluentes industriais a partir de testes em batelada;
- Avaliar a composição de biogás produzido a partir de mistura de efluentes industriais.

Este trabalho está estruturado em seis tópicos. No primeiro tópico foi feita a introdução do trabalho e foi descrito os objetivos, no segundo tópico foi realizada levantamento de dados bibliográficos com intuito de ter mais informações e conhecimentos sobre o material a ser estudado. No terceiro tópico foi apresentado o material a ser estudado e também foram abordados os métodos a ser usado para realização dos experimentos. Após a realização dos experimentos, os dados obtidos foram reportados no quarto tópico, resultados e discussões, no quinto tópico foram apresentadas às conclusões. Por ultimo, no sexto tópico foram apresentadas as referências usadas.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Matriz energética

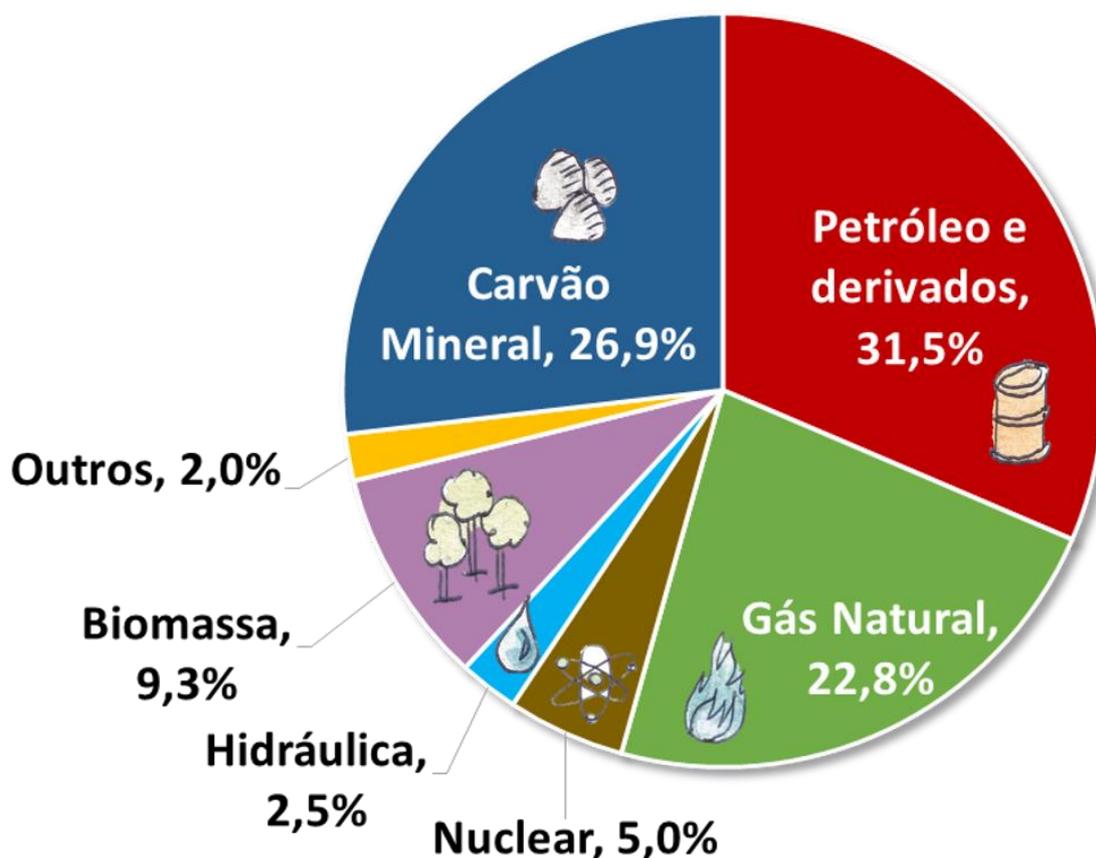
O consumo energético é algo indispensável para a existência da vida na terra, a energia é essencial para o desenvolvimento, que é uma das principais ambições dos povos de todos os países mundial. O planeta terra depende fortemente da energia para o seu funcionamento. Segundo a EIA (2020) as fontes energéticas de origem fóssil como petróleo, carvão e gás natural, são predominantemente as mais utilizadas atualmente na matriz energética global, a predominância dessa forma de energia vem sendo objeto das mais elevadas preocupações ambientais, por serem grandes emissores de GEE. De acordo com Wei e Liao (2016), as crises financeiras, preços da energia, alterações climáticas e economias de baixo carbono também estiveram entre os temas mais discutidos para o desenvolvimento mundial nos últimos anos.

Tabela 1 - Consumo energético mundial 2019.

Fonte de energia	Consumo mundial (em ktoe)	Valores (em %)
Carvão	3838326,00	26,9
Gás natural	3261595,00	22,8
Energia Nuclear	706814,00	4,9
Hidrelétrica	362332,00	2
Solar, eólica etc.	286377,00	2
Biocombustíveis	1327127,00	9,3
Petróleo	4496998,00	31,5
Total	14279569,00	99,5

Fonte: EIA (2020).

Figura 1 - Matriz energética mundial 2018.



Fonte: EPE (2020).

As fontes de energias renováveis como solar, eólica e geotérmica, por exemplo, juntas correspondem a apenas 2% da matriz energética mundial, assinaladas como “Outros” no gráfico. Somando à participação da energia hidráulica e da biomassa, as renováveis totalizam aproximadamente 14% (EPE, 2020).

Os recursos energéticos são importantes tanto em termos de produção como de nível de vida, pois o consumo de energia está intimamente relacionado com o desenvolvimento económico (WEI e LIAO, 2016). De acordo com o BP (2020), o consumo de energia per capita na maioria dos países em desenvolvimento está muito baixo em relação ao dos países desenvolvidos. Por exemplo, o consumo de energia per capita nos Estados Unidos, Canadá, Arábia Saudita é mais de quatro vezes superior à média mundial. Vale a pena notar que a procura de energia residencial na maioria dos países em desenvolvimento ainda é para necessidades básicas de vida,

enquanto que nos países desenvolvidos é para luxo ou divertimento. À semelhança do consumo global de energia, o consumo de energia dentro de um país também difere muito entre regiões, classes sociais, e grupos de rendimento.

Não há melhorias significativas no consumo desequilibrado de energia a nível mundial. Os Estados Unidos e a China fazem parte dos países mais desenvolvido do mundo, e também são países com o maior consumo de energia. De acordo com os dados divulgados pela BP (2020), correspondente ao ano 2019, o consumo de energia primária na China foi de 141,70 Exajoules e nos Estados Unidos da América foi de 94,68 Exajoules.

2.2.1 Energia não renovável

O crescimento dos mercados energéticos não renováveis abrandou em 2019, as principais fontes energéticas de origem fóssil, como petróleo, gás natural e carvão mineral tiveram diminuição de produção e consumo em vários países. A China foi à exceção, com o seu consumo de energia acelerando em 2019. Como resultado, a China dominou a expansão nos mercados globais de energia, contribuindo para o maior aumento da procura para cada fonte individual de energia, exceto o gás natural, onde era apenas estreitamente ultrapassado pelos EUA.

O consumo de petróleo cresceu 0,9 milhões de barris por dia (b/d), ou 0,9% ligeiramente inferior à média de 10 anos de 1,3% por ano. O crescimento foi liderado pela China, onde a procura aumentou em 680.000 b/d, o maior aumento desde 2015. Noutros lugares do mundo em desenvolvimento, o crescimento foi abaixo da média, sendo o Irão (180.000 b/d) a única grande exceção.

Os EUA registaram o maior aumento de que qualquer país pelo terceiro ano consecutivo, com um aumento da sua produção de 1,7 milhões de b/d, embora este tenha sido aumento recorde em 2018 (2,2 milhões de b/d). Houve também crescimento significativo do Brasil (200.000 b/d) e no Canadá (150.000 b/d), embora, no caso do Canadá, se tenha verificado um abrandamento no crescimento em comparação com 2017 e 2018 (BP, 2020).

Tabela 2 - Cinco maiores aumentos e diminuições na produção (a) e consumo (b) de petróleo por país.

(a)		(b)	
Países	Mudança anual de consumo (mil b/d)	Países	Mudança anual na produção (mil b/d)
Aumento		Aumento	
China	681	EUA	1685
Irão	183	Brasil	198
Índia	159	Canadá	150
Argélia	37	Iraque ^{a)}	148
Rússia	35	Austrália	135
Diminuição		Diminuição	
México	-88	Irão	-1266
Itália	-59	Venezuela	-556
Paquistão	-52	Arábia Saudita	-429
Taiwan	-52	México	-150
Venezuela	-47	Noruega	-115

Fonte: Fonte: BP (2020).

Na tabela 3 (a) é possível verificar declínio na produção de petróleo nos países como o Irão (-1,3 milhões b/d) e a Venezuela (-560.000 b/d), essa diminuição foi motivada por uma combinação de sanções internacionais e dificuldades económicas nestes países.

O consumo global de gás natural cresceu em média 2% em 2019, abaixo da sua média de crescimento em 10 anos. Enquanto que o consumo mundial de carvão diminuiu 0,6% (-0,9 exajoules), o seu quarto declínio em seis anos, essa diminuição se deve ao aumento de consumo das energias renováveis, particularmente no sector da eletricidade (BP, 2020).

2.2.2 Energia renovável

Ao longo dos anos as fontes energéticas predominantes globalmente são de origem fóssil, mas, com o desenvolvimento das pesquisas, criações das políticas que visam mitigar as emissões de gases de efeito estufa e

investimentos nos projetos sustentáveis contribuíram fortemente no aumento global de consumo de energias renováveis, reduzindo conseqüentemente o consumo de energias não renováveis. Segundo Goldemberg e Lucon (2007) o sistema energético mundial é responsável por severos impactos ambientais, como derramamentos de óleo, perda de biodiversidade, chuva ácida e a poluição urbana. Entretanto, as fontes renováveis são excelentes alternativas ao sistema energético tradicional, principalmente numa situação de luta contra as emissões atmosférica e o aquecimento global.

O mundo está a passar por uma transição energética sem precedentes, de um sistema baseado em combustíveis fósseis com intensidade de carbono para um sistema baseado em energias renováveis com baixo teor de carbono, impulsionado pelo duplo imperativo de mitigar as alterações climáticas e gerar prosperidade económica (WEC, 2019).

O Conselho Mundial da Energia reconhece a importância de adotar uma abordagem de sistemas energéticos completos para proporcionar os benefícios da energia sustentável a todos. A transição energética é um grande desafio político, o sucesso envolve a gestão de três dimensões: Segurança Energética, Equidade Energética e Sustentabilidade Ambiental dos Sistemas Energéticos ao longo de todo o processo de transição. Alcançar um elevado desempenho nessas dimensões implica ligações complexas entre o setor público e o privado, organismos e governos, levando em consideração também os fatores económicos, sociais e ambientes, e comportamentos individuais de consumo (WEC, 2020).

De acordo com os dados de BP (2020), as energias renováveis (incluindo os biocombustíveis) registaram um aumento recorde em termos de consumo de energia (3.2 EJ), sendo desse modo o maior aumento para qualquer fonte de energia em 2019. A energia eólica forneceu a maior contribuição para o aumento das energias renováveis (1.4 EJ) seguido de perto pela energia solar (1.2 EJ). O consumo energia hidrelétrica aumentou 0,8%, abaixo da sua média de 10 anos, 1,9% por ano. A China foi o país com a maior contribuição para o crescimento das energias renováveis (0,8 EJ), seguido pelos EUA (0,3 EJ) e Japão (0,2 EJ). As energias renováveis forneceram o maior acréscimo na produção de energia, seguido do gás natural enquanto a

geração de carvão caía. A percentagem de energias renováveis na produção de energia aumentou de 9,3% para 10,4%, ultrapassando pela primeira vez o nuclear.

Tabela 3 - Produção e consumo de energias renováveis em países e regiões-chaves ano 2019.

Países e regiões-chave	Consumo de energias renováveis (Exajoules)	Produção de energia renovável (Terawatt-hora)
EUA	5.83	489.8
China	6.63	732.3
Brasil	2.02	117.7
Canadá	0.52	49.3
Alemanha	2.12	224.1
Índia	1.21	134.9
Austrália	0.42	41.1
Reino Unido	1.08	113.4
Japão	1.10	121.2
EU	7.54	768.2
Total África	0.41	45.1

Fonte: BP (2020)

Segundo a EIA, o biogás situa-se na intersecção de dois desafios críticos da vida moderna. Primeiro desafio consiste em lidar com a crescente quantidade de resíduos orgânicos que são produzidos pelas sociedades e economias modernas, e o segundo desafio trata-se de imprescindível missão de reduzir as emissões globais de gases com efeito de estufa (GEE). Ao transformar os resíduos orgânicos num recurso de energia renovável, a produção de biogás oferece uma janela para um mundo em que recursos são continuamente utilizados e reutilizados, proporcionando redução na crescente procura aos serviços de energia, ao mesmo tempo fornecendo benefícios ambientais (EIA, 2020).

O biogás é uma valiosa fonte de energia e calor, é um combustível que pode ser usado para cozinha limpo, contribuindo desse modo na redução da dependência da utilização tradicional da biomassa sólida em muitos países em

desenvolvimento. Existem também potenciais co-benefícios em termos de produtividade agrícola (aproveitamento de digestato como fertilizante) e a redução da desflorestação.

A bioenergia é responsável por cerca de 10% da energia primária mundial, Os biocombustíveis líquidos constituem cerca de 7% do total da bioenergia, os biocombustíveis mais consumidos hoje em dia são bioetanol, que é normalmente misturado com gasolina, a maior parte do restante é biodiesel. O biogás e o biometano representam hoje menos de 3% do total da procura de bioenergia, e representam um percentual ainda menor, cerca de 0,3% do total da energia primária (EIA, 2020).

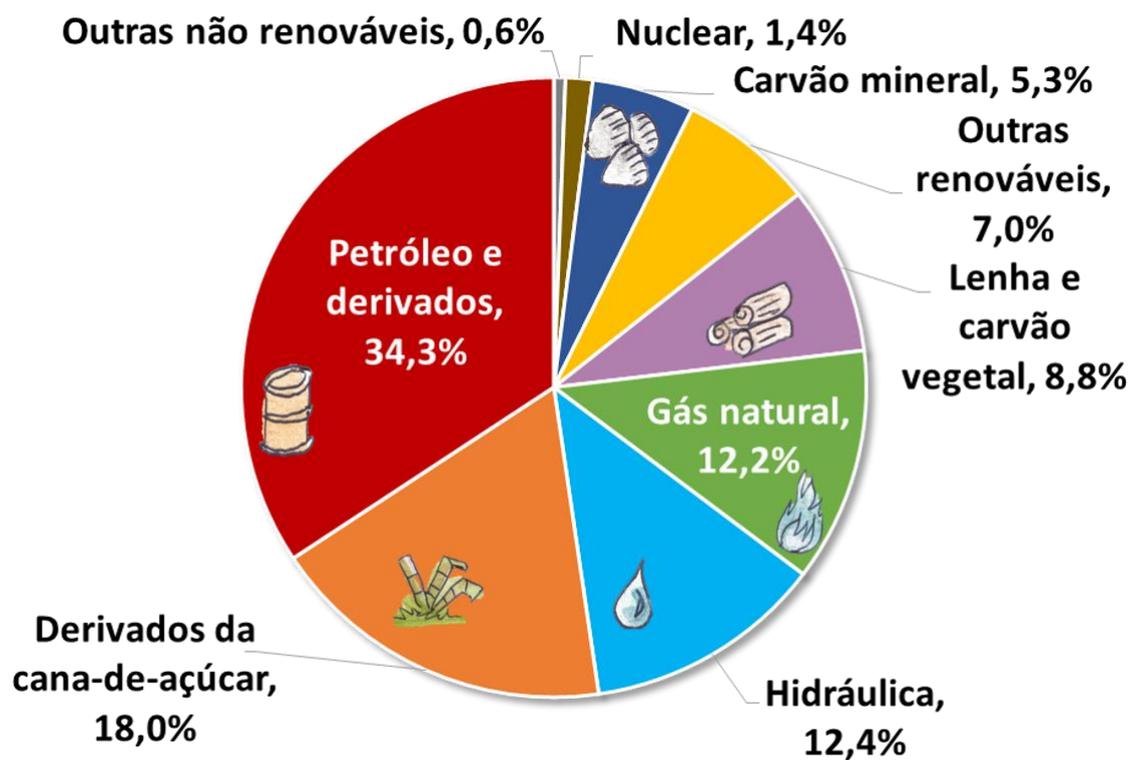
As matérias-primas disponíveis para a produção sustentável de biogás e biometano são enormes, mas apenas uma pequena fração deste potencial é aproveitada, em um estudo detalhado, sobre a disponibilidade de matérias-primas sustentáveis para produção de biogás e biometano, realizados para o efeito, mostra que o potencial técnico para produzir estes gases é enorme e em grande parte inexplorado.

A produção de biogás e biometano em 2018 foi cerca de 35 milhões de toneladas equivalente de petróleo (Mtep), apenas uma fração do potencial global estimado, de acordo com as estimativas feitas no ano de 2018, é possível produzir cerca de 570 Mtoe de biogás e 730 Mtep de biometano. O aproveitamento pleno deste potencial sustentável poderia cobrir cerca de 20% de atual demanda mundial de gás de natural (EIA, 2020).

2.2.3 Energia renovável no Brasil

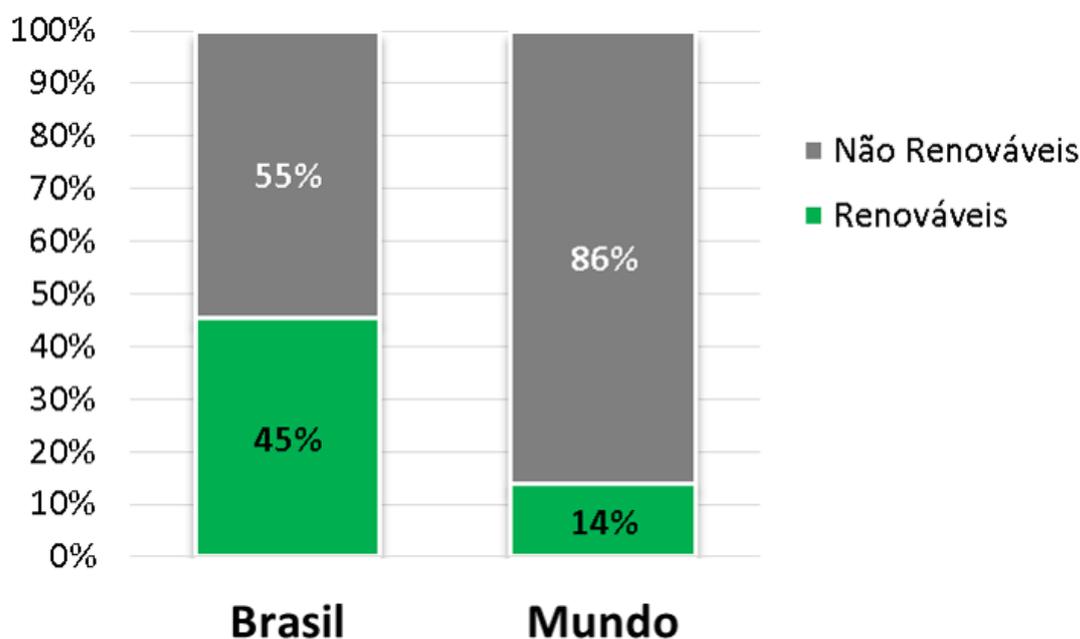
O Brasil faz parte dos maiores produtores e consumidores de energias renováveis, a sua matriz energética apresenta uma alta porcentagem de energias de fontes renováveis. A matriz energética brasileira é apresentada uma ampla diferença quando comparado a matriz energética mundial. Apesar do consumo de energia de fontes não renováveis serem maior do que renováveis, as fontes renováveis usados no Brasil são maiores quando comparado ao consumo de energias renováveis no mundo. Somando lenha e carvão vegetal, hidráulica, derivados de cana e outras renováveis, nossas renováveis totalizam 46,2%, quase metade da nossa matriz energética (EPE, 2020).

Figura 2 - Matriz energética brasileira 2019



Fonte: EPE (2020).

Ao longo dos tempos, o consumo de energias de fontes não renováveis vem diminuindo em vários países do mundo, principalmente no Brasil. Enquanto o conjunto das fontes não renováveis apresentou queda na participação da capacidade instalada na matriz energética brasileira, o gás natural, especificamente, passou de 11,5% para 12,2%, devido a avanços tecnológicos que melhoraram sua competitividade em relação a outras fontes térmicas, mas também por constituir uma fonte de energia de transição mais limpa que o tradicional óleo diesel e óleo combustível (LEÃO e MORAIS, 2019).
 Figura 3 - Consumo de energia proveniente de fontes renováveis e não renováveis no Brasil e no mundo para o ano de 2018.



Fonte: EPE (2020).

A matriz elétrica brasileira tem uma participação de 83% de fontes renováveis, grande parte da energia elétrica gerada no Brasil vem de usinas hidrelétricas, 60,9% até o ano 2018. A energia eólica também vem crescendo bastante, contribuindo para que a matriz elétrica brasileira continue sendo, em sua maior parte, renovável (EPE, 2020). O uso intenso de fontes renováveis na geração de eletricidade e a produção crescente de biocombustíveis apontam o Brasil como referência mundial em energias limpas, com baixa emissão relativa de gases poluentes na atmosfera (LEÃO e MORAIS, 2019).

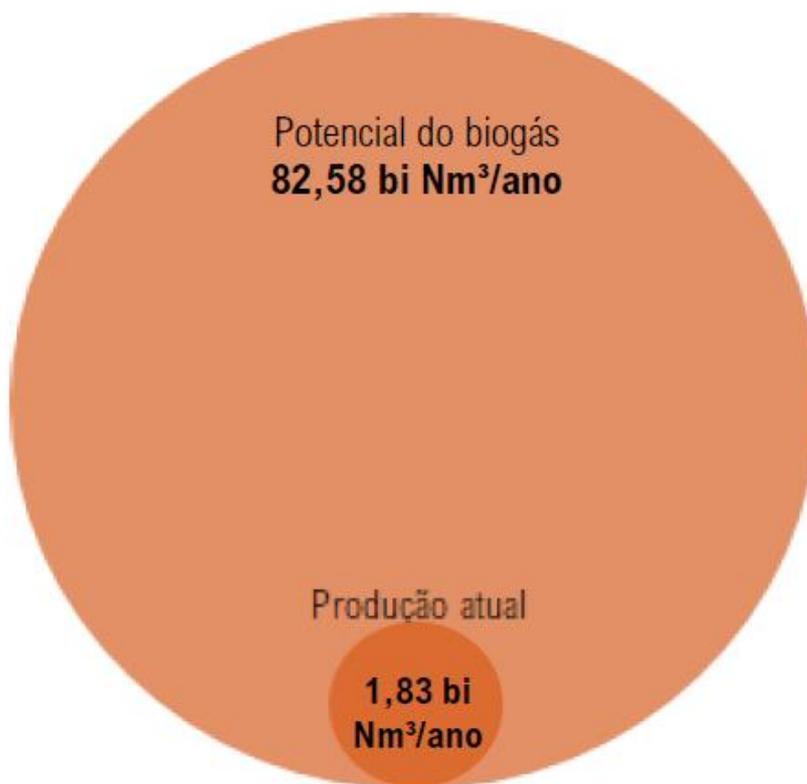
2.3 Panorama do biogás no Brasil

A participação de biogás na matriz energética brasileira vem crescendo em ritmo acelerado, esse crescimento se deve ao fato de ser um combustível de fonte renovável capaz de transformar um passivo ambiental em um ativo energético, promovendo uma gestão eficiente e sustentável de resíduos orgânicos.

De acordo com os dados da CIBiogás (2021), existem cerca de 638 plantas de biogás em operação para fins energéticos no Brasil. Em 2020 as plantas em operação produziram 1,83 bilhão de Nm³ de biogás, uma quantidade muito abaixo do potencial de produção de biogás no Brasil. Está previsto para entrar em operação mais 37 plantas que estão em fase de

implantação ou em reforma, com isso, o Brasil alcançara uma produção anual de 2,2 bilhões de Nm³ de biogás.

Figura 4 - O potencial nacional de produção de biogás bruto calculado pela ABiogás.



Fonte: CIBiogás (2021).

A Associação Brasileira do Biogás e do Biometano - ABiogás divide o potencial de biogás em três grandes setores, levando em consideração suas particularidades e potencialidades. São eles: Saneamento, Agroindústria e Sucrenergético. Grande parte do biogás produzido no Brasil é destinada a produção de eletricidade, o setor Sucrenergético participa com maior potência, como mostra a figura abaixo.

Figura 5. Potencial brasileiro de energia elétrica a partir do biogás em 2019.



Fonte: ABIOGÁS (2020).

A partir da figura acima, pode-se constatar que o potencial total de produção de energia elétrica no ano de 2019 foi de 173.762,41 GWh.

2.4 Tratamento de efluente industrial

Nos processos industriais são utilizados elevados volumes de águas, consequentemente gerando grande volume de efluentes, de acordo com Farzadkia et al. (2016), o principal poluente presente no efluente industrial é a matéria orgânica que ele contém.

Os principais destinos desses efluentes, geralmente são corpos hídricos, o lançamento e a diluição de efluentes industriais merecem especial atenção e acompanhamento adequado por parte dos órgãos gestores, através de monitoramento dos efluentes e dos impactos que eles têm na qualidade da água do corpo hídrico receptor. A capacidade de diluição de um corpo hídrico receptor deve considerar as condições iniciais da qualidade da água e a variação do regime hidrológico, impedindo o lançamento de cargas poluidoras que ultrapassem a sua capacidade de autodepuração (MARÇAL e SILVA, 2016).

Entretanto, lançamento excessivo de efluentes industriais sem tratamento, causam sérios problemas ambientais. O descarte de efluentes, principalmente industriais e de esgoto doméstico decorrente da falta de saneamento, altera diretamente a qualidade da água e constituem um foco direto para a geração de doenças de veiculação hídrica (Rocha, 2013). As instalações de processamento de carne e de matadouros são grandes geradoras de efluentes com elevado potencial de poluição (FARZADKIA et al. 2016).

Num estudo realizado na Etiópia, os autores constataram que os materiais residuais não tratados do processamento de café são descarregados rotineiramente em corpos hídricos, esse descarte indevido causou uma grave perturbação ecológica (Beyene et al. 2013). A Etiópia e outros países produtores de café requer enorme quantidade de água para remover mecanicamente a polpa de café resultando na produção de quantidades consideráveis de águas residuais com altos níveis de matéria orgânica (Beyene et al. 2013).

A matéria orgânica presente nos efluentes industriais, quando tratados, através do processo natural de decomposição anaeróbica produz metano que pode ser utilizado como fonte de energia renovável (Bauer, 2011). Os efluentes industriais apresentam um alto potencial de produção de biogás, num estudo realizado em Austrália, pelo Bauer (2011), foi obtido produção de 733mL/gVS de biogás, através de digestão anaeróbia.

Soldera (2018) afirma que processamento de carne produz efluentes com alta carga poluente composto por estrume, gorduras, óleos e graxas e sangue. Estes componentes contribuem para elevar a concentração de Demanda Química de Oxigênio (DBO), mas com o tratamento por digestão anaeróbia destes efluentes é possível obter alta porcentagem de remoção DQO. Num estudo realizado pelos autores, Vidal; Huiliñir; Salazar, (2016), trabalharam com efluente de abatedouro sendo tratado em reator anaeróbio em batelada seguido de processo oxidativo avançado. Foi possível remover mais de 90% de DQO após 22 dias. Além disso, a água final mostrou uma turbidez muito baixa, uma diminuição de 65% no total de sólidos e a remoção completa dos sólidos voláteis em suspensão.

Neste contexto, a digestão anaeróbica pode desempenhar um papel fundamental no tratamento de efluentes. A digestão anaeróbia produz energia renovável sob a forma de um biogás contendo 55-70 % de volume de metano. O biogás pode ser utilizado no local para produzir eletricidade, bem como para substituir os combustíveis fósseis (Ortner et al. 2015).

A reutilização das águas residuais tratadas constitui uma alternativa perfeita em muitos casos tais como a agricultura, irrigação, utilização industrial,

reabastecimento de águas superficiais e recarga de águas subterrâneas (FARZADKIA et al. 2016).

O processo digestão anaeróbia tem várias vantagens sobre outros métodos de tratamento de águas residuais. Por exemplo, minimiza a utilização de grandes áreas de terra, evita incómodos e mau cheiro, e reduz a carga orgânica e os agentes patogénicos enquanto metano e o fertilizante orgânico são obtidos como produtos finais (BEYENE ET AL. 2013).

2.4.1 Legislação vigente

Nas atividades industriais o consumo da água é muito elevado. A água resultante dessas atividades é conhecida como efluente industrial, de acordo com Farzadkia et al. (2016), os efluentes industriais devem ser tratados antes de serem lançados nos corpos hídricos. O tratamento de efluente é muito importante para a redução da carga orgânico nele presente, pois a matéria orgânica é o principal poluente presente nos efluentes industriais. Para regularizar esse processo, foram criadas leis que estabelecem os parâmetros para o lançamento de efluentes nos corpos hídricos. A Resolução CONAMA nº 430, de 13 de Maio de 2011, legislação vigente no Brasil, dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para lançamento de efluentes em corpos hídricos. Esta resolução altera e complementa a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA.

A tabela 1 mostra dados dos parâmetros físico-químicos de diferentes estudos sobre os efluentes industriais, no qual se pode ver uma ampla variabilidade de características. Enquanto que, a tabela 2 apresenta os valores padrões estabelecida como limite de emissões para o lançamento de efluentes nos corpos hídricos.

Tabela 4 - Características físico-químicas de efluentes de diferentes indústrias.

Tipo de Indústria	Parâmetros						Referências
	pH	DBO ₅ (mg O ₂ .L-1)	DQO (mg O ₂ .L-1)	P _{total} (PO ₄ - mg.L-1)	N _{total} (mg N.L-1)	SST (mg.L-1)	
Aterro sanitário	8,0	396	1362		253	79	(BRENNAN, 2017)
Abatedouros	6,5	3000	5000	50	450	3000	(BUSTILO-LECOMPTE E MEHVAR, 2017)
Óleo de palma	4,7		67700			30000	(AMOR et. Al. 2019)
Queijo	4	11686	13494			3317	(AMOR et. Al. 2019)
Frutas cristalizadas	6,9	6600	35400	380		1850	(AMOR et. Al. 2019)
Têxtil	8,7		267	1,3			(ZAZOU et. Al. 2019)
Café	4,4	171,5	13000	12,2		399,3	(SAID, 2010)
Laticínios	7,5	3070	5450	600	335	2930	(SLAVOV, 2017)
Cervejaria	8,4	1629,3	2271,7	60		678,7	(MANYUCHI, MBOHWA E MUZENDA, 2018)

Tabela 5 - Padrões de lançamentos de efluentes em corpos hídricos

Parâmetros	Unidade	Valores Limite da emissão
pH	-	5-9
Temperatura	°C	40
Óleos e graxas	mg.L ⁻¹	100
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg.L ⁻¹	120
Materiais sedimentáveis	mg.L ⁻¹	1 (a)
Sólidos em Suspensão Totais	em %	20 (b)

^a Em teste de 1 hora em cone Imhoff.

^b Eficiência mínima de remoção após desarenação.

Fonte: (CONAMA, 2011).

2.4.2 Tecnologias para tratamento anaeróbio de efluentes

Os processos anaeróbios têm sido bastante utilizados para tratamento e aproveitamento energético de efluentes industriais. Entretanto, diversas tecnologias são empregadas nesse processo. Os reatores biológicos são as principais tecnologias utilizadas para a realização de tratamento de efluentes industriais pela digestão anaeróbia. De acordo com Kunz, Amaral e Steinmetz (2016), o ponto central de um sistema de tratamento anaeróbio é o modelo do biodigestor a ser utilizado, por isso, deve-se levar em consideração o tipo de substrato a ser tratado e condições ambientais.

O processo de digestão anaeróbia tem grande importância minimizar os impactos negativos ao meio ambiente, pois ao utilizar este processo para tratamento de efluentes é possível diminuir a carga orgânica neles presente. Segundo Al-Amshawee e Yuus (2019), através de digestão anaeróbia são

possíveis remover grande quantidade de poluentes, produção de biogás e aproveitamento de digestato para produção agrícola.

Biodigestor de lagoa coberta (BLC)

O biodigestor de lagoa coberta é um tanque escavado no solo, impermeabilizado e coberto com material geossintético, é um modelo de biodigestor que apresenta baixa permeabilidade a fluídos e gases, e esses modelos são flexíveis para acumular biogás (KUNZ et. Al. 2016).

Figura 5 - Esquema representativo da visão interna do reator modelo lagoa coberta.



Fonte: (KUNZ et. Al. 2016).

Considerando o seu baixo custo e fácil operação, o uso de biodigestores modelo lagoa coberta (BLC) aumentou significativamente (AMARAL et. Al. 2019), principalmente nos locais de temperaturas elevadas, pois a temperatura do meio onde ocorre a digestão tem grande influência nas taxas de reprodução e estabilização do processo (MONSANO, 2016), como esses modelos não possuem um sistema de aquecimento, sofrem variações da temperatura da biomassa do BLC em função da temperatura ambiente, conseqüentemente, influenciando diretamente na capacidade de geração de biogás, a região Sul do Brasil é bastante afetada no inverno, pois nesse período costuma-se verificar temperaturas muito baixas (KUNZ et. Al. 2016).

Pelo regime hidráulico do reator e, geralmente, pela não utilização de um sistema de remoção de sólidos previamente instalados ao BLC, haverá uma tendência de acúmulo de lodo no fundo do tanque, criando a necessidade de

descarte, o que não é nada fácil, muitas vezes, o formato do biodigestor, dificulta um descarte eficiente de sólidos (KUNZ et. Al. 2016).

No entanto, estes biodigestores possuem limitações, como: elevada necessidade de área, baixa carga de alimentação (aproximadamente $0,5 \text{ kg SV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$) e baixa concentração de sólidos totais ($< 3 \% \text{ m.v}^{-1}$) além de serem limitados quanto ao manejo de lodo, favorecendo o assoreamento. Neste caso a separação de sólidos deve ser aplicada para prolongar a vida útil do BLC (AMARAL et. Al. 2019).

Os BLCs podem atuar de forma contínua, semicontínua ou em batelada, o tempo retenção hidráulica (TRH) dos BLCs geralmente varia entre 25 e 40 dias dependendo das variações climáticas, da eficiência do reator e da separação prévia de sólidos. O volume do biodigestor é projetado de acordo com o volume de dejetos produzidos diariamente e do tempo de retenção hidráulica (TRH) adotado (PALHARES, 2019).

Fongaro et al. (2015) realizaram um estudo no tratamento de dejetos suínos utilizando os BLCs em escala laboratorial e real, visando avaliar, além da produção energética, a remoção e inativação de patógenos entéricos, como *Salmonella* spp., circovírus suíno e rotavírus A. e obtiveram cerca de 99% de remoção desses patógenos, esses autores consideraram a necessidade de tratamento secundário para atingir minimamente 99,9% de redução desses patógenos para diminuir significativamente os riscos microbiológicos para fins de reúso do efluente como biofertilizante e água residuária.

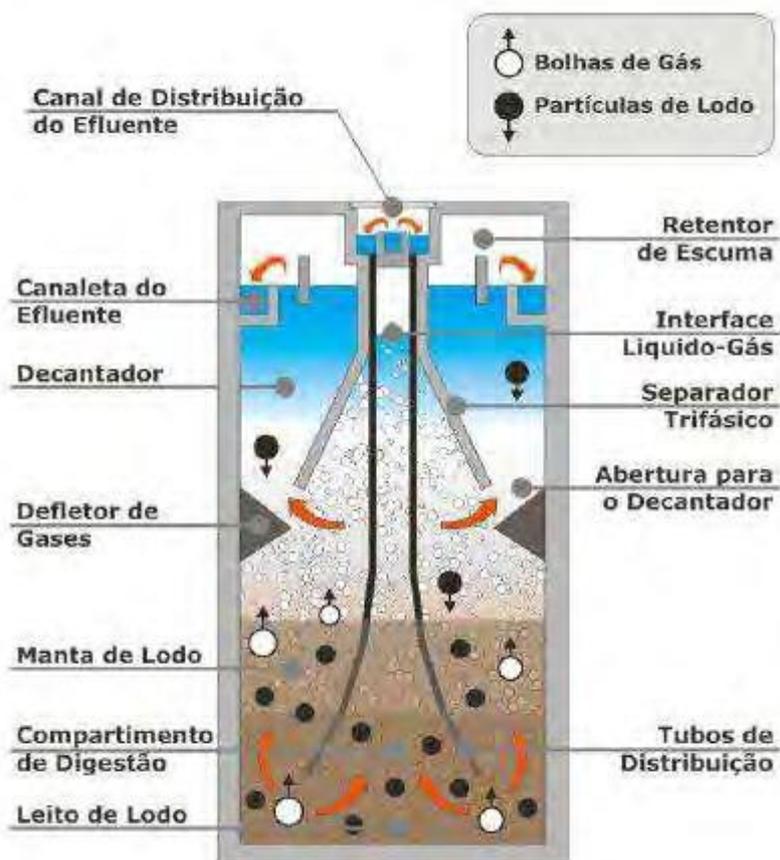
UASB-Upflow Anaerobic Sludge Blanket

O biodigestor UASB é um reator de fluxo ascendente muito utilizado para tratamento de efluentes através de um leito de lodo concentrado e de alta atividade, idealizado e bastante utilizado na Holanda (COSTA et. Al. 2014). Esta tecnologia de digestão anaeróbia de alta taxa de fluxo ascendente pode fornecer solução para o tratamento anaeróbico dos efluentes (RICO et. Al. 2017).

Segundo Costa et. Al. (2014), os reatores UASB foram desenvolvidos inicialmente para o tratamento de efluentes industriais, dispunham de formato cilíndrico ou prismático retangular, tendo as áreas destinadas à digestão e à

decantação a mesma magnitude. Dessa forma, eram caracterizados como de paredes verticais e receberam adaptações, visando o tratamento de efluentes de menor concentração.

Figura 6 - Esquema do processo de um reator UASB



Fonte: (COSTA et. Al. 2014)

O biodigestor UASB tem como característica o fluxo ascendente (KUNZ et. Al. 2016). O tipo de lodo e as cargas orgânicas aplicadas interferem na velocidade ascensional máxima do reator (COSTA et. Al. 2014). A tabela 3 mostra velocidades ascensionais de diferentes efluentes.

Tabela 6 - Velocidade ascendente e altura recomendada para biodigestores UASB tratando diferentes efluentes.

Tipo de efluente	Velocidades ascensionais (m.h ⁻¹)	Altura do reator (m)
DQO totalmente solúvel	1,5	8
DQO parcialmente solúvel	1	6
Efluente doméstico	0.7	5

Fonte: Adaptado Kunz et. Al. (2016).

As principais vantagens do reator UASB é a sua menor dimensão, custos de investimento mais baixos, não necessitam de agitadores mecânicos, isto abre a possibilidade de utilizar a tecnologia UASB não só em grandes escalas explorações, mas também em instalações de média e pequena dimensão devido a sua dimensão reduzida e aos baixos custos de investimento e de funcionamento (RICO et. Al. 2017).

Estes reatores anaeróbios apresentam capacidade de retenção de biomassa, o que permite trabalhar com baixo tempo de retenção hidráulica, geralmente entre 4 a 72 horas. E também, apresentam estabilidade quando as características do afluente variam, além disso, suportam alta carga orgânica volumétrica desde 0,5 a 8,0 Kg.SV.m⁻³.d⁻¹ ou 2 a 32 kgDQOsolúvel.m⁻³.d⁻¹, especialmente em condições em que a matéria orgânica está solubilizada (KUNZ et. Al. 2016).

Em uma pesquisa realizada pelo Montoya et. Al. (2017), concluíram que os reatores UASBs apresentaram uma elevada capacidade de remoção de COD, ou seja, acima de 71%, o que pode contribuir na produtividade bioenergética de 0,73 L CH₄ L⁻¹.d⁻¹, e rendimento de 0,19 L CH₄.gDQO_{rem}⁻¹. Em outro estudo sobre efluentes de abatedouros, Iopp e Mendes (2020), utilizando o reator UASB seguido de lagoa de polimento, obtiveram uma eficiência igual a 96,7 % de remoção de DBO.

Rodrigues et. Al. (2016) realizaram uma pesquisa sobre tratamento de efluente de abatedouro de frangos utilizando reator UASB seguido de filtro anaeróbio, obtiveram uma eficiência igual a 99% de remoção de DBO, e 98% de remoção de DQO.

No entanto pode-se ver que, o reator UASB atinge capacidades mais elevada de remoção de DQO quando o processo de tratamento de efluente for seguido de pós-tratamento. De acordo com CHERNICHARO (2007), os reatores tipo UASB, não atendem as exigências da legislação ambiental brasileira no processo de tratamento de efluentes. Portanto, o tratamento anaeróbio de efluentes através de reatores UASB, devem ser seguido de um pós-tratamento.

No processo de digestão anaeróbia a temperatura é um dos fatores essenciais, num estudo realizado pelo Mainardis et. Al. (2020), utilizando reator UASB para tratamento de efluentes, obtiveram baixa eficiência de remoção de DQO, operando o reator a uma temperatura de 17,5-25 °C. Usando o mesmo modelo de reator, mas com a variação de temperatura entre 40-50 °C, obteve-se uma excelente remoção de DQO, mais de 90%.

Não obstante às vantagens apresentadas, tem-se a inconveniência de a remoção de coliformes fecais não atingir níveis satisfatórios, ou seja, de aproximadamente 60%, o que requer tratamento complementar a nível secundário para alcançar um índice de 90% (COSTA et. Al. 2014).

CSTR-Continuous Stirred Tank Reactor

A CSTR é um modelo de reator que possui sistema de agitação contínuo. E tem a capacidade de suportar elevadas cargas orgânicas volumétricas, variando de 1 a 4 kgSV.m⁻³.d⁻¹, sendo caracterizado por ter seu conteúdo em homogeneização devido à presença de sistema de agitação. Este modelo de biodigestor é a mais utilizada em plantas de biogás, sobretudo quando se trata de codigestão, e também quando um determinado substrato apresenta alta concentração de sólido, próximo a 10% m.v⁻¹. Os biodigestores do tipo CSTR representam aproximadamente 90% dos reatores construídos na Europa (KUNZ et. Al. 2016).

É bem conhecido que a mistura contínua de efluentes evita a sedimentação e a coagulação de vários poluentes no meio. O reator CSTR é

um tipo de biodigestores de tanque, o seu funcionamento é facilitado com hélices de mistura contínua de efluentes (KRISHNAN ET AL., 2017; JIANG ET AL., 2016). O CSTR está equipado com quatro deflectores simétricos a 90° de intervalo contra a parede do tanque (RAJAVATHSAVAI, KHAPRE AND e MUNSHI, 2019).

Devido à agitação, a mistura eficiente pode ocorrer independentemente de capacidade de produção e viscosidade do fluido. O agitador mecânico proporciona um melhor desempenho de CSTR, dando mais conversão de reagente a produto (RAJAVATHSAVAI, KHAPRE AND e MUNSHI, 2019) a agitação dos efluentes catalisa fisicamente a reação (KUMAR et. Al. 2019). Entretanto, os biodigestores do tipo CSTR são adequados para facilitar uma remoção eficaz de poluentes (KUMAR et. Al. 2019).

O bom funcionamento do sistema de agitação é de grande importância para a estabilidade do processo em um biodigestor CSTR. A utilização de sistema de agitação implica eficiência e ganhos de 15 a 30% na produtividade de biogás. A importância da agitação adequada se aplica ao aumento na distribuição de substratos, nutrientes, enzimas e microrganismos no biodigestor. A agitação também contribui para eliminação/diminuição de crostas e otimiza a liberação do biogás presente no lodo . O sistema de alimentação traz o substrato do local de estocagem ao biodigestor. Podem ser estruturas simples de transporte, mas também podem ser sistemas elaborados acoplados a métodos de homogeneização, trituração e controle de vazão (KUNZ et. Al. 2016).

O CSTR é um dos equipamentos usados mais nas indústrias de processo. Pode esse modelo possui alta capacidade de converter reagentes em produtos, portanto, desempenha um papel primordial em muitos processos químicos (ZHAO, 2015).

Para reatores anaeróbios do tipo CSTR, o tempo de retenção hidráulica (TRH) e o tempo de retenção de sólidos (TRS) são iguais, pois parte-se do pressuposto que não há acúmulo de lodo no reator. O TRH mínimo do reator geralmente é entre 15 e 20 dias, podendo variar bastante em função do tipo de substrato a ser digerido. Biodigestores CSTR sem recirculação de lodo são

mais adequados para efluentes com altas concentrações de sólidos (KUNZ et. Al. 2016).

Em geral, os CSTR são operados em torno de certo ponto de equilíbrio ligado ao rendimento óptimo ou à produtividade óptima de um processo para perseguir uma taxa de conversão elevada e maximizar os benefícios económicos (ZHAO, 2015).

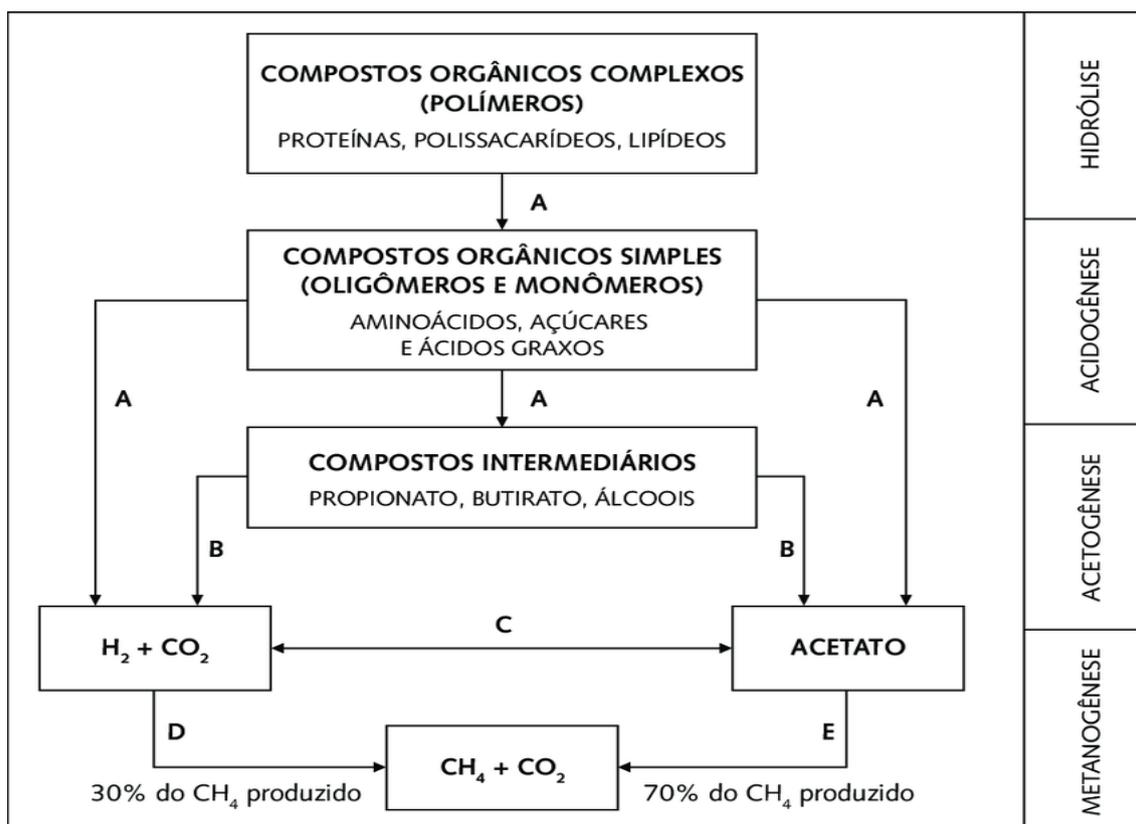
Em um estudo realizado pelo KUMAR et. Al. (2019) sobre tratamento de efluentes do processo fabricação de açúcar, utilizando biodigestor do tipo CSTR, obtiveram 83,78% da remoção de DBO e 93,64% de remoção de DQO.

2.5 Digestão anaeróbia

O consumo energético está aumentando cada dia, seja pelas atividades que hoje são dependentes de energia, seja pela busca do conforto e comodidade. As principais fontes energéticas não são renováveis, são finitas, como por exemplo, petróleo e o carvão, que causam grandes prejuízos ao meio ambiente, gerando gases de efeito estufa. Por causa desse consumo desenfreado surgiu a necessidade de buscar novas alternativas energéticas para o mundo (Strassburg, Oliveira e Rocha Junior, 2016). Uma das alternativas é o aproveitamento de biomassa como fonte de energia, nos dias de hoje, a geração de energia a partir de resíduos e efluentes orgânicos está a crescer cada vez mais. Uma das tecnologias empregadas para conversão de matéria orgânica em combustível é a digestão anaeróbia.

A digestão anaeróbia é um processo metabólico complexo que em ausência de oxigênio, e depende da atividade conjunta de uma associação de microrganismos para transformar matéria orgânica em dióxido de carbono e metano. O processo pode ser dividido em quatro fases, sendo: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Cada etapa é realizada por diferentes grupos de microrganismos, em simbiose (KUNZ, 2019). A figura abaixo ilustra como ocorre processo de digestão anaeróbia.

Figura 7 - Processos de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.



Fonte: Loureiro (2012).

O primeiro estágio do processo de digestão anaeróbia é a hidrólise, em que os compostos orgânicos complexos, (polímeros) tais como carboidratos, proteínas e lipídios, são decompostos em substâncias menos complexas (monômeros) como aminoácidos, açúcares e ácidos graxos. No processo atuam bactérias hidrolíticas, cujas enzimas liberadas decompõem o material por meio de reações bioquímicas (FNR, 2010).

Quando a matéria orgânica presente é complexa e de difícil de ser degradado, isso pode influenciar na velocidade de degradação, podendo ser considerada como etapa limitante da velocidade da digestão anaeróbia. O tempo de duração da etapa de hidrólise varia de acordo com as características do substrato, sendo de poucas horas para carboidratos e alguns dias para proteínas e lipídios. Lignocelulose e lignina são hidrolisadas mais lentamente, muitas vezes de maneira incompleta (KUNZ, STEINMETZ e AMARAL, 2019).

Na etapa de acidogênese, os monômeros formados na fase hidrolítica são utilizados como substratos por diferentes bactérias anaeróbias e facultativas, sendo degradados na fase acidogênica formando ácidos orgânicos

de cadeia curta, apresentando moléculas com 1 a 5 carbonos (ácidos butírico, propionico e acético), álcoois, óxidos de nitrogênio, sulfeto de hidrogênio, hidrogênio e dióxido de carbono (KUNZ, STEINMETZ e AMARAL, 2019). E também são formadas quantidades de ácido láctico e álcoois. Os tipos de compostos formados nesse estágio dependem da concentração do hidrogênio intermediário (FNR, 2010). De acordo com Kunz (2019), a pressão parcial de hidrogênio ao longo do processo afeta diretamente o estado de oxidação dos produtos. Se for muito elevada, resultarão em produtos com maior quantidade de carbono.

Acetogênese é a terceira etapa da digestão anaeróbia ela é considerada crítica ao processo, é uma etapa conduzida por um grupo de bactérias denominadas acetogênicas.

No qual as reações acetogênicas são endotérmicas, por exemplo, a degradação do ácido propiônico a acetato e dióxido de carbono apresenta $\Delta G = + 74 \text{ kJ.mol}^{-1}$ (KUNZ, STEINMETZ e AMARAL, 2019).

No último estágio de digestão anaeróbia a ocorre a formação do biogás, a metanogênese, as arqueas metanogênicas estritamente anaeróbias convertem principalmente o ácido acético, o hidrogênio e o dióxido de carbono em metano. Os metanógenos hidrogenotróficos produzem metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono, e os metanógenos acetoclásticos a partir da redução de ácido acético (FNR, 2010).

O biogás é proveniente do tratamento dado aos resíduos que, na maioria das vezes, não têm cheiro agradável, juntam moscas e, se jogados no meio ambiente, são grandes poluidores e emitem gases que agravam o efeito estufa. Esses resíduos, que anteriormente eram jogados no meio ambiente, muitas vezes lançados nos rios, afetavam uma bacia hidrográfica inteira ou eram despejados em grandes valas a céu aberto, emitindo os gases prejudiciais à natureza, com risco de infiltração no solo (STRASSBURG, OLIVEIRA e ROCHA JUNIOR, 2016).

2.5.1 Fatores que influenciam a digestão anaeróbia

Segundo Kunz, Steinmetz e Amaral (2019), a digestão anaeróbia é um processo metabólico, a atuação dos microrganismos anaeróbios depende

fortemente de diversos fatores, com isso, para um ótimo processo de fermentação, múltiplos parâmetros devem ser considerados e controlados.

A digestão anaeróbia é suscetível a um rigoroso controle das condições ambientais, uma vez que o processo requer uma interação entre os microrganismos fermentativos e metanogênicos. Atenção especial deve ser dispensada aos microrganismos metanogênicos, por apresentarem uma elevada vulnerabilidade às mudanças das condições ambientais (CHERNICHARO, 2007). Palhares (2019) afirma que o processo de biodigestão anaeróbia depende fortemente da temperatura, do pH e da condição nutricional do dejetos, uma vez que esses são considerados os principais fatores intervenientes na condição de sobrevivência dos Microrganismos Anaeróbios.

Nutrientes

Para uma boa atividade microbiana é necessário quantidade suficiente de nutrientes para crescimento dos microrganismos. Os nutrientes necessários à estimulação nutricional de crescimento de microrganismos metanogênicos são: nitrogênio, enxofre, fósforo, ferro, cobalto, níquel, molibdênio, selênio, riboflavina e vitamina B₁₂ (CHERNICHARO, 2007).

O nitrogênio é o nutriente inorgânico mais utilizado para o crescimento microbiano. Maioria dos microrganismos é capaz de utilizar o ortofosfato inorgânico, que posteriormente são incorporados pelas células em crescimento através de mediação de enzimas chamadas de fosfatases. E também grande parte de microrganismos anaeróbios, utilizam sulfeto como fonte de enxofre, o enxofre é necessário para síntese de proteínas (CHERNICHARO, 2007).

Temperatura

De forma geral, quanto maior for a temperatura do meio, maior será a velocidade de uma reação química. Essa regra, porém, nem sempre se aplica aos processos biológicos de transformação e degradação, uma vez que cada microrganismo envolvido nos processos metabólicos tem a sua própria faixa de temperatura ideal (FNR, 2010).

Tabela 7 - Classificação dos microrganismos de acordo com a temperatura

Faixas	Temperatura mínima	Temperatura ótima	Temperatura máxima
Faixa psicrófila	4° C	15	15° C
Faixa mesófila	20° C	37	40° C
Faixa termófila	45° C	60	70° C

Fonte: Adaptado de Kunz, Steinmetz e Amaral (2019); CHERNICHARO (2007).

As temperaturas máximas e mínimas definem os limites da faixa na qual ocorre o crescimento microbiano, e a ótima é a faixa onde o crescimento atinge o mais alto nível (CHERNICHARO, 2007). A maioria dos microrganismos metanogênicos apresenta picos de crescimento em faixas mesofílicas de temperatura entre 37 e 42 °C (FNR, 2010).

pH, Alcalinidade e Ácidos Voláteis

Considerando a diversidade de microrganismos, cada grupo tem um valor ótimo de pH diferente. Por exemplo, as arqueas metanogênicas são extremamente sensíveis ao pH, com um valor ótimo entre 6,7 e 7,5. Os microrganismos fermentativos são menos sensíveis, apresentando uma variação de pH entre 4,0 e 8,5. Em baixos valores de pH os principais produtos são os ácidos acético e butírico, enquanto que em pH próximo a 8,0, os principais produtos são os ácidos acético e propiônico. Os ácidos voláteis produzidos durante a biodigestão tendem a reduzir o pH do meio reacional. Essa redução é normalmente combatida pela atividade das arqueas metanogênicas, que também produzem alcalinidade na forma de dióxido de carbono, amônia e bicarbonato (KUNZ, STEINMETZ E AMARAL, 2019).

A maioria dos problemas na digestão anaeróbia pode ser atribuída ao acúmulo de ácidos voláteis e, conseqüentemente, a queda do pH. Os principais efeitos adversos dos ácidos orgânicos voláteis (AOVs) no processo de digestão anaeróbia são relacionados ao fato de serem espécies intermediárias. A diminuição do pH abaixo de 6,6 implica na inibição

do crescimento das arqueas metanogênicas. No entanto, as bactérias acidogênicas continuam suas funções até pH 4,5. O resultado é um rápido acúmulo de AOVs (KUNZ, STEINMETZ E AMARAL, 2019).

alcalinidade resulta da presença de uma série de compostos, principalmente carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos e é conhecida por promover efeito tampão no reator e, evitando alterações bruscas de pH (EDWIGES, 2018). Valores entre 2.500 mg CaCO₃ L⁻¹ - 5.000 mg CaCO₃ L⁻¹ promovem maior capacidade de efeito tampão e permitem a acumulação de AGV com um mínimo de queda no pH (RAPOSO et al., 2012).

A relação alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial (AI/AP), constitui uma das estratégias para o controle do sistema de tamponamento e monitoramento indireto dos ácidos produzidos durante a digestão anaeróbia, sendo que a primeira fornece valores equivalentes à alcalinidade por bicarbonato, enquanto que a segunda à alcalinidade vinda dos ácidos voláteis.

Tabela 8 - Evolução da relação AI/AP e características do reator.

Relação AI/AP	Característica do reator
>0,4	Reator em sobrecarga
0,3 – 0,4	Faixa ótima
< 0,3	Reator em subcarga

Fonte: KUNZ, STEINMETZ E AMARAL (2019).

2.5.3 Potencial bioquímico de metano

A avaliação do Potencial Bioquímico de Metano (PBM) é um ensaio que se realiza com o intuito de determinar o volume do biogás gerado a partir de diferentes materiais orgânicos, tanto líquido como sólidos (HOLLIGGER et al. 2016). Os ensaios são monitorados através de medições constantes de pressões e temperaturas internas além da pressão ambiente (SILVA; MORAES JR; ROCHA, 2016). Para avaliar a cinética da digestão anaeróbia (atividade de microrganismos, características de biodegradabilidade de substratos, etc.) existem ensaios laboratoriais executados em pequena escala e sob condições controladas ou monitoradas (KUNZ et al., 2019).

O processo envolve a hidrólise da matéria orgânica de alto peso molecular, gorduras ou proteínas em polímeros solúveis por meio da ação enzimática de bactérias fermentativas hidrolíticas e a conversão dos mesmos polímeros em ácidos orgânicos, álcoois, H₂ e CO₂ (ANGELIDAKI et al., 2009). De acordo com Guerra (2020), através de testes de BMP é possível determinar a biodegradabilidade anaeróbica de um substrato orgânico e definir o substrato mais adequado para o processo.

Atualmente, os ensaios de BMP são realizados em vários países do mundo. Para a realização destes ensaios foram estabelecidas algumas normas que visa padronizar o processo de avaliação do potencial de produção de biogás a partir matéria orgânica. A norma DIN 38414-8-Determination of the amenability to anaerobic digestion (Determinações de degradabilidade para digestão anaeróbia), é amplamente utilizado pela comunidade europeia para realização dos ensaios de BMP - Biochemical Methane Potential de diferentes substratos. Também é usada como referência para simulação de processos em escala de bancada para auxiliar a operação de plantas de produção de biogás em grande escala. Esta norma ainda estabelece condições para execução de ensaios cinéticos em batelada, semicontínuos e contínuos para avaliação da degradação anaeróbia de substratos orgânicos (KUNZ et al., 2019).

A norma VDI 4630 (2006) estabelece regras e necessidade de equipamentos para realização de testes de fermentação de matérias orgânicos. Trata-se de um aperfeiçoamento da norma DIN 38414-8 e amplamente utilizado a nível mundial para avaliação de potencial bioquímico de metano - PBM (em inglês BMP - Biochemical Methane Potential) de diferentes substratos. Também é usada como referência para simulação de processos em escala de bancada para auxiliar a operação de plantas de produção de biogás em grande escala (KUNZ et al., 2019).

A realização de testes em batelada podem trazer informações sobre: a) possibilidade de produção de biogás e a degradabilidade biológica anaeróbia de determinado material ou mistura de materiais; b) avaliação qualitativa da velocidade de degradação do material em estudo; e c) avaliação do efeito inibitório do material investigado em um determinado intervalo de tempo. Os testes em batelada não geram informações sobre: a) estabilidade do processo

com reatores alimentados continuamente com o material investigado; b) produção de biogás em condições práticas diferentes das de realização do teste, devido a possíveis efeitos sinérgicos positivos ou negativos; c) monofermentação do substrato sob condições do processo; e d) limites de carga orgânica volumétrica. (KUNZ et al., 2019; VDI 4630, 2006).

No processo de inoculação do teste do Potencial Bioquímico do Metano, o meio de reação deverá ser preparado em frascos de vidro Schoth com septo e tampa de rosca, hermeticamente fechado para garantir uma vedação de gás perfeito. As composições dos reatores deverão ser de acordo com a caracterização do resíduo e inóculo em estudo (SILVA, MORAIS JUNIOR, ROCHA, 2016).

O tratamento e aproveitamento energético dos efluentes industriais através de digestão anaeróbica estão ganhando muita força atualmente no mundo, isto vem contribuindo para a mitigação dos impactos negativos ao meio ambiente. Os ensaios de BMP contribuem para o conhecimento do potencial de produção de biogás. Amaral et. Al. (2015) realizaram ensaios de BMP utilizando como substrato os efluentes de suinocultura, através do qual obtiveram produção de $0,893 \text{ Nm}^3, \text{kgVS}^{-1}$ de biogás.

STEFANUTTI et. Al. realizaram teste de BMP através da digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos obtiveram valores de produção específica de $420,33 \text{ NmLCH}_4, \text{gSV}^{-1}$.

Num estudo realizado pelos autores Silva, Morais Junior e Rocha, (2016) sobre a avaliação do potencial de produção de biogás a partir de resíduos sólidos orgânicos, através de Teste do Potencial Bioquímico do Metano, obtiveram resultados positivos, quando comparados com trabalhos já realizados na literatura, durante 90 dias de ensaio foi obtido um volume médio de $282,7 \text{ NL.kg}^{-1} \text{MS}$ de biogás.

2.5.4 Inóculo

A digestão anaeróbia é um processo complexo no qual é necessário à presença de diversos microrganismos, a fim de garantir que não aconteça qualquer limitação na digestão dos substratos ao longo do processo (ANGELIDAKI et. al. 2009). Neste contexto é importante encontrar uma fonte

de inóculo apropriado que contenha os microrganismos necessários para o processo de degradação (AMARAL et. al. 2008).

O inóculo deve ser proveniente de um digestor anaeróbio ativo que esteja a digerir matéria orgânica. Isto proporciona uma comunidade microbiana altamente diversificada capaz de digerir uma grande variedade de moléculas orgânicas. Lodos de digestores de estações de tratamento de efluentes e lodos de digestores de plantas agrícolas que tratam o estrume como matéria-prima principal, são frequentemente utilizados e podem ser recomendados como fontes de inóculo (HOLLIGGER et al. 2016).

2.5.5 Biogás

O biogás é uma mistura de metano, CO₂ e pequenas quantidades de outros gases que podem ser utilizados para gerar energia e para aquecimento, a sua composição dependem do tipo de matéria-prima e a tecnologia utilizada na produção (EIA, 2020). Biogás é composto maioritariamente pelo metano (50 - 70%) e dióxido de carbono (30 – 50%), podendo ter traços de alguns outros gases como amônia, sulfeto de hidrogênio, oxigênio, hidrogênio e azoto (ANGELIDAKI *et al.*, 2018).

Tabela 9 - Composição do biogás

Gás	Concentração
Metano (CH ₄)	45% - 75%
Dióxido de carbono (CO ₂)	25% - 45%
Água (H ₂ O)	2% - 7%
Sulfeto de hidrogênio (H ₂ S)	1% - 2%
Nitrogênio (N ₂)	< 2%
Oxigênio (O ₂)	< 2%
Hidrogênio (H ₂)	< 1%

Fonte: adaptado (FNR, 2010; EIA, 2020;).

Os principais grupos de moléculas orgânicas com potencial de aproveitamento energético são os carboidratos, as proteínas e as gorduras. A partir da digestão anaeróbica completa, esses grupos são convertidos em biogás, que tem o metano como componente principal. A Tabela 4 traz um resumo do potencial de produção de biogás, de gás metano e da recuperação de energia para cada grupo de moléculas orgânicas. Os dados estão

relacionados à concentração de Sólidos Totais Voláteis (SV), parâmetro relevante para medir a concentração de matéria orgânica (Brasil, 2015).

Tabela 10 - Produção de biogás na decomposição completa dos constituintes orgânicos.

Substâncias orgânicas	Produção de Biogás (m ³ /kg SV)	Teor de Ch ₄ (%)	Energia	
			(Mj/kg SV)	(kWh/kg SV)
Carboidratos	0,83	50	15,1	4,2
Proteínas	0,72	72	18,4	5,1
Gorduras	1,43	70	36,0	10,0

Fonte: (Brasil, 2015).

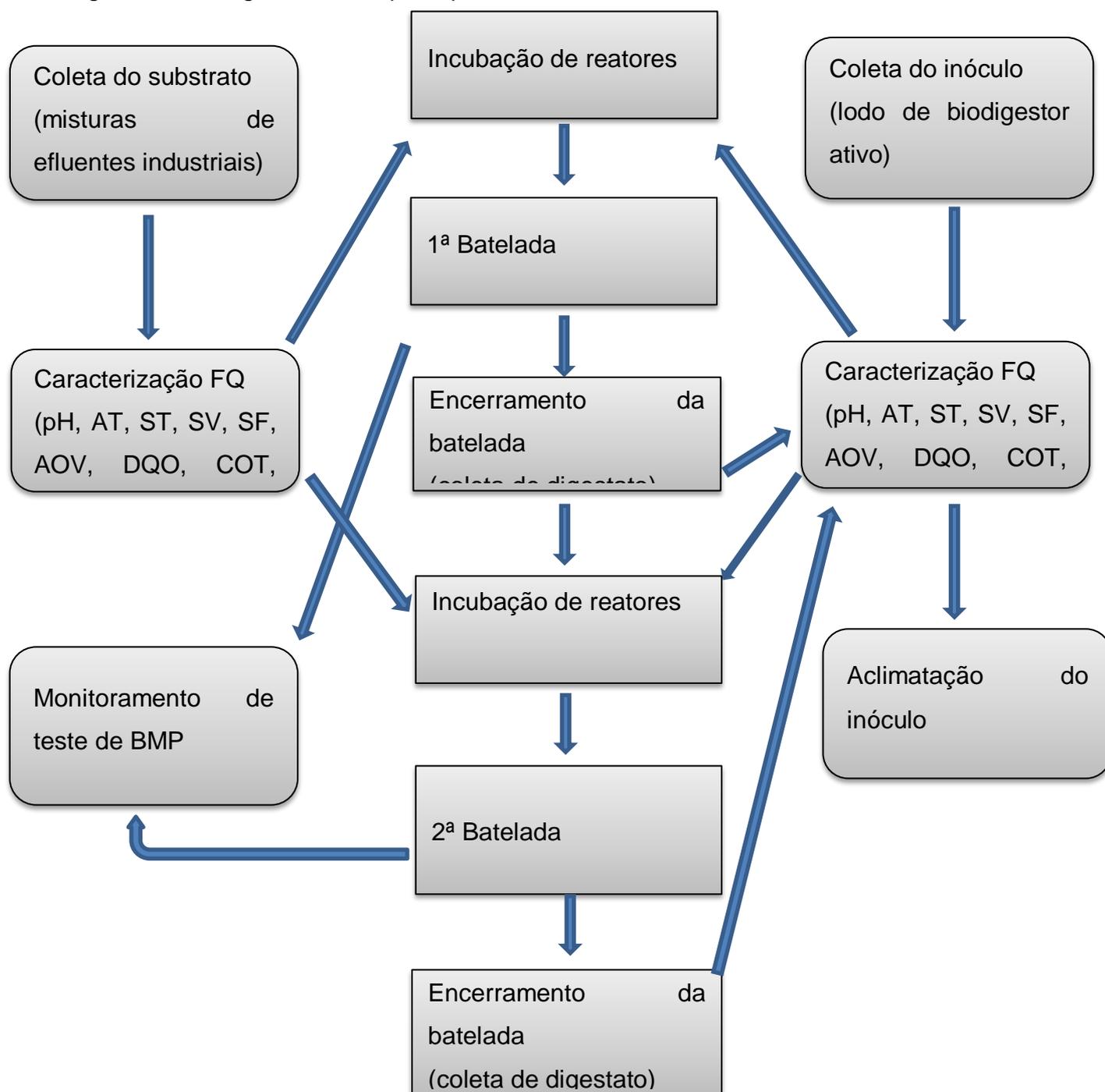
O biogás é um biocombustível de grande relevância no mundo. Nos países em desenvolvimento, o biogás reduz a dependência da biomassa sólida como combustível para cozinhar, melhorando a saúde e os resultados econômicos. Ele proporciona um fornecimento sustentável de calor e energia que pode servir as comunidades que procuram fontes de energia locais e descentralizadas. Apresenta benefício na redução das emissões de GEE, pelo processamento e utilização de metano, que de outra forma poderia ser libertado para a atmosfera a partir da decomposição de subprodutos orgânicos e resíduos (EIA, 2020).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

A digestão anaeróbia é um processo eficiente para tratamento de efluentes industriais e aproveitamento energético. Neste estudo foi avaliado o potencial de produção de biogás a partir da mistura de efluentes industriais a partir de digestão anaeróbia.

Neste tópico são apresentados materiais e métodos a ser utilizado para realização deste trabalho.

Figura 7 - Fluxograma da etapa experimental



3.1 Caracterização de local de estudo

A unidade fornecedora de material para realização deste trabalho foi a Empresa Maringaense de Tratamento de Efluentes – EMTRE. Localizada na Estrada Atlântica, Km 03, Lotes 141 e 142 Zona Rural, Pres. Castelo Branco – PR.

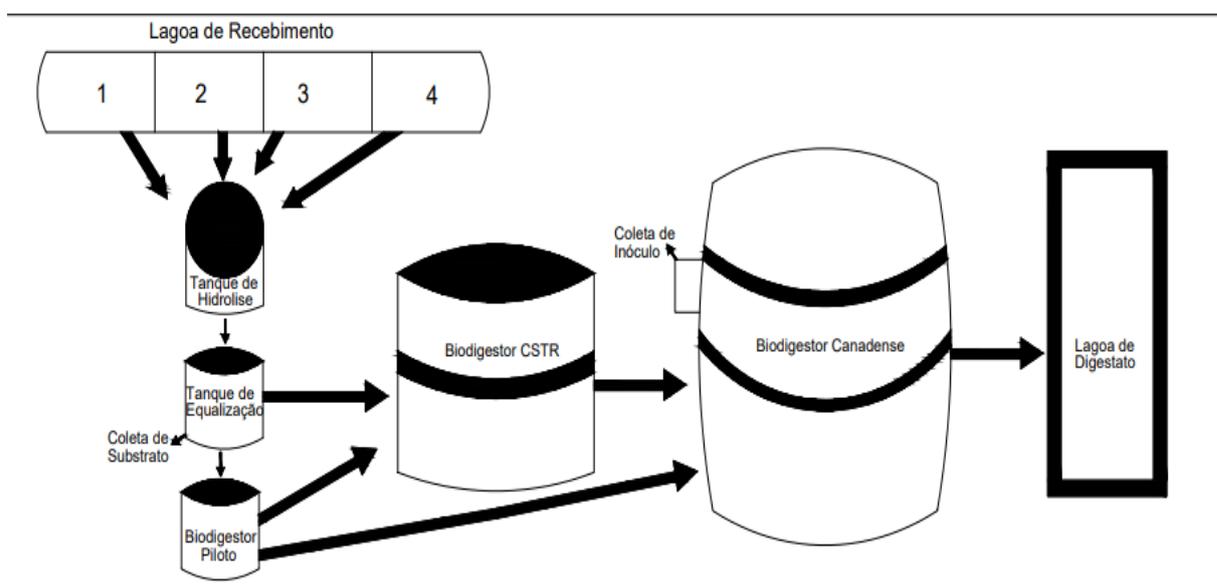
Figura 8 - Localização da EMTRE: Município de Maringá e Município de Castelo Branco



Fonte: Google Earth (2022)

A EMTRE é uma empresa que recebe e trata efluentes provenientes diversas indústrias, entre eles pode-se destacar: indústrias químicas, indústrias agroquímica, indústrias de alimento, abatedouros, indústrias de café, indústrias farmoquímicos, frigoríficos etc. é uma grande quantidade de material que chega para tratamento. Todos os materiais recebidos para tratamento são colocados nos tanques de recebimento (Figura - 9), que posteriormente passam pelo tanque de hidrolise e em seguida para tanque de equalização, e depois para biodigestores de tratamento e aproveitamento energético.

Figura 9 - :Planta de estação de tratamento de efluentes da EMTRE – Município de Castelo Branco



Fonte: Autor (2022)

Na Figura 9 são apresentados os pontos de coleta de substrato e inóculo para este trabalho.

3.1 Materiais

3.1.1 Efluentes industriais

Neste estudo a matéria prima utilizada como substrato para avaliação de Potencial Bioquímico de Metano (BMP) é a mistura de efluentes proveniente diferentes tipos de atividades indústrias. Os principais constituintes dessa mistura são: efluentes de abatedouro (bovino, avícola e suíno), resíduos de indústria de processamento de laranja, resíduos de fábrica de ração, efluente

de fabrica de laticínio, efluente de fabrica de processamento de soja, chorume de aterro sanitário.

A matéria prima para realização desta pesquisa foi coletada na Empresa Maringaense de Tratamento de Efluentes – EMTRE, essa empresa possui biodigestor canadense ativo, através do qual são realizados tratamentos anaeróbios dos efluentes recebidos para depois serem lançados nos corpos hídricos. As amostras foram coletadas na tanque de equalização da empresa, a coleta foi feita levando em consideração os procedimentos definidos pela ABNT NBR 10007/2004.

Levando em consideração a diversificação do substrato, foi feita coleta de nove amostras do substrato no tanque de equalização (entrada) entre os dias 05 a 24 de outubro, quatro amostras no interior e na saída do biodigestor entre os dias 19 a 24 de outubro, todas as análises foram realizadas em triplicata, as coletas foram feitas em intervalo de dois dias. Após a coleta, as amostras foram caracterizadas levando em consideração as recomendações da norma VDI 4630 (2006) e utilizando os métodos analíticos da APHA (1998). As características físico-química dos seguintes parâmetros foram determinados: pH, Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Voláteis (STV), Sólidos Totais Fixos (STF), Alcalinidade Total (AT), Carbono Orgânico Total (COT), Ácidos Orgânicos Totais (AOT), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK).

Tabela 11 - Parâmetros de caracterização de efluentes industriais

Parametros	Unidade	Método Analítico	Referências
pH	---	Potenciométrico	APHA (1998)
Sólidos Totais	g.L ⁻¹	Gravimétrica	APHA 2540 B (1998)
Sólidos Totais Voláteis	g.L ⁻¹	Gravimétrica	APHA 2540 E (1998)
Sólidos Totais Fixos	g.L ⁻¹	Gravimétrica	APHA 2540 E (1998)
Carbono Orgânico Total	g.L ⁻¹	Gravimétrica	APHA 5310 B (1998)
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	g.L ⁻¹	Titulométrico	APHA 4500-Norg-A (1998)
Ácidos Orgânicos Voláteis	mg.L ⁻¹	Titulométrico	FORESTI et. Al. (2005)
Demanda Química de Oxigênio	mg.L ⁻¹	Colorimétrico	APHA 5220 D (1998)
Alcalinidade Total	mg.L ⁻¹	Titulométrico	FORESTI et. Al. (2005)

3.1.2 Inóculo

A adição do inóculo num determinado teste tem como função fornecer microrganismos que facilitem a transformação da matéria orgânica, além de servirem de arranque para o reator e como acelerador do processo de digestão anaeróbia (MANSANO, 2016).

Neste estudo foi utilizado como inóculo o lodo proveniente de biodigestor anaeróbio ativo em escala real, coletado em uma estação de tratamento de efluentes. Antes da ativação do reator do inóculo, foi realizada a caracterização físico-química levando em consideração os seguintes parâmetros: pH,

Alcalinidade Total (AT), Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Voláteis (STV), Sólidos Totais Fixos (STF), Carbono Orgânico Total (COT), Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Nitrogênio Orgânico Total, medido em termos de nitrogênio Kjeldahl (NTK).

Após a caracterização físico-química do inóculo, foi realizada a ativação do mesmo utilizando um reator de polipropileno com volume total de 18 L, volume útil de 10,5 L, respeitando os 30% headspace, recomendado pela norma VDI 4630 (2006). O reator de inóculo possui uma válvula de entrada para alimentação, uma válvula de saída para retirada do digestato e duas entradas para controle de pressão e coleta de gás. Ele foi mantido em banho termostático com a temperatura controlada de 37°C.

Figura 8 - Reator inóculo



Fonte: Autoria própria

Os cálculos para alimentação foi realizada com base nos teores de SV do substrato e do inóculo, adotando a relação entre substrato/inóculo igual a 0,10. Ao longo do processo de aclimatação do inóculo, foi realizado monitoramento do reator através das análises físico-químicas de pH, Alcalinidade Total (AT), Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Voláteis (STV), Sólidos Totais Fixos (STF), Carbono Orgânico Total (COT), Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV) e Demanda Química de Oxigênio (DQO).

3.2 Métodos analíticos

3.2.1 pH

A determinação do pH foi realizada utilizando o pHmetro digital de bancada da marca Digimed, modelo DM-22, seguindo o método 4500-H+B, descrito no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998). Antes de cada análise, o pHmetro é calibrado com solução tampão de pH 4,0 e 7,0, após isso, o eletrodo é devidamente limpo, com água destilada e papel toalha, e inserido em 50 mL de amostra num béquer, fazendo assim a leitura do pH.

3.2.2 Alcalinidade Total

Ao medirmos a alcalinidade de uma amostra, estamos a determinar a sua capacidade de tamponar ou neutralizar os ácidos presentes quando o meio está suscetível a mudanças de pH (MONSANO, 2018).

Para a determinação da alcalinidade total (AT), foi adotado o método Pontenciométrico. Inicialmente, foi calibrado o pHmetro com soluções de padrões de pH 7,00 e pH 4,00, à temperatura ambiente, amostrada coletada é filtrada, em seguida transferiu-se 50,0mL da amostra filtrada para copo de béquer de 100mL e realizou-se leitura do pH. Após isso, a amostra é titulada, sob agitação magnética, através da adição de solução padronizada de H₂SO₄ ~0,01N, até pH 5,75, é anotado o volume gasto (V_1), essa alcalinidade é denominada parcial, podendo ser aproximada à alcalinidade a bicarbonato, uma vez que compreende 80% de bicarbonato e 20% de sais de ácidos orgânicos voláteis. Continuou-se a titulação com a adição de solução de H₂SO₄ até pH 4,3. Essa alcalinidade é denominada intermediária anotou-se o volume (V_2), a partir dos volumes gastos nas titulações, foi possível realizar os cálculos para determinar a alcalinidade. A amostra é preservada para determinação da concentração de ácidos orgânicos voláteis (FORESTI et. Al. 2005).

3.2.3 Ácidos Orgânicos Voláteis

Adotou-se o método Pontenciométrico para a determinação dos ácidos orgânicos voláteis. Utilizou-se a amostra titulada para determinação da alcalinidade total. Foi reduzido o pH da amostra de 4,30 para 3,30 com H₂SO₄

0,01N e depois fervida por 3 minutos, para remover o dióxido de carbono da solução. Após esfriar a amostra até a temperatura ambiente, foi adicionado na amostra, solução padronizada de NaOH ~0,005 M até pH 4,00 e esse volume foi desprezado, foi titulado a amostra (pH=4,00) com solução padronizada de NaOH~0,005 M até pH 7,00 e anotou-se esse volume foi. Essa adição solução padronizada de NaOH ~0,005 M permite, principalmente, a neutralização de ácidos orgânicos. Esse procedimento permite calcular a concentração aproximada de ácidos (FORESTI et. Al. 2005).

3.2.4 Sólidos Totais Fixos e Voláteis (ST, STF, STV)

Para a determinação das várias formas de sólidos foi adotado o método gravimétrico, esse método consiste na diferença de peso, entre o peso seco e úmido, em relação ao volume de amostra utilizado no ensaio.

Sólidos Totais

Na análise de determinação de sólidos totais, inicialmente foi preparado cápsula de porcelana, em seguida calcinado em mufla a 550°C até massa constante durante 1 hora e resfriado em dessecador. Após esfriar foi pesado para determinar a massa M1, em miligramas, numa balança analítica. De seguida, transferiu-se 10 mL da amostra para cápsula de massa conhecida (M1). E0 seguida à amostra é colocada para secar em estufa a uma temperatura de 103°C - 105°C, até massa constante por 24 horas e determinar a massa do conjunto após resfriamento em dessecador (M2, em miligramas) (APHA, 1998), com massas obtidas realizou-se os cálculos.

Sólidos Totais Voláteis (STV) E Sólidos Fixos (STF).

Após a determinação da concentração de sólidos totais, calcinou-se a cápsula com a amostra em forno mufla a 550°C por 3 horas. Foi determinada a massa do conjunto, após resfriamento em dessecador (M3, em mg) em balança analítica, com a massa M3, foi possível calcular STF e STV (APHA, 1998).

3.2.5 Carbono Orgânico Total (COT)

A determinação do carbono orgânico total foi realizada pela estimativa, utilizando o teor de matéria orgânica determinada pelo após a retirada da amostra na mufla. Pri0eira0ente realizou-se a secagem das amostras em

estufa a 105°C, por um período de 24 h, visando eliminar toda a humidade presente na amostra. Após esse período, o cadinho contendo amostra foi colocado em forno do tipo mufla a uma temperatura de 550°C, por 3 h. Posteriormente, o conjunto (cadinho e amostra) foi colocado em dessecador para esfriar e, em seguida, pesado. O teor de matéria orgânica foi determinado em razão da perda de massa do resíduo incinerado na mufla, considerando-se o material perdido pela queima no intervalo de variação da temperatura de 105 °C a 550 °C.

3.2.6 Demanda Química De Oxigênio (DQO)

A matéria orgânica apresenta-se em solução ou suspensão, sendo que em solução acontece biodegradabilidade mais rápida, enquanto que na suspensão a biodegradação é mais lenta. Entretanto, ao determinar a DQO de uma amostra, implica a determinação de quantidade de oxigênio necessária para oxidar as espécies que foram reduzidas em substâncias (FORESTI et. Al. 2005).

Para determinar a demanda química de oxigênio, foi feita uma prova em branco, adicionando água destilada no lugar da amostra. Em seguida foi mediu-se 2,5mL de amostra e colocado em um tubo de ensaio, depois se adicionou 1,50 mL da solução de bicromato de potássio e, vagarosamente, 3,50 mL da solução de sulfato de prata em ácido sulfúrico, o tubo foi fechado hermeticamente e agitado, por inversão, segurando-o, pela tampa. Os tubos foram colocados no digestor previamente aquecido à temperatura de 150°C, e mantendo-a durante 2 horas. O espectrofotômetro foi ligado meia hora antes da leitura e fixado o comprimento de onda em 620 nm. Após resfriamento, o equipamento foi zerado com solução do teste em branco e em seguida foi feita a leitura das amostras (APHA, 1998).

3.2.7 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

O nitrogênio orgânico total foi determinado utilizando o método Kjeldahl, descrito Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, a partir da decomposição da matéria orgânica (APHA, 1998).

A determinação de NTK consiste em três etapas: digestão, destilação e titulação. Para processo de digestão foi medida 5mL de amostra e transferida

para tubo de Kjeldahl. Depois foi adicionado 2 g de mistura catalítica e 5 mL de ácido sulfúrico, aquecido em bloco digestor, a temperatura 350 - 400°C, até a amostra apresentar tonalidade azul esverdeada, em seguida foi retirada do aquecimento e deixada para esfriar. Após digestão, o nitrogênio presente na solução foi destilado por arraste de vapor em destilador de nitrogênio e quantificado através titulação com ácido sulfúrico 0,1 mol.L⁻¹ (APHA, 1998).

3.3 Teste do Potencial Bioquímico de Metano (PBM)

A determinação do PBM foi realizada pela digestão anaeróbia em batelada a partir dos critérios recomendados pela norma VDI 4630 (2006). Nos ensaios experimentais são utilizados como meio de reação frascos de vidro âmbar, com volume total de 250 mL, hermeticamente fechado para garantir uma vedação perfeito de gás (Silva, Morais e Rocha, 2016).

Os recipientes para realização de teste de fermentação podem ser frascos de 0,5 litro, 1 litro ou 2 litros, mas se a preparação da amostra e o objetivo do teste permitirem, de acordo com as recomendações propostas no VDI 4630 (2006), os recipientes de menores volumes também podem ser usados EDWIGES (2017).

O procedimento experimental aconteceu em duas etapas, Experimento I e Experimento II, em cada Experimento foi avaliada a produção de biogás em diferentes proporções de misturas de substrato e inóculo. Segundo as recomendações de VDI 4630 (2006), a relação de Substrato/Inóculo (S/I) não deve ser excessiva, sendo menor ou igual a 0,5. No Experimento I foram avaliadas três razões de S/I, uma abaixo de recomendado (0,25), o recomendado pela VDI 4630 (0,5), e a ultima acima do recomendado (1), com finalidade de avaliar a produção de biogás em diferentes razões.

No Experimento II foram repetidas as razões S/I da primeira batelada, acrescentando um a mais, (0,75) um pouco a cima de recomendado. Os substratos foram incubados em reatores sob condições mesofílicas (37°C) e em triplicata (VDI 4630, 2006; EDWIGES, 2017). Seguindo as recomendações de VDI 4630 (2006), a incubação dos testes de BPM foi realizada considerando o teor de SV do inóculo maior que 50% do teor de ST, teor de ST do reator

menor que 10%, teor de SV do inóculo entre 1,5 a 2,0% do conteúdo total do teste.

A tabela 12 apresenta o detalhamento das etapas de experimento e relação Substrato/Inoóculo utilizadas nos ensaios PBM.

Tabela 12 - Detalhamento das fases do experimento

Etapas	Reator de ensaio	Substrato	Relação S/I
Experim. I	R (1:1)		1,00
	R (1:2)	Efluentes	0,50
	R (1:4)	industriais	0,25
	Celulose		0,50
Experim. II	R (1:1)		1,00
	R (1:2)	Efluentes	0,50
	R (1:1,33)	industriais	0,75
	R (1:4)		0,25
	Celulose		0,50

3.3.1 Monitoramento do volume e composição do biogás

Para medir a produção de biogás ao longo do teste, foi adotado o método volumétrico. Através de seringas de plástico, foram realizadas a retiradas de gás produzido diariamente, com finalidade de conhecer o volume de biogás produzido em cada reator. O volume diário era corrigido para as condições normais de temperatura e pressão (CNTP), conforme Eq. 1, levado em consideração as recomendações da VDI 4630 (2006).

$$V_N = \frac{V \cdot (p - p_w) \cdot T_0}{p_0 \cdot T} \quad \text{Eq.}$$

Sendo

V_N - é o volume de biogás normalizado às Condições Normais de Temperatura E Pressão CNTP (NmL),

V - é o volume de biogás produzido (mL),

p - é a pressão do biogás no momento da leitura (kPa),

p_w - é a pressão de vapor da água em função da temperatura ambiente (kPa),

T_0 - é a temperatura nas condições normalizadas (273 K),

p_0 - é a pressão nas condições normalizadas (1,031 kPa) e,

T - é a temperatura ambiente (K).

Para determinação da composição do biogás produzido ao longo do teste, foi utilizado um cromatógrafo a gás (Modelo Trace GC Ultra, Thermo Scientific), com detector de condutividade térmica (TCD) e detector por fotometria de chama (FPD) equipado em série, acoplado a um dispositivo de injeção que possui alça de amostragem de 1 mL. As injeções no cromatógrafo foram realizadas no modo splitless, com o injetor na temperatura de 100°C, foi utilizado como gás de arraste o hélio uma vazão de 10 mL.min⁻¹. A coluna cromatográfica utilizada foi a HP-Plot U (30 m x 0,53 mm x 0,20 µm), operada em modo isotérmico a 40°C.

Os gases produzidos foram quantificados no TCD, o tempo de cada análise cromatográfica foi de 7,20 minutos e os dados foram analisados no software ChromQuest V.5.0.

3.4 Análise estatística

Para realização da análise estatística foi aplicada a análise de variância (ANOVA) para avaliar os efeitos dos tratamentos com vista a identificar a existência de diferenças significativas entre as médias de produção de biogás, utilizando o software *Microsoft Excel*, com 5% de significância.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste tópico serão apresentados e discutidos os dados de caracterização físico-química de efluente industrial e os resultados de teste de fermentação em batelada.

4.1 Caracterização físico-química do substrato

Os efluentes utilizados como substrato neste trabalho foram previamente caracterizados, os resultados de caracterização se encontram na Tabela 13. Os resultados de caracterização apresentaram média de pH igual a 6,58, estando dentro das faixas reportadas por diversos autores para digestão anaeróbia. Por ser um substrato composto pela mistura de diversos tipos de efluentes, alguns com características ácidas e outras básicas, essa mistura resultou em formação de um substrato com pH próximo a neutralidade.

Maria (2015), em um estudo realizado utilizando como substrato os efluentes industriais obteve pH média a 6,80. Martinez et. al. (2012) realizaram um estudo com efluente de abatedouro, obtiveram pH igual a 6,50. Filer et al., (2019) obtiveram valor de pH 6,93, semelhante ao obtido neste trabalho. A média de pH do substrato desta pesquisa possui valor dentro do intervalo recomendado, de acordo com os autores Bustillo-Lecompte e Mehrab Mehrvar (2015), os efluentes geralmente apresentam valores de pH entre 4,9-8,1.

A Alcalinidade Total é um parâmetro que indica a capacidade tamponamento de um sistema. García-Gen et al. (2015), afirmam que os valores da alcalinidade total superiores a 3000 mg/L garantem a estabilidade do processo de digestão anaeróbia. De acordo com Kunz et. al (2019), para que processo de tratamento por digestão anaeróbia ocorra de forma favorável Alcalinidade Total deve variar entre 2500-5000 mg.L⁻¹.

Considerando o pH 6,58, foi determinado a Alcalinidade Total de 7283,33 mg.L⁻¹, estando acima da faixa dos valores recomendadas pela literatura. Córdoba, Fernández e Santalla (2017), realizaram um estudo no qual obtiveram alcalinidade total igual a 6228 mg.L⁻¹, semelhante ao valor obtido neste trabalho, em ambos estudos a produção acumulado de metano foram satisfatórios.

Nas análises dos sólidos realizados neste estudo, a média dos resultados foram de 31,76 g.L⁻¹ de Sólidos Totais e 21,10 g.L⁻¹ de Sólidos Totais Voláteis, estando na faixa média dos valores obtidos por outros autores (SIQUEIRA et. al., 2013; SALOMON e LORA, 2009). Filer et al., (2019) obtiveram 36,02 g.L⁻¹ de Sólidos Totais, 26,09 g.L⁻¹ de Sólidos Voláteis, valores próximos aos obtidos no presente trabalho. Em relação à Demanda Química de Oxigênio (DQO), foi obtida 21210,50 mg.L⁻¹. No estudo realizado pela Mansano (2016), os valores de DQO apresentaram uma média de 1413 mg.L⁻¹, um pouco abaixo do valor obtida neste estudo. Filer et al., (2019) obtiveram DQO de 28862,5 mg.L⁻¹, semelhante a média deste estudo.

Tabela 13 - Caracterização físico-química do substrato

Parâmetros	Unidade	Efluente industrial Média (±DP) ^a
pH	-	6,58 (±0,01)
Sólidos Totais	g.L ⁻¹	31,76 (±0,37)
Sólidos Totais Voláteis	g.L ⁻¹	21,10 (±0,23)
Sólidos Totais Fixos	g.L ⁻¹	10,66 (±0,13)
Carbono Orgânico Total	g.L ⁻¹	26,18 (±0,02)
Demanda Química de Oxigênio	de mg.L ⁻¹	21210,50 (±138,79)
Nitrogênio Total Kjeldahl	%	0,25 (±0,01)
Ácidos Orgânicos Voláteis	mg.L ⁻¹	9256 (±175,62)
Alcalinidade Total	mg.L ⁻¹	7283,33 (±20,81)

^a Os valores entre parênteses indicam o desvio padrão (DP)

4.2 Caracterização físico-química do inóculo

Para o inóculo, o valor médio de pH medido foi de 8,13, este valor manteve-se nesta faixa ao longo do período de monitoramento do reator, estando no intervalo recomendado no trabalho de Holiger et. al. (2016), no qual afirmaram que para ter eficiência na produção acumulada de metano, o inóculo deve ter pH variando entre 7 - 8,5. De acordo com o Chernicaró (2007), no processo de digestão anaeróbia, é muito importante a utilização do inóculo cujo pH varia entre 6 a 8, pois nesse intervalo os microrganismos metanogênicos atingem uma estabilidade na formação do metano.

Por meio da tabela 14, pode-se observar a média da alcalinidade total superior às faixas recomendados para digestão anaeróbia, mínima de 1500 mg.L⁻¹ e máxima de 5000 mg.L⁻¹ (LINVILLE et al. 2016; KUNZ et al. 2009). Filer et al. (2019), reportaram alcalinidade total de 5867 mg.L⁻¹.

O teor médio de sólidos totais e voláteis obtidos nas análises do inóculo, estão no intervalo dos valores obtidos por vários autores usando lodo de biodigestor ativo (FILER et al., 2019; ATASOY et al., 2019; TAWFIK, SOBHEY e BADAWY, 2007). Os valores obtido neste trabalho para os sólidos foram 30,44 g.L⁻¹ de sólidos totais e 12,04 g.L⁻¹ de sólidos voláteis, semelhante ao valor obtido pelo Wickham (2019), 24 g.L⁻¹ de sólidos totais e 14 g.L⁻¹ de sólidos voláteis. No estudo realizado pelo Cabbai et al. (2013) obtiveram valores semelhantes, embora abaixo dos valores obtidos neste trabalho e no trabalho de Wickham (2019).

O resultado encontrado pelo Tang et al. (2017) para o lodo de digestor anaeróbio foi 26 mg.L⁻¹ de DQO, similar ao valor obtido neste trabalho.

Tabela 14 - Caracterização físico-química do lodo de biodigestor anaeróbio ativo utilizado como inóculo.

Parâmetros	Unidade	Lodo de biodigestor Média (\pm DP) ^a
pH	-	8,13 (\pm 0,14)
Sólidos Totais	g.L ⁻¹	30,44 (\pm 2,32)
Sólidos Totais Voláteis	g.L ⁻¹	12,04 (\pm 1,01)
Sólidos Totais Fixos	g.L ⁻¹	18,39 (\pm 1,31)
Carbono Orgânico Total	g.L ⁻¹	23,68 (\pm 0,12)
Demanda Química Oxigênio	de mg.L ⁻¹	29590,16 (\pm 67,90)
Nitrogênio Kjeldahl Total	%	0,25 (\pm 0,01)
Ácidos Orgânicos Voláteis	mg.L ⁻¹	6072 (\pm 43,26)
Alcalinidade Total	mg.L ⁻¹	12070 (\pm 69,28)

^a Os valores entre parênteses indicam o desvio padrão (DP)

4.3 Caracterização físico-química dos meios de reações

Na Tabela 15, estão apresentados resultados de caracterização físico-química dos meios de reação relativamente ao início e final dos ensaios de PBM para pH, AT, AOV e as relações AOV/AT, com finalidade de avaliar a estabilidade do processo de digestão anaeróbia nos testes.

Ao longo dos ensaios, o pH medido antes e após o período de digestão anaeróbia teve variação entre 8,18 e 8,60 para os dois experimentos (Tabela 15), semelhante a media de pH 8 obtido pelo Xie, Wickham e Nghiem (2017).

Os reatores de testes apresentaram baixa variação do pH ao longo do processo, proporcionando estabilidade no meio reacional.

O pH constitui um parâmetro chave para avaliar a estabilidade do processo de digestão anaeróbia (XIE, WICKHAM e NGHIEM, 2017). Um baixo pH pode provocar uma acumulação de ácidos orgânicos voláteis, o que inibe o processo (PEARSE, HETTIARATCHI e KUMAR, 2018). Devido aos processos de acidificação presentes em fases iniciais do processo de digestão anaeróbia, a sensibilidade do pH promove a necessidade de equilibrar os processos biológicos (WICKHAM, 2019). Esse equilíbrio é necessário para evitar instabilidade no processo, que podem ocorrer à medida que a taxa de produção de ácidos orgânicos voláteis excede a taxa de utilização dos mesmos na fase metanogénica (FILER et al., 2019).

Em relação à alcalinidade total, no início do processo dos experimentos, no primeiro e segundo experimento, teve variação entre 6746,66 a 8790,00 mgCaCO₃/L, após o período de ensaio BMP, houve um aumento nos teores de carbonato em todos reatores, tendo uma média mínima de 6671,67 mgCaCO₃/L e máxima de 13613,33 mgCaCO₃/L. Os valores de alcalinidade total obtido estão acima dos valores recomendados na literatura, de acordo com vários autores alcalinidade total deve ter uma variação entre 2000 a 5000 mgCaCO₃/L (KUNZ et al., 2019; HOLIGER et al. 2016; FILER et al., 2019).

De acordo Filer et al. (2019), este aumento de alcalinidade total no meio reacional está relacionado a produção de NH₃ a partir da desaminação de proteínas e aminoácidos.

No processo de digestão anaeróbia de matéria orgânica existem vários tipos de bactérias acidogénicas e metanogénicas, para que tenham um bom funcionamento no processo e garantir eficiência do sistema de tratamento, é de importância fundamental que haja um equilíbrio entre esses microrganismos anaeróbios. Para avaliar esse equilíbrio emprega-se frequentemente o parâmetro ácidos orgânicos voláteis. Os ácidos orgânicos voláteis são formados como produtos intermediários, durante a degradação de carboidratos, proteínas e lipídeos (CHERNICHARO, 2017). A elevada concentração de ácidos orgânicos voláteis diminui o pH do meio, o que pode causar desequilíbrio no processo e até inibir o processo (XIE, WICKHAM e NGHIEM, 2017).

Quanto à concentração de ácidos orgânicos voláteis neste trabalho, considerando um elevado potencial de tamponamento, verificou-se uma concentração estável de ácidos orgânicos voláteis. Um dos parâmetros que também é fundamental para indicar a ocorrência da estabilidade dos processos anaeróbios é relação AGV/AT. De acordo com Feng et al. (2013), em processos anaeróbios é relação AGV/AT deve ser $\leq 0,4$ para garantir a estabilidade. A relação AI/AP no início dos testes variou entre 0,33 a 0,68 e 0,08 a 0,84 no final dos experimentos.

Tabela 15 - Caracterização físico-química de pH, AT, AOV e as relações AOV/AT do meio de reação para o início e final de teste do potencial bioquímico de metano, para Experimento I e Experimento II.

Etapas	Amostras (Relação I/S)	pH		Alc. Total (mgCaCo3/L)		AOV (mgHac/L)		AOV/AT	
		inicial	final	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Experim. I	1,00	8,19	8,18	8790,00	13613,33	3968,00	1494,00	0,45	0,11
	0,50	8,60	8,38	8660,00	9763,33	3412,00	1138,00	0,39	0,12
	0,25	8,54	8,28	8036,67	10338,33	4332,00	1328,00	0,54	0,13
Experim. II	1,00	7,76	8,22	7786,66	9041,66	2392,00	4920,00	0,31	0,54
	0,75	7,91	8,38	7526,66	8859,99	1856,00	648,00	0,25	0,07
	0,50	8,21	8,23	7013,33	7333,34	1404,00	370,20	0,22	0,05
	0,25	8,22	8,14	6746,66	6671,67	1008,00	384,00	0,15	0,06

Em relação ao teor de sólidos presentes nos meios de reações, pode-se avaliar por meio das relações STV/ST a predominância de material orgânico e uma consequente biodegradabilidade (MAGALHÃES, 2018). Estão apresentadas na Tabela 16 as concentrações de teores de sólidos, as amostras apresentaram relações STV/ST variando, no início, entre 0,42 á 0,50 e, no final, entre 0,38 e 0,52 nos dois experimentos. Estes valores estão abaixo dos resultados reportados pelos autores Barros, Duda e Oliveira (2016), no qual obtiveram relação STV/ST variando de 0,54 e 0,74. Al-Jamal e Mahmoud (2009) recomendaram a operação dos reatores com relação STV/ST abaixo de

0,67. Monsano (2016), afirma que obteve maior eficiência na redução dos sólidos no tratamento de efluentes operando reator com relação STV/ST abaixo do que foi recomendado pelo Al-Jamal e Mahmoud (2009).

Segundo Maria (2015), este valor relativamente elevado está associado à predominância de matéria orgânica volátil, o que indica uma significativa população de microrganismos responsáveis pelo processo de digestão anaeróbia.

Tabela 16 - Caracterização físico-química de ST, STF, STV e a relação ST/ST do meio de reação para o início e final de teste do potencial bioquímico de metano, Experimento I e Experimento II.

Etapas	Amostras (Relação I/S)	ST (g/L)		STF (g/L)		STV (g/L)		STV/ST	
		inicial	final	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Experim. I	1,00	22,86	10,10	11,68	6,22	11,18	3,88	0,49	0,38
	0,50	12,69	6,87	6,44	4,01	6,25	2,85	0,49	0,42
	0,25	10,57	5,03	5,36	2,97	5,26	2,05	0,50	0,41
Experim. II	1,00	12,22	17,49	7,31	8,39	4,91	9,10	0,40	0,52
	0,75	16,54	12,75	9,53	7,57	7,01	5,18	0,42	0,41
	0,50	18,09	9,50	9,93	6,11	8,17	4,68	0,45	0,49
	0,25	12,90	8,29	7,07	4,96	5,83	3,34	0,45	0,40

A Demanda Química de Oxigênio é um dos importantes parâmetros que nos permite calcular a biodegradabilidade da matéria orgânica, a através de digestão anaeróbia. A partir dos dados apresentados na Tabela 17, é possível verificar que houve diminuição das cargas orgânicas ao final do experimento através de comparação dos valores de DQO e COT iniciais e finais.

Os resultados de DQO apresentaram variação de concentrações iniciais entre 15082,17 a 38512,67 mgO₂ L⁻¹ DQO e finais entre 7479,90 mgO₂ L⁻¹ a 17211,85 mgO₂ L⁻¹, o COT teve uma diminuição também, os valores iniciais variam entre 17,30a 19,13 % e os finais tiveram varrições entre 14,06 a 16,19 %.

Tabela 17 - Caracterização físico-química de DQO, COT, NTK e relação Carbono/Nitrogênio do meio de reação para o início e final de teste do potencial bioquímico de metano, para Experimento I e Experimento II.

Etapas	Amostras								
	(Relação I/S)	DQO (mg/L)		COT (%)		NTK (%)		C/N	
		inicial	final	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Experim. I	1,00	19844,33	17211,85	18,87	15,56	1,58	1,78	11,94	8,74
	0,50	38512,67	16497,17	19,02	16,19	0,97	0,81	19,61	19,99
	0,25	30675,33	14710,71	19,13	14,96	1,77	1,13	10,81	13,24
Experim. II	1,00	23483,00	18091,40	15,22	20,16	1,35	1,06	11,27	19,02
	0,75	19257,83	18100,37	16,18	15,34	1,01	1,47	16,02	10,44
	0,50	22084,67	16869,51	17,40	14,06	0,58	1,69	30,00	8,32
	0,25	15082,17	7479,90	17,30	14,82	1,08	1,73	16,02	8,57

4.4 Produção acumulado de biogás e metano

4.4.1 Volume de biogás e metano acumulado

Para o desenvolvimento deste trabalho realizou-se os testes baseando na norma VDI 4630 (2006). A produção de biogás a partir de mistura de efluentes industriais foi avaliada levando em consideração diferentes relações S/I em duas etapas, primeira e segunda batelada. Na primeira batelada foram testadas três relações S/I: 0,25; 0,50; e 1,00; na segunda batelada foram repetidas as três relações S/I testadas na primeira batelada e foi acrescentada a relação 0,75. Utilizou-se como amostra de referência a celulose microcristalina, por ser um substrato cujo potencial de biogás é conhecido. Os resultados de produção de biogás e de CH₄ obtidos nos ensaios de BMP estão descritos na Tabela 19, no qual estão apresentados valores de volume acumulado de biogás e volume acumulado de metano (NmL).

Considerando as relações de S/I utilizados nos ensaios de BMP, em termos de produção de biogás acumulado na primeira batelada, a relação S/I 1,00 teve a

maior produção de biogás e metano por ser uma relação com a maior concentração de inóculo. Enquanto que a relação S/l 0,25 teve menor volume acumulado de biogás, isso se deve a questão de que essa relação possui a menor concentração de substrato em relação às outras relações.

Na segunda batelada, a relação S/l (0,75) acrescentada apresentou maior volume acumulado de biogás e metano, as relações S/l 1,00 e 0,50 obtiveram produções de biogás semelhantes.

Os dados de volumes acumulados de biogás e metano de primeira e segunda batelada estão apresentados na Tabela 19.

Tabela 19 - Volume acumulado de biogás e metano

Etapa	Amostras (Relação S/l)	Produção acumulada de biogás NmL	Produção acumulada de CH ₄ NmL
Experim. I	(1,00)	680,61	460,64
	(0,50)	489,03	311,27
	(0,25)	284,62	162,56
	Celulose (0,50)	404,47	181,04
Experim. II	(1,00)	710,13	369,42
	(0,75)	973,86	650,42
	(0,50)	678,92	434,33
	(0,25)	397,46	232,16
	Celulose (0,50)	281,37	130,96

4.4.2 Potencial de geração de biogás e metano

Na Tabela 30, estão apresentados os resultados de volume específico acumulado de biogás e metano, por grama de sólidos voláteis removidos – NmL/gSV, durante os Experimentos I e II. Isto é, o potencial máximo de geração de biogás e metano durante o período de realização dos testes de PBM, para cada relação S/l estudada. Para calcular o volume acumulado de biogás e metano a partir do substrato estudado, desconsiderou-se o volume

gerado pelo inóculo, através de subtração da quantidade de biogás e metano gerada pelo inóculo do valor total gerado no meio reacional, contendo substrato e inóculo, obtendo dessa forma a quantidade de biogás e metano produzido apenas pelo substrato.

Tabela 20 - Volume específico de biogás e metano

Etapas	Amostras (Relação S/I)	Produção específica de biogás NmL gSV ⁻¹	Produção específica de CH4 NmL gSV ⁻¹	% médio de CH4
Experim. I	(1,00)	480,36	341,27	60,49
	(0,50)	670,41	456,18	59,38
	(0,25)	721,29	461,69	56,09
	Celulose (0,50)	542,28	258,85	44,38
	(1,00)	793,32	456,00	51,00
Experim. II	(0,50)	1605,26	1167,80	58,57
	(0,75)	1574,09	1143,66	56,37
	(0,25)	1632,43	1202,10	62,22
	Celulos(0,50)	558,79	416,50	48,65

No Experimento I, as relações S/I 0,25 e 0,50 obtiveram maior potencial de geração de biogás (721,29 NmL gSV⁻¹ e 670,41 NmL gSV⁻¹) e metano (461,69 NmL gSV⁻¹ e 456,18 NmL gSV⁻¹), em comparação com as outras relações estudadas (Figuras 9 e 10).

Na tabela 30, pode-se constatar que a produção de biogás e metano aumenta conforme as relações S/I são diminuídas, esse fato foi reportado em vários estudos. Feng et al. 2013, estudaram efluentes de processo de fabricação de vinagre para produção de biogás, avaliando razões S/I de 1 a 6, no qual razão S/I 1 teve maior produção de biogás, foram 455,77 NmL gSV⁻¹ de biogás, enquanto que a relação S/I 6 teve a produção cerca de 361,91 NmL gSV⁻¹ de biogás, sendo assim a menor produção de biogás em todas as relações avaliadas.

Resultados inferiores foram encontrados por Córdoba, Fernández e Santalla (2017), ao avaliarem a produção de biogás e metano a partir de águas residuais de suinocultura, no qual testaram as seguintes razões S/I: 0,16; 0,33 e 1, e obtiveram a produção de biogás (554 NmL gSV^{-1} , 394 NmL gSV^{-1} e 466 NmL gSV^{-1}) e metano (382 NmL gSV^{-1} , 241 NmL gSV^{-1} e 232 NmL gSV^{-1}) respectivamente. Elbeshbishy, Nakhla, Hafez (2012), encontraram potencial superiores ao trabalharem com lodo primário, utilizando diferentes relações S/I (0,25; 0,50 e 1), obtiveram potencial de geração de metano de (660 NmL gSV^{-1} , 790 NmL gSV^{-1} e 440 NmL gSV^{-1}).

Filler et al. (2019), estudaram a produção de metano a partir de lodo de estação de tratamento de efluentes, avaliando as seguintes razões S/I: 0,1; 0,50; 1; 0,5 e 3, e obtiveram a produção de metano variando entre 390 NmL gSV^{-1} a 480 NmL gSV^{-1} , resultados semelhantes aos obtidos neste trabalho em relação a razões S/I 0,5 e 1, que também, tiveram a produção acumulada de metano nessa faixa.

Figura 9 - Potencial de geração de biogás (NmL. gSV^{-1}) para as relações testadas no Experimento I

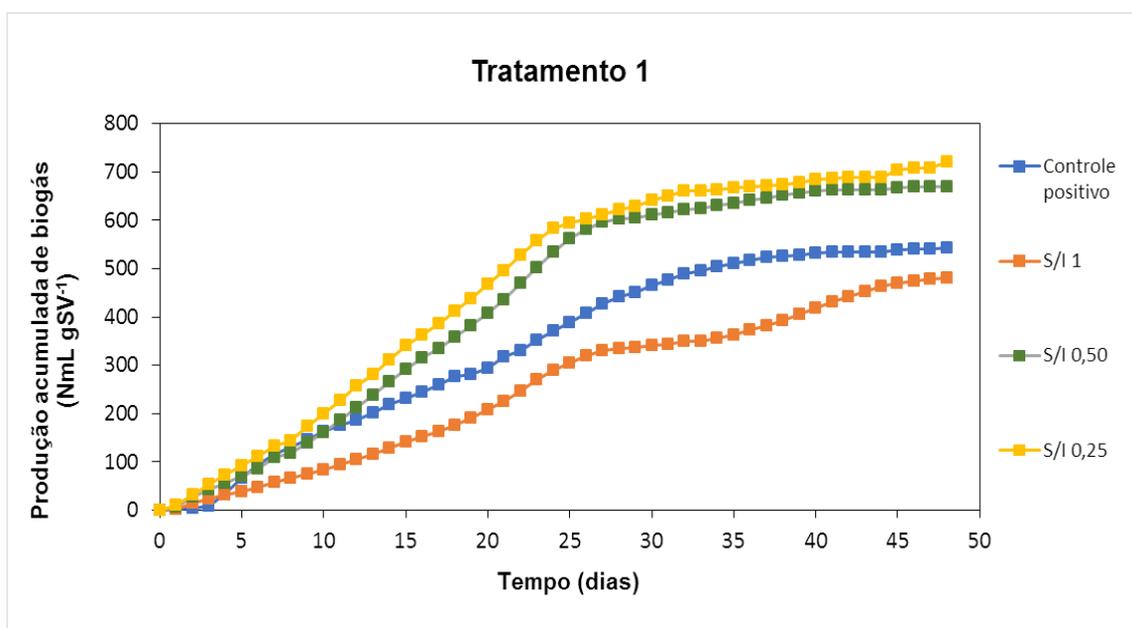
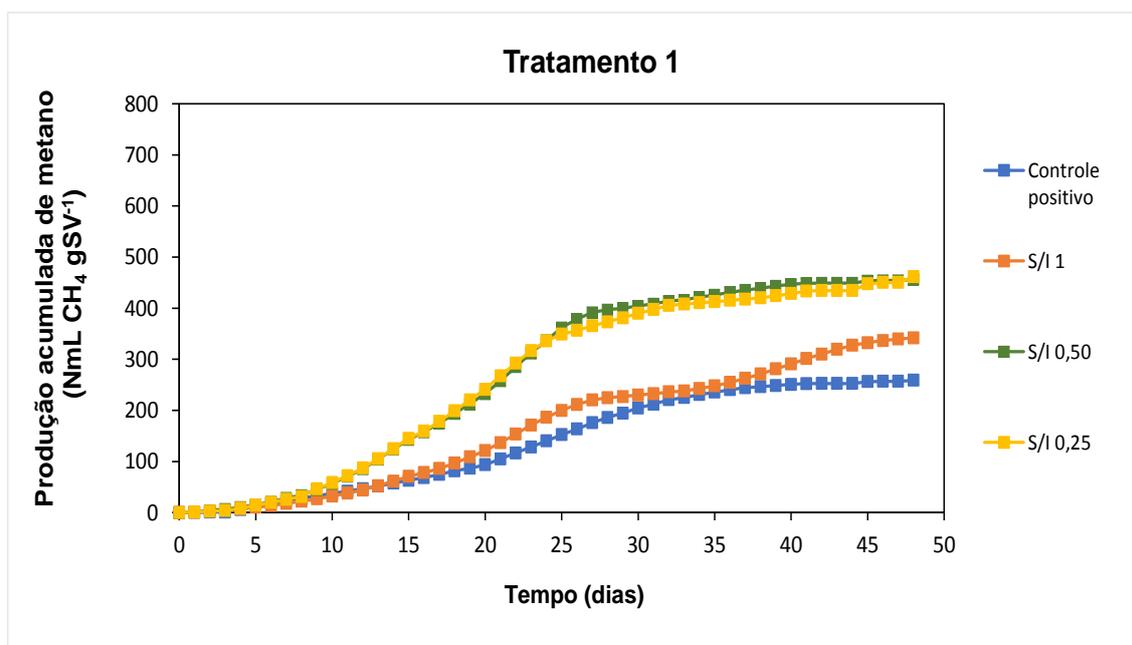


Figura 10 - Potencial de geração de metano (NmL. gSV⁻¹) para as relações testadas no Experimento I



No Experimento II, as relações S/I 0,25; 0,50 e 0,75 apresentaram maiores produções de biogás (1632,43 NmL gSV⁻¹, 1605,26 NmL gSV⁻¹ e 1574,09 NmL gSV⁻¹) e metano (1202,10 NmL gSV⁻¹, 1167,80 NmL gSV⁻¹ e 1143,66 NmL gSV⁻¹) (Figuras 11 e 12). Enquanto que, a relação S/I 1 apresentou menor produção de biogás e metano.

Os resultados superiores para a produção de metano foram encontrados pelo Wickham, Ret al. (2016), num estudo realizado para avaliar a produção de metano a partir de co-digestão de lodo de esgoto e alga, no qual analisaram as seguintes relações S/I: 0,25, 0,50, 0,75 e 1, idênticas às relações estudadas neste trabalho, no qual obtiveram produção de 1260 NmL gSV⁻¹ de metano para relações S/I 0,25, enquanto que a relação S/I 1 obtiveram 1740 NmL gSV⁻¹ de metano. Os valores reportados no trabalho de Wickham, Ret al. (2016), são semelhantes aos resultados obtidos neste trabalho.

Figura 11 - Potencial de geração de biogás (NmL gSV⁻¹) para as relações testadas no Experimento II

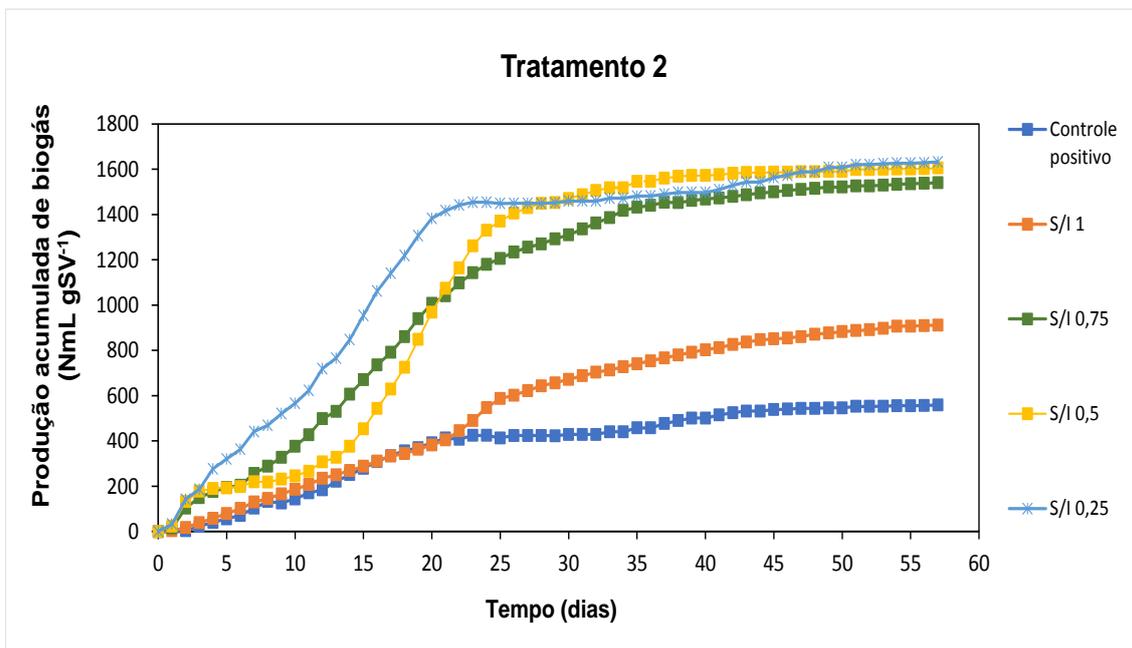
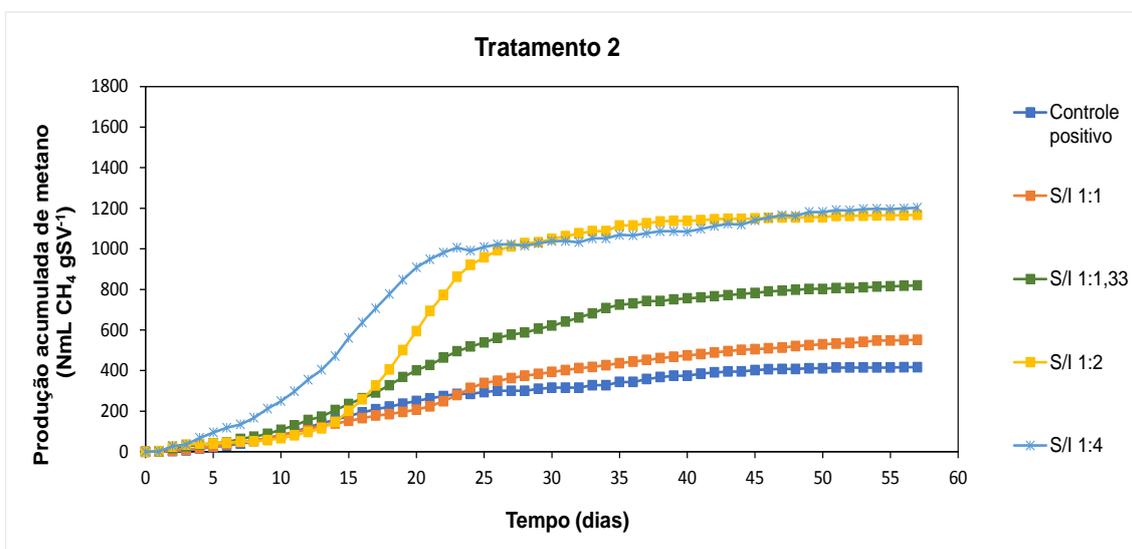


Figura 12 - Potencial de geração de metano (NmL gSV⁻¹) para as relações testadas no Experimento II



Após as análises e quantificação de produção de biogás, foi realizada Análise de Variância (ANOVA), e para cada relação avaliada, constatou-se que há uma diferença significativa entre as amostras, porque os valores de F são maiores de que valores de F crítico.

Tabela 21 - Análise de Variância (ANOVA),

	Relação S/I	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>	<i>R</i> ²
Experimento I	1	87,50	9,7E-25	3,07	0,99
	0,5	122,09	1,75E-30	3,07	0,96
	0,25	140,87	3,6E-33	3,07	0,96
Experimento II	1	164,09	1,66E-40	3,05	0,95
	0,75	226,90	7,68E-49	3,05	0,90
	0,5	183,37	2,86E-43	3,05	0,85
	0,25	315,51	4,11E-58	3,05	0,79

4.4.3 Amostra de referência

Seguindo recomendação da norma VDI 4630 (2006), para garantir a atividade biológica do inóculo utilizado no ensaio de BMP, usou-se um substrato de referencia cujo potencial de biogás é conhecido (celulose microcristalina). Para a amostra de celulose microcristalino, foram obtidos a produção de 542,28 NmL gSV⁻¹de biogás e 258,85 NmL gSV⁻¹de metano no Experimento I. No Experimento II, foram produzidos 558,79 NmL gSV⁻¹de biogás e 416,50 NmL gSV⁻¹de metano, a produção de biogás não teve muita variação, apresentando pouca diferença no potencial de geração entre as duas bateladas. A diferença constatada foi a alta produção de metano na segunda batelada, quase dobro do valor obtido na primeira batelada.

Com estes resultados constatou-se que os testes de BMP com amostra de celulose microcristalina nas duas bateladas, não atingiram 80% do valor do potencial teórico, conforme recomenda a norma VDI 4630 (2006). Entretanto, esta baixa produção de celulose microcristalina pode ser associada a insuficiente concentração de microrganismo, ou por não estar completamente ativo.

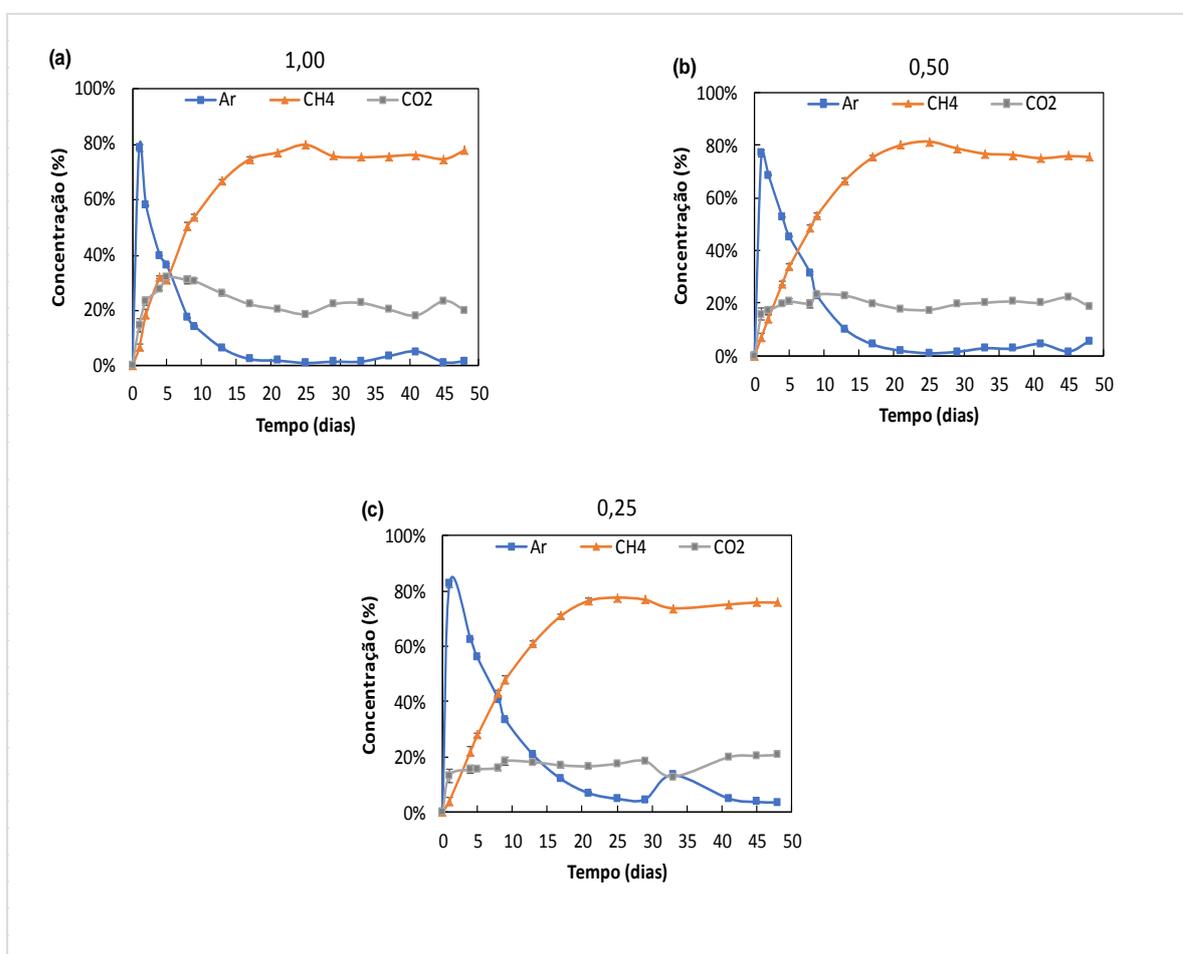
4.4.4 Composição do biogás gerado

Na figura 13, estão apresentadas as composições do biogás produzido durante o período de Experimento I, a metano, dióxido de carbono e ar. Todas as relações S/I estudadas apresentaram média de produção de metano

variando entre 57,72 a 59,22%, a produção de CO₂ 17,15 a 23,39 % e a concentração do Ar na faixa de 16,95 a 24,99 %.

Tunes et al. (2016), reportaram a concentração de metano entre 48 a 57% e uma variação ente 21,2 a 39,7% de CO₂, no estudo sobre digestão anaeróbica de vinhaça. Silva (2017) obteve a media de produção de metano de 60%, no estudo realizado com lodo de esgoto, semelhante ao valor obtido neste estudo. Para a relação S/I 0,50 foi verificada nos dias 21 a 25 a produção de metano variando entre 80 a 81%.

Figura 13: Concentração do biogás gerado no Experimento I, para as relações Substrato/Inóculo: a) 1,00; b) 0,50; e c) 0,25

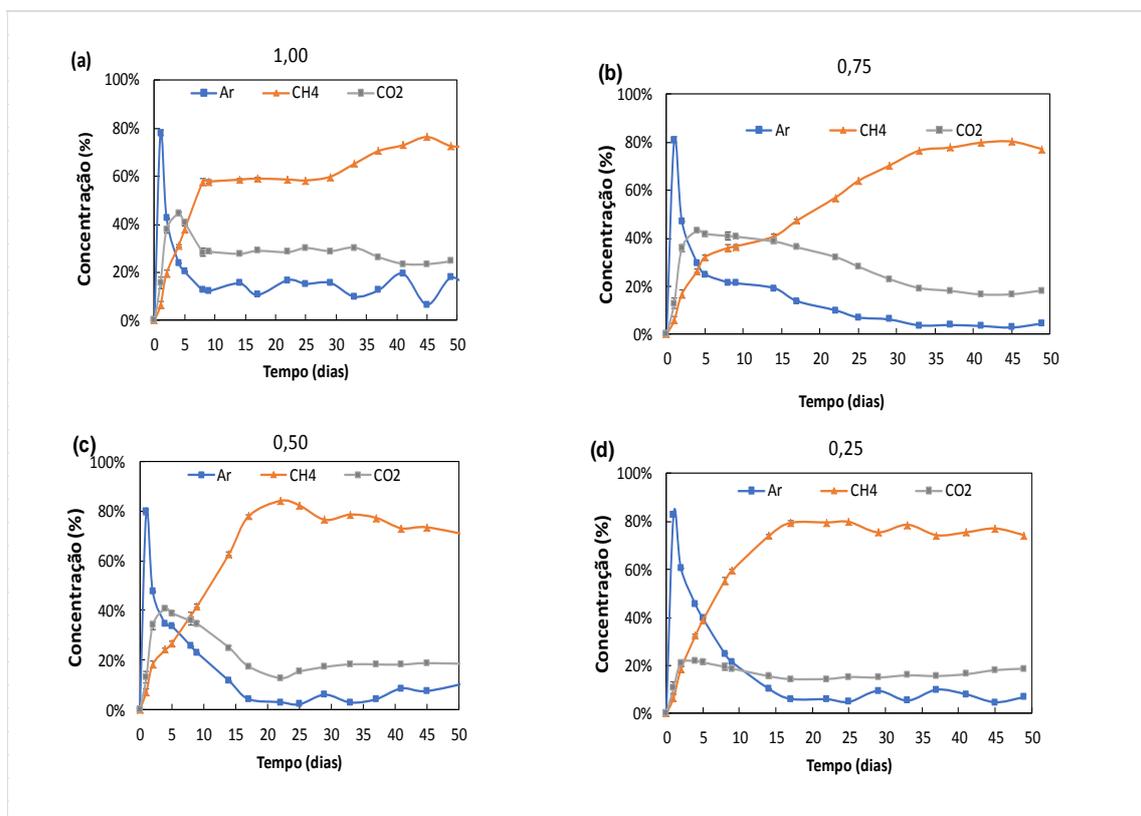


No Experimento II, os dados da composição do biogás são mostrados na Figura 14. Neste experimento, as relações S/I avaliadas apresentaram valores médios de metano entre 55,95 a 62,02%, CO₂ entre 17,02 a 28,87 % e Ar entre

17,42 a 21,06 %. A relação S/I 0,25 obteve a maior concentração de metano, enquanto que, a relação S/I 0,75 foi o que teve a menor produção de metano.

Resultados maiores foram reportados pela Mansano (2016) no seu trabalho sobre tratamento e aproveitamento energéticos de efluentes industriais e domésticos, no qual obteve concentração de metano, 79%. Montaya et al. (2017) realizaram um estudo com águas residuais, no qual obtiveram 67,6% de produção de metano.

Figura 14: Concentração do biogás gerado no Experimento I, para as relações Substrato/Inóculo: a) 1,00; b) 0,75; c) 0,50; e c) 0,25



Na análise de composição de biogás, foi observado a presença de hidrogênio (H₂S), numa concentração na faixa entre 750 a 11000 ppm no Experimento I e no Experimento II de 250 a 17000 ppm, estando acima do valor recomendado pela literatura.

5 CONCLUSÃO

Após a realização das análises e os testes com o intuito de avaliar o potencial de produção de biogás utilizando como substrato os efluentes industriais, constatou um elevado potencial de geração de biogás. Ao longo das análises físico-química realizadas, foi observado que os efluentes indústrias apresentaram variabilidade qualitativa e quantitativa. O que teve influencia na diferença de volume acumulado de biogás entre o Experimento I e no Experimento II.

Apesar da elevada variabilidade da carga orgânica, os resultados obtidos neste trabalho apresentam semelhanças com resultados reportados na literatura.

Nos testes o valor de pH manteve-se na faixa de 8,19 a 8,60, apresentando pouca variação, mostrando desse modo estável ao longo do experimento.

Para realização dos experimentos, foram definidas as relações Substrato/Inoculo, no qual foi constatado que quanto menor a relação a Substrato/Inoculo, maior é o potencial de geração de biogás. Comprovando desse modo o que já foi reportado na literatura.

Quanto à produção de biogás e metano, a relação Substrato/Inoculo 0,25 obteve a maior produção, tanto no Experimento I (721,29 NmL gSV⁻¹ de biogás e 461,69 NmL gSV⁻¹ de metano) assim como no Experimento II (1632,43 NmL gSV⁻¹ de biogás e 1202 NmL gSV⁻¹ de metano), o percentual de metano no biogás teve variação entre 51% e 62,22%. A redução de Sólidos Voláteis teve variação entre 61% a 65%.

Entretanto, os efluentes industriais têm potencial de geração de biogás e metano a partir de digestão anaeróbia, com consequente redução da matéria orgânica.

6 REFERÊNCIAS

ABILOGÁS. O Potencial Brasileiro do Biogás. São Paulo, SP. 2020. Disponível em:< https://abiogas.org.br/wp-content/uploads/2020/11/NOTA-TECNICA_POTENCIAL_ABIOGAS.pdf>. Acesso em: 28/04/2021.

ADEGOKE, A. A.; STENSTRÖM, T. A. Septic Systems. 10.14321/WATERPATHOGENS. 59, 2019.

AL-AMSHAWEE, S.K.; YUNUS, M.Y.M. A review on possible approaches of anaerobic biological processes for palm oil mill effluent: Process, quality, advantages, and limitations IOP Conf. Ser. Mater. Sci. Eng. (2019).

AL-JAMAL, W., & MAHMOUD, N. (2009). Community onsite treatment of cold strong sewage in a UASB-septic tank. *Bioresource Technology*, 100, 1061-1068.

AMARAL, A. C.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R.L. R.; SCUSSIATO, L. A.; TAPPARO, D.C.; GASPARETO, T.C. Influence of solid-liquid separation strategy on biogas yield from a stratified swine production system. *J. Environ. Manage*, 168 (2016), pp. 229-235.

AMOR, C.; MARCHÃO, L.; LUCAS, M.S.; PERES, J.A. Application of Advanced Oxidation Processes for the Treatment of Recalcitrant Agro-Industrial Wastewater: A Review. *Water* 2019, 11, 205.

ANDREA YARBERRY, STEPHANIE LANSING, HEATHER LUCKARIFT, ROBERT DILTZ, Walter Mulbry, Stephanie Yarwood. Effect of anaerobic digester inoculum preservation via lyophilization on methane recovery. *Waste Management*, Volume 87, 2019.

ANGELIDAKI, I., TREU, L., TSAPEKOS, P., LUO, G., CAMPANARO, S., WENZEL, H. AND KOUGIAS, P. Biogas upgrading and utilization: Current status and perspectives. *Biotechnology Advances*, 36(2), pp.452-466. 2018.

APHA. American Public Health Association (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21ª Edição. Washington: American Water Works Association, 1368p.

APHA. American Public Health Association (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20ª Edição, APHA: EUA, 1998.

ASTALS, S.; KOCH, K.; WEINRICH, S.; HAFNER, S.D.; TAIT, S.; PECES, M. Impact of Storage Conditions on the Methanogenic Activity of Anaerobic Digestion Inocula. *Water*, 12, 1321, 2020.

BEYENE, A. et al., 2014. Experimental evaluation of anaerobic digestion for coffee wastewater treatment and its biomethane recovery potential. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 11, 1881-1886.

BRASIL. Legislação brasileira sobre meio ambiente. – 2. ed. – Brasília : Câmara dos Deputados, Edições Câmara, 2010.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Probiogás. Tecnologias de digestão anaeróbia com relevância para o Brasil: substratos, digestores e uso de biogás / Probiogás; organizadores, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ) ; autores, Oliver Jende ... [et al.]. – Brasília, DF : Ministério das Cidades, 2015.

BRENNAN, R.B. et al. Treatment of landfill leachate in municipal wastewater treatment plants and impacts on effluent ammonium concentrations. *Journal of environmental management*, v. 188, p. 64-72, 03 2017.]

BRITISH PETROLEUM – BP. Statistical Review of World Energy 2020 | 69th edition, 2020.

BUDZIANOWSKI, W. M. A review of potential innovations for production, conditioning and utilization of biogas with multiple-criteria assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 54, p. 1148-1171, 2016.]

BUSTILLO-LECOMPTE, C. F., & MEHRVAR, M. (2015). Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and. *Journal of Environmental Management*, 287-302.

BUSTILLO-LECOMPTE, C.F.; MEHRVAR, M. Slaughterhouse wastewater: treatment, management and resource recovery. *Physico-chemical Wastewater Treatment and Resource Recovery*, InTech (2017).

CABBAI, V.; BALLICO, M.; ANEGGI, E.; GOI, D. (2013). BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic co-digestion with sewage sludge. *Waste Management*, n. 33, p. 1626-1632.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios*. 2ª Ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007b. 380 p.

CIBIOGÁS. Nota Técnica: N° 001/2021 – Panorama do Biogás no Brasil 2020. Foz do Iguaçu, Março de 2021.

CONAMA, Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) n 430, 13/05/2011, Diário Oficial da União, 16/05/2011.

COSTA, Ernani S.; BARBOSA FILHO, Olavo; GIORDANO, Gandhi. *Reatores anaeróbios de manta de lodo(UASB): uma abordagem concisa*. Rio de Janeiro: COAMB /FEN/UERJ . Série Temática: Tecnologias Ambientais - Volume 5), 21 p, 2014.

D. EUCLIDES AND R. MARIAN, "Evaluation of the Biochemical Potential of Methane from Wastewater Biosolids as a Source of Clean and Sustainable Energy," 2019 7th International Engineering, Sciences and Technology Conference (IESTEC), Panama, Panama, 2019, pp. 167-171.

DONGYA ZHAO, QUANMIN ZHU, JOHAN DUBBELDAM, Terminal sliding mode control for continuous stirred tank reactor, *Chemical Engineering Research and Design*, Volume 94, 2015, Pages 266-274.

EDWIGES, T. (2017). Biodigestão anaeróbia de resíduos vegetais provenientes de central de abastecimento. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) Universidade Estadual do Oeste Do Paraná, Cascavel.

ELSAYED ELBESHISHY, GEORGE NAKHLA, HISHAM HAFEZ. Biochemical methane potential (BMP) of food waste and primary sludge: Influence of inoculum pre-incubation and inoculum source *Bioresource Technology*, Volume 110, 2012.

EPE - Empresa de Pesquisa Energética (Brasil). Balanço Energético Nacional 2020: Ano base 2019 / Empresa de Pesquisa Energética. – Rio de Janeiro: EPE, 2020.

FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E. V. (FNR). Guia prático do biogás: geração e utilização. 5ª edição, totalmente revista e atualizada, Gülzow, 2010.

FENG, L.; LI, Y.; CHEN, C.; LIU, X.; XIAO, X.; MA, X.; ZHANG, R.; HE, Y.; LIU, G. Biochemical Methane Potential (BMP) of Vinegar Residue and the Influence of Feed to Inoculum Ratios on Biogas Production. *Bioresources* 2013, 8, 2487–2498.

FILER J., DING H.H., CHANG S., 2019. Biochemical Methane Potential (BMP) Assay Method for Anaerobic Digestion Research. *Water* 11 (5), 921.

FONGARO, G. PADILHA, J. SCHISSI, C. D. NASCIMENTO, M. A. BAMPI, G. B. VIANCELLI, A. BARARDI, C. R. M. Human and animal enteric virus in groundwater from deep wells, and recreational and network water. *Environmental Science and Pollution Research*, 2224, 20060-20066, 2015.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; MORAES, E. M.; TALLARICO, M. A.; PAIM, A. A. P. S.; RODRIGUES, J. A. D.; RATUSZNEI, S. M.; CANTO, C. S.; DAMASCENO, L. H. S. (2005). Métodos de Análises Físico-Químicas de Rotina de Águas Residuais Tratadas Biologicamente. *Manual da USP*, 0-85. São Paulo.

GOLDEMBERG J.; LUCON, O. Energias renováveis: um futuro sustentável. REVISTA USP, São Paulo, n.72, p. 6-15, dezembro/fevereiro 2006-2007.

GUERRA, EMANUELE DIÓGENES. INFLUÊNCIA da temperatura e do tamanho das partículas dos resíduos sólidos urbanos no potencial bioquímico de metano (BMP). 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2020.

HOLLIGER, C.; ALVES, M.; ANDRADE, D.; ANGELIDAKI, I.; ASTALS, S.; BAIER, U.; BOUGRIER, C.; BUFFIERE, P.; CARBALLA, M.; WILDE, V.; EBERTSEDER, F.; FERNANDEZ, B.; FICARA, E.; FOTIDIS, I.; FRIGON, J. C.; LACLOS, H.F.; GHASIMI, D.S.M.; HACK, G.; HARTEL, M.; HEERENKLAGE, J.; HORVATH, I.S.; JENICEK, P.; KOCH, K.; KRAUTWALD, J.; LIZASOAIN, J.; LIU, J.; MOSBERGER, L.; NISTOR, M.; OECHSNER, H.; OLIVEIRA, J. V.; PATERSON, M.; PAUSS, A.; POMMIER, S.; PORQUEDDU, I.; RAPOSO, F.; RIBEIRO, T.; RUSCH, F.; STROMBERG, S.; TORRIJOS, M.; VAN EEKERT, M.; VAN LIER, J.; WEDWITSCHKA, H.; WIERINCK, I. Towards a standardization of biomethane potential tests. Water Science & Technology, v. 74, n. 11, p. 1- 9, 2016.

IEA (2020), Outlook for biogas and biomethane: Prospects for organic growth, IEA, Paris. Disponível em:<<https://www.iea.org/reports/outlook-for-biogas-and-biomethane-prospects-for-organic-growth>>. Acesso em: 07/04/2021.

IHSANULLAH SOHOO, MARCO RITZKOWSKI, JÖRN HEERENKLAGE, KERSTIN KUCHTA. Biochemical methane potential assessment of municipal solid waste generated in Asian cities: A case study of Karachi, Pakistan. Renewable and Sustainable Energy Reviews, Volume 135, 2021.

IOPP, PATRICK LUCAS; MENDES, ALESI TEIXEIRA. Análise de sistemas de tratamento de efluentes de abatedouros bovinos por lagoas de estabilização e por reator uasb seguido de lagoa de polimento. Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica, [S.l.], p. 640-654, ago. 2020.

JIANG Y., MARTINE

GUERRA E., GNANESWAR GUDE V., MAGBANUA B., TRUAX D.D., MARTIN J.L. Wetlands for wastewater treatment *Water Environ. Res.*, 88 (10) (2016), pp. 1160-1191,

K.V RAJESHWARI, M BALAKRISHNAN, A KANSAL, KUSUM LATA, V.V.N KISHORE, KARINA RIBEIRO SALOMON, ELECTO EDUARDO SILVA LORA, Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil, *Biomass and Bioenergy*, Volume 33, Issue 9, 2009, Pages 1101-1107.

KOCH, K., HAFNER, S. D., WEINRICH, S., AND ASTALS, S. (2019). Identification of critical problems in Biochemical Methane Potential (BMP) tests from methane production curves. *Front. Environ. Sci.* 7:178.

KOCH, K.; FERNÁNDEZ, Y. B.; DREWES, J. E. Influence of headspace flushing on methane production in biochemical methane potential (BMP) test. *Bioresource Technology*, v. 186, p. 173-178, 2015.

KOCH, K.; HAFNER, S.D.; WEINRICH, S.; ASTALS, S.; HOLLIGER, C. Power and Limitations of Biochemical Methane Potential (BMP) Tests. *Front. Energy Res.*, 8, 2020.

KOLEV SLAVOV, A. (2017). General Characteristics and Treatment Possibilities of Dairy Wastewater – A Review. *Food Technology and Biotechnology*, 55 (1), 14-28.

KONSTANTINA TSIGKOU, MYRSINI SAKARIKA, MICHAEL KORNAROS. Inoculum origin and waste solid content influence the biochemical methane potential of olive mill wastewater under mesophilic and thermophilic conditions. *Biochemical Engineering Journal*, Volume 151, 2019.

KRISHNAN S., SINGH L., MISHRA P., NASRULLAH M., SAKINAH M., THAKU R S., SIDDIQUEN.I., WAHID Z.A. Comparison of process stability in methane

generation from palm oil mill effluent using dairy manure as inoculum. *Environ. Technol. Innov.*, 8 (2017), pp. 360-365

KUNZ, A.; STEINMETZ, L. R. L.; AMARAL, A. C. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato / - Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 209 p.

L. A. STĂNESCU, L. DIANA ROBESCU, C. BONCESCU AND H. FUTSELAAR, "Biochemical methane potential assay methodology for increased precision in yield estimation for low-end conditions," 2019 International Conference on ENERGY and ENVIRONMENT (CIEM), Timisoara, Romania, 2019, pp. 515-519.

LAURA M. SIQUEIRA , ELISABETH S.G. DAMIANO & EDSON L. SILVA (2013) Influence of organic loading rate on the anaerobic treatment of sugarcane vinasse and biogás production in fluidized bed reactor, *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 48:13, 1707-1716, DOI: 10.1080/10934529.2013.815535

LEÃO, R.; MORAIS, J. M. A Agenda 2030 das Nações Unidas e as energias renováveis no Brasil. *Radar* | 60 | ago. 2019. Disponível em:< http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/9398/1/Radar_n60_aAgenda2030.pdf>. Acesso em: 22/04/2021

LOPES, K.; MARTINS, E. M.; MIRANDA, L. R. A Potencialidade Energética da Biomassa no Brasil. *Revista Desenvolvimento Socioeconômico em debate* v.5 n.1 (2019).

LOUREIRO, G. M. Qual o valor da vinhaça? : mitigação de impacto ambiental e recuperação de energia por meio da digestão anaeróbia / Marcelo Loureiro Garcia [e] Lucas Tadeu Fuess. – São Paulo: Cultura Acadêmica: Universidade Estadual Paulista, Pró-Reitoria de Graduação, 2012.

M.M. MANYUCHI, C. MBOHWA, E. MUZENDA, Anaerobic treatment of opaque beer wastewater with enhanced biogas recovery through Acti-zyme bio augmentation, South African Journal of Chemical Engineering, Volume 26, 2018, Pages 74-79

MAGALHÃES, G. V. V. Avaliação da Biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos: ensaios de potencial bioquímico de metano (BMP) e projeto piloto de um biodigestor em escala real. 2018. 131 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)-Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

MAINARDIS, M.; BUTTAZZONI, M. M.; GOI, D. Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Technology for Energy Recovery: A Review on State-of-the-Art and Recent Technological Advances. Bioengineering, 7, 43, 2020.

MANSANO, C. T. Tratamento de Efluentes Industriais e Domésticos através da Digestão Anaeróbia por Reator UASB. Dissertação de (Mestrado em Engenharia Química) - Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, 2016.

MARIA, J. S. (2015). Tratamento Anaeróbio do Efluente da Indústria de Lactícínios usando um Reactor UASB. Dissertação, Universidade Agostinho Neto, Engenharia do Ambiente, Luanda.

MARTINEZ, E. et al. Mathematical model of a laboratory-scale plant for slaughterhouse effluents biodigestion for biogas production. Applied Energy, v. 95, p. 210-219, Jul 01 2012.

MAX J. KRAUSE, GILES W. CHICKERING, TIMOTHY G. TOWNSEND, PRATAP PULLAMMANAPPALLIL. Effects of temperature and particle size on the biochemical methane potential of municipal solid waste components. Waste Management, Volume 71, 2018.

MME. MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. Balanço energético nacional 2020: Relatório síntese. Ano base 2019 / Empresa de Pesquisa Energética.

Disponível em: <https://www.epe.gov.br/sites/pt/publicacoes/dadosabertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao479/topico521/Relato%CC%81rio%20Si%CC%81ntese%20BEN%202020ab%202019_Final.pdf>. Acesso em: 26 setembro 2020.

MONTOYA, A. C. V.; MAZARELI¹, R. C. S.; SILVA¹, D. C.; OLIVEIRA, R. A.; LEITE, V. D. Dairy manure wastewater in serial UASB reactors for energy recovery and potential effluent reuse. *Braz. J. Chem. Eng.*, São Paulo, v. 34, n. 4, p. 971-983, Oct. 2017.

NOR SAKINAH MOHD SAID, SITI ROZAIMAH SHEIKH ABDULLAH, NUR 'IZZATI ISMAIL, HASSIMI ABU HASAN, AHMAD RAZI OTHMAN, Phytoremediation of real coffee industry effluent through a continuous two-stage constructed wetland system. *Environmental Technology & Innovation*, Volume 17, 2020.

OLIVEIRA, C. M. de. *Energia renovável*. Curitiba: ABIB, 2011. Disponível em: <https://pt.calameo.com/read/00020096870b93510ec6c>. Acesso em: 27 setembro 2020.

ORTNER, M.; WÖSS, D. SCHUMERGRUBER, A. PRÖLL, T.; FUCHS, W. (2015). Energy self-supply of large abattoir by sustainable waste utilization based on anaerobic mono-digestion. *Applied Energy*, 143, 460–471.

PALHARES, J. C. P. *Produção animal e recursos hídricos: tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos*. Brasília, DF: Embrapa, 2019. PDF (210 p.).

PEARSE, L.F.; HETTIARATCHI, J.P.; KUMAR, S. TOWARDS Developing a Representative Biochemical Methane Potential State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Volume 4, Issue 2, 2000.

POMBERGER, A.; MO, Y.; NANDIWALE, K. Y.; SCHULTZ, V. L.; DUVADIE, R. ROBINSON, R. I.; ALTINOGLU, E. I.; JENSEN, K. F. A Continuous Stirred-Tank Reactor (CSTR) Cascade for Handling Solid-Containing Photochemical Reactions. *Organic Process Research & Development*, 23 (12), 2699-2706, 2019.

RAJAVATHSAVAI, D. KHAPRE A. MUNSHI, B. Study of mixing behavior of CSTR using CFD. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, Vol. 31, No. 01, pp. 119 - 129, January - March, 2014.

RAPHAEL MUZONDIWA JINGURA; RECKSON KAMUSOKO. "Methods for determination of biomethane potential of feedstocks: a review". *Biofuel Research Journal*, 4, 2, 2017, 573-586.

RICHARDS, S., PATERSONA, E., WITHERSB, P. J., & STUTTERA, M. Septic tank discharges as multi-pollutant hotspots in catchments. *Science Of The Total Environmen*, 542, 854-863, 2016.

RICO, C.; MONTES, J. A. J.; RICO, L. Evaluation of different types of anaerobic seed sludge for the high rate anaerobic digestion of pig slurry in UASB reactors, *Bioresource Technology*, Volume 238, 2017, Pages 147-156.

ROCHA, J.R. (2013). Impactos das atividades antrópicas na qualidade das águas do rio Parnaíba no meio urbano das cidades de Teresina-PI e Timon-MA. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Piauí, Teresina.

RODRIGUES, L. S., SPELTA, A. C. F., SANTOS, R. P., LIMA, C. A., DUTRA, J. C. F., SILVA, I. J. (2014). Avaliação de reator anaeróbico manta de lodo no tratamento de efluentes de frigorífico. *Boletim de Indústria Animal*, 71(4), 365-370.

SILVA, G. A.; MORAIS JUNIOR, J. A.; ROCHA, E. R. Proposta de procedimento operacional padrão para o teste do Potencial Bioquímico do Metano aplicado a resíduos sólidos urbanos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 1, p.11-16, mar. 2016.

SILVA, M. C. P. Avaliação de lodo anaeróbio e dejetos bovinos como potencial inoculos para partida de digestores anaeróbios de resíduos alimentares. 2014. 115 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

SOLDERA, P. E. S. (2018). Parâmetros para projeto de lagoas anaeróbias para tratamento de efluentes de abatedouro de bovinos. Tese (Doutorado em Tecnologia, na área de Ambiente). Faculdade de Tecnologia da Universidade Estadual de Campinas, Limeira.

STEFANUTTI, R.; MAGALHÃES, G. V. V.; VERA, R. S.; FREITAS, L. M. C.; LIMA, A. C. A. Ensaio de potencial bioquímico de metano na digestão de resíduos sólidos orgânicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 30°. 16 a 19 jun. 2019, Natal, no Rio Grande do Norte. Anais [...] Natal, no Rio Grande do Norte, 2019.

STRASSBURG, U.; OLIVEIRA, N. M.; ROCHA JUNIOR, W.; F. O potencial de geração de biogás proveniente da criação de suínos no oeste do Paraná: um estudo Exploratório. *Rev. Agro. Amb.*, v. 9, n. 4, p. 803-818, out./dez. 2016.

T. FORSTER-CARNEIRO, M. PÉREZ, L.I. ROMERO. Composting potential of different inoculum sources in the modified SEBAC system treatment of municipal solid wastes, *Bioresource Technology*, Volume 98, Issue 17, 2007, Pages 3354-3366.

TAWFIK, A., SOBHEY, M., & BADAWY, M. Treatment of a combined dairy and domestic wastewater in an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor followed by activated sludge (AS system). *desalination*, 227, 167-177, 2008.

TUNES, C. R.; DE MORAIS, P. P.; PORTELLA, A. C. F.; AGUIAR, R. W. S.; SILVA, A. R.; BIS, D. P.; SCHEIDT, G. N. Produção de biogás a partir da biodigestão anaeróbica de vinhaça em reator UASB. *International Journal of Current Research*, v. 8, n. 09, p. 38699-38703, 2016.

TUNES, C. R.; SILVA, A. R.; BIS, D. P.; PORTELLA, A. C. F.; CHAGAS JR., A. F.; SCHEIDT, G. N. Produção de biogás a partir da digestão anaeróbica de efluentes de laticínios em reator UASB. *International Journal of Current Research*, v. 8, n. 10, p. 39651-39654, 2016.

VINOD KUMAR, JOGENDRA SINGH, PANKAJ KUMAR, PIYUSH KUMAR, Response surface methodology based electro-kinetic modeling of biological and chemical oxygen demand removal from sugar mill effluent by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in a Continuous Stirred Tank Reactor (CSTR), *Environmental Technology & Innovation*, Volume 14, 2019

WEC - WORLD ENERGY COUNCIL, (2019). *World Energy Scenarios 2019: Exploring Innovation Pathways to 2040*. Disponível em: <https://www.worldenergy.org/assets/downloads/2019_Scenarios_Full_Report.pdf>. Acesso em: 20/04/2021.

WEC - WORLD ENERGY COUNCIL, (2020). *World Energy Trilemma Index*. Disponível em: <https://www.worldenergy.org/assets/downloads/World_Energy_Trilemma_Index_2020_-_REPORT.pdf>. Acesso em: 20/04/2021.

WICKHAM, R., GALWAY, B., BUSTAMANTE, H. AND NGHIEM, L. D. (2016) 'Biomethane potential evaluation of co-digestion of sewage sludge and organic wastes', *International Biodeterioration & Biodegradation*, 113, pp. 3-8.

XIE, S., WICKHAM, R. AND NGHIEM, L. D. (2017) 'Synergistic effect from anaerobic codigestion of sewage sludge and organic wastes', *International Biodeterioration & Biodegradation*, 116, pp. 191-197.

ZAZOU, Z.; AFANGA, H.; AKHOUAIRI, S.; OUCHTAK, H.; ADDI, A.A. AKBOUR, R. A. ALI ASSABBANE, JAMAÂ DOUCH, ABDELLAH ELMCHAOURI, JOËLLE DUPLAY, AMANE JADA, MOHAMED HAMDANI. Treatment of textile industry wastewater by electrocoagulation coupled with electrochemical advanced oxidation process, Journal of Water Process Engineering, Volume 28, 2019, Pages 214-221.