

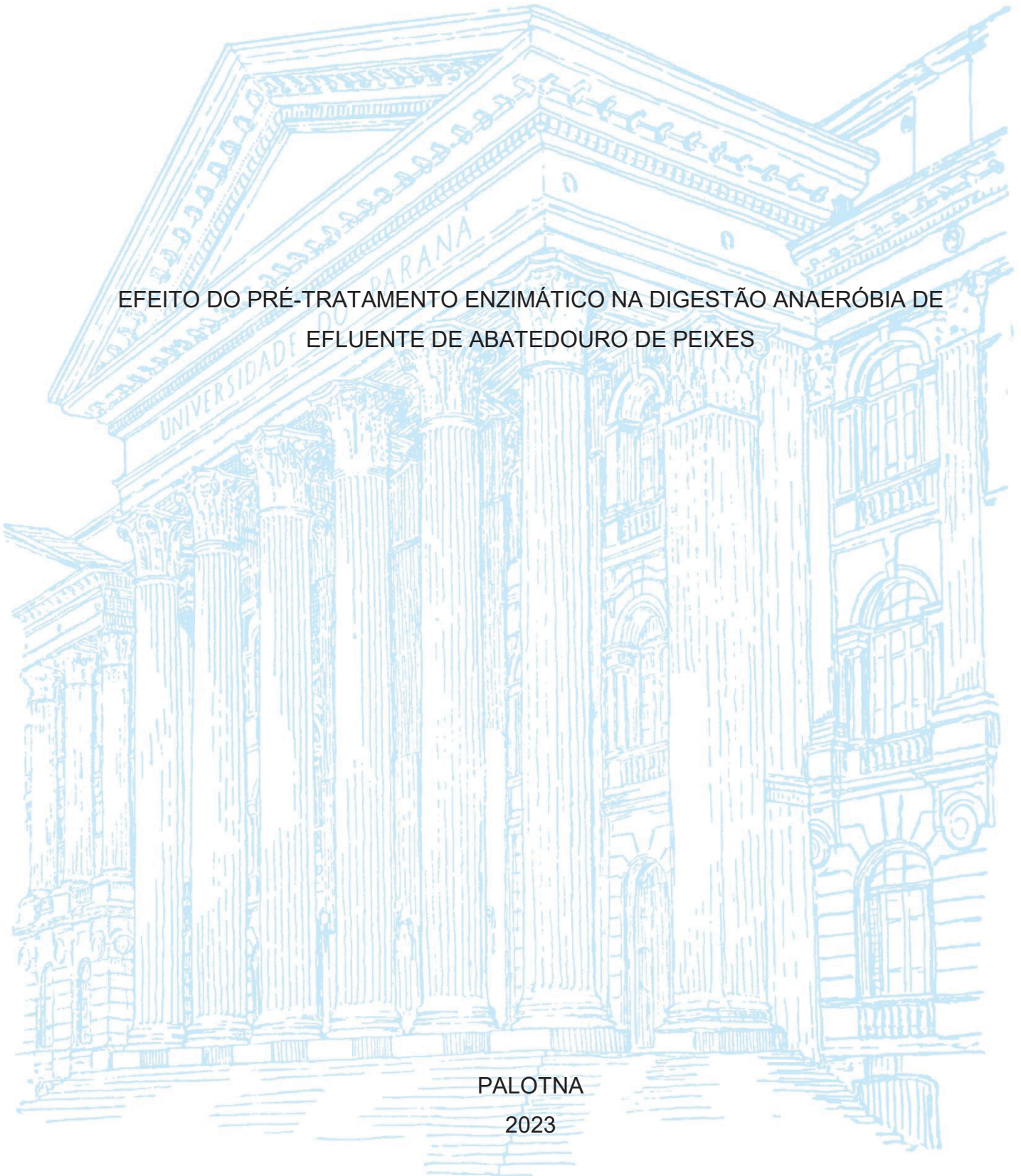
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MARIANA CORRÊA E SILVA ARAUJO

EFEITO DO PRÉ-TRATAMENTO ENZIMÁTICO NA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE  
EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES

PALOTNA

2023



MARIANA CORRÊA E SILVA ARAUJO

EFEITO DO PRÉ-TRATAMENTO ENZIMÁTICO NA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE  
EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biotecnologia Ambiental, Setor de Palotina, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biotecnologia.

Orientador(a): Prof(a). Dr(a). Eliane Hermes

Coorientador: Prof. Dr. Rodrigo Sequinel

PALOTINA

2023

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

A663 Araujo, Mariana Corrêa e Silva  
Efeito do pré-tratamento enzimático na digestão  
anaeróbia de efluente de abatedouro de peixes  
/ Mariana Corrêa e Silva Araujo. – Palotina, PR, 2023.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná,  
Setor Palotina, PR, Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia.  
Orientadora: Profa. Dra. Eliane Hermes.  
Coorientador: Prof. Dr. Rodrigo Sequinel.

1. Eficiência de remoção. 2. Geração de energia. 3. Tratamento  
de efluentes. I. Hermes, Eliane. II. Sequinel, Rodrigo.  
III. Universidade Federal do Paraná. IV. Título.

CDU 620.9

Bibliotecária: Aparecida Pereira dos Santos – CRB 9/1653

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação BIOTECNOLOGIA da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **MARIANA CORRÊA E SILVA ARAÚJO** intitulada: **EFEITO DO PRÉ-TRATAMENTO ENZIMÁTICO NA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES**, sob orientação da Profa. Dra. ELIANE HERMES, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua **APROVAÇÃO** no rito de defesa.

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

PALOTINA, 28 de Fevereiro de 2023.

Assinatura Eletrônica

01/03/2023 11:51:17.0

ELIANE HERMES

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

01/03/2023 09:57:09.0

MABEL KARINA ARANTES ALVES

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

01/03/2023 08:31:14.0

IVONETE ROSSI BAUTITZ

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à Deus, por ter me sustentado e iluminado o meu caminho durante toda a trajetória acadêmica. Por me ajudar a enxergar que aquilo que pertence a nós, será nosso, eventualmente. Por ter ouvido as minhas orações e não ter me desamparado.

Aos meus pais, Elenice e Josias, por serem minha base e porto seguro, por me inspirarem a me incentivarem a ser o melhor de mim mesma. Ao meu irmão Gabriel, por me apoiar e não medir esforços para me ajudar.

À minha orientadora, Professora Doutora Eliane Hermes, por todo apoio, orientação, dedicação, paciência e confiança. Obrigada por acreditar em mim e não medir esforços para me ajudar.

À todos os meus familiares, que sempre me animaram com palavras de amor e acalento, por não pouparem esforços para me ajudarem a chegar onde cheguei.

Aos amigos de laboratório Gabriel, Karen, Matheus e Victor por estarem sempre dispostos a colaborar na realização do trabalho, pela paciência e dedicação.

Ao Professor Doutor Rodrigo Sequinel pela ajuda e co-orientação.

Aos meus amigos, de perto e de longe, que de alguma maneira me ajudaram e me incentivaram a continuar. Especialmente ao Joel, Paula e Thais que estiveram sempre dispostos a me ajudar durante a realização do trabalho, com palavras de conforto e carinho nos momentos difíceis.

Aos técnicos e técnicas do laboratório, em especial à Raquel, pela confiança em mim para que pudesse fazer do laboratório uma segunda casa e por todo suporte.

À Universidade Federal do Paraná – Setor Palotina, seu corpo docente, direção, técnicos e administração, que são responsáveis pelo meu aprendizado.

A todos que me acompanharam e me ajudaram de alguma forma durante este trajeto, o meu muito obrigada.

“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou o que deveria ser, mas Graças a Deus, não sou o que era antes”.  
(Marthin Luther King)

## RESUMO

Em abatedouros de peixes, o efluente geralmente contém substâncias que caracterizam um resíduo com elevada concentração de matéria orgânica, portanto, apresenta um potencial para a produção de biogás e biofertilizantes. Porém, quando não é realizado um tratamento adequado, são sérios os danos ambientais causados. Nas indústrias, tem se adotado o tratamento a partir da digestão anaeróbia, porém, por conter alto teor de gordura, este efluente pode não ser digerido totalmente, por isso, a inclusão de um pré-tratamento enzimático para a remoção prévia de gordura tem se tornado uma alternativa. Esse efluente, apresenta características favoráveis à digestão anaeróbia, gerando biogás e biofertilizante, produtos estes que possuem alto valor agregado, promovendo a geração de energia limpa e de baixo custo. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito do pré-tratamento enzimático na digestão anaeróbia de efluente de abatedouro de peixes. Para isso, foi utilizado o efluente gerado em uma indústria localizada na região oeste do Paraná. Para o pré-tratamento enzimático empregou-se a bactéria *Bacillus megaterium*, nas concentrações de SI; 2,5; 5; 7,5; 10 e 12,5%, com as seguintes condições: temperatura de 37 °C e tempo de tratamento de 72 h. Após isso, avaliou-se a eficiência de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) e óleos e graxas (O&G). Na sequência, o efluente pré- tratado foi conduzido ao processo de digestão anaeróbia, avaliando-se semanalmente os parâmetros de pH e sólidos totais (ST), fixos (STF) e voláteis (STV) e ao final do processo o parâmetro de DQO. Com relação ao biogás produzido durante o tratamento, o mesmo foi analisado em relação a composição de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, CO, H<sub>2</sub>S e H<sub>2</sub>. Para o pré-tratamento enzimático, as concentrações 7,5% e 10% de inóculo foram mais eficientes na remoção de O&G (72,07 a 81,08%) e a adição de 7,5% de inóculo apresentou melhor resultado para a DQO (43,28%). Na etapa de digestão anaeróbia constatou-se maior eficiência de remoção da matéria orgânica com o uso de menores percentuais de inóculo de fezes bovina, com valores na faixa de 40%. Com relação ao biogás gerado, a concentração de inóculo de 10%, na 5ª semana, proporcionou o maior percentual de metano (em torno de 60%), enquanto o tratamento SI obteve os menores valores durante todo o processo. Sendo assim, é possível afirmar que o uso de inóculo para o pré-tratamento enzimático reduziu significativamente os parâmetros avaliados, além de otimizar a produção de metano no processo de digestão anaeróbia.

Palavras-chave: óleos & graxas, tratamento de efluentes, eficiência de remoção, geração de energia.

## ABSTRACT

In fish slaughterhouses, the effluent usually contains substances that characterize a residue with a high concentration of organic matter, therefore, it presents a potential for the production of biogas and biofertilizers. However, when adequate treatment is not carried out, the environmental damage caused is serious. In industries, treatment based on anaerobic digestion has been adopted, however, because it contains a high fat content, this effluent may not be completely digested, therefore, the inclusion of an enzymatic pre-treatment for the prior removal of fat has become an alternative. This effluent has characteristics favorable to anaerobic digestion, generating biogas and biofertilizer, products that have high added value, promoting the generation of clean and low-cost energy. Therefore, the objective of this work was to evaluate the effect of enzymatic pre-treatment on the anaerobic digestion of slaughterhouse effluent of fish. For this, the effluent generated in an industry located in the western region of Paraná was used, which was taken to the laboratory for its characterization and conduction of the experiment. For enzymatic pre-treatment, *Bacillus megaterium* bacteria were used in concentrations of WI; 2.5; 5; 7.5; 10 and 12.5%, with the following conditions: temperature of 37°C and treatment time of 72 h. After that, the removal efficiency of chemical oxygen demand (COD) and oils and greases (O&G) was evaluated. Next, the pre-treated effluent was taken to the anaerobic digestion process, weekly evaluating the parameters of pH and total solids (ST), fixed (STF) and volatile (STV) and, at the end of the process, the COD parameter. Regarding the biogas produced during the treatment, it was analyzed in relation to the composition of CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, CO, H<sub>2</sub>S and H<sub>2</sub>. For enzymatic pre-treatment, the concentrations of 7.5% and 10% of inoculum were more efficient in removing O&G (72.07 to 81.08%) and the addition of 7.5% inoculum showed the best result for COD (43.28%). In the anaerobic digestion stage, a greater efficiency of removal of organic matter was observed with the use of lower percentages of bovine feces inoculum, with values in the range of 40%. Regarding the biogas generated, the inoculum concentration of 10%, in the 5th week, provided the highest percentage of methane (around 60%), while the WI obtained the lowest values during all weeks. Therefore, it is possible to affirm that the use of inoculum for enzymatic pre-treatment significantly reduced the evaluated parameters, in addition to optimizing the methane production in the anaerobic digestion process.

Keywords: oils and greases, effluent treatment, removal efficiency, power generation.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - FLUXOGRAMA DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	27
FIGURA 2 - REATORES DESTRUTÍVEIS DE GARRAFA PET UTILIZADOS PARA COLETA DO EFLUENTE .....	40
FIGURA 3 - REATORES EM FRASCOS DE VIDRO UTILIZADOS PARA COLETA DO GÁS .....	41
FIGURA 4 - CÂMARA COM TEMPERATURA CONTROLADA ONDE FORAM ALOCADOS OS BIORREATORES .....	41
FIGURA 5 - SERINGAS UTILIZADAS PARA A COLETA DO GÁS GERADO NA DIGESTÃO ANAERÓBIA .....	42
FIGURA 6 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE O&G (A) E DE DQO (B) NOS TRATAMENTOS APLICADOS .....	49
FIGURA 7 – VALORES OBTIDOS DURANTE O PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA PARA OS PARÂMETROS DE PH (A), SÓLIDOS TOTAIS (B), SÓLIDOS TOTAIS FIXOS (C) E SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS (D) .....	53
FIGURA 8 – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO NOS TRATAMENTOS APLICADOS .....	57
FIGURA 9 – PERCENTUAL DE CH <sub>4</sub> OBTIDO NO BIOGÁS GERADO NO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	60
FIGURA 10 – PERCENTUAL DE CO <sub>2</sub> OBTIDO NO BIOGÁS GERADO NO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	61
FIGURA 11 – PERCENTUAL DE CO OBTIDO NO BIOGÁS GERADO NO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	62
FIGURA 12 – PERCENTUAL DE H <sub>2</sub> S OBTIDO NO BIOGÁS GERADO NO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	63
FIGURA 13 – EFICIÊNCIA GLOBAL DE REMOÇÃO DE DQO .....	64

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - CARACTERIZAÇÃO DE EFLUENTES LÍQUIDOS GERADOS EM ABATEDOUROS DE PEIXES .....	22
TABELA 2 - COMPOSIÇÃO MÉDIA DO BIOGÁS EM PERCENTUAL DE VOLUME 30	
TABELA 3 – PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS ANALISADOS E METODOLOGIAS UTILIZADAS.....	33
TABELA 4 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES .....	44
TABELA 5 - VALORES OBTIDOS APÓS O PRÉ-TRATAMENTO ENZIMÁTICO.....	46
TABELA 6 - ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA A EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO O&G.....	50
TABELA 7 – TESTE DE TUKEY PARA COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS NA REMOÇÃO DE O&G.....	51
TABELA 8 - ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA A EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DQO.....	51
TABELA 9 – TESTE DE TUKEY PARA COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS NA REMOÇÃO DE DQO.....	52
TABELA 10 - VALORES OBTIDOS APÓS A DIGESTÃO ANAERÓBIA DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES.....	54
TABELA 11 - ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA O COMPORTAMENTO DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO NA DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	58
TABELA 12 – TESTE DE TUKEY PARA A EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO NA DIGESTÃO ANAERÓBIA .....	58
TABELA 13 - ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA O EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO GLOBAL DE DQO .....	65

## SUMÁRIO

<b>AGRADECIMENTOS</b> .....	<b>4</b>
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>16</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>18</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	18
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>19</b>
3.1 PRODUÇÃO DE PEIXES.....	19
3.2 EFLUENTES GERADOS EM ABATEDOUROS DE PEIXES.....	20
3.3 TRATAMENTO DE EFLUENTES DE ABATEDOUROS DE PEIXES.....	23
3.4 PRÉ-TRATAMENTO ENZIMÁTICO DE EFLUENTES .....	25
3.5 BACTÉRIAS PRODUTORAS DE LIPASE .....	25
3.6 BIODIGESTÃO ANAERÓBIA.....	26
3.6.1 Etapas da Digestão Anaeróbia.....	27
3.6.1.1 Hidrólise.....	27
3.6.1.2 Acidogênese .....	28
3.6.1.3 Acetogênese.....	28
3.6.1.4 Metanogênese.....	28
3.6.1.5 Sulfetogênese.....	28
3.6.2 Biodigestores.....	29
3.6.3 Produção de biogás a partir do tratamento de efluentes .....	29
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>32</b>
4.1 LOCAL DE COLETA DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES.....	32
4.2 PARÂMETROS UTILIZADOS NA CARACTERIZAÇÃO INICIAL DO EFLUENTE	
32	
4.2.1 pH.....	33
4.2.2 Alcalinidade total .....	33
4.2.3 Ácidos voláteis totais .....	34
4.2.4 Sólidos totais, fixos e voláteis.....	36
4.2.5 Demanda química de oxigênio (DQO).....	37
4.2.6 Óleos e graxas (O&G).....	38
4.3 MICRORGANISMO UTILIZADO NO PRÉ-TRATAMENTO ENZIMÁTICO .....	38

4.4 PRÉ-TRATAMENTO ENZIMÁTICO DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES .....	39
4.5 DIGESTÃO ANAERÓBIA DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES .....	39
4.6 CARACTERIZAÇÃO DA COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS.....	42
4.7 EFICIÊNCIA GLOBAL DE REMOÇÃO DE DQO .....	43
4.8 ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	43
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>44</b>
5.1 CARACTERIZAÇÃO INICIAL DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES	44
5.2 PRÉ-TRATAMENTO ENZIMÁTICO DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES .....	45
5.2.1 Valores obtidos após o pré-tratamento enzimático do efluente de abatedouro de peixes .....	46
5.2.2 Eficiência de remoção de O&G e DQO no pré-tratamento enzimático do efluente de abatedouro de peixes .....	48
5.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES APÓS O PRÉ-TRATAMENTO ENZIMÁTICO .....	52
5.3.1 Monitoramento semanal dos biorreatores anaeróbios.....	52
5.3.2 Valores obtidos após a digestão anaeróbia do efluente de abatedouro de peixes	54
5.3.3 Eficiência de remoção da DQO no processo de digestão anaeróbia .....	57
5.3.4 Composição do biogás gerado durante o processo de digestão anaeróbia .....	59
5.4 EFICIÊNCIA GLOBAL DE REMOÇÃO DA DQO .....	64
<b>6 CONCLUSÃO .....</b>	<b>66</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>67</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A aquicultura no Brasil vem se desenvolvendo de maneira considerável durante os últimos anos. O setor teve um avanço significativo em relação à produção e a profissionalização e esse crescimento está diretamente ligado à demanda do mercado nacional. No ano de 2019, das 579 mil toneladas produzidas pela piscicultura brasileira, apenas 6.542 toneladas foram exportadas (CIAQUI, 2019; IBGE/PPM, 2019; PEDROSA FILHO et al., 2020).

Devido a sua grande expansão e a alta demanda de mercado, a produção da piscicultura cresce, assim como aumentam as preocupações em relação aos impactos ambientais. A intensa produção de peixes se conduzida de maneira inadequada pode acarretar sérios problemas em termos de produção de dejetos e do uso da água. Por isso, uma das alternativas usadas para minimizar estes impactos são os tratamentos de efluentes para descarte correto e reuso da água (SILVA, 2013).

Para a mitigação desses impactos é preciso planejamento adequado da utilização de recursos naturais e a elaboração de estratégias eficientes para a gestão sustentável do processo produtivo (HENRY-SILVA, 2005). Os efluentes gerados e que não são tratados podem gerar problemas para os corpos hídricos receptores e para se alcançar a diminuição do risco de poluição por efluentes, padrões de qualidade surgem como uma maneira de especificar valores mínimos e máximos dos compostos presentes nos efluentes. (MACEDO e SIPAÚBA-TAVARES, 2010). No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) publicou normativas que regulamentam a qualidade do efluente que é despejado pelas indústrias de piscicultura (BRASIL, 2005 e BRASIL, 2011) para fins de licenciamento ambiental e operação de atividade.

A indústria de abate de peixes gera um grande volume de efluentes líquidos, que se caracterizam por possuírem altas concentrações de demanda química de oxigênio (DQO), gordura e sólidos totais. Isso implica na necessidade de remoção efetiva desses compostos e nutrientes que estão presentes antes do descarte em corpos hídricos, de modo a evitar o desequilíbrio ecológico desses ecossistemas (COSMANN et al., 2012; MUTHUKUMARAN e BASKARAN, 2013; JOÃO et al., 2018).

Os lipídeos apresentam baixa taxa de biodegradação, de modo que esses compostos se acumulam na superfície das células, dificultando a absorção dos substratos pelos microrganismos, por isso, o surgimento do pré-tratamento enzimático

se mostra vantajoso, pois, além do curto período para tratamento, as enzimas são capazes de reduzir significativamente o teor de gordura do efluente, de modo que os microrganismos vão possuir fácil acesso ao substrato e por consequência, uma maior taxa de transferência de massa durante o processo (MASSE, KENNEDY e CHOU, 2001; VALLADÃO et al., 2009; ROMERO-GUIZA et al., 2016; ). Além disso, essas enzimas também influenciam no aumento da vida útil dos equipamentos, redução de sólidos suspensos e triglicerídeos, de modo a garantir melhores condições de tratamento de sistemas biológicos (VALENTE et al., 2010).

Uma das alternativas utilizadas que desponta nesse contexto é o aproveitamento desses resíduos do processamento do pescado para a geração de energias alternativas. A digestão anaeróbia reduz o teor de matéria orgânica deste efluente ao mesmo tempo que gera gás combustível, o metano ( $\text{CH}_4$ ) (SOUZA, 2014). Além de tratar o resíduo e deixá-lo apto para despejo no meio ambiente, este ainda produz biocombustível renovável para a produção de energia, sendo uma alternativa para a diminuição de gasto energético em indústrias.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o efeito do pré-tratamento enzimático na digestão anaeróbia de efluente de abatedouro de peixes.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar a água residuária provinda de abatedouro de peixes coletado após o tratamento preliminar;
- Realizar os ensaios de pré-tratamento enzimático empregando a bactéria *Bacillus megaterium*;
- Verificar a eficiência de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) e óleos & graxas (O&G) após o pré-tratamento enzimático;
- Avaliar a eficiência de remoção da DQO do efluente de abatedouro de peixes após a digestão anaeróbia;
- Analisar a composição do biogás produzido ao longo do processo de digestão anaeróbia;
- Determinar a eficiência global de remoção de DQO após o pré-tratamento enzimático e a digestão anaeróbia.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 PRODUÇÃO DE PEIXES

O aumento populacional e a procura por alimentos saudáveis favorecem a prática da aquicultura, visto que os peixes são ricos em proteínas, macronutrientes e Omega-3 (FAO, 2018; COPPOLA, 2021). Características como o clima, a vasta presença de água e a disponibilidade de grãos favorecem a sua prática no Brasil, principalmente, a criação de tilápias (*O. niloticus*). Suas características biológicas favorecem sua produção em diversos lugares, com climas e até mesmo, técnicas de cultivo diferentes, como por exemplo, tanques-redes e tanques escavados de águas continentais (FERREIRA, 2018; DIAS, 2020; PEIXE BR, 2020; VALENTI et al, 2021).

A produção de pescados pode ser dividida em dois setores, sendo eles a pesca extrativa e a aquicultura. A pesca é caracterizada pela retirada dos recursos pesqueiros diretamente do ambiente natural, diferente da aquicultura, que é definida como o cultivo, em espaço confinado e controlado, dos organismos aquáticos, desde peixes, moluscos, até répteis e outras formas de vida aquática que possuam interesse econômico (BRENZAN e FEIDEN, 2022).

No período de 1961 à 2016, a oferta de pescado aumentou, por ano, 3,2% (FAO, 2018). A partir de 1990, a aquicultura cresceu fortemente no mercado mundial, de maneira que o consumo de pescado tem sido sustentado pela aquicultura (XIMENES, 2021). Já no Brasil, em 2020, o valor de produção aumentou 5,93% em comparação ao anterior, produzindo quase 803 mil toneladas, tornando o país o 4ª maior produtor de tilápia do mundo (PEIXE BR, 2021).

A tilapicultura tem se consolidado como uma alternativa viável para a produção de proteína animal (PEDROZA FILHO et al. 2020). No Brasil, as espécies produzidas são principalmente as de água doce, como por exemplo a tilápia (*O. niloticus*), com 60,6% e o tambaqui (*C. macropomum*), com 18% do total (PEIXE BR, 2021; VALENTI et al., 2021). O sul do país (com 44% do total da produção) é destaque na piscicultura e o estado do Paraná é líder com um crescimento de 11,5% na produção, totalizando 166 mil toneladas de tilápia produzidas (PEIXE BR, 2021). Apesar do alto potencial, o Brasil ainda não representa grande influência mundial de produção de pescado, pois, o setor de pesca marinha está estagnado e a aquicultura ainda apresenta baixo rendimento (BRENZAN e FEIDEN, 2022).

### 3.2 EFLUENTES GERADOS EM ABATEDOUROS DE PEIXES

A alta densidade demográfica influencia diretamente em uma alta produção das indústrias. Levando em conta a crescente demanda contemporânea, por alimentos e outros bens de consumo industrializados, pode-se afirmar que os danos ambientais causados são irreversíveis (SOARES e SIGNOR, 2021). Com o crescimento gradual da população, que pode atingir 9 bilhões até o ano de 2050 segundo a Organização da Nações Unidas (ONU, 2016) a preocupação com recursos hídricos, que são essenciais para a produção de alimentos, se torna cada vez maior (FEIDEN et al., 2022). Na produção industrial, a quantidade excessiva de água que é utilizada durante todo o processamento se torna um agravante, principalmente se levado em conta as condições ambientais atuais, e não somente o uso, como também a consequente geração de resíduos (FERRACIOLLI, 2018; FEIDEN et al., 2022).

O consumo de água pode variar de acordo com a unidade produtora por diversos aspectos: se são frigoríficos com ou sem abate, com ou sem graxaria, quais tecnologias se encontram disponíveis para uso, o “layout” da planta, entre outros (VILVERT, 2017). Na indústria de pescados não é diferente e durante todo o processo de produção tem-se a presença da água, sendo utilizada desde a reprodução, alevinagem, engorda, chegada do produto, durante o armazenamento, no tratamento do pescado, na lavagem de áreas e equipamentos que fazem parte desse processamento (que representa 40% do consumo total das etapas realizadas) e por fim, na comercialização (THRANE; NIELSEN e CHRISTENSEN, 2009; AMBRÓSIO, 2015; RODAS, 2022).

O incentivo à produção e o crescimento rápido no cultivo de tilápias pode influenciar na excessiva quantidade de resíduos produzidos (FEIDEN, 2022). Com o aumento da oferta de produto de pescados e no seu consumo, conseqüentemente, houve um aumento na geração de resíduos em todo o mundo e o descarte direto, sem tratamento e indevido desses efluentes, que são despejados em cursos d'água, causam inúmeros problemas ambientais. Desta forma se faz necessário um manejo correto desses resíduos (SOUZA; VIDOTTI e OLIVEIRA NETO, 2008; COPPOLA, 2021; SHANTI; PREMALATHA; ANANTHARAMAN, 2021).

Antes de serem comercializados, os peixes passam por um processo de classificação de tamanho, identificação, descalcificação e a remoção de carcaça, barbatanas e vísceras. Por fim, a carne é posteriormente transformada em filé, bifes

ou enlatados para poderem ser disponibilizados no mercado (WANGKHEIRAKPAM et al, 2019). O filé é o produto com maior comercialização, produzindo de 30 a 40% do peso total do peixe (SILVA et al, 2014).

Os resíduos de abatedouro de peixes são compostos principalmente por 15-20% de guarnições musculares, 12-18% de vísceras, 9-15% de ossos, 9-12% de cabeças, 1-3% de pele e barbatanas, 5% de escamas e sangue também, que possuem pouco ou nenhum valor econômico e, por isso, são descartados (COSMANN et al, 2009; COPPOLA, 2021; WU e SONG, 2021). Mas estes ainda podem ser divididos entre resíduos de abate/processamento, que englobam conteúdos estomacais e intestinais, resíduos das esteiras do abate e aqueles gerados no processamento do filé e resíduos gerados fora desses processos que compreendem esgotos sanitários, lixo comum e os lodos de tratamento industrial (SCARASSATI, 2003; RODAS, 2018)

Após serem diluídos, os resíduos líquidos são segregados e encaminhados por duas tubulações diferentes e dessa forma divididos em duas linhas, sendo elas: a linha “vermelha”, que contém resíduos de sangue oriundos do processo de abate e higienização do local, e a linha “verde”, que encaminha os conteúdos estomacais e da área de recepção dos animais e contém grandes quantidades de sólidos suspensos (MOURA et al, 2013; LIMA, 2020;). Essas duas tubulações devem passar por sistemas de tratamento até que estejam adequados para serem descartados corretamente ou despejados em corpos hídricos (MOURA et al, 2013).

A quantidade de água utilizada durante o processo de abate depende da metodologia adotada por cada empresa. A variação no consumo diverge conforme a espécie de peixe processada, a tecnologia aplicada pela indústria, o tipo do produto e o comprometimento da indústria com o projeto de Produção Mais Limpa (P+L) (EMBRAPA, 2020). No abate de tilápias, em indústrias do Oeste paranaense, por exemplo, a quantidade de água utilizada para a produção de 1 kg de filé fica em torno de 9,31 a 38,65 L (NAPOLI, 2015).

Para se caracterizar um efluente, são utilizados parâmetros que podem ser físicos, químicos e biológicos. Dentre os mais importantes, pode-se citar o pH, DQO, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos totais (ST) e O&G. Na TABELA 1 constam os dados referentes à composição média desse efluente de acordo com a literatura.

TABELA 1 - CARACTERIZAÇÃO DE EFLUENTES LÍQUIDOS GERADOS EM ABATEDOUROS DE PEIXES

Parâmetro	Mannacharaju (2020)	Sone (2013)	Porta (2016)	Lim et al. (2003)
Ph	6,73 - 6,95	5,64	6,3	6,2 – 7,0
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	3.640 – 5.990	1292,50	9.708	4300
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	1.840 – 2.040	725,21	-	1700
ST (mg L <sup>-1</sup> )	13.175 – 14.256	-	1040	-
O&G (mg L <sup>-1</sup> )	631 – 744	379	-	800

DQO: Demanda química de oxigênio; DBO: Demanda bioquímica de oxigênio; ST: Sólidos totais; O&G: Óleos e graxas.

O pH dessas águas pode variar entre 6,73 a 6,95, perto de valores consideráveis neutros. Esse parâmetro é importante para o controle das reações anaeróbias e pode afetar o processo de duas maneiras: diretamente, influenciando na atividade enzimática e indiretamente, influenciando na toxicidade de diversos componentes. As bactérias que auxiliam no tratamento, podem crescer em pH com faixa de 6,0 a 8,0, mas, especialmente para aqueles organismos produtores de metano, a faixa de pH ideal deve ficar entre 6,6 e 7,4, dessa maneira, a atividade microbiana acontece com maior eficiência (CHERNICHARO, 2007). Valores de pH menores que 6 ou maiores que 8 podem influenciar no metabolismo bacteriano, podendo causar a inefetividade de atuação desses microrganismos levando à desintegração de grânulos microbianos e, por consequência, a falha do processo de digestão anaeróbia (NEVES et al., 2018).

As frações de matéria orgânica normalmente são medidas através da DQO, que representa a quantidade de oxigênio necessária para o processo de oxidação química da matéria orgânica e da DBO, que representa a quantidade necessária de oxigênio para que os microrganismos sejam capazes de degradar a matéria orgânica. Esta, ao ser decomposta em corpos receptores, interfere na disponibilidade de oxigênio dissolvido (OD) no meio hídrico e isto pode acabar deteriorando e afetando negativamente o ambiente aquático (SONE, 2018). Valores altos de DBO podem indicar um aumento na proliferação de microflora, que podem afetar negativamente no equilíbrio da vida aquática, interferindo na qualidade de vida de peixes e até mesmo produzir sabores e odores desagradáveis (MCCABE et al., 2014).

A concentração de sólidos, em diversas frações, é utilizada em estudos para o controle da poluição de águas residuárias em corpos hídricos, na caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais e também, no controle de sistemas de

tratamento de esgotos. Esta resulta em um quadro geral da distribuição de partículas em relação ao tamanho (sólidos em suspensão ou dissolvidos) e em relação às características químicas (fixos ou minerais e voláteis ou orgânicos) (TRENTIN e BOSTLEMANN, 2010).

Os O&G são substâncias orgânicas derivadas de origem animal, vegetal ou mineral, provindos de efluentes industriais, esgotos domésticos, oficinas mecânicas, vias públicas, entre outros. Porém, os efluentes gerados em agroindústrias, são os maiores contribuintes para o aumento dessas substâncias nos corpos hídricos, inclusive os de abatedouros (ORSSATO et al., 2010). O ponto prejudicial desses compostos é que são de baixa solubilidade e por isso interferem diretamente na degradação dos efluentes por meio de processos biológicos e gerando problemas para o tratamento de água quando presentes em mananciais. Além disso, afetam na estética e diminuem a área de contato entre a superfície da água e o ar atmosférico, inviabilizando a passagem do oxigênio da atmosfera para a água (MCCABE et al., 2014).

As indústrias de abatedouros despejam os efluentes produzidos em corpos hídricos. Para assegurar a disponibilidade e qualidade da água para gerações futuras, melhorar a qualidade de vida nos grandes centros urbanos e diminuir os impactos ambientais, órgãos governamentais estabelecem parâmetros de qualidade para o lançamento desses efluentes no meio ambiente. Uma das opções mais viável para a diminuição na geração de efluentes e, que pode acabar influenciando na qualidade deste, é a utilização de métodos e tecnologias capazes de tornarem a água apta para reuso e assim diminuir o consumo da mesma (SOUZA; VIDOTTI e OLIVEIRA NETO, 2008).

### 3.3 TRATAMENTO DE EFLUENTES DE ABATEDOUROS DE PEIXES

O tratamento de efluentes industriais necessitam de associações entre diversos tipos de processos, para que seja possível atingir valores determinados pela legislação para o seu despejo correto em corpos hídricos (VILVERT, 2017). Deve-se levar em conta custos de investimentos e operação, como por exemplo, mão de obra, energia utilizada, produtos químicos, entre outros. Além disso, o clima, o local de implementação do tratamento, as características do corpo receptor, a legislação,

direção dos ventos, proximidade de residências, estabilidade do terreno, assistência técnica e controle operacional (SCARASSATI et al., 2003; AZZOLINI e FABRO, 2013).

Os poluentes podem ser removidos por tratamentos físicos, químicos e/ou biológicos, sendo esse último, eficaz e de fácil operação, quando comparado aos demais métodos (FERREIRA, 2000). Para Nunes (2008) e Sperling (2014), as estações de tratamentos de efluentes costumam ser divididas em quatro níveis:

- a) Tratamento preliminar: onde ocorre a retenção do material com partículas grosseiras, flutuantes e material mineral sedimentável. Para esse tratamento, são utilizadas grades, caixa de areia (desarenadores), caixa de retenção de óleos e gorduras e, por fim, peneiras;
- b) Tratamento primário: utilizado para a remoção da matéria orgânica em suspensão. Nessa etapa, os processos ocorrem através da decantação primária, da precipitação química, flotação e neutralização;
- c) Tratamento secundário: é a separação da matéria orgânica dissolvida e em suspensão. Nesta etapa, os processos mais conhecidos são as lagoas de estabilização, lodo ativado, reatores anaeróbios e filtros biológicos;
- d) Tratamento terciário: aplicado somente quando se deseja um efluente de alta qualidade, ou então, a remoção de outras substâncias. Pode ser realizado através da adição de carvão ativado, osmose inversa, troca iônica, oxidação química, dentre outros.

Por apresentarem um alto grau de biodegradabilidade, efluentes de matadouros são comumente destinados a processos biológicos, com destaque para os tratamentos anaeróbios devido a elevada concentração de matéria orgânica presente. Alguns principais reatores anaeróbios se destacam para o uso com o objetivo da diminuição de carga poluidora, como por exemplo, lagoas anaeróbias, decanto-digestores, filtros anaeróbios, reatores anaeróbios de manto de lodo (UASB) e reatores de leito expandido ou fluidificado. Esses exemplos de reatores podem ser utilizados de maneira única ou em combinação com outros tipos (ARRUDA, 2004).

Em efluentes caracterizados por possuírem altos índices de O&G torna-se importante implementar um pré-tratamento que vise a diminuição da concentração desses compostos visando uma melhor efetividade do tratamento biológico. O uso de enzimas hidrolíticas como aliadas ao processo de digestão anaeróbia vem se tornando uma alternativa dentre as demais propostas para a melhoria da fermentação. A aplicação de um pré-tratamento enzimático aliado à digestão anaeróbia é um

recurso importante para a otimização da mesma. O objetivo deste pré-tratamento enzimático é hidrolisar os substratos, permitindo assim, um melhor desempenho dos microrganismos que atuarão posteriormente na digestão (MENDES et al., 2010; VALLADÃO et al., 2011; SOARES et al., 2019; PINHEIRO, 2021).

### 3.4 PRÉ-TRATAMENTO ENZIMÁTICO DE EFLUENTES

O pré-tratamento enzimático consiste em tratar previamente o efluente com o auxílio de uma preparação enzimática, originária de fungos ou bactérias. As enzimas são biocatalisadoras que foram extraídas a partir de células e são capazes de aumentar a velocidade de reações químicas (HETTIARA-CHCHY et al., 2018; ASHKAN et al., 2021; DENTI, 2021). Estas biomoléculas apresentam propriedades que influenciam no seu potencial de aplicação como catalisadoras em processos industriais, como por exemplo, a alta eficiência catalítica, que é capaz de aumentar uma reação de  $10^8$  a  $10^{12}$  vezes, a alta seletividade, a atuação em condições brandas de temperatura (na faixa de  $30^\circ$  a  $70^\circ\text{C}$ ) e na atuação em pressão atmosférica (RAMANI et al., 2010).

As lipases são enzimas que degradam lipídeos, possuem utilidade industrial e são capazes de realizar funções como por exemplo, a hidrólise (RODRIGUES, 2016). São produtoras de hidrolases, capazes de catalisar as hidrólises presentes no efluente liberando ácidos orgânicos e glicerol. São importantes pois são capazes de hidrolisar, especificamente O&G, característica essa que chama a atenção para diferentes usos, incluindo em aplicações industriais. O fato de removerem óleos e gorduras atrai interesse para o tratamento de efluentes, pois a enzima permite remover filmes oleosos em tubulações, sendo capazes de diminuir em 60% o tamanho das partículas de gordura, resultando no aumento da vida útil dos equipamentos (LEAL et al., 2002; LEAL et al., 2006; VALENTE et al., 2010; FURINI et al., 2018).

### 3.5 BACTÉRIAS PRODUTORAS DE LIPASE

Dentre as bactérias produtoras de lipase, podemos citar a *Bacillus megaterium*, que foi a espécie de bactéria utilizada para a realização deste trabalho. Esta bactéria é amplamente utilizada industrialmente para a produção de diversos bioprodutos. É um microrganismo capaz de suportar altas temperaturas e pressão

osmótica alta, de modo que pequenos distúrbios não são geram grandes perturbações no processo (FACCIN, 2012).

Apesar de facilitarem a digestão dos efluentes, a utilização comercial das enzimas ainda é muito custosa. Por isso, a viabilidade desse método é extremamente dependente da quantidade de enzima necessária para tratar o volume desejado de efluente e do custo de preparação (LEAL, 2006).

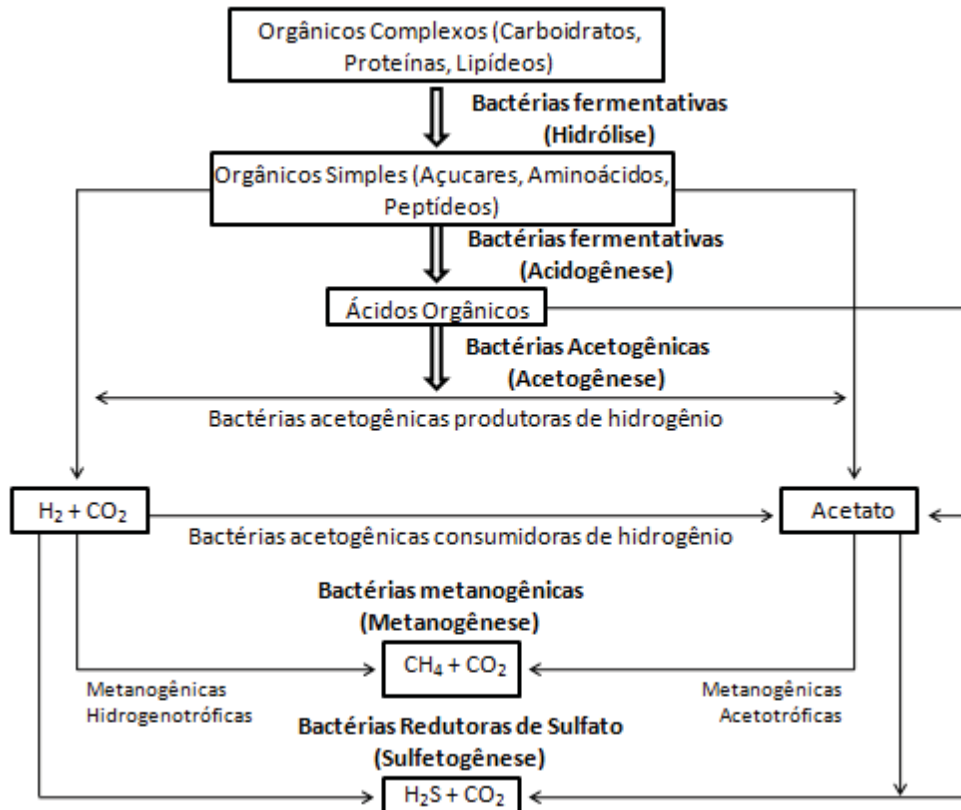
Essas enzimas são caracterizadas como moléculas orgânicas que atuam como catalisadores biológicos em diversos segmentos industriais, como por exemplo o desenvolvimento de combustíveis sustentáveis e a obtenção dessas biomoléculas através da fermentação apresenta vantagens como a alta produtividade e menor custo, além do controle das condições de cultivo (GONÇALVES e FONSECA, 2018; OSBON e KUMAR, 2018; RAVEENDRAM et al., 2018).

### 3.6 BIODIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia é um processo metabólico, fermentativo complexo que exige condições anaeróbias (sem a presença de oxigênio), juntamente com a atividade de uma associação de organismos para que seja possível a transformação do material orgânico presente no efluente em gás metano e dióxido de carbono (KUNZ, STEINMETZ, DO AMARAL, 2022). A este processo são submetidos diversos tipos de resíduos; domésticos ou comunitários, rurais e industriais, com a principal finalidade: tratamento de resíduos (MALAJOVICH, 2012).

O processo é dividido em etapas (FIGURA 1), e cada uma delas é realizada por diferentes grupos de microrganismos, com características específicas que podem requerer diferentes tipos de ambiente (KUNZ, STEINMETZ, DO AMARAL, 2022).

FIGURA 1 - FLUXOGRAMA DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA



FONTE: Sant'anna jr (2013).

### 3.6.1 Etapas da Digestão Anaeróbia

#### 3.6.1.1 Hidrólise

Nesta etapa, os compostos de alta massa molecular (polímeros), como por exemplo polissacarídeos, lipídeos e proteínas, são degradados em partículas orgânicas de menor tamanho (monômeros) e solúveis. Essa ação se dá por meio de bactérias hidrolíticas, que produzem enzimas extracelulares. Aqui a característica do substrato pode interferir no processo de digestão, por isso essa etapa pode se tornar limitante para o restante do tratamento, pois quando a matéria orgânica presente no efluente é de difícil degradação esse processo pode demorar horas ou dias, e alguns componentes ainda podem não ser hidrolisados por completo. Os fatores que mais interferem são: pH, o tempo de retenção, temperatura, tamanho e distribuição das partículas (FARIA, 2012; KUNZ, STEINMETZ, DO AMARAL, 2022).

### 3.6.1.2 Acidogênese

Na acidogênese, as bactérias anaeróbias estritas utilizam os monômeros produzidos na etapa anterior como substrato para serem transformados em ácidos orgânicos de cadeia curta (álcoois, óxidos de nitrogênio, hidrogênio e hidróxido de carbono). É possível que bactérias facultativas possam metabolizar a matéria orgânica utilizando moléculas de oxigênio que eventualmente possam estar presentes no sistema (BOHRS, 2010; KUNZ, STEINMETZ, DO AMARAL, 2022).

### 3.6.1.3 Acetogênese

Nessa fase, a digestão anaeróbia é conduzida por bactérias acetogênicas, que utilizam os ácidos formados na etapa anterior como substrato, sendo transformados em ácidos de cadeia curta, com um ou dois átomos de carbono, como por exemplo, acetato, hidrogênio e dióxido de carbono (SALOMON, 2007; KUNZ, STEINMETZ, DO AMARAL, 2022).

### 3.6.1.4 Metanogênese

A etapa final, denominada metanogênese, ocorre em condições estritamente anaeróbias e é responsável direta pela produção de metano e dióxido de carbono. Nessa fase, há a presença de bactérias metanogênicas que podem ser divididas de acordo com suas vias metabólicas: hidrogenotróficas e acetotróficas. As hidrogenotróficas utilizam o hidrogênio como fonte energética para transformar o gás carbono em metano. Já as acetotróficas utilizam o acetato como fonte energética transformando o ácido acético em metano. Além disso, são responsáveis por produzir em torno de 70% do metano da digestão (MENDONÇA, 2009; KUNZ, STEINMETZ, DO AMARAL, 2022).

### 3.6.1.5 Sulfetogênese

Nesta etapa ocorre a redução de sulfatos, que pode acontecer, principalmente, com substratos ricos em proteínas. Nesse processo, utiliza-se compostos de enxofre presentes na biomassa para a oxidação dos compostos orgânicos, até reduzi-los a sulfetos. O enxofre é um nutriente básico, e no caso de

sua ausência pode inibir todo o processo, mas, se encontrado em grandes concentrações pode produzir sulfeto de hidrogênio, também conhecido como gás sulfídrico, que é caracterizado por ser um gás venenoso, corrosivo e que interfere não somente no processo de digestão como também na queima do metano (CHERNICHARO, 2007; RIZZONI, 2012).

### 3.6.2 Biodigestores

Os diferentes modelos de biodigestores podem influenciar diretamente no processo de tratamento anaeróbio, por isso, o ideal é que se procure modelos que melhor irão se adaptar ao substrato utilizado (KUNZ, STEINMETZ, DO AMARAL, 2022). Atualmente, os biodigestores se tornaram uma das alternativas tecnológicas mais adequadas do ponto de vista ecológico, estando diretamente relacionados ao crescimento econômico dos países emergentes (SILVA, 2021).

Através do biodigestor é possível a realização em condições ideais da digestão anaeróbia, pois, por se apresentar como uma câmara fechada, o material orgânico que sofrerá o processo de decomposição fica em condição anóxica, de ausência de oxigênio, permitindo que o biogás gerado posteriormente, possa se acumular na área superior da câmara para armazenamento (SILVA, 2021).

Os biodigestores são classificados, segundo a literatura, de acordo com o seu abastecimento, podendo ser contínuo ou em batelada. Os modelos de biodigestores contínuos recebem a matéria orgânica diariamente de modo que haja a entrada do material para ser processado e a saída do material já tratado. Já os modelos em batelada são abastecidos apenas uma única vez e a matéria orgânica só será substituída após o período adequado para o tratamento (DEGANUTTI et al., 2002; OLIVER, 2008).

### 3.6.3 Produção de biogás a partir do tratamento de efluentes

O biogás é caracterizado como um composto de uma mistura de gases que contém principalmente metano e dióxido de carbono, porém ainda é possível encontrar gás sulfídrico e nitrogênio em pequenas concentrações (DEGANUTTI, 2022). É um combustível produzido a partir da decomposição natural de matéria orgânica, realizada por microrganismos em anaerobiose que ocorre normalmente em

ambientes naturais, gerado a partir da fermentação de dejetos de animais, resíduos vegetais e de lixo orgânico industrial ou residencial durante um processo denominado digestão anaeróbia (LÓPEZ et al., 2009; DEGANUTTI, 2022). Segundo Feroldi et al. (2014), a composição desse gás varia de acordo com a matriz orgânica utilizada para o processo de digestão (TABELA 2).

TABELA 2 - COMPOSIÇÃO MÉDIA DO BIOGÁS EM PERCENTUAL DE VOLUME

<b>Composição</b>	<b>Castanón (2002)</b>	<b>CETESB (2011)</b>	<b>Cabral (2016)</b>	<b>Lora e Andrade (2012)</b>
Metano (CH <sub>4</sub> )	40-75%	50-70%	70-85%	50-90%
Dióxido de Carbono (CO <sub>2</sub> )	25-40%	25-50%	5-15%	10-50%
Nitrogênio (N <sub>2</sub> )	0,5-2,5%	0-7%	10-25%	1-5%
Hidrogênio (H <sub>2</sub> )	1-3%	0-1%	0-3%	-
Gás Sulfídrico (H <sub>2</sub> S)	01-0,5%	0-3%	1000-3000 ppm	1-5%

O produto gerado a partir da digestão anaeróbia pode ser utilizado como fonte energética e por meio da sua composição, pode influenciar diretamente no poder calorífico final do combustível, visto que, quanto maior a quantidade de metano disponível, maior será o valor energético. Porém, as presenças de dióxido de carbono e ácido sulfídrico em concentrações consideráveis podem afetar a eficiência térmica e a vida útil das tecnologias que utilizam esse produto (COSTA, 2006; FEROLDI et al., 2014). O poder calorífico do metano pode variar de 5.000 a 7.000 kcal por metro cúbico, podendo chegar a 12.000 kcal por metro cúbico, uma vez que todo o gás carbônico tenha sido eliminado da mistura (DEGANUTTI, 2022).

O biogás, que pode ser produzido através de diferentes substratos é uma importante energia renovável, pois substitui a energia produzida por biomassa tradicional, como por exemplo palhas, lenha e fontes de energia incluindo o carvão, além disso, sua eficiência energética é maior do que as citadas anteriormente. O biogás também pode ser utilizado para a geração de eletricidade e quando purificado, pode ser usado em automóveis como substituto para a gasolina e outros combustíveis fósseis. A utilização desse gás fornece uma fonte energética limpa para agricultores, além de proteger o meio ambiente (STINNER, MOLLER e LEITHOLD, 2008; MOLLER e STINNER, 2009; MOLLER e MULLER, 2012; LEBUHN et al., 2014; INSAM,

GOMÉZ-BRANDON e ASCHER, 2015; HORVÁT et al., 2016; BLUMENSTEIN, SIEGMEIER e MOLLER, 2014).

A digestão anaeróbia se mostra eficiente no tratamento de resíduos provindos de abatedouros, que podem visar concomitantemente a produção de biogás (FEROLDI et al., 2014). Os resíduos agroindustriais têm grande potencial para a produção de biogás com qualidade para aproveitamento energético. Portanto, ao mesmo tempo que se produz uma energia limpa e renovável, a carga orgânica dos substratos é reduzida gerando como produto um biofertilizante, que quando disposto no solo resulta em um menor impacto ambiental (MARDER, 2015; VILVERT, 2017).

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 LOCAL DE COLETA DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES

O estudo foi realizado a partir do efluente de peixe gerado em um frigorífico localizado na região Oeste do Paraná. O frigorífico possui capacidade de abate inicial de 75 mil tilápias/dia com capacidade de 150 mil tilápias/dia. A indústria possui 10 mil m<sup>2</sup> e utiliza de tecnologias alemã, islandesa e brasileira para realizar o processamento do peixe.

O efluente que provém da indústria é separado em duas linhas principais, sendo elas a “linha vermelha” e a “linha verde”, que são caracterizadas de acordo com o efluente que recebe:

- A “linha verde” recebe o resíduo que é produzido na recepção dos animais, nas áreas destinadas para a condução dos animais para o abate, na área de lavagem dos transportes e pátios. Esse resíduo possui grandes quantidades de conteúdo intestinal.

- A “linha vermelha” é caracterizada por receber os resíduos líquidos que contenham sangue (provindos de diversas áreas do abate em diante), das áreas de limpeza e higienização do estabelecimento. Esse esgoto sanitário é encaminhado para uma fossa séptica.

A amostra de efluente de abate de peixes foi coletada de uma única vez. No total, foram coletados 40 L de efluente que foram dispostos em galões de polietileno de 5 L para serem transportados. O ponto de coleta localiza-se na caixa de gordura que antecede o tratamento primário (flotador). Depois disso, o material foi encaminhado para o Laboratório de Química Analítica e Análises Ambientais da Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Setor Palotina, para sua caracterização e condução do processo de tratamento do mesmo. Até o momento de uso, os galões foram armazenados sob refrigeração, a -20 °C.

### 4.2 PARÂMETROS UTILIZADOS NA CARACTERIZAÇÃO INICIAL DO EFLUENTE

As metodologias utilizadas na caracterização do efluente estão dispostas na TABELA 3, sendo que as análises foram realizadas em triplicata.

TABELA 3 – PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS ANALISADOS E METODOLOGIAS UTILIZADAS.

Parâmetro	Metodologia	Referência
pH	Potenciometria	APHA (2012)
Alcalinidade Total (mg L <sup>-1</sup> )	Potenciometria	APHA (2012)
Ácidos voláteis totais (mg L <sup>-1</sup> )	Potenciometria	APHA (2012)
Sólidos totais, fixos e voláteis (mg L <sup>-1</sup> )	Gravimetria	APHA (2012)
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	Espectrofotometria	APHA (2012)
O&G (mg L <sup>-1</sup> )	Gravimetria	Suehara et al. (2005)

FONTE: O autor (2022).

#### 4.2.1 pH

Para a determinação do pH das amostras foi utilizado um pHmetro da marca NS TECPON, modelo mPA 220, devidamente calibrado.

#### 4.2.2 Alcalinidade total

A metodologia consiste nas seguintes etapas, de acordo com APHA (2012):

- a) Calibrar o pHmetro com as soluções padrão específicas de pH 7,00 e pH 4,00, à temperatura ambiente;
- b) Centrifugar a amostra por 3 min a 1500 rpm. Esta centrifugação pode ser dispensada se a amostra não apresentar teor de sólidos em suspensão considerável;
- c) Transferir 50,0 ml da amostra bruta ou centrifugada para um copo béquer de 100 ml e medir o pH;
- d) Titular a amostra, sob agitação magnética, através da adição da solução padronizada de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> ~0,01N, até pH 5,75. Anotar o volume utilizado (V<sub>1</sub>). Essa alcalinidade é a denominada parcial, podendo ser aproximada à alcalinidade a bicarbonato, uma vez que compreende 80% de bicarbonato e 20% de sais de ácidos orgânicos voláteis;
- e) Continuar a adição da solução de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> até atingir pH 4,3. Essa alcalinidade é denominada intermediária, podendo ser aproximada àquela devida a sais e ácidos voláteis. Anotar o volume utilizado (V<sub>2</sub>) e reservar esta amostra para a determinação da concentração de ácidos orgânicos;
- f) Então, a alcalinidade total é  $V_3 = V_1 + V_2$

g) Calcular as alcalinidades parcial, intermediária e total pelas respectivas equações (1), (2) e (3):

Alcalinidade parcial (mg L<sup>-1</sup>, como CaCO<sub>3</sub>):

$$A_{\text{parcial}} = \frac{V_1 \times N_{\text{H}_2\text{SO}_4} \times 50.000}{V_{\text{Amostra}}} \quad \text{Eq. (1)}$$

Alcalinidade intermediária (mg L<sup>-1</sup>, como CaCO<sub>3</sub>):

$$A_{\text{intermediária}} = \frac{V_2 \times N_{\text{H}_2\text{SO}_4} \times 50.000}{V_{\text{Amostra}}} \quad \text{Eq. (2)}$$

Alcalinidade total (mg L<sup>-1</sup>, como CaCO<sub>3</sub>):

$$A_{\text{total}} = \frac{V_3 \times N_{\text{H}_2\text{SO}_4} \times 50.000}{V_{\text{Amostra}}} \quad \text{Eq. (3)}$$

Em que:

V<sub>1</sub> = Volume de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> titulado até pH 5,75 (L);

V<sub>2</sub> = Volume de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> titulado até pH 4,3 (L);

V<sub>3</sub> = Valor calculado da Alcalinidade total (L);

A<sub>parcial</sub> = Alcalinidade parcial (mg L<sup>-1</sup>);

A<sub>intermediária</sub> = Alcalinidade intermediária (mg L<sup>-1</sup>);

A<sub>total</sub> = Alcalinidade total (mg L<sup>-1</sup>).

Observação: O valor 50.000 é o equivalente-grama do CaCO<sub>3</sub> em mg L<sup>-1</sup>, cujo mol é de 100,0 g.

#### 4.2.3 Ácidos voláteis totais

A alcalinidade utilizável é devida, principalmente, à alcalinidade a bicarbonato, geralmente na forma de bicarbonato de amônio. Ânions de ácidos inorgânicos fracos

como sulfatos, sulfetos, também contribuem com a alcalinidade. Entretanto, os sais de sódios de ácidos orgânicos gerados na degradação da matéria orgânica, serão também titulados como alcalinidade.

Utiliza-se a amostrada titulada anteriormente para a determinação dos ácidos voláteis totais.

A metodologia consiste nas seguintes etapas, de acordo com APHA (2012):

- a) Reduzir o pH da amostra de 4,30 para 3,30 com  $\text{H}_2\text{SO}_4 \sim 0,005\text{M}$  e ferver a amostra por 3 min, para remover o dióxido de carbono da solução;
- b) Esfriar a amostra em banho de água, até atingir a temperatura ambiente;
- c) Adicionar à amostra a solução padronizada de  $\text{NaOH} \sim 0,005\text{M}$  até que esta atinja pH 4,00 e desprezar esse volume;
- d) Titular a amostra (pH=4,00) com solução padronizada de  $\text{NaOH} \sim 0,005\text{M}$  até atingir pH 7,00 e anotar esse volume (V). Essa adição permitirá a neutralização de ácidos orgânicos. Esse procedimento permite calcular a concentração aproximada de ácidos;
- e) Calcular a concentração de ácidos, pela Equação (4):

$$A_{\text{ácidos voláteis}} (\text{mg} / \text{L}, \text{ como HAc}) = \frac{V \times N_{\text{NaOH}} \times 60.000}{V_{\text{Amostra}}} \dots \quad \text{Eq. (4)}$$

Em que:

$A_{\text{ácidos voláteis}}$  = Concentração de Ácidos voláteis;

V = Volume de  $\text{NaOH}$  até pH 7,00 (L);

$V_{\text{amostra}}$  = Volume da amostra adicionada no Becker.

Observação: O valor 60000 é o equivalente-grama do HAc (ácido acético), em mg.

Cálculo dos ácidos voláteis (como HAc) > 216 mg L<sup>-1</sup>

$$\text{Ácidos Voláteis} = A_{\text{ácidos voláteis}} \times 1,0 \quad \text{Eq. (5)}$$

Em que:

$A_{\text{ácidos voláteis}}$  = Concentração de Ácidos voláteis.

O fator de conversão para determinar os ácidos voláteis presentes a partir da alcalinidade depende da quantidade de ácidos que é titulada entre pH 4,0 e 7,0. O pH de equilíbrio de ácidos orgânicos é menor que 4,0, mas variável com a concentração de ácidos. Além disso, o pH final de titulação de ácidos fracos com base forte é sempre maior que 7,00. Logo, experimentalmente, Dilallo e Albertson (1961) observaram a relação 1,5 para a alcalinidade superior a 216 mg L<sup>-1</sup> e relação 1,0 para valores inferiores. A existência de dois fatores se deve à influência mais significativa da alcalinidade denominada básica para valores menores de alcalinidade total.

#### 4.2.4 Sólidos totais, fixos e voláteis

A metodologia consiste nas seguintes etapas, de acordo com APHA (2012):

Para a análise de sólidos totais (ST), uma amostra de 20 mL foi adicionada aos cadinhos previamente calcinados e de massa conhecida ( $M_1$ ). Em seguida foram levados para a estufa com circulação de ar, da marca SOLAB, modelo SL-102, na qual permaneceram por 24 h a uma temperatura de 105 °C. Após esse período foram alocados em dessecadores até que atingissem a temperatura ambiente. Depois de frios, a massa do cadinho com a amostra foi determinada em balança analítica da marca SHIMADZU modelo AY220.

Para a determinação dos sólidos fixos (STF) e sólidos voláteis (STV), foram levados os cadinhos (cadinho + amostra) até um forno mufla, onde permaneceram por 90 min a temperatura de 550 °C. Em seguida, esperou-se que os cadinhos esfriassem em um dessecador e depois foram pesados.

Os dados obtidos foram substituídos nas equações (6), (7) e (8), respectivamente.

$$ST \text{ (mg.L}^{-1}\text{)} = \frac{(M_2 - M_1) \times 1000}{V(L)} \quad \text{Eq. (6)}$$

$$STF \text{ (mg.L}^{-1}\text{)} = \frac{(M_3 - M_1) \times 1000}{V(L)} \quad \text{Eq. (7)}$$

$$STV \text{ (mg.L}^{-1}\text{)} = \frac{(M_2 - M_3) \times 1000}{V(L)} \quad \text{Eq. (8)}$$

Em que:

$M_1$  = Massa do cadinho vazio;

$M_2$  = Massa do cadinho e amostra após a estufa;

$M_3$  = Massa do cadinho e amostra após combustão da mufla;

$V_1$  = Volume do efluente inserido no cadinho (L);

ST = Sólidos Totais;

STF = Sólidos Totais Fixos;

STV = Sólidos Totais Voláteis;

#### 4.2.5 Demanda química de oxigênio (DQO)

A metodologia consiste nas seguintes etapas, de acordo com APHA (2012):

- a) Em tubos de borossilicato com tampas rosquáveis, com o auxílio de pipeta automática ou de vidro, adicionar 2,5 mL de amostra concentrada ou diluída (a diluição da amostra é necessária quando a DQO esperada for maior que  $800 \text{ mg L}^{-1}$ ), ou, 2,50 mL de água destilada (para calcular o branco), ou das soluções de padrão preparadas para a curva de calibração;
- b) Segurando o tubo próximo à rosca, adicionar com o auxílio de dispensadores, 1,50 mL da solução de bicromato de potássio, e depois, adicionar vagorosamente, 3,50 mL de sulfato de prata em ácido sulfúrico;
- c) Fechar hermeticamente o tubo e agitar por inversão, segurando-o pela tampa;
- d) A análise poderá ser interrompida nessa etapa, desde que os tubos com as amostras fiquem alocados no escuro;
- e) Colocar os tubos no digestor previamente aquecido à uma temperatura de  $150 \text{ }^\circ\text{C}$  e mantendo-a durante 120 min;
- f) Ligar o espectrofotômetro meia hora antes da leitura e fixar o comprimento de onda em 620 nm;
- g) Após o resfriamento das amostras, limpar os tubos com papel absorvente, se necessário, umedecido com álcool e, em seguida, com papel seco;
- h) Zerar o equipamento com solução do teste branco. Ler as absorbâncias de padrões e de amostras;

i) Para a obtenção de reta da calibração, plotar as absorvâncias das soluções padrão no eixo Y contra os valores da DQO em  $\text{mg L}^{-1}$  das soluções KHP no eixo X e determinar a equação da reta obtida.

#### 4.2.6 Óleos e graxas (O&G)

Para a determinação de O&G foi utilizada a metodologia proposta por Suehara et al. (2005). Nesta análise, foi adicionada à um tubo de ensaio, uma alíquota de 7,5 mL de efluente e esta foi acidificada com 0,09 mL de HCL 2N, previamente preparada. Em seguida, foi adicionado 0,75 mL de éter e essas amostras foram centrifugadas por 5 min a 3000 rpm. Após serem centrifugadas, foram retirados os sobrenadantes, com o auxílio de uma pipeta de Pasteur, e estes foram alocados em copos Becker previamente pesados ( $M_1$ ). O procedimento de acidificar, adicionar o éter e depois centrifugar foi repetido três vezes. Os beakers foram levados a uma estufa com temperatura de 80 °C por 24 h e em seguida, foram levados ao dessecador para que atingissem a temperatura ambiente. Posteriormente, pesou-se os Bécekrs para obter-se a massa ( $M_2$ ). Os dados obtidos foram substituídos na equação (9):

$$O\&G \text{ (mg. L}^{-1}\text{)} = \frac{(M_2 - M_1) \times 1000}{V_1 \text{ (mL)}} \quad \text{Eq. (9)}$$

Em que:

$M_1$  = Massa do becker vazio;

$M_2$  = Massa do becker e amostra retirado da estufa;

$V_1$  = Volume do efluente inserido no cadinho (mL);

x1000 = transformar de gramas para miligramas.

#### 4.3 MICRORGANISMO UTILIZADO NO PRÉ-TRATAMENTO ENZIMÁTICO

O microrganismo utilizado neste trabalho foi obtido através de culturas de bactéria disponíveis no laboratório de Química Analítica, na UFPR Setor Palotina. A bactéria utilizada foi a *Bacillus megaterium*, a qual foi repicada em placas de Petri contendo ágar nutriente, através do método de esgotamento. A repicagem foi feita constantemente para garantir suas características. As placas foram mantidas em

estufa BOD por 24 h a 30 °C para o crescimento dos microrganismos e depois armazenadas refrigeradas a 4 °C.

#### 4.4 PRÉ-TRATAMENTO ENZIMÁTICO DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES

O microrganismo foi cultivado em erlenmeyers de 250 mL em incubadora *shaker* a 150 rpm e 37 °C por 24 h contendo 50 mL do meio de cultura proposto por Bueno et al. (2014) com modificações: extrato de levedura (2 g L<sup>-1</sup>), peptona (5 g L<sup>-1</sup>), KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> (3,0 g L<sup>-1</sup>), MgSO<sub>4</sub> 7H<sub>2</sub>O (0,2 g L<sup>-1</sup>) e 1% (v/v) de óleo de soja.

Após o período de incubação citado acima, a suspensão de células obtida foi padronizada em 1,0 de absorbância em espectrofotômetro Femto, modelo 600 s em comprimento de onda de 600 nm. Após a padronização, diferentes concentrações (Sem Inóculo (SI), 2,5%, 5%, 7,5%, 10% e 12,5 %) da suspensão padronizada foram inoculadas em outros erlenmeyers de 250 mL, contendo 50 mL do meio descrito anteriormente e nas mesmas condições anteriores.

O experimento foi realizado em diversas etapas para que fosse possível a geração de uma quantidade suficiente de efluente pré-tratado (4 L por tratamento) para ser utilizado posteriormente na digestão anaeróbia. Quanto as condições do pré-tratamento enzimático, o pH do efluente foi ajustado para 7,0, a temperatura estabelecida foi de 37 °C e a duração do tratamento foi de 72 h. Depois de concluído, as amostras foram congeladas em freezer (-20°C). A eficiência da hidrólise enzimática foi avaliada por meio da determinação de DQO e O&G, conforme metodologias descritas no item 4.2.

#### 4.5 DIGESTÃO ANAERÓBIA DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES

Com a finalidade de avaliar a influência do pré-tratamento, foi realizado o ensaio de atividade de biodegradabilidade anaeróbia do efluente tratado enzimaticamente. Os experimentos foram conduzidos em frascos de vidro vedados, com volume de 1000 mL, aos quais foram adicionados 500 mL de efluente pré-tratado e 100 mL de inóculo (dejeito bovino) diluído em água para se obter uma concentração de ST de 8%. Deixou-se 400 mL livres como *head space* (espaço de cabeça) para

ocupação do gás, sendo o experimento de digestão anaeróbia monitorado durante 6 semanas.

As amostras foram dispostas em duplicatas, onde cada concentração anteriormente utilizada (SI, 2,5%, 5%, 7,5%, 10% e 12,5%) foi dividida em Reator 1 (R1) e Reator 2 (R2). Cada reator de vidro possuía duplicatas de reatores destrutíveis (garrafas PET de 500 mL) que também foram vedados e conectados a mangueiras que ficavam submersas em água para a eliminação de gás e a impossibilidade da entrada de oxigênio. Os reatores de garrafa PET serviam para a coleta de amostras do efluente e para análise do mesmo e os reatores de vidro foram reservados para a coleta do gás. Os reatores podem ser observados nas Figuras 2 e 3.

FIGURA 2 - REATORES DESTRUTÍVEIS DE GARRAFA PET UTILIZADOS PARA COLETA DO EFLUENTE



FONTE: O autor (2023).

FIGURA 3 - REATORES EM FRASCOS DE VIDRO UTILIZADOS PARA COLETA DO GÁS



FONTE: O autor (2023).

Todos os frascos foram dispostos em uma câmara com temperatura controlada ( $37\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$ ) como pode ser observado na FIGURA 4.

FIGURA 4 - CÂMARA COM TEMPERATURA CONTROLADA ONDE FORAM ALOCADOS OS BIORREATORES



FONTE: O autor (2023).

Foram realizadas, semanalmente, análises para a qualidade do efluente. Os parâmetros avaliados foram pH e sólidos totais (ST), fixos (STF) e voláteis (STV). Ao final do processo também foi realizada a quantificação da DQO.

#### 4.6 CARACTERIZAÇÃO DA COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS

O biogás foi coletado semanalmente com o auxílio de seringas vedadas (FIGURA 5). As seringas eram posicionadas no septo de silicone localizado na tampa dos reatores de vidro e em seguida, 10 mL do gás eram coletados para posterior análise de composição.

FIGURA 5 - SERINGAS UTILIZADAS PARA A COLETA DO GÁS GERADO NA DIGESTÃO ANAERÓBIA



FONTE: O autor (2023)

A composição do biogás foi avaliada utilizando um aparelho de cromatografia gasosa, modelo Micro GC, dQmicro da Dynamiq, com um nano detector TCD e colunas do tipo Plot – MS5A (Molecular Sieve 5ª) e do tipo Bond-U (divinylbenzene type U), disponível no Laboratório de Materiais e Energias Renováveis (LabMATER) da UFPR – Setor Palotina. O gás de arraste utilizado foi Hélio (99,99%). Os gases avaliados para determinação de qualidade foram: metano (CH<sub>4</sub>), gás carbônico (CO<sub>2</sub>), monóxido de carbono (CO) e gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S).

#### 4.7 EFICIÊNCIA GLOBAL DE REMOÇÃO DE DQO

Por meio dos valores de DQO foi possível avaliar a eficiência de remoção global (pré-tratamento enzimático + digestão anaeróbia) da matéria orgânica, conforme Equação (10).

$$\text{Efic. remoção} = (\text{DQO}_{\text{entrada}} - \text{DQO}_{\text{saída}}/\text{DQO}_{\text{entrada}}) \times 100 \quad \text{Eq. (10)}$$

Em que:

Efic. remoção = Valor calculado da Eficiência de remoção (%);

DQO entrada = Valor medido de DQO na caracterização inicial do efluente;

DQO saída = Valor medido de DQO após a digestão anaeróbia.

#### 4.8 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os dados de eficiência de remoção de O&G e DQO foram submetidos a análise de variância (ANOVA), com o nível de significância a 0,05. Constatada a diferença estatística, aplicou-se o Teste de Tukey a 5% de significância para determinar o efeito e a interação de cada fator. As análises estatísticas foram realizadas no software Sisvar versão 5.6.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO INICIAL DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES

A caracterização inicial do efluente é apresentada na TABELA 4. O resíduo de peixe foi utilizado para a realização do pré-tratamento enzimático e depois esse efluente pré-tratado foi adicionado aos biorreatores para a realização da digestão anaeróbia.

TABELA 4 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES

Parâmetro	Efluente Bruto
pH	4,45
O&G (mg L <sup>-1</sup> )	740 ± 20
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	3.350 ± 16,70
ST (mg L <sup>-1</sup> )	1.854 ± 66,00
STF (mg L <sup>-1</sup> )	400 ± 48,00
STV (mg L <sup>-1</sup> )	1.454 ± 18,00
Ácidos voláteis totais	98,496
Alcalinidade Total	0,00

FONTE: O autor (2023)

O valor do pH estava fora da faixa estipulada pelo CONAMA 430 (2011), que é de 5-9, assim como O&G, que se encontra em desacordo com os valores exigidos (até 50 mg L<sup>-1</sup>). Os valores altos de DQO podem estar ligados à presença de sangue e matéria orgânica putrescível no composto (SOETHE, 2014), não estando qualificados para o despejo do efluente em corpos hídricos, pois seu valor deve ser inferior a 150 mg L<sup>-1</sup> (IAP, 2018). Desse modo, é necessário o tratamento prévio ao seu descarte, visto que as legislações determinam quantidades bem menores desses parâmetros.

Em comparação com outros trabalhos, o valor de pH estava muito abaixo. No trabalho de Nouj et al. (2021), que realizou o tratamento com efluente de peixe, o pH se apresentou com o valor de 6,62 a 7,50; em Mannacharaju et al. (2020), que também utilizou efluente de peixe de 6,73 a 6,95. O pH indica o caráter ácido ou básico dos efluentes, por isso esse parâmetro é importante para o controle do processo e para caracterizar se o efluente está apto para descarte. Segundo Giordano (2004), em

efluentes de pescado, o pH se apresenta sempre próximo ao neutro (na faixa de 6,2 a 7,0), diferente do que foi observado no presente trabalho.

A matéria orgânica se concentra em frações de sólidos voláteis, porém, normalmente são medidas indiretamente pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO). No trabalho de Sone (2013), o efluente de frigorífico de peixe coletado foi caracterizado com um valor de DQO de 1292,50 (mg L<sup>-1</sup>), valor este bem abaixo do que encontrado no efluente deste trabalho, que apresentou valor de 3350 mg L<sup>-1</sup>.

Pires (2017), ao caracterizar efluentes de abatedouro de peixes, observou que a quantidade de óleos e graxas presentes no efluente *in natura*, possuía média de 460 mg L<sup>-1</sup>. No seu trabalho, Castro et al. (2019) caracterizaram efluente de abatedouro de aves, que são resíduos que também apresentam altas taxas de óleos e graxas, e encontraram um valor de 1.127 mg L<sup>-1</sup>.

Em relação aos ácidos voláteis, para Silva et al. (2002) que trataram águas residuárias em sistemas de reatores combinados enzimático e biológico, os valores de AV no afluente bruto variaram entre 28 e 83 mg L<sup>-1</sup>, com valor médio de 25 mg L<sup>-1</sup>, que se comparado a este trabalho, apesar de serem menores que o encontrado no presente trabalho (98,496 mg L<sup>-1</sup>), o valor máximo encontrado na literatura foi próximo ao avaliado.

## 5.2 PRÉ-TRATAMENTO ENZIMÁTICO DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES

Efluentes que apresentam grande quantidade de matéria orgânica insolúvel podem demorar mais tempo para serem tratados e isso acaba influenciando no tempo de retenção desse resíduo no processo de tratamento. Bactérias capazes de produzir enzimas hidrolíticas, como a lipase, são utilizadas para o tratamento desse tipo de resíduo, já que as enzimas produzidas são capazes de transformar os compostos com alto peso molecular em compostos menores, de forma que as bactérias responsáveis pela fermentação na digestão anaeróbia consigam desempenhar suas funções com mais rapidez. Dessa forma, o pré-tratamento pode ser definido como um processo determinante no tratamento de efluentes (LIN et al., 2009; WEILAND, 2010; LIEW et al., 2020).

### 5.2.1 Valores obtidos após o pré-tratamento enzimático do efluente de abatedouro de peixes

Após o processo do pré-tratamento, os efluentes adicionados em diferentes concentrações obtiveram os seguintes valores, dispostos na TABELA 5.

TABELA 5 - VALORES OBTIDOS APÓS O PRÉ-TRATAMENTO ENZIMÁTICO

Parâmetro	Tratamento					
	SI	2,5%	5,0%	7,5%	10,0%	12,5%
pH	6,19	6,03	6,26	6,32	6,49	6,38
O&G	393,33±20	526,67±46,67	633,33±20	206,67±6,67	180±20	206,67±6,67
DQO	2522,22±41,60	2322,22±31,43	2811,11±62,90	1.900±0,00	2.100±33,33	2777,80±41,60
ST	2.183±51,26	2.223±22,23	2.335±66,16	2.501±26,40	2.629±17,99	2.905±15,08
STF	636±0,00	584±8,64	781,33±10,50	929,33±15,43	1062,66±18,57	2.905±15,08
STV	1.500±48,77	1.639±94	1.553±65,75	1.572±11,77	1.567±33,36	1.574±2,00
AP	115,64	158,76	68,60	178,36	176,40	162,68
AI	288,12	125,44	309,68	192,08	111,72	250,88
AT	403,76	284,2	378,28	370,44	288,12	413,56
AVT	216	142,56	161,57	119,23	146,88	157,25

SI: Sem inóculo.

\* Valores quantificados em mg L<sup>-1</sup>, exceto para o pH.

FONTE: O autor (2023)

É possível observar que após o pré-tratamento os valores de pH que inicialmente foram ajustados para 7,0 apresentaram uma pequena redução em todos os tratamentos aplicados. O controle do pH é importante para o crescimento microbiano, por isso é importante que esteja em valores mais próximos à neutralidade para que não haja inibição dos microrganismos no tratamento biológico (PEREIRA, 2014).

Além disso, os valores de O&G diminuíram de forma significativa, isso porque o pré-tratamento enzimático tem a função de degradar compostos deste tipo. A sua remoção realizada anteriormente ao processo de digestão anaeróbia pode influenciar no bom funcionamento do processo, além de evitar problemas com os biorreatores, assim como observado por Castro et al. (2019) que realizaram um pré-tratamento físico-químico e enzimático para efluente de abatedouro. O menor valor de O&G se apresenta no tratamento com 10% de inóculo, onde o valor médio obtido é de 180 mg L<sup>-1</sup>, isso significa que nessa concentração a remoção foi maior que os demais

tratamentos. Em seguida, os tratamentos com concentração de 7,5% e 12,5% obtiveram os menores valores, sendo 206,67 mg L<sup>-1</sup> para ambos. Com a menor média de remoção, ficaram os tratamentos com concentração de inóculo 2,5% e 5% com valores médios de 526,67 e 633,33 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente.

Em relação à DQO, o menor valor obtido foi no tratamento com concentração de inóculo a 7,5% (1.900 mg L<sup>-1</sup>), de modo a concluir-se que, a essa concentração, a remoção de DQO foi maior que nos demais tratamentos. Em seguida, com valores menores pode-se citar o tratamento com 10% de inóculo, que obteve valor de 2.100 mg L<sup>-1</sup>, seguido do tratamento com 2,5% de inóculo, obtendo o valor de 2.322,22 mg L<sup>-1</sup>. O tratamento com menor remoção foi na concentração de inóculo de 5%, com 2.811,11 mg L<sup>-1</sup>.

De acordo com Santos e Oliveira (2011), além da DQO, a eficiência do tratamento também pode ser avaliada através dos sólidos totais. Para os sólidos avaliados neste trabalho, os menores valores significam maior remoção, portanto, os tratamentos que melhor removeram ST foram SI e com 2,5% de inóculo com as menores taxas (2.183 mg L<sup>-1</sup> e 2.223 mg L<sup>-1</sup> respectivamente), já os tratamentos com concentração de 10% e 12,5% são os que menos removeram esse parâmetro, como podemos observar nos valores de 2.669 mg L<sup>-1</sup> e 2.905 mg L<sup>-1</sup> respectivamente.

Com relação aos valores de STF, o tratamento com maior remoção foi o de concentração de inóculo a 2,5% (584 mg L<sup>-1</sup>), seguido dos tratamentos SI e 5% (363 mg L<sup>-1</sup> e 781,33 mg L<sup>-1</sup> respectivamente). Os tratamentos com 7,5% e 10% obtiveram os maiores valores (929,33 mg L<sup>-1</sup> e 1.062,22 mg L<sup>-1</sup> respectivamente), assim como o tratamento com 12%, que não houve alteração em relação ao valor de ST e obteve o maior valor deste parâmetro (2.905 mg L<sup>-1</sup>).

Já para os valores de STV, o tratamento SI apresentou o menor valor (1.500 mg L<sup>-1</sup>), porém, não diferiu muito dos demais tratamentos. Os tratamentos com 2,5%, 5%, 7,5%, 10% e 12,5% apresentaram valores semelhantes entre si. Dentre estes citados anteriormente, o menor valor foi encontrado no de 5% (1.553 mg L<sup>-1</sup>) seguido do tratamento 10% (1.567 mg L<sup>-1</sup>). Os tratamentos com 7,5% e 12,5% obtiveram valores bem próximos, sendo eles 1.572 e 1.574 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. O maior valor foi encontrado no tratamento com 2,5% de inóculo (1.639 mg L<sup>-1</sup>).

A relação entre a alcalinidade intermediária, que diz respeito à alcalinidade por bicarbonato e a alcalinidade parcial, provinda dos ácidos voláteis, conferem aos substratos que serão dispostos nos reatores, a capacidade de tamponamento para o

sistema, parâmetro este, indispensável para o bom funcionamento da digestão (MÉZES et al., 2011). Desse modo os valores encontrados nesses parâmetros no pré-tratamento, são importantes para a etapa de digestão anaeróbia.

Neste trabalho, o maior valor de AP foi encontrado no tratamento com concentração de 7,5% (178,36 mg L<sup>-1</sup>), porém os tratamentos com concentração 2,5%, 10% e 12,5% aparecem em seguida com valores mais altos que os demais (158,76, 176,40 e 162,68 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente). Portanto, o menor valor foi encontrado no tratamento com concentração de 5% (68,60 mg L<sup>-1</sup>), seguido do tratamento SI (115,64 mg L<sup>-1</sup>).

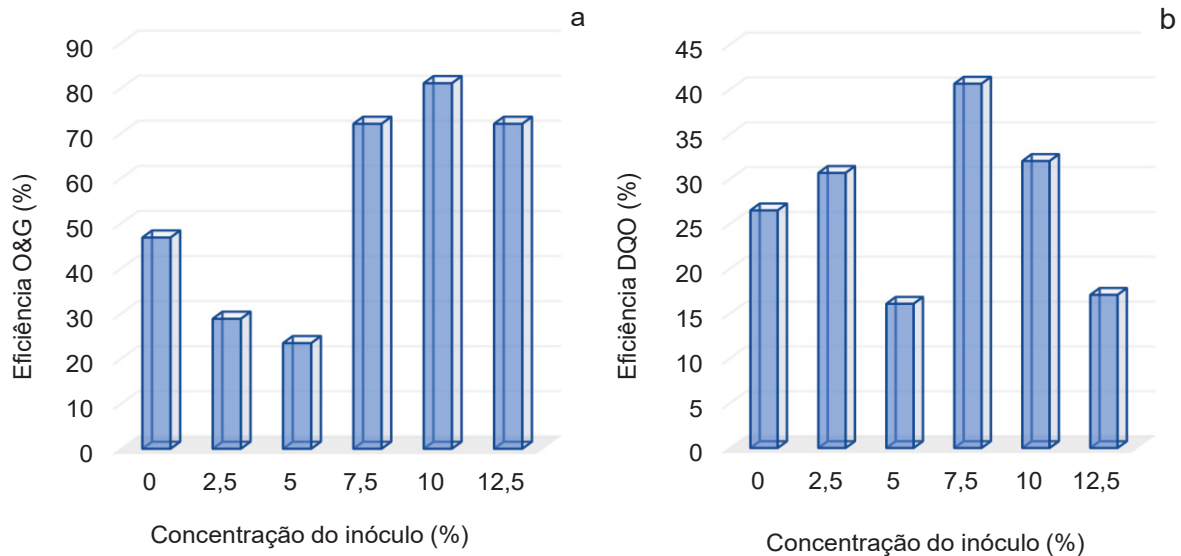
Já para AI, o menor valor se apresentou no tratamento com concentração de inóculo a 10% (111,72 mg L<sup>-1</sup>), seguido do tratamento com 2,5% (125,44 mg L<sup>-1</sup>). Os tratamentos 7,5%, 12,5% e SI obtiveram valores maiores (192,08, 250,88 e 288,12 mg L<sup>-1</sup> respectivamente) que os demais tratamentos citados anteriormente, porém, ainda são valores menores que o encontrado no tratamento com concentração de 5%, que apresentou o maior valor entre os tratamentos (309,68 mg L<sup>-1</sup>).

Com relação aos valores de AT o tratamento com concentração de 12,5% apresentou o maior valor, seguido do tratamento SI (413,56 e 403,78 mg L<sup>-1</sup> respectivamente). O tratamento com 2,5% obteve o menor valor entre os tratamentos (284,2 mg L<sup>-1</sup>) seguido do tratamento com 10%, que não diferiu muito do anterior (288,12 mg L<sup>-1</sup>). Já os tratamentos 5% (378,28 mg L<sup>-1</sup>) e 7,5% (370,44 mg L<sup>-1</sup>) obtiveram valores bem semelhantes, porém o segundo obteve um valor menor. Metcalf e Eddy (1991), que avaliaram o tratamento, a disposição final e o reuso de efluentes, sugerem para a digestão anaeróbia valores de alcalinidade entre 1000 a 5000 mg L<sup>-1</sup>.

### 5.2.2 Eficiência de remoção de O&G e DQO no pré-tratamento enzimático do efluente de abatedouro de peixes

Pode-se observar na FIGURA 6 que o efluente que recebeu a concentração de 10% de inóculo para o pré-tratamento, obteve maior eficiência de remoção de O&G.

FIGURA 6 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE O&G (a) E DE DQO (b) NOS TRATAMENTOS APLICADOS



Fonte: o Autor (2023)

De Oliveira Lima, Prates e Fazolo (2019), ao avaliarem a eficiência de bactérias lipolíticas e lipase suína no pré-tratamento de efluente de curtume, observaram uma redução de 50% de O&G no tratamento enzimático de efluente de curtume, utilizando Enzilimp® a 1%, MEG a 5% e enzima LLP a 1%, depois de 72 h de tratamento. Rocha (2010) utilizou dois tipos diferentes de inóculo para a remoção de O&G e uma delas apresentou valor de remoção considerável (80,11%), bem próximo ao valor encontrado no atual trabalho (81,08%), porém em um período menor (48 h). Jeganathan, Bassi e Nakhla (2006) obtiveram remoção de O&G entre 40 e 60% ao final de três dias de tratamento de efluentes provindos de indústria alimentícia de animais domésticos, com lipases retiradas da *Candida rugosa*.

Silva et al. (2016) utilizaram efluente de abatedouro bovino e avaliaram a remoção de O&G com lipase provinda de fungo, e observaram um percentual de 79,8% de remoção em 11 dias de tratamento. No trabalho de Krishnan e Valsa (2015), utilizando uma junção de três microrganismos para tratar efluente provindo de laticínio, em 216 h, houve 88,5% de remoção de O&G em 9 dias de tratamento. Observando esses valores e comparando aos encontrados neste trabalho (81,08%), pode-se considerar que o tratamento utilizado na atual pesquisa obteve valores semelhantes aos encontrados na literatura, mas torna-se mais vantajoso em relação ao curto período de tempo em que foi realizado.

O uso de tecnologia híbrida (tratamento enzimático associado ao tratamento biológico) pode se apresentar como um interessante recurso para o tratamento de efluentes que possuam elevados teores de gordura. O pré-tratamento enzimático reduz significativamente o teor de triglicerídeos presentes no resíduo, permitindo que a atuação bacteriana, em uma etapa posterior de tratamento biológico, aconteça de maneira mais eficiente (CAMMAROTA e FREIRE, 2006). No trabalho de Castro et al. (2019), os resíduos que foram previamente tratados com atividade hidrolítica, apresentaram em torno de 1,6 a 3,4 mais degradação no tratamento biológico do que o efluente bruto.

Em relação aos valores de eficiência de remoção de DQO (Figura 6b), pode-se constatar que o efluente com concentração de 7,5% de inóculo obteve o maior valor (40,63%). Affes et al. (2017) também observaram uma considerável remoção de DQO (72%) em efluente de abatedouro avícola utilizando a lipase provinda do microrganismo *Staphylococcus xylosus*, com o pH 7, relativamente parecido com o apresentado neste trabalho. No trabalho de Verma et al. (2012), obteve-se uma remoção de 86,4% da DQO em águas contaminadas por petróleo, utilizando a bactéria *Pseudomonas aeruginosa* em 168 h de tratamento.

Para verificar se houve diferença estatística entre os tratamentos aplicados, aplicou-se a análise de variância (ANOVA) para a eficiência de remoção de O&G (TABELA 6).

TABELA 6 - ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA A EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO O&G

Fonte de Variação	GL	SQ	QM	F <sub>calc</sub>	Prob.
Tratamento	5	6012,0	1202,39	37,67	0,000
Erro	6	191,5	31,92		
Total Corrigido	11	6203,5			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma quadrática; QM: Média quadrática; F<sub>calc</sub>: F calculado; Prob: Probabilidade.

FONTE: O autor (2023).

É possível observar que o valor da probabilidade se demonstrou significativo pois este foi menor que 0,05, indicando que há diferença estatística entre as condições aplicadas. A partir deste resultado, realizou-se o Teste de Tukey para a comparação das médias entre os tratamentos (TABELA 7).

TABELA 7 – TESTE DE TUKEY PARA COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS NA REMOÇÃO DE O&amp;G.

Concentração de Inóculo	Média
SI	46,84b
2,5%	28,83bc
5,0%	23,43c
7,5%	72,07a
10,0%	81,08a
12,5%	72,07a

SI: Sem inóculo.

Letras iguais indicam médias iguais para os tratamentos aplicados (valor de  $p > 0,05$ ).

Fonte: o autor (2023).

Os maiores valores de médias encontrados dos tratamentos estão representados pela letra a (7,5%, 10% e 12,5%). Desse modo pode-se afirmar que não houve diferença estatística entre eles. O tratamento com 2,5% de inóculo é estatisticamente igual a outros dois tratamentos (0% e 5%), como podemos observar pela presença das letras b e c.

Para verificar se houve diferença estatística entre os tratamentos aplicados, aplicou-se a análise de variância (ANOVA) para a eficiência de remoção de DQO (TABELA 8).

TABELA 8 - ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA A EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DQO

Fonte de Variação	GL	SQ	QM	F <sub>calc</sub>	Prob.
Tratamento	5	1156,21	231,24	274,39	0,000
Erro	6	5,06	0,843		
Total Corrigido	11	1161,27			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma quadrática; QM: Média quadrática; F<sub>calc</sub>: F calculado; Prob: Probabilidade.

FONTE: O autor (2023).

É possível observar que o valor da probabilidade se demonstrou significativo pois a probabilidade foi menor que 0,05, ou seja, os tratamentos são diferentes entre si. A partir deste resultado, realizou-se o Teste de Tukey para a comparação das médias entre os tratamentos aplicados (TABELA 9).

TABELA 9 – TESTE DE TUKEY PARA COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS NA REMOÇÃO DE DQO.

Concentração de Inóculo	Média
SI	22,24d
2,5%	31,34c
5,0%	17,41e
7,5%	43,28a
10,0%	37,32b
12,5%	17,91e

SI: Sem inóculo.

Letras iguais indicam médias iguais para os tratamentos aplicados (valor de  $p > 0,05$ ).

Fonte: o autor (2023).

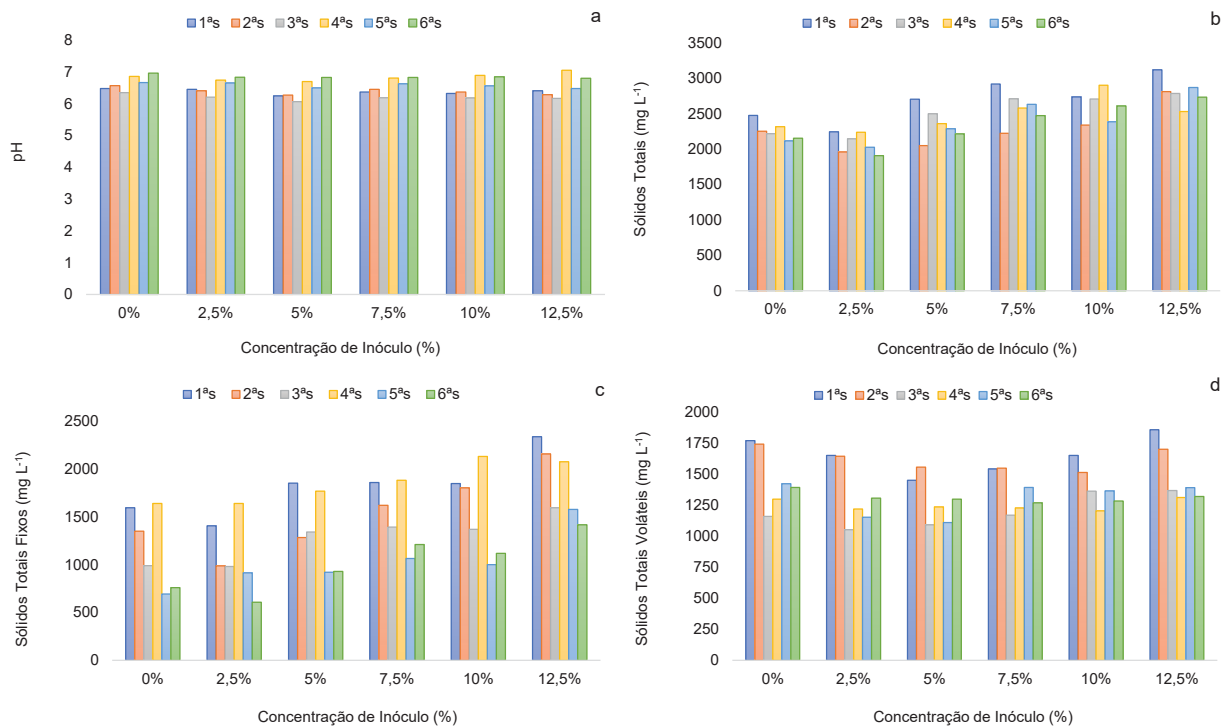
Neste caso, constata-se que apenas os tratamentos 5% e 12,5% são considerados estatisticamente iguais, pois os dois apresentam a letra e. Já os demais tratamentos diferem entre si e diferem também dos tratamentos acima citados. O tratamento que obteve maior média de remoção foi o tratamento 7,5% (43,28%).

### 5.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES APÓS O PRÉ-TRATAMENTO ENZIMÁTICO

#### 5.3.1 Monitoramento semanal dos biorreatores anaeróbios

Semanalmente, foram monitoramentos os parâmetros de pH, ST, STF e STV dos biorreatores para acompanhamento do processo de digestão anaeróbia. As análises foram feitas a partir de amostras retiradas dos reatores destrutíveis para não afetar a digestão dos reatores de vidro. Os valores obtidos semanalmente estão dispostos na FIGURA 7.

FIGURA 7 – VALORES OBTIDOS DURANTE O PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA PARA OS PARÂMETROS DE pH (a), SÓLIDOS TOTAIS (b), SÓLIDOS TOTAIS FIXOS (c) E SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS (d)



Na Figura 7a observa-se os valores de pH se mantiveram próximo à neutralidade, o que influencia diretamente na atuação dos microrganismos no processo. O pH pode se comportar como um fator inibidor da digestão anaeróbia, exigindo valores ideais numa faixa, muitas vezes, restrita. Valores muito baixos de pH podem causar problemas operacionais no reator, quando relacionado ao tamponamento do sistema biológico (LIMA, 2010). Segundo Rizzoni et al. (2012) e Tomielis et al. (2017) o controle dos valores de pH é importante, além de se apresentar como fator limitante para o processo de digestão anaeróbia, por isso, a faixa de valor deve ficar entre 6,0 e 8,0 e a faixa ótima para operação entre 6,7 e 7,4, assim como os valores encontrados no presente trabalho.

Na Figura 7b observa-se os valores semanais de sólidos totais. É possível comparar que os valores aumentaram conforme a concentração de inóculo também aumentou, ainda assim, a maioria dos valores mais elevados são encontrados na primeira semana do experimento. A redução dos valores pode influenciar positivamente na ação microbiana, já que essas terão acesso às moléculas com tamanhos mais fáceis de serem consumidos, de modo a tornar o tratamento anaeróbio mais eficiente, diminuindo o tempo de retenção desse resíduo (VALENTE et al., 2010).

Na Figura 7c, nota-se que os valores nas 5<sup>a</sup> e 6<sup>a</sup> semanas foram os menores se comparados às demais, e os tratamentos SI e 2,5% apresentaram menores valores comparados aos demais. Já os valores de STV (Figura 7d), se mostraram consistentes durante as semanas. Os menores valores são observados em sua maioria na 4<sup>a</sup> semana.

Os STV são diretamente proporcionais a produção de biogás de modo a se apresentarem como um fator positivo para a digestão anaeróbia, já que quanto maior a concentração de STV, maior a capacidade do resíduo em produzir o biogás. Smadi, Al-Hayek e Hajar (2019) observaram que, ao tratarem águas residuárias em reatores anaeróbios, a temperaturas entre 15 e 23 °C, 33% dos sólidos foram removidos e não houve produção significativa de biogás, porém, quando a temperatura aumentou para 40 °C e 44% dos sólidos foram removidos, então houve um expressivo aumento na produção de biogás.

### 5.3.2 Valores obtidos após a digestão anaeróbia do efluente de abatedouro de peixes

Na TABELA 10, pode-se observar os valores obtidos dos parâmetros avaliados após o processo de digestão anaeróbia.

TABELA 10 - VALORES OBTIDOS APÓS A DIGESTÃO ANAERÓBIA DO EFLUENTE DE ABATEDOURO DE PEIXES

Parâmetro	% Inóculo no pré-tratamento					
	SI	2,5%	5,0%	7,5%	10,0%	12,5%
pH	6,97	6,82	6,84	6,83	6,85	6,80
O&G	666,67±280	593,64±46,7	653,33±60	470±23,33	593,34±26,67	500±6,67
DQO	1361,12±105,6	1691,67±125	1472,23±16,7	1425±8,33	1383,34±105,5	1611,11±100
ST	2153,34±26,7	1907,5±95,8	2215±66,67	2472,5±42,5	2610±146,67	2797,1±110,4
STF	837,5±87,5	607,5±17,5	929,17±90,83	1209,17±20,8	1117,5±634,17	1475±255
STV	1395±49,5	1300±113,3	1327,92±115,4	1430±5	1492,5±69,17	1448,75±108,7
AP	348±5,2	340,17±0,9	342,78±13,92	332,34±1,74	400,2±8,7	334,95±11,31
AI	147,03±18,3	160,95±6,16	164,43±9,57	179,22±8,70	157,47±20,01	149,64±1,74
AT	495,3±23,5	501,12±3,48	507,21±4,35	511,56±10,44	557,67±11,31	484,59±9,57
AVT	1531,2±312,2	1587,75±378,5	1500,75±47,8	1605,15±274,1	2470,8±78,3	1030,95±195,7

SI: Sem inóculo.

\* Valores quantificados em mg L<sup>-1</sup>, exceto para o pH.

Fonte O Autor (2023)

Como pode-se observar na Tabela 10, os valores de pH permaneceram neutros até o final da digestão anaeróbia, assim como os valores encontrados por Rodrigues et al. (2016), que estudaram o tratamento de efluente de abatedouros de frango por meio de reator UASB, que foram avaliados numa faixa de 6,5 a 8,5. Sunada (2011), ao estudar a biodigestão de efluentes de abatedouro avícola, observou os valores de pH variando entre 6,9 e 7,2. Mendonça, Otenio e De Paula (2021), após o tratamento de dejetos de bovinos leiteiros durante 32 dias, observaram que os valores de pH ficaram em uma média de 7,2. Oliveira et al. (2012), ao avaliaram o tratamento da água residuária de suinocultura com diferentes concentrações de inóculo, observaram que, no resíduo adicionado de inóculo, os valores de pH ficaram entre 7,46 e 7,50.

Apesar dos valores baixos de DQO, esses ainda não correspondem aos dispostos pela legislação. A digestão anaeróbia em si não é tratamento suficiente para a remoção de todos os poluentes presentes no efluente, sendo recomendada como tratamento biológico primário, por isso é importante que haja tratamentos complementares antes da disposição final (MENDONÇA et al., 2017a; MENDONÇA, 2017b).

A DQO após a digestão anaeróbia apresentou queda nos valores se comparados aos encontrados após o pré-tratamento enzimático. O menor valor médio de DQO foi encontrado no tratamento SI ( $1361,12 \pm 105,56$ ). Em seguida, o menor valor encontrado foi no tratamento com concentração de 10% ( $1383,34 \pm 105,56$ ). Mendonça, Otenio e De Paula (2021), após tratamento anaeróbio de dejetos bovinos, avaliaram que a concentração de DQO ficou em  $3.956 \text{ mg L}^{-1}$ . Sunada (2011), tratando efluente de abatedouro avícola através da digestão anaeróbia, após 28 dias observou que, a DQO do efluente sem separação de fração sólida ficou em  $208,6 \text{ mg L}^{-1}$  e com separação sólida em  $217,0 \text{ mg L}^{-1}$ .

Para os valores de O&G, podemos observar que a menor média foi avaliada no tratamento com 7,5% ( $470 \pm 23,33$ ) seguido do tratamento com 12,5% ( $500 \pm 6,67$ ). Já os tratamentos com 2,5 e 10% apresentaram valores semelhantes ( $593,64 \pm 46,67$  e  $593,34 \pm 26,67$ , respectivamente). O tratamento SI foi o que apresentou maior valor de média ( $666,67 \pm 280$ ).

Os sólidos podem interferir diretamente no tratamento de águas naturais e residuárias, portanto, é importante que se façam análises para o acompanhamento do mesmo (OLIVEIRA, 2021). Quanto aos valores de ST, o tratamento com 2,5% de inóculo foi o que apresentou maior remoção podendo ser observado através do baixo

valor encontrado ( $1907,5 \pm 95,83$ ) assim como para os STF ( $607,5 \pm 17,50$ ) e os STV ( $1300 \pm 113,33$ ).

O tratamento com menor valor de remoção para ST foi o com 12,5% ( $2797,1 \pm 110,42$ ). Para os STF, o tratamento que apresentou menor valor foi o de 10% ( $1492,5 \pm 69,17$ ), assim como para os STV, que também apresentou o menor valor de remoção nesta mesma concentração ( $1492,5 \pm 69,17$ ).

Oliveira et al. (2012), após utilizarem diferentes concentrações para o tratamento de efluente de aviário, notaram que ao final da digestão anaeróbia, a amostra que continha concentração de 5% de inóculo foi a que apresentou menor valor de ST ( $2,07 \text{ g L}^{-1}$ ) em relação ao efluente bruto, neste caso obtendo 92% de remoção. Silva (2021), ao tratar efluente industrial de peixe com 0% e 40% de inóculo coletado de lagoa de tratamento, observou que o tratamento com adição de inóculo apresentou valor de ST de  $1.113 \text{ mg L}^{-1}$ , STF  $433 \text{ mg L}^{-1}$  e STV  $680 \text{ mg L}^{-1}$ .

Uma maneira de controlar o sistema de tamponamento e monitorar indiretamente os ácidos produzidos durante o processo de digestão anaeróbia é a relação entre a alcalinidade intermediária e a parcial. O valor ótimo pode variar de acordo com o reator e o substrato utilizado, porém é recomendado acompanhar a relação entre estes parâmetros para poder realizar medidas corretivas quando necessário (KUNZ, STEINMETZ e AMARAL, 2022).

Com relação a AP, o tratamento com 7,5% de adição de inóculo obteve o menor valor de média ( $332,34 \pm 1,74$ ), seguido do tratamento com 12,5% ( $334,95 \pm 11,31$ ), com valores bem parecidos. O tratamento com maior valor de média foi o com 10% de inóculo ( $400,2 \pm 8,7$ ), seguido do SI ( $348 \pm 5,22$ ). Para a AI o menor valor foi encontrado no tratamento sem adição de inóculo ( $147,03 \pm 18,27$ ), seguido do tratamento com 12,5% de adição de inóculo ( $149,64 \pm 1,74$ ). Os maiores valores ficaram nos tratamentos com 5 e 7,5% ( $164,43 \pm 9,57$  e  $179,22 \pm 8,70$ , respectivamente). Já em relação a AT, o menor valor de média foi encontrado no tratamento com 12,5% de inóculo ( $484,59 \pm 9,57$ ), seguido do tratamento sem adição de inóculo ( $495,3 \pm 23,49$ ). O maior valor foi encontrado no tratamento com 10% ( $557,67 \pm 11,31$ ), destoando consideravelmente das demais concentrações.

Os valores de ácidos voláteis produzidos durante a digestão anaeróbia tendem a reduzir os valores de pH do meio reacional, podendo ser revertido através da atuação de bactérias metanogênicas, que são capazes de produzir alcalinidade em forma de dióxido de carbono, amônia e bicarbonato. É comum que o acúmulo de

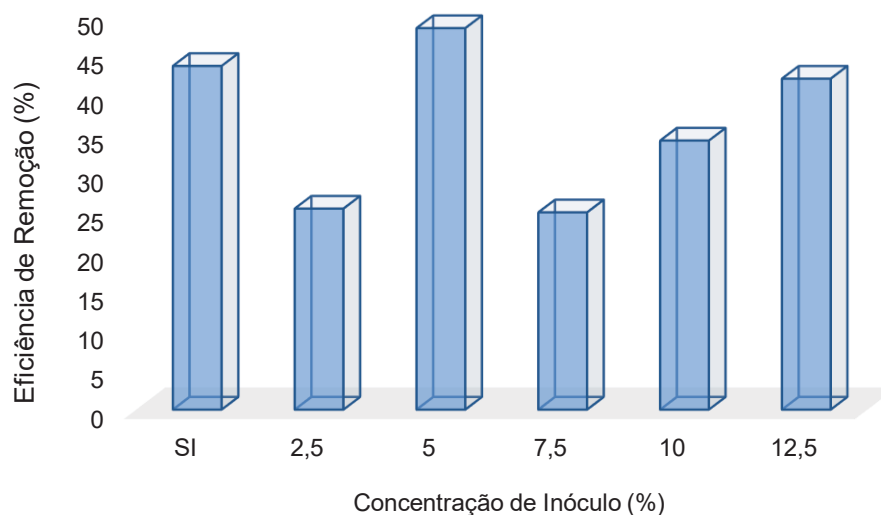
ácidos voláteis seja um dos mais comuns causadores de problemas durante a digestão anaeróbia, afetando consequentemente na queda do pH. Este, quando abaixo de 6,6, pode acabar implicando na inibição de crescimento das bactérias metanogênicas, afetando o processo de produção de metano (OLIVEIRA, 2012; KUNZ, STEINMETZ e AMARAL, 2022).

Neste trabalho, o menor valor de ácido volátil foi encontrado no tratamento com 12,5% ( $1030,95 \pm 195,75$ ) e o maior no tratamento com 10% ( $2470,8 \pm 78,3$ ). Dors (2006), ao final de 30 dias de tratamento, utilizando a enzima LKM e LNU, observou que o menor valor obtido foi de  $2,2449 \text{ g L}^{-1}$  e  $2,4398 \text{ g L}^{-1}$ , respectivamente, de ácidos voláteis, com concentração de inóculo a 0,10%.

### 5.3.3 Eficiência de remoção da DQO no processo de digestão anaeróbia

Os maiores valores de remoção de DQO podem ser observados nos tratamentos com 5% e o SI, com valores de 48,42 e 43,62%, respectivamente, seguidos do tratamento com 12% (42%) (FIGURA 8).

FIGURA 8 – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO NOS TRATAMENTOS APLICADOS



Romera (2020), após avaliar o processo de digestão anaeróbia para efluente de indústria de óleo de palma, ao final de 13 dias observou que o reator UASB apresentou 78% de remoção de DQO. Já no trabalho de Oliveira et al. (2011), após tratar efluente de abatedouro avícola com diferentes concentrações de lipase,

observaram que o tratamento contendo concentração de 0,5 g L<sup>-1</sup>, obteve o melhor resultado de remoção de DQO (82,3%). Dors (2006) avaliou o efeito de diferentes concentrações de enzimas (LKM E LNU) no tratamento de efluentes de produtos avícolas e pode observar que na concentração de 0,35% obteve-se uma remoção de 83,21% de DQO para a enzima LKM. Já para a enzima LNU, a remoção foi de 95,02% de DQO, também na concentração de 0,35%.

Na Tabela 11 observa-se a análise de variância (ANOVA) para a eficiência de remoção de DQO no processo de digestão anaeróbia.

TABELA 11 - ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA O COMPORTAMENTO DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO NA DIGESTÃO ANAERÓBIA

Fonte de Variação	GL	SQ	QM	F <sub>calc</sub>	Prob.
Tratamento	5	964,3	192,86	5,53	0,030
Erro	6	209,2	34,86		
Total Corrigido	11	1173,5			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma quadrática; QM: Média quadrática; F<sub>calc</sub>: F calculado; Prob: Probabilidade.

FONTE: O autor (2023).

É possível observar que o valor da probabilidade se demonstrou significativo pois foi menor que 0,05, ou seja, os tratamentos são estatisticamente diferentes entre si. A partir deste resultado, realizou-se o Teste de Tukey para a comparação das médias entre os tratamentos aplicados (TABELA 12).

TABELA 12 – TESTE DE TUKEY PARA A EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO NA DIGESTÃO ANAERÓBIA

Concentração de Inóculo	Média
SI	43,6a
2,5%	25,48b
5,0%	48,42a
7,5%	25,00b
10,0%	34,13ab
12,5%	42,00a

Fonte: O autor (2023)

Os maiores valores de médias encontrados dos tratamentos estão representados pela letra a (SI, 5% e 12,5%) de modo que podemos afirmar que entre

si, esses valores médios não diferem estatisticamente ( $p>0,05$ ). Além disso, o tratamento com 10% de inóculo não difere estatisticamente dos demais tratamentos (2,5% e 7,5%), observado pela presença em comum da letra b entre as médias dos tratamentos. Neste estudo, as menores concentrações de inóculo foram as mais eficientes.

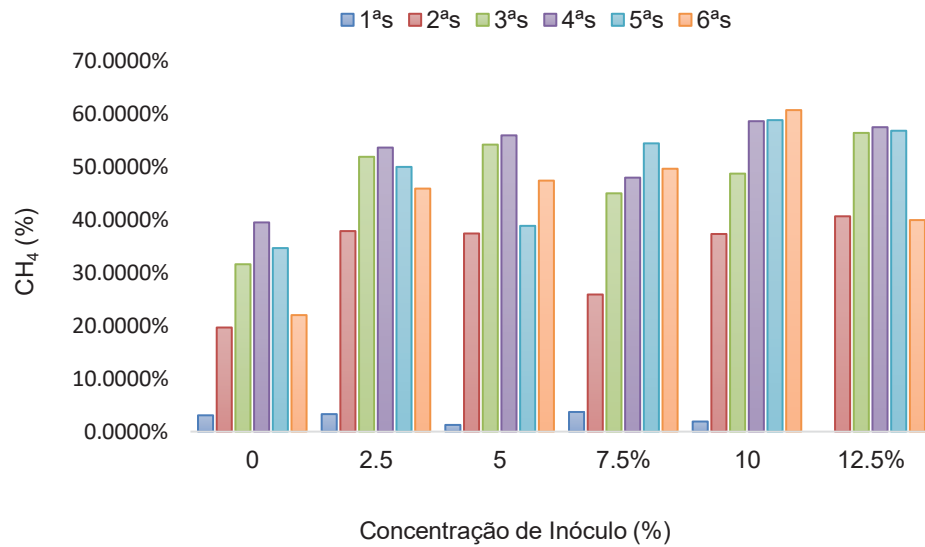
#### 5.3.4 Composição do biogás gerado durante o processo de digestão anaeróbia

O biogás é um termo utilizado para denominar o produto da digestão anaeróbia. A composição desse gás pode apresentar perigos com riscos químicos e físicos, já que a mistura gasosa que compõe o biogás pode apresentar características asfixiantes. Além disso, a presença de sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ) pode causar corrosão e toxicidade, a amônia ( $NH_3$ ) também é tóxica e o metano ( $CH_4$ ) são gases com predisposição para inflamabilidade, e neste caso, devem ser manuseados com segurança (KUNZ, STEINMETZ e DO AMARAL, 2022). Neste estudo foram quantificados semanalmente os gases  $CH_4$ ,  $CO_2$ ,  $CO$  e  $H_2S$ .

O metano é um gás contribuinte para o efeito estufa, porém seu potencial energético pode acabar influenciando no uso desse gás para a produção de energia renovável. Quanto mais pura a concentração de metano no biogás, maior o potencial calorífico desse bioproduto (ABATZOGLOU e BOIVIN, 2009; KUNZ, STEINMETZ e DO AMARAL, 2022).

Ao observar a Figura 9, os valores de metano tenderam a aumentar conforme as semanas passaram. Os menores valores foram encontrados na primeira semana. O tratamento com concentração de inóculo a 10%, na 5ª semana, foi o tratamento com maior percentual de metano (em torno de 60%). Já o tratamento com concentração de inóculo a 0% obteve os menores valores durante todas as semanas.

FIGURA 9 – PERCENTUAL DE CH<sub>4</sub> OBTIDO NO BIOGÁS GERADO NO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA



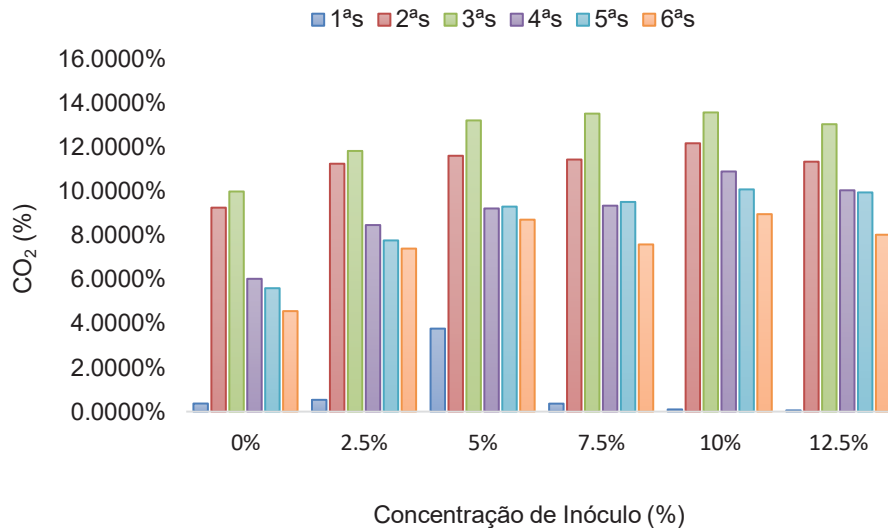
Bouallagui et al. (2003), na produção de biogás a partir de dejetos de frutas e vegetais em biodigestor tubular, produziram biogás com 65% de metano após 20 dias de retenção. Já Felizola, Leite e Prasad (2006) através da digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás, obtiveram uma faixa de 30 a 50% de metano na composição do biogás em diferentes câmaras de tratamento. Sotti (2014), ao tratar efluente sanitário com resíduos orgânicos produzidos em restaurante universitário, observou que a produção estimada de metano foi de 73,61%. Trevisan e Monteggia (2009), ao avaliarem a produção de biogás a partir de efluente de suinocultura utilizando a biodigestão em dois estágios, observaram que a concentração de metano no biogás que produziram variou de 65 a 70%.

Comparando os valores encontrados na literatura com os apresentados neste trabalho, é possível afirmar que o processo de digestão anaeróbia produziu um biogás com concentrações de metano ideais para uso para a produção energética. Quanto maior a concentração de metano no biogás, maior é seu poder calorífico. Sua concentração é citada na literatura entre uma faixa de 40 a 75% (FARIA, 2012).

O dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) é um dos principais constituintes do biogás, correspondendo a um volume de 20 a 30% em substratos provenientes da agricultura (WELLINGER et al., 2013). A presença desse gás influencia diretamente no potencial energético do biogás por ser inerte em termos de combustão e ocupar volume (KUNZ, STEINMETZ e DO AMARAL, 2022). É possível observar na Figura 10 que os maiores

valores de CO<sub>2</sub> foram encontrados na terceira semana para todas as concentrações de inóculo, ficando em torno de 14%, não estando fora dos padrões.

FIGURA 10 – PERCENTUAL DE CO<sub>2</sub> OBTIDO NO BIOGÁS GERADO NO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

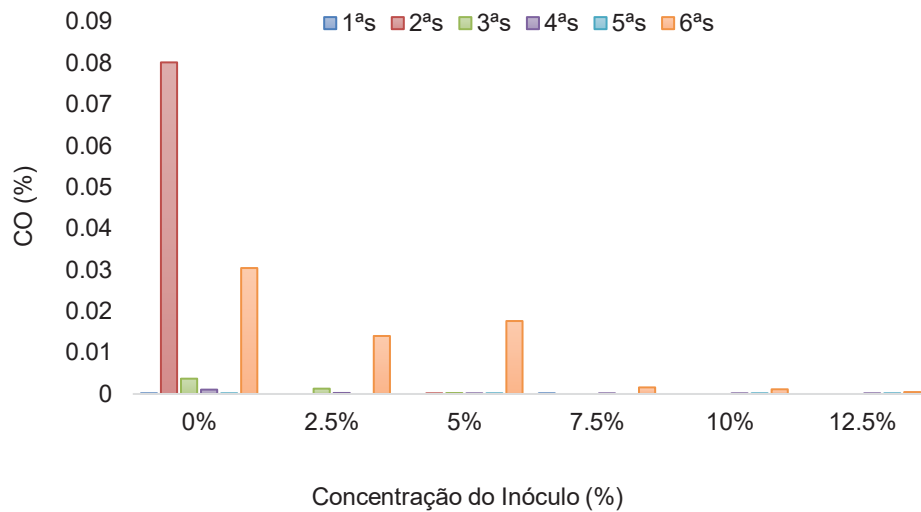


Faria (2012) cita que a concentração CO<sub>2</sub> no biogás fica entre 25 a 40%, já para Sagula (2012) o biogás é composto de 30 a 40% de CO<sub>2</sub>. Silva et al. (2020) observaram que ao 12º dia de incubação de resíduo sólido orgânico doméstico a composição do biogás apresentava 19,25% de CO<sub>2</sub>, sendo avaliado como um dos gases com maior concentração na composição. Já Noyola et al. (2006), estudando reatores abastecidos com esgoto doméstico, observaram que os valores variam entre 5 a 10%, resultados estes mais próximos aos determinados no presente estudo.

O CO<sub>2</sub> é produzido na fase de acidogênese, e segundo Mata-Álvarez (2003), a composição de biogás é variável, visto que a digestão anaeróbia depende de diversos fatores para o ótimo do seu processo como o estado de oxidação do substrato, tempo de retenção, ajustes do reator, entre outros que podem interferir na produção dos compostos gasosos, por isso é possível avaliar diferenças significativas entre um trabalho e outro. Os valores observados na literatura são maiores do que os encontrados no atual trabalho.

A produção de CO permaneceu baixa durante todo o processo de digestão anaeróbia (FIGURA 11), o que é positivo, já que os valores apresentados nas literaturas, citadas anteriormente, se apresentaram menores.

FIGURA 11 – PERCENTUAL DE CO OBTIDO NO BIOGÁS GERADO NO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA



No trabalho de Cabral (2016) o nível de CO ficou entre 0 e 0,3% após a digestão anaeróbia de esgoto sanitário em reatores de modelo UASB, valores esses semelhantes aos encontrados no atual trabalho, visto que o maior valor encontrado foi de 0,8%. Rafiee et al. (2021), afirmam que a composição de biogás formado a partir da decomposição natural de resíduos, possui uma porcentagem de 0 a 3% de CO em sua composição.

O biogás possui uma densidade menor que o ar atmosférico, desse modo apresenta menor risco de explosão à medida que sua acumulação se torna mais difícil e nas condições normais de produção, ele não é considerado tóxico pois apresenta uma faixa de 0 a 0,1% de teor de monóxido de carbono (CRIBARI, 2004).

Segundo Trevisan e Monteggia (2009), a partir da digestão anaeróbia em dois estágios de efluente produzido na suinocultura, o biogás produzido no reator acidogênico apresentou concentrações de hidrogênio numa faixa que variava de 7 a 9%, valores esses próximos aos encontrados em literaturas que utilizaram resíduo suíno, porém muito mais altos que os encontrados no atual trabalho.

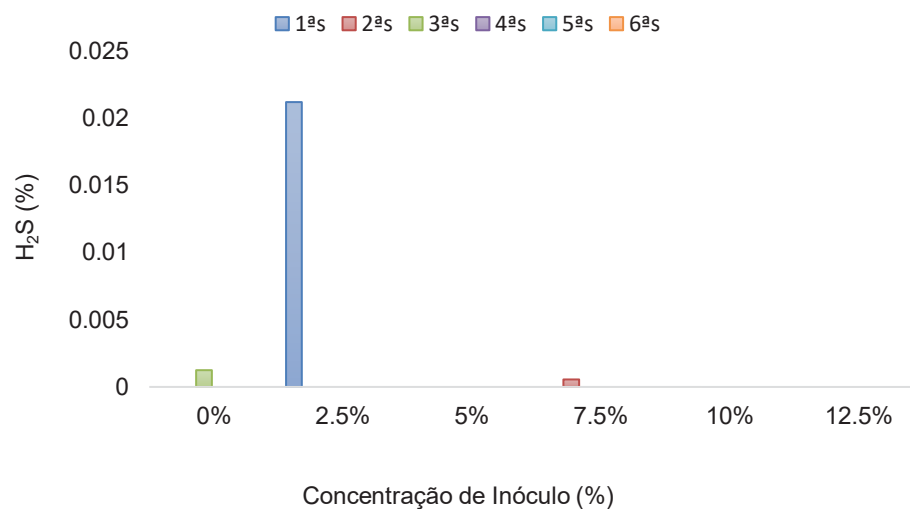
Possa (2013) afirmou que o gás hidrogênio ( $H_2$ ) pode variar de concentração na composição do biogás, podendo estar numa faixa entre 0 a 1%, podendo ser comparados com os valores que foram observados durante a produção de biogás nesta pesquisa. No trabalho de Lobato (2011), o biogás gerado a partir de esgoto

doméstico em reator UASB obteve valor de produção de hidrogênio em uma faixa de 0 a 3%.

Dentre os principais contaminantes que podem afetar o potencial energético do biogás, pode-se citar o sulfeto de hidrogênio, uma das suas características principais é o mau odor, além de corroer as instalações de reatores. Quando encontrado em concentrações maiores que  $5 \text{ cm}^3 \cdot \text{m}^{-3}$  se tornam tóxicos (KUNZ, STEINMETZ e DO AMARAL, 2022).

No trabalho de Lobato (2011), o autor cita que os valores de sulfeto de hidrogênio encontrados no biogás devem ficar entre 1000 a 2000 ppmv, que transformados em porcentagens seria de 0,1 a 0,2%. No atual estudo, os valores encontrados foram mínimos (FIGURA 13), o que é positivo para o processo de produção do biogás. Valores pequenos de concentração de  $\text{H}_2\text{S}$  na composição do gás podem indicar que o processo está equilibrado e que não há contaminação.

FIGURA 12 – PERCENTUAL DE  $\text{H}_2\text{S}$  OBTIDO NO BIOGÁS GERADO NO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

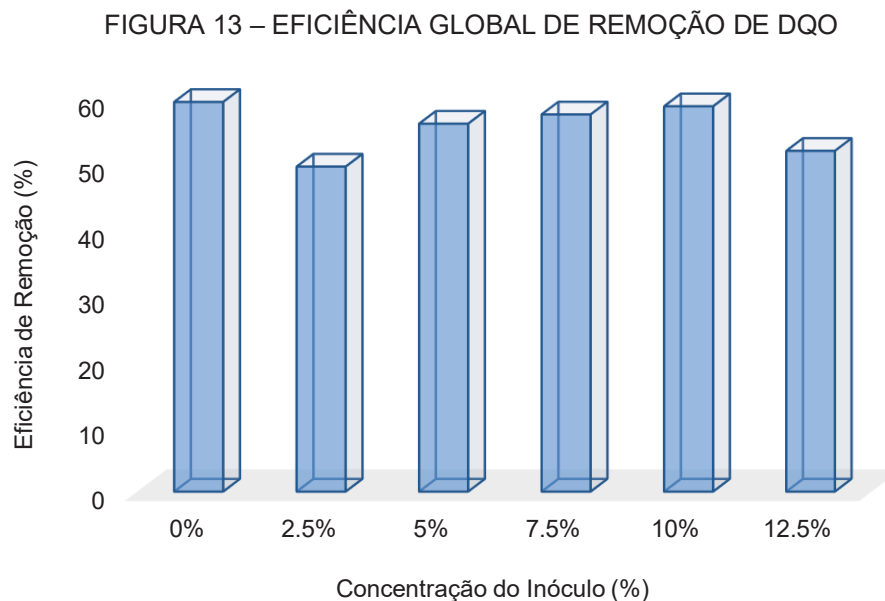


Para que haja a geração de um combustível de qualidade, é necessário que o biogás não possua contaminantes. Neste caso, quando acontecem de valores, como de  $\text{H}_2\text{S}$ , estarem altos, a implantação de tecnologias de tratamento e purificação se fazem necessárias. O tratamento de purificação possui como objetivo o ajuste do valor calorífico e a remoção de contaminantes que possam afetar a qualidade do biogás e a vida útil dos componentes do processo de digestão. É importante ressaltar que, a escolha da tecnologia de tratamento deste biogás deve levar em conta da vazão do

biogás produzido, da composição e principalmente, do nível de purificação que se deseja alcançar (KUNZ, STEINMETZ e AMARAL, 2022).

#### 5.4 EFICIÊNCIA GLOBAL DE REMOÇÃO DA DQO

A FIGURA 13 demonstra os valores obtidos na eficiência global de remoção da DQO. Os valores médios de eficiência global de remoção de DQO, ficaram semelhantes comparando-se os tratamentos. Os maiores valores podem ser observados nos tratamentos SI e com 10% de concentração de inóculo (aproximadamente 59,37% e 58,71%, respectivamente), com uma mínima diferença entre eles. O menor valor de eficiência está representado pelo tratamento com 2,5% de inóculo (aproximadamente 49,50%), seguido do tratamento com 12,5 (com valor aproximado de 51,91%).



Apesar de apresentarem valores de remoção diferentes, quando comparados por meio da análise de variância (Tabela 13), constata-se que não há diferença estatística entre os tratamentos aplicados ( $p$ -valor > 0,05).

TABELA 13 - ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA O EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO GLOBAL DE DQO

Fonte de Variação	GL	SQ	QM	F <sub>calc</sub>	Prob.
Tratamento	5	155,49	31,10	2,34	0,165
Erro	6	79,65	13,27		
Total Corrigido	11	235,14			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma quadrática; QM: Média quadrática; F<sub>calc</sub>: F calculado; Prob: Probabilidade.

FONTE: O autor (2023).

## 6 CONCLUSÃO

O pré-tratamento enzimático de efluentes de abatedouros de peixes, utilizando como inóculo a bactéria *Bacillus megaterium*, apresentou vantagens com relação a eficiência da digestão anaeróbia. A digestão da carga orgânica do resíduo e a produção de biogás com porcentagens consideráveis de metano comprovam essa afirmação.

Observando os resultados obtidos após o pré-tratamento enzimático, observou-se que a maior remoção de O&G foi alcançada no tratamento com concentração de inóculo a 10%, com eficiência de 81,08%. Em relação à DQO, o tratamento com 7,5% se mostrou mais promissor com um valor de 40,63%. Para os resultados da DQO da digestão anaeróbia utilizando o efluente pré-tratado, pode-se observar que o tratamento com maior porcentagem de remoção foi o sem adição de inóculo (51,4%), seguido do tratamento com 10% de inóculo.

Para a produção de metano no biogás, pode-se observar que o pré-tratamento enzimático favoreceu a digestão anaeróbia. O tratamento que proporcionou a maior porcentagem de metano foi o com 10% de concentração de inóculo, enquanto o tratamento sem inóculo produziu o gás com menor concentração de metano.

Desta forma, utilizar lipase provinda da bactéria *Bacillus megaterium*, mostra-se uma alternativa favorável no pré-tratamento de efluentes de abatedouro de peixe, apresentando significativa redução do potencial poluidor do efluente, facilitando seu tratamento posterior. Além disso, a geração de biogás como produto da digestão anaeróbia agrega valor ao tratamento do efluente, já que este gás pode ser utilizado como fonte energética e combustível alternativo.

## REFERÊNCIAS

- ABATZOGLOU, N.; BOIVIN, S. A review of biogas purification processes. **Biofuels, Bioproducts And Biorefining**, [S.L.], v. 3, n. 1, p. 42-71, jan. 2009. Wiley.
- AFFES, M.; ALOUI, F.; HADRICHE, F.; LOUKIL, S.; SAYADI, S. Effect of bacterial lipase on anaerobic co-digestion of slaughterhouse wastewater and grease in batch condition and continuous fixed-bed reactor. **Lipids in health and disease**, v. 16, n. 1, p. 195, 2017.
- AL SMADI, Bashar M.; AL-HAYEK, Wissam; ABU HAJAR, Husam A. Treatment of Amman slaughterhouse wastewater by anaerobic baffled reactor. **International Journal of Civil Engineering**, v. 17, p. 1445-1454, 2019.
- AMBRÓSIO, J. H. F.; NAVAL, L. P.; LUIZ, D. de B. Possibilidade de reuso/reciclo direto ou indireto de efluentes gerados em entrepostos de pescado. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, 28., 2015, Rio de Janeiro. Alterações climáticas e a gestão do saneamento ambiental. Rio de Janeiro: ABES, 2015.
- APHA - American Public Health Association. Federation, W. E.; **Standard methods for the examination of water and wastewater**: Washington, DC, USA, 2012.
- ARRUDA, V.C.M de. **Tratamento anaeróbio de efluentes gerados em matadouros de bovinos**. 2004. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004.
- ASHKAN, Z.; HEMMATI, R.; HOMAEI, A.; DINARI, A.; JAMLIDOOST, M.; TASHAKOR, A. Immobilization of enzymes on nanoinorganic support materials: an update. **International Journal Of Biological Macromolecules**, [S.L.], v. 168, p. 708-721, jan. 2021. Elsevier BV.
- AZZOLINI, J. C.; FABRO, L. F. Monitoramento da eficiência do sistema de tratamento de efluentes de um laticínio da região meio-oeste de santa Catarina. **Unoesc & Ciência - ACET**, Joaçaba, v. 4, n. 1, p. 43-60, jan./jun. 2013.
- BERRUETA, J.; GUTIÉRREZ, A.; FUEYO, G. Anaerobic treatment of leachates in a pilot-scale UASB: Strategy of start-up. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental AND Clean Technology**, v. 67, n. 3, p. 302-314, 1996.
- BHATIA, S.K.; YANG, Y-H. Microbial production of volatile fatty acids: current status and future perspectives. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 16, p. 327-345, 2017.
- BLUMENSTEIN, B.; SIEGMEIER, T.; MÖLLER, D. Biogas in Organic Agriculture: Utopia, Dead-End or Role model?-A Synopsis. **Building Organic Bridges**, v. 1, p. 399-402, 2014.

BOHRZ, G.I. **Geração de metano em lagoa anaeróbia: um estudo de caso em abatedouro de bovinos**. 2010. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

BOMFIM, M.A.D. Estratégias Nutricionais para Redução das Excreções de Nitrogênio e Fósforo nos Sistemas de Produção de Peixes no Nordeste: sustentabilidade ambiental e aumento da produtividade. **Revista Científica de Produção Animal**, [S.L.], v. 15, n. 2, p. 122-140, 31 dez. 2013. Revista Científica de Producao Animal.

BORZANI, W.; SCHMIDELL, W.; LIMA, U. A.; AQUARONE, E. **Biotechnologia Industrial**. V. 1. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda, 2001

BOUALLAGUI, H. Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 86, n. 1, p. 85-89, jan. 2003. Elsevier BV.

BRASIL. Resolução Conama no 357, de 17 de março de 2005. Brasília CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA, 2005.

BRASIL. Resolução CONAMA no 430 de 13 de maio de 2011. Brasília CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA, 2011

BRENZAN, C. K. M.; FEIDEN, A. A piscicultura como atividade propulsora do desenvolvimento da mesorregião oeste do Paraná. **Research, Society And Development**, [S.L.], v. 11, n. 14, p. 1-14, 18 out. 2022. Research, Society and Development.

CABRAL, C.B.G. **Avaliação da produção de biogás para fins energéticos em reatores anaeróbios tratando esgoto sanitário**. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2016.

CAMMAROTA, M. C.; FREIRE, D. M. G. A review on hydrolytic enzymes in the treatment of wastewater with high oil and grease content. **Bioresource technology**, v. 97, n. 17, p. 2195-2210, 2006.

CASTRO, R. de P.V. de; MELLO, V.M. de; ALEXANDRE, V.M.F.; CAMMAROTA, M.C. Pré-tratamento físico-químico e enzimático para efluente de abatedouro. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 24, n. 5, p. 975-981, out. 2019. FapUNIFESP (SciELO).

CAMPOS, E.G.P. **Tratamento de efluente do processamento de peixe utilizando coagulação/sedimentação e flotação**. 2020. 93 f. Dissertação (Mestrando em Engenharia Química) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2020.

CASTANÓN, N J. B. **Biogás, originado a partir dos rejeitos rurais**. São Paulo, 2002. 66 p.

CHERNICHARO, C.A.L. **Anaerobic reactors: biological wastewater treatment series**. IWA publishing, 2007.

CHERNICHARO, C. A. L. **Biological Wastewater Treatment Series: Anaerobic Reactors**. V.4. Belo Horizonte: Department of Sanitary and Environmental Engineering Federal University of Minas Gerais, Brazil. Ed. ESA and IWA publishing, 2007.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2<sup>a</sup> ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 380 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.5).

CECCHI, F.; TRAVERSO, O.; PAVAN, P.; BOLZONELLA, D.; INNOCENTI, L. Characteristics of the OFMSW and behavior of the anaerobic digestion process. In: MATA-ALVAREZ, L. (ed.): **Biomethanisation of the organic fraction of municipal solid wastes**. IWA Publishing, London, 2003.

CIAqui - CENTRO DE INTELIGÊNCIA E MERCADO DA AQUICULTURA. **Comércio Exterior – Exportação**. 2019. Disponível em: <https://www.embrapa.br/cim-centro-de-inteligencia-e-mercado-em-aquicultura/comercio-exterior/exportacao>.

COLLA, L. M.; FICANHA, A. M.; RIZZARDI, J.; BERTOLIN, T. E.; REINEHR, C. O.; COSTA, J. A. V. Production and characterization of lipases by two new isolates of *Aspergillus* through solidstate and submerged fermentation. **BioMed Research International**, v. 2015, p. 1-10, 2015.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. Biogás – Definição. 2011. Disponível em: < <https://cetesb.sp.gov.br/mudancas-climaticas/biogas/Biog%C3%A1s/17-Defini%C3%A7%C3%A3o>> . Acesso em: 16 fev 2023.

CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente) Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> . Acesso em: 16 de fevereiro de 2023.

COPPOLA, D.; LAURITANO, C.; ESPOSITO, F.P.; RICCIO, G.; RIZZO, C.; PASCALE, D. de. Fish Waste: from problem to valuable resource. **Marine Drugs**, [S.L.], v. 19, n. 2, p. 116, 19 fev. 2021. MDPI AG.

CRIBARI, B. S. **Secagem térmica do Lodo de Esgoto Gerado em uma estação de tratamento do tipo UASB + Biofiltro Aerados Submersos**. 121 f. Dissertação 68 (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2004.

COSMANN, N.J., GOMES, S.D., ANDRADE, L, KUMMER, ACB. 2009. Caracterização do efluente de processamento de pescado e desempenho da lagoa

anaeróbica. In: **I Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais Tratamento de Dejetos de Animais**, 11-13. Florianópolis, SC- Brasil.

COSMANN, N. J., GOMES, S. D., LOPES, C. L., GOMES, B. M. Avaliação do desempenho de lagoa anaeróbia aplicada ao tratamento de efluente da industrialização de pescado. **Engenharia Ambiental** - Espírito Santo do Pinhal, v. 9, n. 3, p. 298-302, jul/set. 2012.

COSTA, David Freire. **Geração de energia elétrica a partir do biogás do tratamento de esgoto**. 2006. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

DEGANUTTI, R.; PALHACI, M.C.J.P.; ROSSI, M.; TAVARES, R.; SANTOS, C. dos. Biodigestores rurais: modelo indiano, chinês e batelada. **Proceedings of the 4th Encontro de Energia no Meio Rural**, 2002.

DENTI, A.F. Tecnologia enzimática: classificação, imobilização, suportes e aplicações. **Revista Perspectiva**, [S.L.], v. 45, n. 171, p. 97-110, 13 out. 2021. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missoes.

DIAS, M.E.D. **Circuitos Espaciais de Produção da Tilapicultura Paranaense: Contextos Regionais**. 187 p. Tese de Doutorado. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Geografia, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2020.

DIAS, M. E. D.; OLIVEIRA, E. L. de. A PISCICULTURA BRASILEIRA PELA ÓTICA DO DESENVOLVIMENTO DA GENÉTICA DA TILÁPIA. **Estudos Geográficos: Revista Eletrônica de Geografia**, [S.L.], v. 19, n. 1, p. 3-15, 15 jun. 2021. UNESP – Universidade Estadual Paulista.

DORS, G. **Hidrólise enzimática e biodigestão de efluentes da indústria de produtos avícolas**. 69p. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

FACCIN, D. J. L. **Avaliação de condições de cultivo para aumento da produção de P (3HB) por Bacillus megaterium e modelagem do bioprocesso**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.

FAO. 2018. The State of World Fisheries and Aquaculture 2018—Meeting the Sustainable Development Goals. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. Rome: FAO.

FARIA, R.A.P. **Avaliação do potencial de geração de biogás e de produção de energia a partir da remoção da carga orgânica de uma estação de tratamento de esgoto – estudo de caso**. 2012. 63 f. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

FAZOLO, D. **Produção de Biogás a Partir da Fermentação de Excedente de Merenda Escolar para Substituição do Gás Liquefeito do Petróleo: uma Projeção**. 2011. 56 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação)- Faculdade de Tecnologia de Araçatuba, Araçatuba, 2011.

FEIDEN, A.; MACEDO, H. R.; VARGAS, J. M. de .; CHIDICHIMA, A. C. .; LIRA, K. C. da S. .; PIRES, G. K. G.; SIGNOR, A. Production and industrial performance of small fish slaughterhouses in western Paraná. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 11, n. 11, p. e426111133673, 2022. DOI: 10.33448/rsd-v11i11.33673.

Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/33673>. Acesso em: 16 fev. 2023.

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

FERNANDES, G.F.R; OLIVEIRA, R.A. de. Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia agrícola**, v. 26, p. 243-256, 2006.

FERRACIOLLI, L.M.R.V.D.; LUIZ, D.B.; SANTOS, V.R.V dos; NAVAL, L.P. Reduction in water consumption and liquid effluent generation at a fish processing plant. **Journal of cleaner Production**, v. 197, p. 948-956, 2018.

FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação biológica. In: **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. ABES Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2000. Porto Alegre.

FERREIRA, A. C. M. **Recuperação integral e caracterização de biomoléculas do resíduo do processamento da tilápia *Oreochromis niloticus* e suas aplicações na produção de micropartículas**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Recife, 2018.

FEROLDI, M; URIO, M. B; ARAÚJO, A. V; CREMONEZ, P.A. **Geração de biogás a partir de efluentes de abatedouros**. Journal of Agronomic Sciences, Umuarama, v.3, n. especial, p.130-148, 2014.

FURINI, G et al. Production of lipolytic enzymes by bacteria isolated from biological effluent treatment systems. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, n. 3, p. 2955-2965, 2018.

FURUYA, W.M.; SANTOS, V.G dos; BOTARO, D.; HAYASHI, C.; SILVA, L.C.R. Níveis de proteína e fitase em rações de terminação para a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia**, v. 8, n. 1, p. 11-17, 2005.

GIORDANO, G. Apostila de tratamento e controle de efluentes industriais. **Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente da Universidade do Estado do Rio de Janeiro**, v. 1, 2004.

GONÇALVES, C. C. S.; FONSECA, F. S. A. Reações de Oxidação Catalisadas por Enzimas. **Revista Virtual de Química**. v.10. n.4. p.778-797. 2018.

HASELROTH, K. J. **Biodegradação de Efluente de Abatedouro Bovino por meio de Microrganismos com Atividade Lipolítica**. 107f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia). Universidade Federal do Paraná, Palotina, 2019.

HENRY-SILVA, Gustavo Gonzaga; CAMARGO, Antonio Fernando Monteiro. Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. **Hoehnea**, v. 32, n. 3, p. 445-452, 2005.

HETTIARACHCHY, N.S.; FELIZ, D.J.; EDWARDS, J.S.; HORAX, R. 21 - The use of immobilized enzymes to improve functionality, Editor(s): Rickey Y. Yada, In **Woodhead Publishing Series in Food Science, Technology and Nutrition, Proteins in Food Processing (Second Edition)**, Woodhead Publishing, p. 569-597, 2018. ISBN 9780081007228. DOI: <<https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100722-8.00022-X>>.

IAP- INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **PORTARIA Nº 29 DE 06/02/2018**: Estabelece critérios para o Licenciamento Ambiental de empreendimentos de bovinocultura confinada e semiconfinada de leite e de bovinocultura confinada de corte, com aproveitamento econômico, nos termos que especifica. Paraná: IAP, 2018.

IBGE- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA/PPM - PESQUISA DA PECUÁRIA MUNICIPAL. Dados do SIDRA, 2019. Disponível em <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/ppm/quadros/brasil/2018>. Acesso em: 16 de fevereiro 2023.

INSAM, H.; GÓMEZ-BRANDÓN, M.; ASCHER, J.. Manure-based biogas fermentation residues – Friend or foe of soil fertility? **Soil Biology And Biochemistry**, [S.L.], v. 84, p. 1-14, maio 2015. Elsevier BV.

JEGANATHAN, J.; BASSI, A.; NAKHLA, G. Pre-treatment of high oil and grease pet food industrial wastewaters using immobilized lipase hydrolyzation. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 137, n. 1, p. 121-128, set. 2006. Elsevier BV.

JOÃO, J. J.; ALVES, A.V.; VIEIRA, J.L.; EMERICK, T.; SILVA, C.S. Processo de eletrocoagulação-flotação: investigação dos parâmetros operacionais para o tratamento de águas residuais da indústria de pescados. **Química Nova**, v. 41, p. 163-168, 2018.

KATO, M. T.; ANDRADE NETO, C. O.; CHERNICHARO, C. A. L. Foresti. E.; Cybis, LF. Configurações de Reatores Anaeróbios. Campos, JR. **Tratamentos de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. PROSAB. Rio de Janeiro. ABES. 1999.

KRISHNAN, N.; VALSA, A. K. Biodegradation of lipid rich dairy effluent by bacterial consortium. **IOSR J of Environ Sci Toxicol and Food Technol**, v. 9, n. 9, p. 16-20, 2015.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R.L.R.; AMARAL, A.C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato** – Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 209 p., 2022.

LEAL, M.C.M.R.; CAMMAROTA, M.C.; FREIRE, D.M.G.; SANT'ANNA JUNIOR, G.L. Hydrolytic enzymes as coadjuvants in the anaerobic treatment of dairy wastewaters. **Brazilian Journal Of Chemical Engineering**, [S.L.], v. 19, n. 2, p. 175-180, abr. 2002. FapUNIFESP (SciELO).

LEAL, M.C.M.R.; FREIRE, D.M.G.; CAMMAROTA, M.C.; SANT'ANNA, G.L. Effect of enzymatic hydrolysis on anaerobic treatment of dairy wastewater. **Process Biochemistry**, [S.L.], v. 41, n. 5, p. 1173-1178, maio 2006. Elsevier BV.

LEBUHN, M.; HANREICH, A.; KLOCKE, M.; SCHLÜTER, A.; BAUER, C.; PÉREZ, C.M. Towards molecular biomarkers for biogas production from lignocellulose-rich substrates. **Anaerobe**, [S.L.], v. 29, p. 10-21, out. 2014. Elsevier BV.

LEHNINGER, Albert L. et al. Princípios de bioquímica. In: **Princípios de bioquímica**. 1995. p. 839-839.

LIEW, Y.X.; CHAN, Y.J.; MANICKAM, S.; CHONG, M.F.; CHONG, S.; TIONG, T.J.; LIM, J.W.; PAN, G.-T. Enzymatic pretreatment to enhance anaerobic bioconversion of high strength wastewater to biogas: a review. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 713, p. 136373, abr. 2020. Elsevier BV.

LIMA, A.S. de. **Avaliação da Eficiência do Tratamento de Efluentes Composto por um Sistema de Lagoas Anaeróbia, Facultativa e de Polimento de um Matadouro**. Monografia, Faculdade Doctum, curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Juiz de Fora, 2020.

LIMA, D. G. M. V. **Produção e Purificação da Lipase de Bacillus megateirum e sua Aplicação em Biocatálise em Solvente Orgânicos**. 164f. Tese (Doutorado em Bioquímica). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

LIMA, V. de O.; PRATES, K.V.M.C.; FAZOLO, A.. AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE BACTÉRIAS LIPOLÍTICAS E LIPASE SUÍNA NO PRÉ-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE CURTUME. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, [S.L.], v. 8, n. 4, p. 131, 6 jan. 2020. Universidade do Sul de Santa Catarina - UNISUL.

LIM, J.; KIM, T.; HWANG, S. Treatment of fish-processing wastewater by co-culture of *Candida rugopelliculosa* and *Brachionus plicatilis*. **Water research**, v. 37, n. 9, p. 2228-2232, 2003.

LIN, C. S.; PFALTZGRAFF, L. A.; HERRERO-DAVILA, L.; MUBOFU, E. B.; SOLHY, A.; CLARK, J. H.; KOUTINAS, A. A.; KOPSAHELIS, N.; STAMATELATOU, K.; DICKSON, F. Food Waste as a Valuable Resource for the Production of Chemicals, Materials and Fuels. Current Situation and Perspective. **Energy & Environmental Science**, 6, 2013.

LIN, Y.; WANG, D.; WU, S.; WANG, C. Alkali pretreatment enhances biogas production in the anaerobic digestion of pulp and paper sludge. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 170, n. 1, p. 366-373, out. 2009. Elsevier BV.

LOBATO, L.C. da S. **Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico**. 2011. 187p. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

LÓPEZ, J.Á.S.; SANTOS, M. de L.Á.M.; PÉREZ, A.F.C.; MARTÍN, A.M. Anaerobic digestion of glycerol derived from biodiesel manufacturing. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 100, n. 23, p. 5609-5615, dez. 2009. Elsevier BV.

LORA, E.E.S.; ANDRADE, R.V.; ÁNGEL, J.D.M.; LEITE, M.A.H.; ROCHA, M.H.; SALES, C.A.V.B de; MENDOZA, M.A.G; CORAL, D.S.O. Gaseificação e pirólise para conversão de biomassa em electricidade e biocombustíveis, **Biocombustíveis. Interciência**, v. 1, p. 411-498, Brasil, 2012.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização E Qualidade Da Água Na Piscicultura: Consequências E Recomendações Eutrophication and Water Quality in Pisciculture: Consequences and Recommendations. **Bol. Inst. Pesca**, v. 36, n. 2, p. 149– 163, 2010.

MCCABE, B. K.; HAMA WAND, I.; HARRIS, P.; BAILLIE, C.; YUSAF, T. A case study for biogas generation from covered anaerobic ponds treating abattoir wastewater: Investigation of pond performance and potential biogas production. **Applied Energy**, v. 114, p. 798–808, 2014.

MALAJOVICH, MARIA ANTONIA. Biotecnologia 2011. **Rio de Janeiro: Edições da Biblioteca Max Feffer do Instituto de Tecnologia ORT**, p. 39-50, 2012.

MALDONADO, R. R. **Produção, purificação e caracterização da lipase de Geotrichum candidum obtida a partir de meios industriais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos). Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, São Paulo, 2006.

MANNACHARAJU, M.; VILLALAN, A.K.; SHENBAGAM, B.; KARMEGAM, P.M.; NATARAJAN, P.; SOMASUNDARAM, S.; ARUMUGAM, G.; GANESAN, S. Shenbagam, B. Towards sustainable system configuration for the treatment of fish processing wastewater using bioreactors. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 27, n. 1, p. 353-365, 2 dez. 2019. Springer Science and Business Media LLC.

MASSE, L; KENNEDY, K.J.; CHOU, S.P. The effect of an enzymatic pretreatment on the hydrolysis and size reduction of fat particles in slaughterhouse wastewater. **Journal Of Chemical Technology & Biotechnology**, [S.L.], v. 76, n. 6, p. 629-635, 2001. Wiley.

MASSÉ, D. I.; MASSE, L. Characterization of wastewater from hog slaughterhouses in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment systems. **Canadian Agricultural Engineering**, v. 42, n. 3, p. 139-146, 2000.

MENDONÇA, E. F. **Tratamento anaeróbio de efluentes oriundos da bovinocultura de leite em biodigestor tubular**. 62 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Cascavel, 2009.

MATA-ALVAREZ, J. Fundamentals of the anaerobic digestion process. **Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes**, p. 1-20, 2003.

MENDES, A.A.; PEREIRA, E.B.; FURIGO JR., A.; CASTRO, H. F. de. Anaerobic biodegradability of dairy wastewater pretreated with porcine pancreas lipase. **Brazilian Archives Of Biology And Technology**, [S.L.], v. 53, n. 6, p. 1279-1284, dez. 2010. FapUNIFESP (SciELO).

MENDES, A.A.; PEREIRA, E.B.; FURIGO Jr, A.; CASTRO, H.F.D. Anaerobic biodegradability of dairy wastewater pretreated with porcine pancreas lipase. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 53:1279-1284, 2010.

MALAJOVICH, M. A. Biotecnologia 2011. **Rio de Janeiro: Edições da Biblioteca Max Feffer do Instituto de Tecnologia ORT**, p. 39-50, 2012.

MENDONÇA, H.V. de; OMETTO, J.P.H.B.; OTENIO, M.H. Production of Energy and Biofertilizer from Cattle Wastewater in Farms with Intensive Cattle Breeding. **Water, Air, & Soil Pollution**, [S.L.], v. 228, n. 2, p. 1-14, 24 jan. 2017a. Springer Science and Business Media LLC.

MENDONÇA, H.V. de; OMETTO, J.P.H.B.; OTENIO, M.H.; REIS, A.J.D. dos; MARQUES, Isabel Paula Ramos. Bioenergy recovery from cattle wastewater in an UASB-AF hybrid reactor. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 76, n. 9, p. 2268-2279, 6 jun. 2017b. IWA Publishing.

MENDONÇA, H.V. de; OTENIO, M.H.; PAULA, V. R. de. Digestão anaeróbia para produção de energia renovável. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 14, n. 3, e7667, 2021.

METCALF, L.; EDDY, H. P.; TCHOBANOGLIOUS, G. **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse**. New York: McGraw-Hill, 1991.

MÉZES, L.; BIRÓ, G.; SULYOK, E.; PETIS, M.; BORBÉLY, J.; TAMÁS, J. Novel approach on the basis of FOS/TAC method. **Analele Universităţii din Oradea, Fascicula Protecţia Mediului**, v. 17, p. 713-718, 2011.

MILANEZ, Artur Yabe et al. Biogás de resíduos agroindustriais: panorama e perspectivas. BNDES Setorial, Rio de Janeiro, n. 47, p. [221]-275, mar. 2018.

MÖLLER, K.; MÜLLER, T. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: a review. **Engineering In Life Sciences**, [S.L.], v. 12, n. 3, p. 242-257, 11 maio 2012. Wiley.

MÖLLER, K.; STINNER, W.. Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). **European Journal Of Agronomy**, [S.L.], v. 30, n. 1, p. 1-16, jan. 2009. Elsevier BV.

MOURA, L.B.; JUCÁ, I.D.; MACÊDO, M.J.R.; DELFINO, M.R.; CHAVES, R.R. Verificação da destinação dos resíduos oriundos do abatedouro de carne e das feiras livres de pescado na região do Cariri. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 8, n. 4, p. 42, Mossoró, 2013.

MUTHUKUMARAN, S.; BASKARAN, K. Organic and nutrient reduction in a fish processing facility – A case study. **International Biodeterioration & Biodegradation**, [S.L.], v. 85, p. 563-570, nov. 2013. Elsevier BV.

NAKAEMA, H. **Estratégias de pré-tratamento de biomassa lignocelulósica para melhorar a produção de biogás e bioquímicos em biorrefinarias**. f. 82, TCC, Engenharia Química, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2021.

NAPOLI, M.A. dos S. de. **Consumo de Água na Industrialização da Tilápia: Estudo de Caso do Oeste do Paraná**. f. 38. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Rural Sustentável, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon, 2015.

NITSCHKE, P.R; CARAMORI, P.H.; RICCE, W. da S.; PINTO, L.F.D (Londrina). Iapar. **Atlas Climático: atlas climático do estado do paraná**. Atlas Climático do Estado do Paraná. 2019. PR: IAPAR. Disponível em: <https://www.idrparana.pr.gov.br/Pagina/Atlas-Climatico>. Acesso em: 16 fev. 2023.

NOUJ, N.; HAFID, N.; ALEM, N.E.; CRETESCU, I. Novel Liquid Chitosan-Based Biocoagulant for Treatment Optimization of Fish Processing Wastewater from a Moroccan Plant. **Materials**, [S.L.], v. 14, n. 23, p. 7133, 23 nov. 2021. MDPI AG.

NUNES, J. A. **Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais**. Editorial J Andrade. Aracaju - SE, 2008, 315p.

NUNES, J. A. **Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais**. 6. ed. Aracaju: J. Andrade, 2012.

OLIVEIRA, A.B.M.; ORRICO, A.C.M.; ORRICO Jr., M.A.P.; SUNADA, N.S.; CENTURION, S.R. Biodigestão anaeróbia de efluente de abatedouro avícola. **Revista Ceres**, v. 58, p. 690-700, 2011.

OLIVEIRA, C. da S.; COELHO, P.N.; SÁ, O.R. de. Avaliação da eficiência do tratamento de efluentes em um abatedouro do município de Passos-MG. **Revista**

**Nacional de Gerenciamento de Cidades**, [S.L.], v. 4, n. 24, p. 18-27, 23 dez. 2016. ANAP - Associação Amigos de Natureza de Alta Paulista.

OLIVEIRA, M. C. R.; MARRIEL, I. E.; OLIVEIRA-PAIVA, C. A.; CALAZANS, G. M.; CRUZ, J. C. **Concentração de inóculo e produção de biogás em reator de batelada alimentado com água residuária de suinocultura**. 22 p. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2012.

OSBON, T.; KUMAR, M. **Biocatalysis and Strategies for Enzyme Improvement. Biophysical Chemistry**. Intechpen. 2018.

ORSSATTO, F.; HERMES, E.; BOAS, M. A. V. Eficiência de remoção de óleos e graxas de uma estação de tratamento de esgoto sanitário, Cascavel –Paraná. **Revista Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 7, n. 4, p. 249-256, 2010.

PEDROZA FILHO, M. X.; FLORES, R. M. V; ROCHA, H. S.; SILVA, H. J. T da; SONODA, D. Y.; CARVALHO, V. B. de; OLIVEIRA, L. de; RODRIGUES, F. L. M. O mercado de peixes da piscicultura no Brasil: estudo do segmento de supermercados. 38 p. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento/Embrapa Pesca e Aquicultura. **Palmas, TO: Embrapa Pesca e Aquicultura**, 2020.

PEIXE BR. Associação Brasileira da Piscicultura. **Anuário 2020**. Disponível em: < <https://www.peixebr.com.br/anuario-2020/>>. Acesso em 16 fev 2023.

PEIXE BR. Associação Brasileira da Piscicultura. **Anuário 2021**. Disponível em: < <https://www.peixebr.com.br/anuario-2021/>>. Acesso em 16 fev 2023.

PINHEIRO, C. H. L. **Pós-tratamento de efluentes frigoríficos e cultivo de peixe**. 57 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Fundação Universidade Federal de Rondônia, Campus Ji-Paraná, 2021.

PINHEIRO, V. E. **Potencial biotecnológico da biomassa-influência do pré-tratamento enzimático para a digestão anaeróbia e fermentação alcoólica**. Tese de Doutorado. Pós-Graduação em Ciências – Área de Concentração: Bioquímica, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2021.

PIRES, H.A. **Tratamento de efluente da industrialização de pescado com sistema de ultrafiltração**. 2017. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal (Medicina Veterinária Preventiva e Produção Animal), Universidade Estadual Paulista, Araçatuba, 2017.

PORTA, M. G. D. **Avaliação da eletrocoagulação no tratamento de efluentes líquidos da indústria de processamento de pescado**. 89 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Florianópolis, 2016.

POSSA, R. D. **Tecnologia alternativa para purificação do metano contido no biogás proveniente da digestão anaeróbica de dejetos de suínos**. Dissertação

(Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2013.

RABELO, M. H. S.; SILVA, E. K.; PERES, A. P. Failure Mode and Effect Analysis for the evaluation of environmental impacts of animal slaughter. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. 1, p. 79-86, 2014. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/esa/v19n1/1413-4152-esa-19-01-00079.pdf> >, 2017.

RAFIEE, Ahmad; KHALILPOUR, Kaveh R.; PREST, James; SKRYABIN, Igor. Biogas as an energy vector. **Biomass And Bioenergy**, [S.L.], v. 144, p. 105935, jan. 2021. Elsevier BV.

RAMANI, K.; KENNEDY, L. John; RAMAKRISHNAN, M.; SEKARAN, G.. Purification, characterization and application of acidic lipase from *Pseudomonas gessardii* using beef tallow as a substrate for fats and oil hydrolysis. **Process Biochemistry**, [S.L.], v. 45, n. 10, p. 1683-1691, out. 2010. Elsevier BV.

RAVEENDRAM, S.; PARAMESWARAN, B.; UMMALYMA, S. B.; ABRAHAM, A.; MATHEW, A. K.; MADHAVAN, A.; REBELLO, S.; PANDEY, A. Applications of Microbial Enzymes in Food Industry. **Food Technology and Biotechnology**. v.56. n.1. p.16– 30. 2018.

REDDING, T.; TODD, S.; MIDLEN, A. The treatment of aquaculture wastewaters—a botanical approach. **Journal of Environmental Management**, v. 50, n. 3, p. 283-299, 1997.

RIZZONI, L.B.; TOBIAS, A.C.T.; DEL BIANCHI, M.; GARCIA, J. A. D. Biodigestão anaeróbia no tratamento de dejetos de suínos. **Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária**, v.9, n.18, p.1-20, 2012

ROCHA, D.C. da. **Pré-tratamento biológico da água residuária de lavagem do biodiesel de óleo de soja por micro-organismos produtores de lipase**. 2010. 70 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2010.

ROCHA, C. B.; POUHEY, J. L. O. F.; LOPES, P. R. S.; ENKE, D. B. S.; XAVIER, E. G. Suplementação da enzima fitase e o desempenho e retenção mineral em juvenis de jundia (*Rhamdia quelen*). **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 34, n. 1, p. 151-157, 2008.

RODAS, D.P.V. **Análise do Potencial de Produção de Biogás a Partir de Resíduos de Tilápia na Região de Foz do Iguaçu – PR**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Programa de Pós-Graduação Interdisciplinar em Energia e Sustentabilidade, Foz do Iguaçu, 2022.

RODRIGUES, L.s.; LOPES, B.C.; LIMA, C.A.; RIBEIRO, M.C.; SANTOS, R.P.; SILVA, I.J. Tratamento de efluentes de abatedouro de frangos por meio de reator UASB seguido de filtro anaeróbio. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, [S.L.], v. 68, n. 1, p. 97-103, fev. 2016. FapUNIFESP (SciELO).

- ROMERA, C. M. **Partida do processo de digestão anaeróbia visando o tratamento de efluente da indústria de óleo de palma.** 2020. xii, 30 f., il. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Química Tecnológica) —Universidade de Brasília, Brasília, 2020.
- ROMERO-GUIZA M.S; VILA J; MATA-ALVAREZ J; CHIMENOS J.M; ASTALS S. **The role of additives on anaerobic digestion: A review.** *Renew.Sustain.Energy Rev*, v.58, p.1486-1499, 2016.
- SAGULA, A. L. **Biodigestão anaeróbia de cama de frango em co-biodigestão com caldo de cana-de-açúcar.** p. 69. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) -Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2012.
- SALOMON, K. R. **Avaliação técnico-econômica e ambiental da utilização do biogás proveniente da biodigestão da vinhaça em tecnologias para geração de eletricidade.** 2007. 219 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal de Itajubá, Instituto de Engenharia Mecânica, Itajubá, 2007.
- SANT'ANNA JR, G. L. **Tratamento Biológico de Efluentes: Fundamentos e Aplicações.** 2nd. ed. Rio de Janeiro: Editora Interciencia, 2013.
- SCARASSATI, D.; CARVALHO, R.F.; DELGADO, V.L.; CONEGLIAN, C.M.R.; BRITO, N.N.; TONSO, S.; SOBRINHO, G.D.; PELEGRINI, R. **Tratamento de efluentes de matadouros e frigoríficos. III Fórum de Estudos Contábeis,** v. 500, p. 9, Claretianas, 2003.
- SHANTHI, G.; PREMALATHA, M.; ANANTHARAMAN, N.. Potential utilization of fish waste for the sustainable production of microalgae rich in renewable protein and phycoyanin-Arthrospira platensis/Spirulina. **Journal Of Cleaner Production,** [S.L.], v. 294, p. 126106, abr. 2021. Elsevier BV.
- SIEGMEIER, T.; BLUMENSTEIN, B.; MÖLLER, D. Bioenergy production and organic agriculture. In: **Organic Farming.** Woodhead Publishing, 2019. p. 331-359.
- SILVA, D. A.; SANTOS, A. A.; BETTENCOURT, G. M.; ZANDONÁ FILHO, A.; RODRIGUES, M. L. F. **Aplicação de lipases fúngicas para a redução de óleos e graxas de efluentes de um abatedouro da região metropolitana de Curitiba.** Monografia (Tecnólogo em Bioprocessos e Biotecnologia). Universidade Tuiuti do Paraná. Curitiba, 2016
- SILVA, D.J. da; MODOLO, M.R.; VARESCHE, M.B.; BLUNDI, C.E.; ZAIAT, M. Tratamento de águas residuárias com alta concentração de lipídios em sistema de reatores combinados enzimático/biológico. In: **Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion.** 2002.
- SILVA, G.M. da. **Biogás Gerado A Partir De Efluente Industrial De Peixes.** 2021.Trabalho de Conclusão de Curso, Engenharia Ambiental, Faculdade de Educação e Meio Ambiente, Ariquemes, 2021.

SILVA, J.F.X.; RIBEIRO, K.; SILVA, J.F.; CAHÖ, T.B.; BEZERRA, R.s.. Utilization of tilapia processing waste for the production of fish protein hydrolysate. **Animal Feed Science And Technology**, [S.L.], v. 196, p. 96-106, out. 2014. Elsevier BV.

SILVA, M. S. G. M. e. Aquicultura: manejo e aproveitamento de efluentes / Mariana Silveira Guerra Moura e Silva; Marcos Eliseu Losekann; Hamilton Hisano – Jaguariúna, SP : Embrapa Meio Ambiente, 2013. 39 p. — (Documentos / Embrapa Meio Ambiente; 95).

SMADI, Bashar M. Al; AL-HAYEK, Wissam; HAJAR, Husam A. Abu. Treatment of Amman Slaughterhouse Wastewater by Anaerobic Baffled Reactor. **International Journal Of Civil Engineering**, [S.L.], v. 17, n. 9, p. 1445-1454, 5 mar. 2019. Springer Science and Business Media LLC.

SOARES, J.L.; CAMMAROTA, M.C.; GUTARRA, M.L.E.; VOLSCHAN, I.. Reduction of scum accumulation through the addition of low-cost enzymatic extract in the feeding of high-rate anaerobic reactor. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 80, n. 1, p. 67-74, 1 jul. 2019. IWA Publishing.

SOARES, S.C.; SIGNOR, A. Água um bem de todos: interfaces desenvolvimento e sustentabilidade. **Research, Society And Development**, [S.L.], v. 10, n. 9, p. e 1310917728, 2021, 20 jul. 2021. Research, Society and Development.

SOETHE, G.C. **Harnes-sing the visceral mass of tilapia ( Oreochromis niloticus) for biogas production**. 2014. 73 f. Dissertação (Mestrado em Agroenergia) - Universidade Estadual do Oeste do Parana, Cascavel, 2014.

SONE, A. P. **Alternative tecnologia for wastewater treatment from fish slaughterhouse**. 2013. 77 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento de Processos) - Universidade Estadual do Oeste do Parana, Toledo, 2013.

SOTTI, G. de. **Biogás de digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos de restaurante universitário com efluente sanitário**. 2014. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

SOUZA, M.A.; VIDOTTI, R. M.; DE OLIVEIRA NETO, A. L. Redução no consumo de efluente gerado em abatedouro de tilápia do Nilo através da implantação de conceitos de produção mais limpa (P+ L). **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 34, n. 2, p. 289-296, 2008.

SPERLING, V. M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

STINNER, W.; MÖLLER, K.; LEITHOLD, G.. Effects of biogas digestion of clover/grass-leys, cover crops and crop residues on nitrogen cycle and crop yield in organic stockless farming systems. **European Journal Of Agronomy**, [S.L.], v. 29, n. 2-3, p. 125-134, ago. 2008. Elsevier BV.

SUEHARA, K., KAWAMOTO, Y., FUJII, E., KOHDA, J. Biological Treatment of Wastewater Discharged from Biodiesel Fuel Production Plant with Alkali-Catalyzed Transesterification, **Journal of Bioscience and Bioengineering**, Japan, 2005.

SUNADA, N. S. **Efluente de abatedouro avícola: processos de biodigestão anaeróbia e compostagem**. 87 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD, Dourados, 2011.

THRANE, M.; NIELSEN, E.H.; CHRISTENSEN, P. Cleaner production in Danish fish processing – experiences, status and possible future strategies. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 17, n. 3, p. 380-390, fev. 2009. Elsevier BV.

TOMIELIS, I.P.; BARCELOS, S.T.V.; CEREDA, M.P.. Hydraulic retention time on vinasse stabilisation with limestone in the acidogenic phase of anaerobic digestion. **Ciência Rural**, [S.L.], v. 47, n. 9, p. 1-7, 2017. FapUNIFESP (SciELO).

TRENTIN, P. S.; BOSTELMANN, E. Programa interlaboratorial para sólidos totais, dissolvidos e em suspensão em amostras de água. **Revista Banas Metrologia**, p. 64, 2010.

TREVISAN, V.; MONTEGGIA, L. O. Produção de biogás a partir de efluente da suinocultura utilizando digestão anaeróbia em dois estágios. In: **SIMPOSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS**. 2009. p. 264-268.

VALLADÃO, A. B. G.; SARTORE, P. E.; FREIRE, D. M. G.; CAMMAROTA, M. C.. Evaluation of different pre-hydrolysis times and enzyme pool concentrations on the biodegradability of poultry slaughterhouse wastewater with a high fat content. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 60, n. 1, p. 243-249, 1 jul. 2009. IWA Publishing.

VALLADÃO, A.B.G.; TORRES, A.G.; FREIRE, D.M.G.; CAMMAROTA, M.C. Profiles of fatty acids and triacylglycerols and their influence on the anaerobic biodegradability of effluents from poultry slaughterhouse. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 102, n. 14, p. 7043-7050, jul. 2011. Elsevier BV.

VALENTE, A. M.; ALEXANDRE, V. M.; CAMMAROTA, M. C.; FREIRE, D. M. G. Pré hidrólise enzimática da gordura de efluente da indústria de pescado objetivando o aumento da produção de metano. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 30, n. 2, p. 483–488, 2010.

VALENTI, W.C.; BARROS, H.P.; MORAES-VALENTI, P.; BUENO, G.W.; CAVALLI, R.O. Aquaculture in Brazil: past, present and future. **Aquaculture Reports**, [S.L.], v. 19, p. 100611, mar. 2021. Elsevier BV.

VILVERT, A.J. **Monitoramento do tratamento biológico e estimativa do potencial de produção de biogás em abatedouro de bovinos e suínos**. f. 85. Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Tecnologias de Bioprodutos Agroindustriais, Universidade Federal do Paraná, Palotina, 2017.

VON SPERLING, M. **Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios**. Belo Horizonte. UFMG, 2007.

WANGKHEIRAKPAM, M. R.; MAHANAND, S.S.; MAJUMDAR, R.K.; SHARMA, S.; HIDANGMAYUM, D.D.; NETAM, S. Fish waste utilization with reference to fish protein hydrolysate-A review. **Fish. Technol**, v. 56, p. 169-178, 2019.

WELLINGER, A.; MURPHY, J.D.; BAXTER, D. (Ed.). **The biogas handbook: science, production and applications**. Elsevier, 2013.

WEILAND, P. Biogas production: current state and perspectives. **Applied Microbiology And Biotechnology**, [S.L.], v. 85, n. 4, p. 849-860, 24 set. 2009. Springer Science and Business Media LLC.

WU, Y.; SONG, K. Anaerobic co-digestion of waste activated sludge and fish waste: methane production performance and mechanism analysis. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 279, p. 123678, jan. 2021. Elsevier BV.

XIMENES, L. F. Produção de pescado no Brasil e no Nordeste brasileiro. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, ano 5, n.150. jan. 2021. (Caderno Setorial ETENE, n.150).