



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Tiago Zanette Massambani

**Avaliação do desempenho e da produção de biogás de um de reator anaeróbio (UASB)  
na remoção de azo corante em efluente têxtil sintético**

**Florianópolis**

**2023**

Tiago Zanette Massambani

**Avaliação do desempenho e da produção de biogás de um de reator anaeróbio (UASB)  
na remoção de azo corante em efluente têxtil sintético**

Trabalho Conclusão de Curso submetido ao curso de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental

Orientador (a): Prof. Dra. Maria Eliza Nagel Hassemer

**Florianópolis**

**2023**

Massambani, Tiago Zanette

Avaliação do desempenho e da produção de biogás de um reator anaeróbico (UASB) na remoção de azo corante em efluente têxtil sintético / Tiago Zanette Massambani ; supervisora, Dra. Maria Eliza Nagel Hassemer, 2023.

76 p.

Relatório de Estágio - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, 2023.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Tratamento de efluentes. 3. Remazol Violeta Brilhante - 5R. 4. Consumo anaeróbico. 5. Atividade Metanogênica Específica. I. Hassemer, Dra. Maria Eliza Nagel. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. III. Título.



Tiago Zanette Massambani

Avaliação do desempenho e da produção de biogás de um de reator anaeróbio (UASB) na remoção de azo corante em efluente têxtil sintético

Este Trabalho Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de “Bacharel” e aprovado em sua forma final pelo Curso Engenharia Sanitária e Ambiental

Florianópolis, 07 de dezembro de 2023.

---

Prof. Bruno Segalla Pizzolatti, Dr.  
Coordenador do Curso

**Banca Examinadora:**

---

Prof<sup>ª</sup>. Maria Eliza Nagel Hassemer, Dra.  
Orientador (a)  
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

---

Prof. Nelson Libardi Junior, Dr.  
Avaliador (a)  
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

---

Amanda Dalalibera Me. (a)  
Avaliador (a)  
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

## AGRADECIMENTOS

Agradeço profundamente à professora Dra. Maria Eliza Nagel Hassemer por sua orientação ao longo deste trabalho, fornecendo suporte fundamental para o desenvolvimento do projeto. Sua orientação não apenas possibilitou minha interação com profissionais altamente qualificados do LaRa, mas também enriqueceu significativamente a qualidade do meu trabalho.

Expresso minha sincera gratidão ao Prof. Dr. Nelson Libardi Junior, pela generosidade em disponibilizar o eudiômetro para as análises do teste AME. Além disso, estendo meu agradecimento ao dedicado pessoal do Laboratório Lima, cujas realizações de análises e apoio constante foram de extrema importância ao longo das fases do projeto.

Meus agradecimentos se estendem aos participantes de Iniciação Científica e doutorandos do Laboratório LaRA. A colaboração deles na coleta de amostras, análises, monitoramento e alimentação do reator foi inestimável. O trabalho em equipe desempenhou um papel crucial no êxito deste projeto. E em especial à Amanda Dalalibera Me., cuja ajuda foi crucial para o progresso do projeto. Sua assistência, planejamento, disponibilidade em esclarecer dúvidas e abertura ao permitir que eu trabalhasse no reator que faz parte de seu doutorado foram fatores indispensáveis para o desenvolvimento bem-sucedido da pesquisa. Este trabalho foi uma experiência enriquecedora da qual me orgulho bastante.

Agradeço ainda aos colegas do Departamento de Química da UFSC pela disponibilização do analisador de gases utilizado no projeto. E um agradecimento também à minha amiga Luana, cujo auxílio na metodologia e execução dos testes AME foi fundamental.

Agradeço à UFSC e ao ENS (Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental) por possibilitarem minha graduação e por contribuírem para uma formação qualificada em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Finalmente, expresso minha gratidão aos meus amigos e familiares por tornarem tudo isso possível, sempre acreditando em mim. E um agradecimento especial à minha companheira, não apenas pelo apoio em várias áreas, mas também por sua contribuição direta na elaboração de algumas ilustrações deste trabalho.



## RESUMO

A indústria têxtil, vital para muitas economias, representa 15,6% da produção industrial em Santa Catarina, Brasil, gerando significativas quantidades de efluentes altamente poluentes. No contexto global, estima-se que anualmente a indústria têxtil produza cerca de 20,0 bilhões de metros cúbicos de efluentes. Apesar de sua relevância econômica, a produção têxtil gera efluentes altamente poluentes, incluindo compostos químicos persistentes, como corantes. As etapas críticas de produção, como beneficiamento e acabamento, contribuem para que os efluentes possuam elevadas concentrações de cor, corantes e substâncias químicas, sendo notável que aproximadamente 20,0% desses efluentes consistem em corantes não fixados adequadamente. Nesta perspectiva, o seguinte trabalho tem como objetivo avaliar o desempenho de um reator anaeróbio (UASB) empregado no tratamento de efluente têxtil sintético contendo um azo corante. Esta pesquisa consistiu no tratamento de efluente têxtil por 60 dias, com aplicações de  $40 \text{ mgL}^{-1}$  de Azo corante RBV-5R. A eficiência do reator foi avaliada pela análise da remoção de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, corante e cor. Simultaneamente, foram realizados três testes de atividade metanogênica específica (AME) a fim de quantificar a produção de biogás do reator, os testes AME foram distinguidos a partir da carga de DQO e a presença ou não de corante. Os resultados expressaram que o uso do reator anaeróbio acarretou em alta remoção de corante, 89,4% e cor, 88,4%. Foi observado que a remoção de DQO do efluente têxtil sintético se manteve entre 40,0% e 60,0%. Os resultados encontrados para remoção de fósforo foram baixos, com valores de eficiência de 15,2%, enquanto os valores relativos ao nitrogênio se mantiveram negativos, indicando produção de  $\text{N-NH}_4^+$  durante o processo. O reator apresentou índice de atividade metanogênica de  $0,014 \text{ gDQOCH}_4\text{gSSV}^{-1}\text{d}^{-1}$  considerando uma DQO teórica de  $2,14 \text{ mgL}^{-1}$ , e índices de 0,007 e 0,004  $\text{gDQOCH}_4\text{gSSV}^{-1}\text{d}^{-1}$  com uma DQO teórica de  $1,0 \text{ mgL}^{-1}$  na presença e ausência de corante respectivamente. De modo geral, é inferido que o sistema anaeróbio UASB, quando utilizado isoladamente, revela-se como uma tecnologia insuficiente para o tratamento completo de efluentes têxteis com presença do corante RBV-5R. O que torna necessária a implementação de um processo subsequente para a remoção de maneira mais eficiente dos parâmetros nitrogênio, fósforo e DQO. Além disso, observou-se que os valores de produção de biogás foram relativamente baixos.

**Palavras-chave:** Tratamento de efluentes; Remazol Violeta Brilhante – 5R; Consumo anaeróbio; Atividade Metanogênica Específica (AME)



## ABSTRACT

The textile industry, vital to many economies, represents 15.6% of industrial production in Santa Catarina, Brazil, generating significant amounts of highly polluting effluents. Globally, it is estimated that the textile industry produces about 20.0 billion cubic meters of effluents annually. Despite its economic significance, textile production generates highly polluting effluents, including persistent chemical compounds such as dyes. Critical production stages, such as processing and finishing, contribute to effluents having high concentrations of color, dyes, and chemicals, with approximately 20.0% of these effluents consisting of improperly fixed dyes. In this context, the following study aims to evaluate the performance of an anaerobic reactor (UASB) used in the treatment of synthetic textile effluent containing an azo dye. This research involved the treatment of textile effluent for 60 days, with applications of 40 mg/L of Azo dye RBV-5R. The reactor's efficiency was assessed by analyzing the removal of organic matter, nitrogen, phosphorus, dye, and color. Simultaneously, three specific methanogenic activity (SMA) tests were conducted to quantify the reactor's biogas production. The SMA tests were distinguished based on COD load and the presence or absence of dye. The results showed that the use of the anaerobic reactor led to a high removal of dye, 89.4%, and color, 88.4%. It was observed that the removal of COD from synthetic textile effluent remained between 40.0% and 60.0%. Phosphorus removal results were low, with efficiency values of 15.2%, while nitrogen values remained negative, indicating N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> production during the process. The reactor exhibited a methanogenic activity index of 0.014 gCODCH<sub>4</sub>gSSV<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> considering a theoretical COD of 2.14 mg/L and indices of 0.007 and 0.004 gCODCH<sub>4</sub>gSSV<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> with a theoretical COD of 1.0 mg/L in the presence and absence of dye, respectively. Overall, it is inferred that the anaerobic UASB system, when used alone, proves to be insufficient for the complete treatment of textile effluents with the presence of the RVB-5R dye. This necessitates the implementation of a subsequent process for more efficient removal of nitrogen, phosphorus, and COD parameters. Additionally, it was observed that biogas production values were relatively low.

**Keywords:** Effluent treatment; Remazol Violet Brilliant – 5R; Anaerobic consumption, Specific Methanogenic Activity (SMA)

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Degradação dos corantes e das aminas aromáticas durante em condições anaeróbicas/aeróbicas .....	9
Figura 2: Esquemática de um reator UASB clássico. ....	10
Figura 3: Vias metabólicas e conjuntos de microrganismos participantes na digestão anaeróbia.....	12
Figura 4: Respirômetro para teste AME.....	16
Figura 5: Determinação gráfica da taxa máxima de produção de metano. ....	17
Figura 6: Esquemática do sistema do reator UASB. ....	18
Figura 7: Sistema do reator UASB.....	19
Figura 8: Efluente têxtil sintético produzido e utilizado no trabalho. ....	22
Figura 9: Sistema de filtração utilizado.....	24
Figura 10: Espectrofotômetro “Hexis DR5000”.....	26
Figura 11: Esquemática do sistema de teste AME com eudiômetro. ....	28
Figura 12: Sistema de medição do teste AME em execução. ....	29
Figura 13: Lodo do fundo do UASB utilizado como inóculo. ....	31
Figura 14: Frascos reatores com a mistura de substrato e inóculo do teste 1.....	32
Figura 15: Analisador de gases utilizado: .....	33
Figura 16: Concentração de azo corante RVB-5R do afluente e sobrenadante do reator UASB. ....	35
Figura 17: Concentração de cor do afluente e sobrenadante do reator UASB.....	35
Figura 18: Cor do efluente têxtil em diferentes etapas do processo de tratamento. ....	37
Figura 19: Concentração de DQO do afluente e sobrenadante do reator UASB. ....	38
Figura 20: Concentração de Nitrogênio amoniacal do afluente e sobrenadante do reator UASB. ....	40
Figura 21: Concentração de Fósforo do afluente e sobrenadante do reator UASB. ...	42
Figura 22: Concentração de Sólidos Dissolvidos Totais do afluente e sobrenadante do reator UASB. ....	44
Figura 23: Concentração de Sólidos Totais (Voláteis e Fixos) do fundo do reator UASB. ....	46
Figura 24: Volume normalizado de Biogás produzido nos três testes AME. ....	48
Figura 25: Produção de CH <sub>4</sub> e linha de tendência do intervalo mais inclinado. ....	51

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Estruturas químicas dos principais corantes.....	6
Quadro 2: Características químicas do azo corante.....	21
Quadro 3: Composição dos macronutrientes do efluente sintético. ....	21
Quadro 4: Composição da solução de micronutrientes. ....	21
Quadro 5: Parâmetros analisados e respectivos pontos amostrais .....	23
Quadro 6: Análises realizadas diretamente no reator.....	24
Quadro 7: Amostras e análises da série de sólidos.....	27
Quadro 8: Macro e micronutrientes utilizado no substrato do teste AME.....	30
Quadro 9: Síntese dos três testes AME. ....	32
Quadro 10: Características do efluente sintético. ....	34
Quadro 11: Concentração de Sólidos Totais (Voláteis e Fixos) ponto do reator UASB pré-separador trifásico. ....	47
Quadro 12: Pressão de vapor da água em função da temperatura ambiente. ....	48
Quadro 13: Composição do biogás produzido nos testes 1,2 e 3.....	49
Quadro 14: Taxa de produção máxima e resultados do teste AME.....	52

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>3</b>
2.1	Objetivo geral .....	3
2.2	Objetivos específicos .....	3
<b>3</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....</b>	<b>4</b>
3.1	Efluentes da indústria têxtil .....	4
3.2	Corante têxtil .....	5
3.3	Reatores UASB.....	9
3.4	Produção de biogás em reatores UASB.....	11
<b>3.4.1</b>	<b>Métodos para medição de biogás.....</b>	<b>15</b>
3.4.1.1	<i>Métodos manométricos.....</i>	<i>15</i>
3.4.1.2	<i>Métodos volumétricos.....</i>	<i>16</i>
<b>4</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>18</b>
4.1	Unidade experimental.....	18
4.2	Operação do sistema.....	20
<b>4.2.1</b>	<b>Inoculação.....</b>	<b>20</b>
<b>4.2.2</b>	<b>Alimentação.....</b>	<b>20</b>
4.3	Monitoramento do sistema .....	22
<b>4.3.1</b>	<b>Ensaio físico-químico.....</b>	<b>24</b>
4.3.1.1	<i>Determinação da cor e corante .....</i>	<i>25</i>
4.3.1.2	<i>Determinação da DQO.....</i>	<i>25</i>
4.3.1.3	<i>Determinação do nitrogênio amoniacal.....</i>	<i>26</i>
4.3.1.4	<i>Determinação do ortofosfato.....</i>	<i>26</i>
4.3.1.5	<i>Série de sólidos.....</i>	<i>27</i>
4.4	Metodologia AME.....	27
<b>4.4.1</b>	<b>Sistema de medição do biogás.....</b>	<b>27</b>

4.4.1.1	<i>Monitoramento do teste</i> .....	29
<b>4.4.2</b>	<b>Preparação dos reatores</b> .....	<b>30</b>
4.4.2.1	<i>Substrato</i> .....	30
4.4.2.2	<i>Concentração do inóculo</i> .....	30
<b>4.4.3</b>	<b>Caracterização do biogás</b> .....	<b>32</b>
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>34</b>
5.1	Caracterização do efluente.....	34
5.2	Remoção do azo corante RBV-5R e da cor .....	35
5.3	Remoção de DQO.....	37
5.4	Remoção de nitrogênio .....	40
5.5	Remoção de fósforo .....	41
5.6	Remoção de sólidos .....	44
5.7	Produção de biogás .....	47
<b>5.7.1</b>	<b>Normalização do volume de gás</b> .....	<b>47</b>
<b>5.7.2</b>	<b>Determinação da produção de metano</b> .....	<b>48</b>
5.7.2.1	<i>Composição do biogás</i> .....	49
5.7.2.2	<i>Produção de metano</i> .....	50
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>54</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>56</b>

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABIT - Associação Brasileira da Indústria Têxtil  
AME – Atividade Metanogênica Específica  
ATP - Adenosina Trifosfato  
COV – Carga Orgânica Volumétrica  
DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio  
DQO – Demanda Química de Oxigênio  
ETE - Estação de Tratamento de Esgoto  
ENS – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
FIESC - Federação das Indústrias do Estado de Santa Catarina  
GLP - Gás Liquefeito De Petróleo.  
IPCC- Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas  
LaRA - Laboratório de Reuso de Águas  
LIMA - Laboratório Integrado de Meio Ambiente  
OAP - Organismos Acumuladores De Polifosfatos  
OD – Oxigênio Dissolvido  
ORP – “Oxydation Reduction Potential” em português Potencial de Oxidação/Redução  
PVC - Policloreto De Vinila.  
RVB-5R - Remazol Violeta Brilhante – 5R  
SDT - Sólidos Dissolvidos Totais  
SSV – Sólidos Solúveis Voláteis  
ST -Sólidos Totais  
STF – Sólidos Totais Fixos  
STV – Sólidos Totais Voláteis  
TDH – Tempo de detenção Hidráulico  
UASB – “Upflow Anaerobic Sludge Blanket” em português Reator de Manta de Lodo  
UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

## 1 INTRODUÇÃO

A indústria têxtil é um setor essencial para a economia de muitos países, sendo um dos mais tradicionais. Diversos parques industriais ao redor do mundo são atribuídos a essa atividade industrial, o que acaba por torná-la responsável pela geração de significativas quantidades de efluentes. De acordo com a Federação das Indústrias do Estado de Santa Catarina (FIESC), as atividades têxteis representam 15,6% do valor bruto da produção industrial do estado. Mesmo sendo um setor economicamente relevante, a produção têxtil é reconhecida por gerar efluentes com alto potencial poluente. Estes efluentes contêm uma variedade de compostos químicos persistentes e complexos, como umectantes, dispersantes e corantes. O lançamento desses efluentes sem tratamento adequado pode intensificar a degradação ambiental em ecossistemas aquáticos (RAVADELLI, 2021).

Estima-se que a quantidade de efluente têxtil gerado no mundo anualmente seja da ordem de 20,0 bilhões de metros cúbicos (DALBOSCO, 2021). De acordo com Bello et al. (2017), as fases críticas em termos de consumo de água durante o processo de produção são o beneficiamento e o acabamento, especialmente quando a fibra é tingida. Os efluentes resultantes dessas etapas apresentam elevadas concentrações de cor, corantes, matéria orgânica e sais inorgânicos. Notavelmente, cerca de 20,0% desses efluentes consistem em corantes que não foram adequadamente fixados.

Os corantes, apontados como o principal problema dos efluentes têxteis, são moléculas orgânicas altamente estruturadas e de difícil degradação biológica. Sua concentração é muitas vezes menor do que muitos outros produtos químicos presentes no efluente têxtil, contudo, sua cor pode ser perceptível mesmo em baixas concentrações. Além do efeito estético, causado pela alteração da cor, o lançamento desses corantes em ambientes aquáticos, em especial a classe dos azo corantes, pode também trazer outras importantes consequências devido às suas características carcinogênicas e/ou mutagênicas (YURTSEVER; SAHINKAYA; ÇINAR, 2020). Portanto, a adequada remoção dos corantes antes de seu lançamento nos corpos hídricos assume grande importância não apenas para a preservação ambiental, mas também à saúde pública.

A degradação biológica de azo corantes por meio de reatores anaeróbios ocorre de maneira que os azo corantes são convertidos por microrganismos anaeróbios em produtos menos tóxicos e degradáveis, por meio de reações bioquímicas complexas (RAVADELLI, 2021). Os microrganismos utilizam os azos corantes como fonte de carbono e energia para seu crescimento e atividade metabólica. É importante ressaltar que a degradação por reatores anaeróbios é sensível e influenciada por diversos fatores, como a concentração e complexidade

do azo corante, a carga orgânica presente no efluente, o tempo de retenção hidráulica e a aclimação dos microrganismos ao substrato (DALBOSCO, 2021).

Estudos recentes indicam que a eficiência na remoção de corantes têxteis é otimizada em fases anaeróbias do tratamento, com o processo de biodegradação ocorrendo em dois estágios distintos: primeiro, a redução do azo corante em ambientes anaeróbios/anóxicos, seguida pela oxidação das aminas aromáticas formadas em ambientes aeróbios (RAVADELLI, 2021). Considerando as características do efluente têxtil e a necessidade de utilizar reatores anaeróbios no processo de degradação do corante, o Reator UASB ou como é chamado em português no Brasil, “Reator de Manta de Lodo, conhecido por sua alta taxa, é frequentemente associado à maior resistência a compostos tóxicos devido à formação de lodo granular, e, portanto, pode ser visto como um dos processos anaeróbios mais adequados para o tratamento de águas residuais que contenham esses compostos persistentes e recalcitrantes (SOMASIRI et al., 2006). Outro aspecto relevante desse tipo de reator é sua notável semelhança com os biodigestores anaeróbios, possuindo condições ideais para a digestão anaeróbica, o que resulta em uma produção significativa de biogás (CAMPOS; MOCHIZUKI; DAMASCENO; BOTELHO, 2005).

O biogás representa uma valiosa fonte de energia renovável e possui potencial para diversas aplicações. Predominantemente composto por metano, a proporção desse componente pode variar dependendo do tipo de matéria orgânica consumida pelo reator (PRADO; CAMPOS, 2008). Desse modo, a mensuração da atividade metanogênica do lodo do reator é uma estratégia válida para a análise e obtenção de valores de carga orgânica que potencializem a produção de biogás. Existem duas vertentes principais para a medição da atividade metanogênica do lodo do reator: uma baseada na pressão e outra baseada no volume. Ambas as vertentes proporcionam valores relevantes, contudo o método volumétrico é mais preciso e menos influenciado por fatores externos, mesmo demandando um tempo maior de monitoramento (AQUINO et al., 2007).

Assim, esse trabalho investigou a utilização de um UASB no tratamento de efluente têxtil sintético, visando avaliar o desempenho desse reator diante dos desafios referentes às características dos efluentes gerados pela indústria têxtil. O estudo avaliou a eficácia do UASB na remoção de matéria orgânica, SDT, nitrogênio, fósforo, corante e cor de um efluente têxtil sintético com concentração de  $40 \text{ mgL}^{-1}$  do corante azo RBV-5R, além de verificar a produção de biogás pelo sistema.



## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

O objetivo foi avaliar o desempenho de um reator anaeróbio (UASB) utilizado para o tratamento de efluente têxtil sintético.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Investigar a capacidade de degradação do corante RBV-5R em um reator UASB;
- Avaliar a eficiência de um reator UASB no tratamento de efluentes têxteis sintéticos;
- Quantificar e caracterizar a produção de biogás do reator UASB.

### **3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

#### **3.1 EFLUENTES DA INDÚSTRIA TÊXTIL**

A indústria têxtil desempenha um papel de extrema relevância em escala global, exercendo uma influência econômica, cultural e social significativa no desenvolvimento das comunidades. No Brasil, essa indústria assume um papel preponderante na economia, comparando-se a nações como a China, os Estados Unidos, a Índia e o Paquistão (RAJA et al., 2019). O Brasil se posiciona assim como o quinto maior produtor mundial de produtos têxteis, de acordo com os dados da ABIT, em 2016.

Esse segmento industrial destaca-se pelo seu considerável consumo de água em comparação a outros setores industriais, gerando uma média de 50,0 a 100,0 litros de águas residuais por quilograma de produto final (ARSLAN-ALATON et al., 2008). A água desempenha um papel crucial, sendo usada em diversas etapas do processo produtivo, tanto diretamente nas etapas de lavagem, tingimento e amaciamento, quanto indiretamente para aquecimento ou resfriamento (TWARDOKUS, 2004).

Ao fim do ciclo de produção os efluentes gerados pela indústria têxtil são uma potencial fonte de poluição, principalmente por conta da sua composição complexa e do volume considerável de águas residuais produzidas. Aproximadamente 20,0% desses efluentes consistem em corantes que não foram adequadamente fixados, o que torna o tratamento dos resíduos do processo de acabamento e tingimento uma questão ambiental crítica dentro do setor têxtil. Essas águas residuais têxteis são notáveis por sua coloração intensa, altos níveis de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), extremos valores de pH e pela presença de uma variedade extensa de componentes, incluindo metais pesados, surfactantes, sais e óleos minerais (MONA et al., 2015).

É importante destacar também a elevada salinidade do efluente, juntamente com o potencial mutagênico e carcinogênico significativo dos subprodutos gerados a partir da degradação parcial dos corantes (JÚNIOR, 2010). Justamente por conta dessa diversidade de matérias-primas e sistemas de produção do setor têxtil, torna-se consideravelmente desafiador realizar a avaliação das características do efluente, e, por conseguinte definir tecnologias eficientes para o controle dessa poluição (CORREIA; STEPHENSON; JUDD, 1994).

Desse modo, é notável que a resistência desses compostos aos tratamentos convencionais, bem como os produtos resultantes de sua degradação incompleta, tem levado a um aumento significativo da pesquisa em busca de metodologias capazes de atender tanto às necessidades de remoção e descarte, em conformidade com as regulamentações, quanto à eficiência técnico-financeira de implementação desses métodos (PIZATO et al., 2017). A

remoção de compostos visualmente perceptíveis e de difícil biodegradação, que contribuem para a elevada toxicidade do efluente, representa a principal preocupação no tratamento de efluentes têxteis (RAVADELLI, 2021).

Nos dias atuais, algumas técnicas são conhecidas ao lidar com efluentes que apresentam corantes. Partindo dos métodos convencionais são comumente empregados coagulação e floculação, se utilizando como diferenciais os auxiliares tais como polieletrólitos e sais de ferro. Pode também ser empregado oxidação de através da aplicação de reagentes Fenton's, ozonização, adsorção com carvão ativado; osmose reversa, uso de membranas filtrantes, ou até oxidação fotoquímica (JÚNIOR, 2010).

Entretanto, devido aos seus altos custos operacionais e de implementação, esses métodos físico-químicos costumam ser pouco empregados em detrimento de abordagens biológicas, que além de remover cor e matéria orgânica, esses sistemas garantem a mineralização de compostos intermediários e reduzem consideravelmente a produção de lodo. No contexto de efluentes têxteis, uma abordagem sequencial anaeróbia-aeróbia é considerada uma estratégia lógica e eficaz para a completa remoção dos corantes (JÚNIOR, 2010).

### 3.2 CORANTE TÊXTIL

Os procedimentos industriais envolvidos na fabricação têxtil demandam consideráveis volumes de água e resultam na geração de variados resíduos contendo substâncias tóxicas. A significativa utilização de água nas fases de lavagem e tingimento resulta na formação de efluentes líquidos caracterizados por uma vasta gama de composições químicas distintas e de alta complexidade (PIZATO, 2017).

A caracterização da composição de um efluente misto em uma indústria de processamento têxtil se dá comumente por uma intensa coloração (consequência direta da presença considerável de corantes não fixados), elevadas temperaturas (amplamente empregadas nas etapas do processo), concentrações de matéria orgânica que se equiparam às encontradas em esgotos domésticos, além da presença acentuada de DQO refratária (associada ao corantes de elevada massa molecular) e níveis elevados na contração de sais inorgânicos (BITENCOURT, 2002).

Os corantes são produtos químicos geralmente empregados em forma de solução, e atuam de modo a aderir a um substrato. As características principais que são almejadas nos corantes englobam a estabilidade à luz, uma distribuição uniforme, a capacidade de fixação às fibras considerável e a resistência ao processo de lavagem (CARREIRA, 2006). Desse modo, para atingir o objetivo de conferir tais especificidades, a evolução e desenvolvimento de

corantes sintéticos se mostrou imprescindível, ao ponto que atualmente, a maior parte dos corantes empregados globalmente são de origem sintética (HASSEMER, 2006).

Como afirmado por Popli e Patel (2014), os corantes são categorizados com base em sua estrutura química e aplicação. A primeira pode ser entendida através de duas seções: um conjunto de átomos conhecidos como cromóforos, os quais são responsáveis pela cor do corante e um grupo que atua na fixação às fibras, conhecidos como auxocromos, que causam ou intensificam a cor dos cromóforos. O Quadro 1 explicita as principais estruturas químicas presentes na formação dos corantes.

Quadro 1: Estruturas químicas dos principais corantes.

	Grupamentos	Estrutura química
Cromóforos	Azo	(-N=N-)
	Carbonila	(-C=O)
	Etileno	(-C=C-)
	Carbono-nitrogênio	(-C=NH-)
	Nitro	(-NO <sub>2</sub> -)
	Quinóide	-
Auxocromos	Amina	(-NH <sub>2</sub> )
	Carboxila	(-COOH)
	Sulfonato	(-SO <sub>3</sub> H)
	Hidroxila	(-OH)

Fonte: Adaptado de Popli e Patel (2014).

O material da fibra a ser tingida também interfere na categorização dos corantes. As fibras têxteis apresentam duas possíveis origens, natural ou sintético, que diferem entre si em características e propriedades. A celulose e suas fibras derivadas, assim como as proteínas e derivadas são exemplos de origem natural. Enquanto poliéster, nylon e polipropileno são de origem não natural (GHALY et al., 2013).

Os corantes podem ser classificados de acordo com o método pelo qual são fixados à fibra têxtil. A forma de fixação da molécula do corante nas fibras, geralmente é através de solução aquosa e ocorrem quatro tipos de interações: ligações iônicas, ligações de hidrogênio, de van der Waals, e ligações covalentes. A classificação dos corantes pelo método de fixação está disposta a seguir (GUARATINI, ZANONI, 2000):

Corantes reativos: Corantes que contém um grupo eletrofílico, (reativo), com capacidade de realizar ligação covalente com a fibra. O grupo reativo se liga à hidroxila das

fibras provenientes da celulose, com os tióis das fibras proteicas e com os grupos amino das poliaminas. Os principais corantes de classe possuem o cromóforo azo e antraquinona. Apresenta alta solubilidade em água e devido a ligação covalente detém maior estabilidade.

Corantes ácidos: São corantes aniônicos solúveis em água, contendo de um a três grupos sulfônicos. Utilizados para tingir poliamida em banho ácido, sua ligação com as fibras ocorre através de troca iônica com os grupos amino.

Corantes dispersos: São corantes insolúveis em água fria usados em dispersões aquosas com partículas muito pequenas (0,5 a 1,0  $\mu$ ). Agentes dispersantes são adicionados para manter a estabilidade da dispersão e evitar a aglomeração dos corantes durante o tingimento. Esse tipo de corante é empregado para tingir poliéster em máquinas pressurizadas a altas temperaturas (130°C).

Corantes diretos: São corantes solúveis em água que se ancoram às fibras por meio das forças de Van der Waals. Essa categoria é empregada no tingimento de celulose, e a inclusão de um eletrólito durante o processo amplifica a afinidade do corante pela fibra.

Corantes de enxofre: São corantes insolúveis em água que contêm ligações de enxofre nas suas moléculas. São utilizados para tingir fibras celulósicas devido ao custo acessível e à boa fixação de cores vibrantes. Atualmente tem entrado em desuso devido geração de resíduos poluentes.

Corantes a cuba: São corantes que não se dissolvem em água e podem ser transformados em compostos leuco-solúveis através de uma reação alcalina (usando NaOH) e um agente redutor. Eles demonstram afinidade com a celulose.

Levando em consideração as diversas possibilidades de corantes e de fibras utilizadas nos processos de tingimento, é necessário muitas vezes um tratamento mais amplo a fim de atuar com uma maior variedade de corantes, com propriedades e características distintas. Os processos de precipitação, floculação, coagulação, adsorção e oxidação, pertinentes ao tratamento convencional tem sido bastante utilizados e mostraram resultados positivos, apesar dos altos custos que podem chegar a inviabilizar o investimento (PEIXOTO; MARINHO; RODRIGUES, 2013).

A complexidade associada à caracterização desses efluentes impulsionam o estudo e o desenvolvimento de novas tecnologias que viabilizem processos de tratamento mais eficientes (RAMOS; CLAUDIO; REZENDE; CABRAL; SANTOS; COSTA; MESQUITA; AGUIAR, 2020).

Diversas estratégias biotecnológicas têm sido propostas por estudos recentes com relevante potencial para lidar com essa fonte de poluição de maneira ecologicamente eficiente,

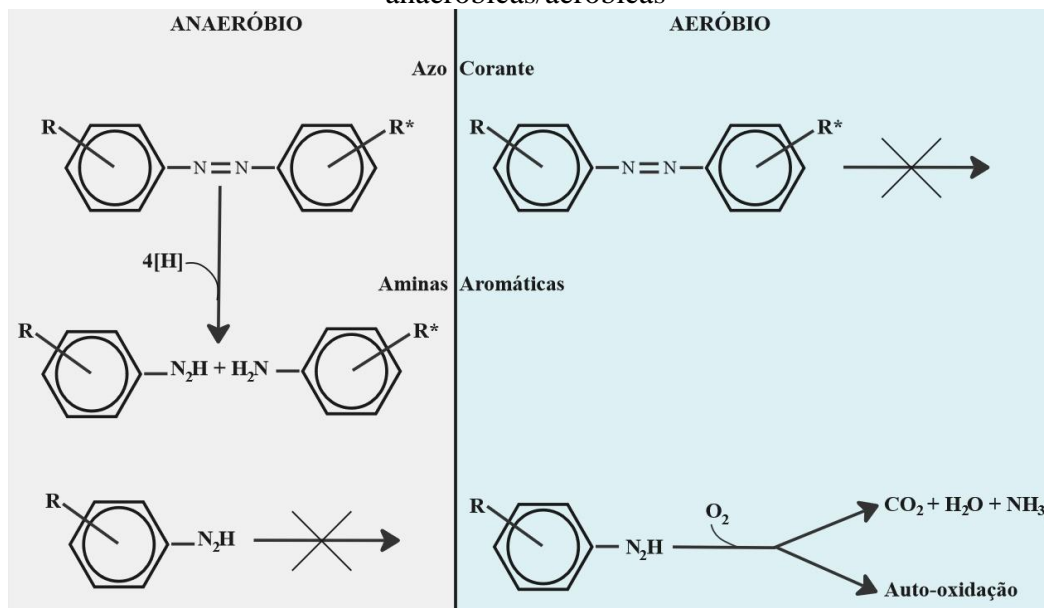
sendo o uso de bactérias uma abordagem proeminente. Os corantes com cromóforos azo formam a maior parte dos corantes utilizados nas indústrias, esses possuem a característica de serem xenobióticos e são considerados recalcitrantes à biodegradação (SHAH, 2014). Isso se dá devido a sua estrutura que contém uma ou mais ligações com anéis aromáticos, proporcionando essa diversidade aos corantes e a alta resistência à degradação sob condições naturais (DALBOSCO, 2021).

A maior parte dos estudos costuma focar na eficiência e mecanismo de biodecolorização e biodegradação quando comparado com a biossorção (adsorção biológica) (SHI, YANG, XING, 2021). Uma vez que, assim como descrito por Popli e Patel (2015), na biossorção a estrutura do corante não chega a ser destruída, e sim acaba por permanecer retida na biomassa microbiana, o que acarreta na dificuldade de descarte correto desse lodo contendo corantes adsorvidos.

Em geral, a biodegradação bacteriana de corantes azóicos acontece em dois estágios. No primeiro ocorre a clivagem redutiva das ligações azo, gerando aminas aromáticas incolores, mas ainda com potencial poluidor. A redução em condições aeróbias é de rara ocorrência, por consequência da maior afinidade que o oxigênio tem por elétrons em comparação aos corantes. Em seguida, ocorre então a degradação das aminas, por meio da incorporação de radicais hidroxila, quebrando assim o anel aromático (ALBDRABA E ALBAYATI, 2014) (SHI, YANG, XING, 2021).

Conforme explicita a Figura 1, a redução do corante costuma decorrer em meio anaeróbio, enquanto a degradação das aminas necessita quase exclusivamente de um meio aeróbio, por conta do  $O_2$  que é agregado no processo de desaromatização. Em vista disso, o método de tratamento biológico sequencial anaeróbico-aeróbico foi estabelecido como uma abordagem mais eficiente no processo de tratamento de efluentes têxteis com a presença de azo corantes (AJAZ et al. 2020).

Figura 1: Degradação dos corantes e das aminas aromáticas durante em condições anaeróbicas/aeróbicas



Fonte: Adaptado de Alabdraba e Albayati, 2014.

### 3.3 REATORES UASB

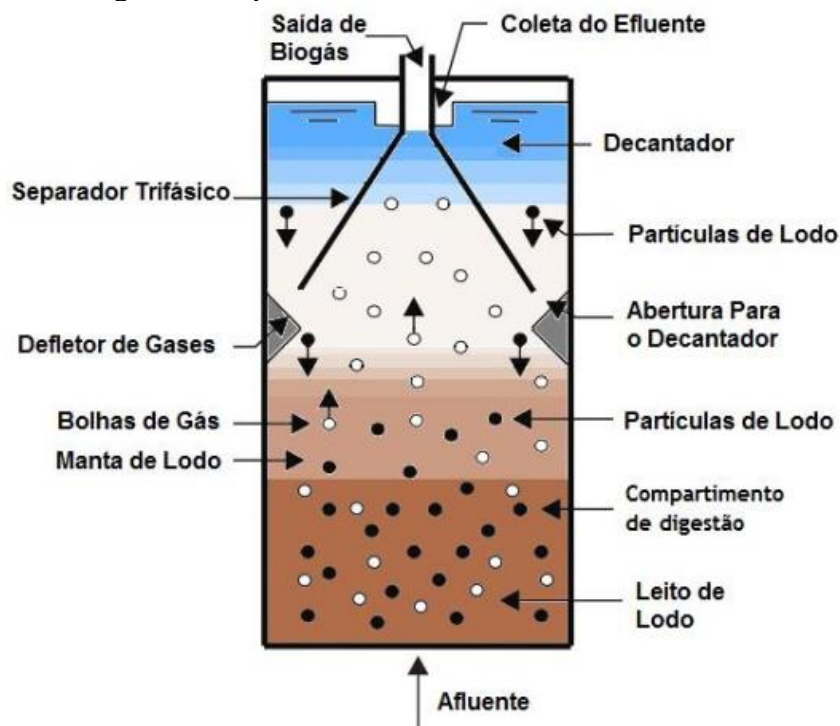
Um dos reatores anaeróbios mais difundidos para o tratamento de efluentes é o reator de fluxo ascendente “UASB”, sigla advinda do inglês “Upflow Anaerobic Sludge Blanket”, ou como é conhecido no Brasil, “Reator de Manta de Lodo”. Este tipo de reator possui dentre as suas principais vantagens competitivas, a sua baixa geração de lodo (em comparação aos demais tratamentos), espaço reduzido para implantação e baixo custo energético na operação, uma vez que o uso de aeradores não é necessário (CHERNICHARO, 2019).

Nos reatores UASB, a biomassa se desenvolve de forma dispersa no líquido, ao invés de aderir a um substrato sólido, como observado nos filtros anaeróbicos. À medida que o crescimento biológico ocorre, formam-se pequenos grânulos, resultado da aglutinação de vários microorganismos. São esses pequenos aglomerados que acabam por desempenhar a função de suporte para os demais organismos (VON SPERLING, 2007).

É importante salientar que devido a atividade anaeróbica, são gerados gases (principalmente metano e dióxido de carbono) e as bolhas possuem também uma tendência de ascensão (VON SPERLING, 2007). As bolhas de gás geradas nessa zona de digestão ascendem junto ao líquido até alcançar o separador de fases, onde os defletores direcionam essas bolhas para uma tubulação, na qual o biogás pode ser meramente queimado ou até mesmo aproveitado energeticamente.

Devido ao fluxo ascendente e a ausência de material suporte, o reator pode ser dividido nas seguintes partes: (i) câmara de digestão, localizado na parte inferior, onde se encontra o leito de lodo (manta); (ii) separador trifásico, dispositivo físico que caracteriza um zona de sedimentação e uma câmara de coleta de gases, separa as fases sólidas (da câmara de digestão), da líquida e gasosa; (iii) zona de transição, local entre a câmara de digestão e a zona de sedimentação; (iv) zona de sedimentação, parte superior onde por conta da velocidade ascensional a fase sólida sedimenta enquanto a líquida emerge; (v) câmara de gás, local onde o gás que é separado fica disposto (JORDÃO, 2011). A Figura 2 apresenta esse sistema.

Figura 2: Esquemática de um reator UASB clássico.



Fonte: Borges e Santos (2018).

O processo essencialmente consiste na entrada do efluente no fundo do reator, seguindo uma trajetória ascendente, atravessando a manta de lodo presente na câmara de digestão. As partículas mais pesadas ficam retidas na biomassa, enquanto a fração líquida e as partículas mais leves emergem junto as bolhas de gás e passam pelas aberturas existentes do separador trifásico para a parte superior do reator. Os flocos de lodo que passam para a parte superior do reator, encontram uma zona de baixa agitação na qual as partículas sedimentam e acabam sendo depositadas sobre a superfície inclinada do separador trifásico. Desse modo, quando uma massa suficientemente grande de sólidos é acumulada, ela desliza e entra novamente para a zona de digestão na parte inferior do reator. Já a parte líquida seguirá o fluxo para os vertedores localizados superiormente (CHERNICHARO, 2019).



O Reator UASB, por ser um reator de alta taxa, é comumente associado a maior resistência a compostos tóxicos devido à estrutura de seu lodo granular formado, assim como as boas velocidades de sedimentação e resistência mecânica. Desse modo resulta-se em um dos processos anaeróbios mais adequado para o tratamento de águas residuais que contenham compostos xenobióticos e recalcitrantes. Ademais, é capaz de promover a adaptação das bactérias à presença de compostos tóxicos, facilitando o tratamento de efluentes anteriormente consideradas inadequadas para o tratamento anaeróbio (SOMASIRI et al., 2006).

Diversos estudos indicam que é plausível atingir alta eficiência na remoção de cor em reator UASB, por consequência da presença de enzimas redutoras em condições anaeróbias, o que propicia a quebra dos grupos cromogênicos, tais como a ligação azo (XU et al., 2018). Ferraz (2010) consolidou através de seu estudo que o reator UASB obteve resultados de eficiência de remoção de cor e DQO de 64,0% e 59,0%, respectivamente, para um tempo de detenção hidráulica de 24 horas e uma carga orgânica volumétrica de  $1,3 \pm 0,6 \text{ kg DQOm}^{-3}\text{d}^{-1}$ , foi realizado ainda outro teste com TDH de 16 horas que obteve resultados similares.

Brás et al, 2005 conduziram uma pesquisa estudo que corrobora com as afirmações acima citadas, no qual um reator UASB metanogênico alcançou altos rendimentos de descoloração de corantes azo (entre 85,0 e 92,0%), e remoção de DQO na casa dos 92,0% em efluentes de entrada com mais baixas concentrações de corante,  $60,0 \text{ mgL}^{-1}$  e na casa dos 67,0% em concentrações próximas a  $300,0 \text{ mgL}^{-1}$ .

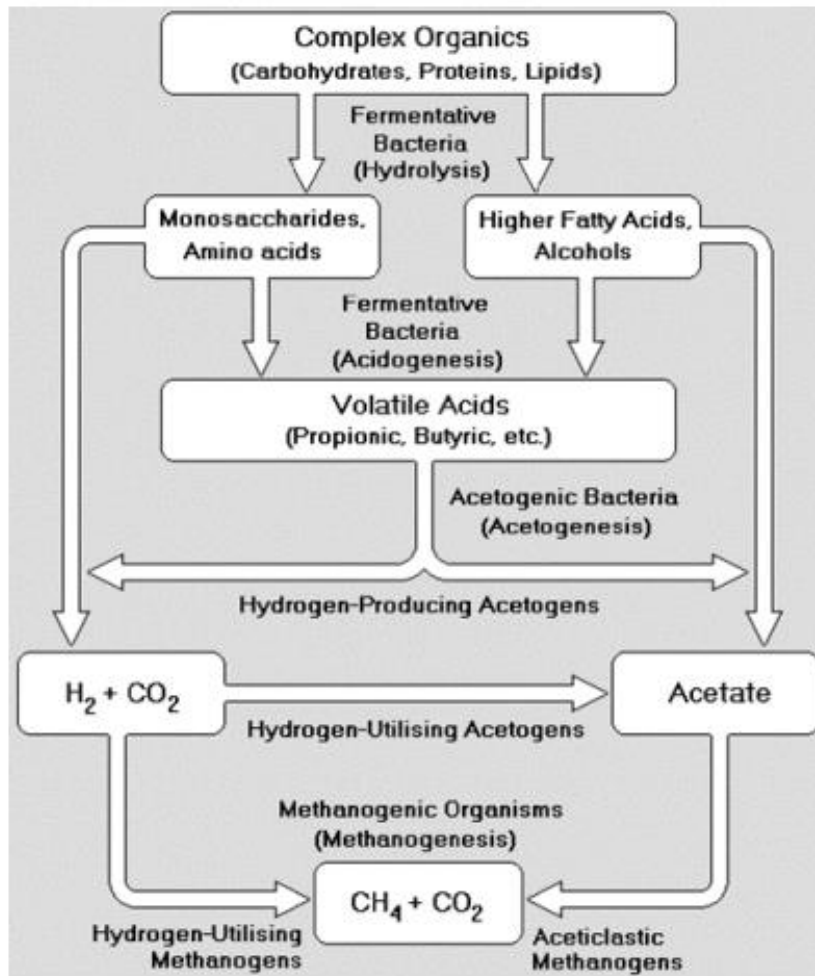
Além disso, o trabalho realizado por Wijetunga, Li e Jian (2010) obteve conclusões similares, uma vez que ao analisar o efeito da carga orgânica na descoloração de águas residuais têxteis contendo corantes por reatores UASB, obteve-se o resultado de remoção de cor superior a 85,0% em quase todas as concentrações de corante, enquanto a remoção de DQO foi alta em baixas concentrações, sofrendo uma queda acentuada quando elevada a concentração dos corantes. Isso sugere a existência de corantes remanescentes ou seus produtos metabólicos no efluente final.

### 3.4 PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM REATORES UASB

A formação do gás metano através da digestão anaeróbia pode ser observada nos mais variados ambientes naturais, como pântanos, solos, leitos de rios, lagoas, oceanos e até mesmo no sistema digestivo de animais ruminantes. Calcula-se que a digestão anaeróbia representa de 5,0 a 10,0% da decomposição de toda a matéria orgânica presente na Terra. Percebe-se então que a digestão anaeróbia é caracterizada como um ecossistema cuidadosamente balanceado, no qual uma ampla seleção de comunidades de microrganismos aparenta funções extremamente

especializadas (CHERNICHARO, 2019). A decomposição dos compostos orgânicos é costumeiramente concebida como um processo que envolve uma série de etapas, tais como hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (METCALF e EDDY, 2016). A Figura 3 explicita esse processo:

Figura 3: Vias metabólicas e conjuntos de microrganismos participantes na digestão anaeróbia.



Fonte: Chernicharo, 2019.

Hidrólise: Levando em conta que os microrganismos não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada, os compostos orgânicos complexos, como lipídios, proteínas e carboidratos, sofrem despolimerização devido ao efeito de enzimas hidrolíticas sobre moléculas solúveis e de fácil degradação, dessa forma os materiais são dissolvidos em moléculas mais simples (e menores), que podem então adentrar as membranas celulares das bactérias fermentativas. Dentre os exemplos de moléculas complexas estão ácidos graxos de cadeia longa, açúcares, álcoois, aminoácidos, etc. Trata-se então de um processo enzimático extracelular, no qual a função de produção dessas enzimas se dá pelas bactérias hidrolíticas. A hidrólise de polímeros geralmente ocorre de maneira lenta em condições anaeróbias e os

parâmetros que apresentam influência na eficiência desse processo são a temperatura de operação do reator, o tempo de permanência do substrato no reator, a composição do substrato (incluindo os teores de lignina, carboidratos, proteínas e gorduras), o tamanho das partículas, o pH do meio, a concentração de  $\text{NH}_4^+$ , e a concentração dos produtos resultantes da hidrólise (como ácidos graxos voláteis) (CARMONA; ESTELA, 2008, CHERNICHARO, 2019).

Acidogênese: Os compostos solúveis provenientes da hidrólise são convertidos em ácidos graxos de cadeia curta, principalmente em ácidos acéticos, propiônicos, butíricos e valéricos. A acidogênese é realizada por uma gama de bactérias fermentativas, incluindo algumas que conseguem sobreviver a ambientes extremos, como por exemplo clostrídios anaeróbios (*Clostridium* spp). As bactérias mais comumente encontradas em biodigestores e reatores anaeróbios são *Butyrivibrio*, *Propionibacterium*, *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Bifidobacterium* spp, *Lactobacillus*, *Streptococcus* e *Enterobactérias* (CARMONA; ESTELA, 2008, CHERNICHARO, 2019).

Acetogênese: As bactérias acetogênicas executam um papel fundamental na transformação de compostos intermediários em substratos adequados para microrganismos metanogênicos. Os principais produtos dessa etapa são ácido acético, dióxido de carbono e hidrogênio, o metabolismo das bactérias é altamente sensível às concentrações desses produtos. Além disso, durante a produção dos ácidos acético e propiônico, grandes quantias de hidrogênio são geradas no meio, o que tende a gerar queda nos valores de pH. Esse hidrogênio pode ser consumido de duas maneiras, através dos microrganismos metanogênicos, que usam o hidrogênio e o dióxido de carbono na produção do metano, ou pelas próprias bactérias acetogênicas na formação de ácidos propiônico e butírico. Os principais gêneros desse tipo de bactérias são *Acetobacterium*, *Acetoanaerobium*, *Acetogenium*, *Clostridium* e *Eubacterium* (CARMONA; ESTELA, 2008, CHERNICHARO, 2019).

Metanogênese: Essa é a fase final do processo de degradação anaeróbia dos compostos orgânicos. Os microrganismos metanogênicos se utilizam de diversos substratos, incluindo ácido acético, hidrogênio/dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono. na formação de metano e dióxido de carbono. São dois os principais grupos de metanogênicos, aqueles que degradam ácido acético (metanogênicos acetoclásticos) e aqueles que consomem hidrogênio (metanogênicos hidrogenotróficos). A principal via de formação é o primeiro grupo, os gêneros *Methanosarcina* e *Methanosaeta* são os responsáveis pela produção de metano a partir de acetato, contribuindo com aproximadamente 60,0-70,0% da produção total. A *Methanosarcina* cresce mais rapidamente e é predominante em altas concentrações de acetato, enquanto *Methanosaeta* é sensível ao pH e é mais eficiente em baixas concentrações.

Em contraponto, os microrganismos metanogênicos hidrogenotróficos, como *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter*, desempenham um papel essencial na digestão anaeróbia ao consumir o hidrogênio residual das etapas anteriores e reduzir a pressão parcial de hidrogênio no meio o que facilita as reações das bactérias acidogênicas e acetogênicas, além da conversão do dióxido de carbono e hidrogênio em metano. Desse modo as bactérias metanogênicos são de extrema importância para o processo no geral, uma vez que além da degradação e formação de metano, auxiliam na cinética das demais etapas do processo (CARMONA; ESTELA, 2008, CHERNICHARO, 2019).

O reator UASB, por ser um reator anaeróbio, se assemelha bastante aos biodigestores anaeróbios no que tange ao meio e as características internas do reator. Proporcionando condições favoráveis para que a digestão anaeróbica, assim como a produção de biogás sejam possíveis. O biogás é um subproduto composto majoritariamente pelo metano ( $\text{CH}_4$ ), e que pode tornar-se em uma valiosa fonte de energia renovável, capaz de ser utilizado em motores de combustão interna, iluminação, aquecimento, entre outras aplicações. Dessa forma o biogás mostra-se uma alternativa viável ao GLP, querosene e óleo diesel. A composição típica do biogás é constituída por cerca de 60,0% a 70,0% de metano, 30,0% a 40,0% de dióxido de carbono e pequenas quantidades de outros gases, como nitrogênio ( $\text{N}_2$ ), hidrogênio ( $\text{H}_2$ ), oxigênio ( $\text{O}_2$ ) e gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ). Esses gases são encontrados normalmente variando de 0,0% a 3,0% para  $\text{N}_2$ , 0,0% a 1,0% para  $\text{H}_2$ , 0,0% a 1,0% para  $\text{O}_2$  e 0,0% a 1,0% para  $\text{H}_2\text{S}$ . Eles podem ser considerados impurezas e podem afetar a qualidade do biogás (CAMPOS; MOCHIZUKI; DAMASCENO; BOTELHO, 2005).

É evidente que o metano é nitidamente o principal componente do biogás, e a depender da matéria orgânica degradada, obtêm-se diferentes níveis percentuais de  $\text{CH}_4$  na composição. Sendo assim, percebe-se que o potencial energético é diretamente proporcional à porcentagem de metano presente no biogás (PRADO; CAMPOS, 2008). Vale ainda enfatizar que o metano é um gás de efeito estufa que, conforme estabelecido pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) em 2013, possui um potencial de aquecimento global elevado, cerca de vinte e cinco vezes maior que o dióxido de carbono (PROENÇA, 2022). Por conseguinte, o uso do biogás cumpre uma função fundamental na mitigação de impactos ambientais, uma vez que suprime parte do metano produzido via decomposição anaeróbica de matéria orgânica que seria lançado à atmosfera. Essa prática desempenha um papel de extrema importância no cenário das mudanças climáticas e no impulsionamento do desenvolvimento sustentável, contribuindo substancialmente para a redução das emissões de gases de efeito estufa (AVELLAR, 2001).

### **3.4.1 Métodos para medição de biogás**

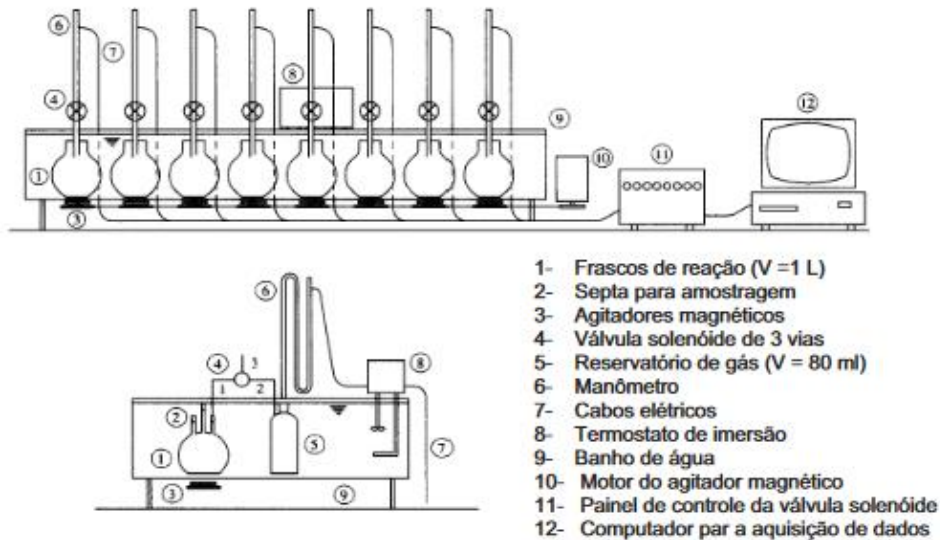
Existem múltiplas formas para conduzir a medição de biogás gerado por reatores anaeróbios. A medição pode ser realizada fazendo uso de mini manômetros ou transdutores de pressão como meio de analisar do deslocamento da água. Essa medição pode ser determinada tanto de maneira analógica quanto digital. Essa seleção do medidor depende substancialmente da estimativa da vazão de biogás no processo e representa, com essa análise de deslocamento, um método mais básico, que possui a limitação de ser menos preciso em comparação com abordagens que utilizam medidores mecânicos ou eletrônicos (PROENÇA, 2022). Existem assim, alguns métodos de medição já estabelecidos, dividido em duas vertentes, os métodos manométricos e os métodos volumétricos.

#### *3.4.1.1 Métodos manométricos*

Os métodos manométricos são fundamentados na mensuração da pressão que é exercida sobre um sensor, conhecido como membrana transdutora de pressão, que está conectado ao recipiente de reação. Esta pode variar conforme configuração do sistema, seja resultante de um biogás composto ou exclusivamente de metano, através da calibração possível estabelecer uma correlação precisa entre a pressão registrada e a quantidade de metano contida no recipiente de reação. Desse modo, é possível aferir a taxa de produção diariamente e, por conseguinte determinar o valor da Atividade Metanogênica Específica (AQUINO et al., 2007).

O método manométrico oferece uma grande vantagem ao possibilitar a integração de medidores de pressão com microcomputadores, o que acaba por viabilizar esse monitoramento instantâneo e certa automação do processo. Contudo, apresenta desvantagens em relação ao custo de aquisição, manutenção e operação dos equipamentos. É um método amplamente utilizado em pesquisas, inclusive diversos autores acabaram por utilizar de dispositivos semelhantes à Figura 4 para determinar a AME (AQUINO et al., 2007). A Figura 4 ilustra um método manométrico para aferição da AME:

Figura 4: Respirômetro para teste AME.



Fonte: Monteggia, 1991.

Outro sistema respirométrico que pode ser aplicado é uma adaptação do kit comercial Oxitop<sup>®</sup>, amplamente disponível no mercado e geralmente utilizado para quantificar a DBO. A determinação da DBO se dá devido a reposição do oxigênio consumido pela atividade microbiana, ocorre uma diminuição na pressão parcial de oxigênio no espaço livre durante o processo de respiração aeróbia. Isso se deve ao consumo de oxigênio dissolvido na fase líquida, sendo seguido pela reposição desse oxigênio através do oxigênio molecular presente na fase gasosa (AQUINO et al., 2007).

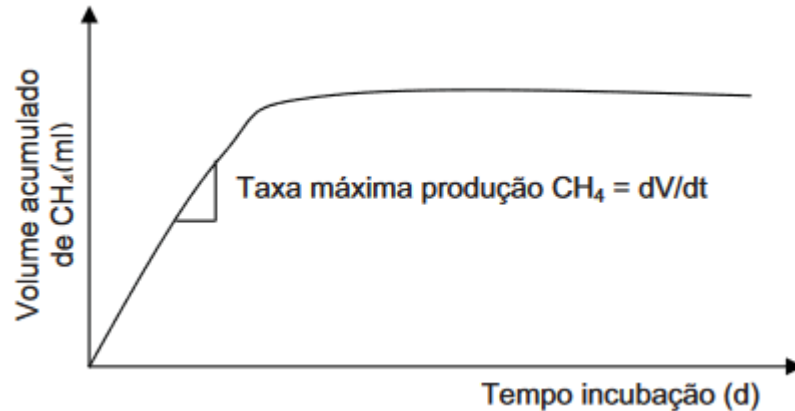
### 3.4.1.2 Métodos volumétricos

Os métodos volumétricos, se baseiam na avaliação do volume de biogás ou metano gerado em um recipiente de reação contendo o lodo a ser testado. A literatura menciona três abordagens comuns que utilizam métodos volumétricos: a medição do volume e composição do biogás, a medição exclusiva da composição do biogás e a medição direta do volume de metano.

No procedimento de medição de volume e composição do biogás, frascos de vidro são preenchidos com o lodo a ser testado, uma solução de nutrientes e substrato. Estes frascos são então incubados a uma temperatura de 30 °C por um período que varia de duas a três semanas. O teste é concluído quando a produção acumulada de metano se estabilizar, ou seja, é crucial garantir que a taxa máxima de produção de metano seja obtida. Pode ser realizado o acompanhamento diário da análise fazendo uso de uma seringa esmerilhada. Além disso, a

análise da composição do biogás coletado pode ser feita por meio da cromatografia gasosa (AQUINO et al., 2007). A Figura 5 representa essa taxa máxima de produção:

Figura 5: Determinação gráfica da taxa máxima de produção de metano.



Fonte: Aquino, 2007.

No método de medição exclusiva da composição do biogás, frascos de vidro também são inoculados com lodo anaeróbico, substrato e nutrientes, sendo incubados até a estabilização da produção de metano. Entretanto, diferentemente do método anterior, a quantificação do metano é realizada também diariamente, porém através de cromatografia gasosa, envolvendo a amostragem de um volume fixo estipulado de biogás do frasco. Embora elimine a necessidade de medir o volume de biogás e o uso de seringas de vidro, essa abordagem opera sob pressões mais elevadas, aumentando o risco de perda de biogás durante a amostragem e exigindo precisão no volume amostrado para a calibração adequada do cromatógrafo (AQUINO et al., 2007).

No procedimento de Medição Direta do Volume de Metano é quase idêntica ao primeiro método explicitado, tendo como a única diferença a lavagem do biogás com uma solução de soda cáustica, como por exemplo NaOH a 15,0%, para remover o dióxido de carbono, o que permite desse modo a quantificação exclusiva do volume de metano (AQUINO et al., 2007).

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

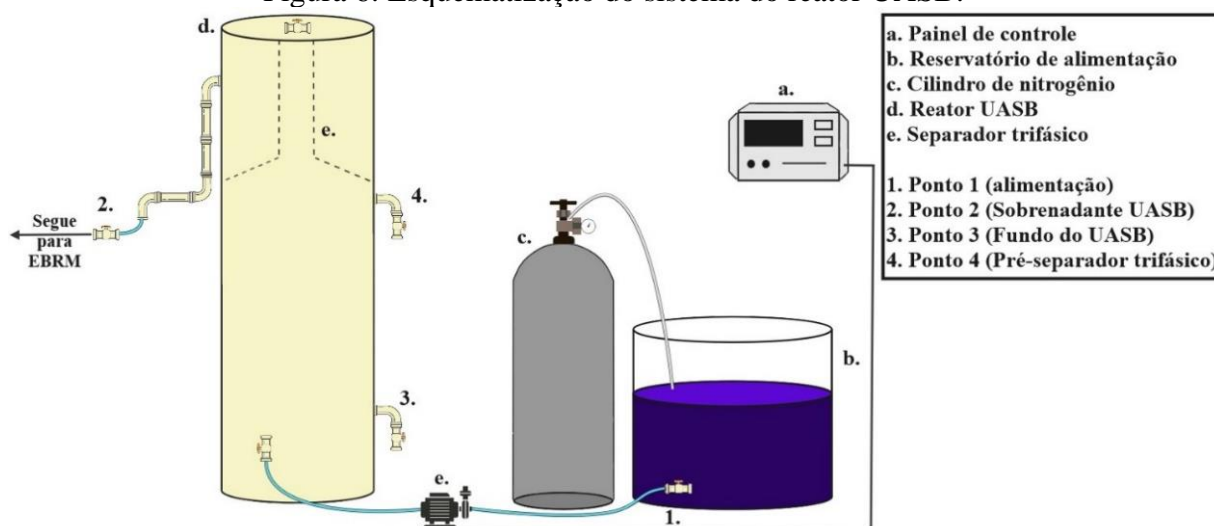
O trabalho atual foi conduzido nas instalações do Laboratório Integrado de Meio Ambiente - LIMA e do LaRA - Laboratório de Reuso de Águas, ambos filiados ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). No decorrer da pesquisa, empregou-se um sistema de tratamento em escala piloto com um reator UASB. O sistema foi operado de maneira contínua com o propósito de tratar efluentes têxteis sintéticos.

Esta pesquisa concentrou-se exclusivamente no estudo do Reator UASB. No entanto, é relevante destacar que este trabalho se insere em um projeto de doutorado conduzido pela Me. Amanda Dalalibera. O projeto aborda não apenas o Reator UASB, mas também inclui a análise subsequente do Reator UASB em conjunto com um Eletrobiorreator a membrana.

### 4.1 UNIDADE EXPERIMENTAL

O sistema foi composto por um tanque de alimentação com capacidade de 50,0 L, um reator UASB confeccionado em PVC, com um design cilíndrico de diâmetro de 0,3 m e altura de 2,0 m, proporcionando um volume útil de 96,0 litros. O reator anaeróbico estava equipado com um separador trifásico projetado para a separação da fase líquida, sólida e gasosa. A Figura 6 e Figura 7 ilustram esse sistema:

Figura 6: Esquemática do sistema do reator UASB.



Fonte: Elaborado pelo autor.



Figura 7: Sistema do reator UASB.



Fonte: Elaborado pelo autor.

O sistema contava com uma bomba peristáltica da marca *Watson Marlow*, modelo 520S com tensão/frequência de alimentação de 100-120V/200-240V a 50/60Hz, e corrente de 0,6A a 1,25<sup>a</sup>, com faixa de temperatura de operação de 5°C a 40°C, encarregada de bombear o efluente do tanque de alimentação para o reator UASB. Quando acionado, a bomba operava de forma contínua por um período de 9 minutos, seguido de uma pausa de 1 minuto. Além disso, ao tanque de alimentação era acoplado um cilindro de nitrogênio de 6,0 m<sup>3</sup>, que era utilizado toda a vez que o sistema era preenchido com 150,0 L de solução têxtil sintética. A incorporação do nitrogênio ao tanque de alimentação representava uma estratégia adotada com o intuito de reduzir o OD. Sua função principal era fazer com que o efluente introduzido fosse baixo em oxigênio de modo a propiciar um ambiente inóspito às bactérias aeróbias as quais podiam estar contidas em repouso no fundo do reator.

## 4.2 OPERAÇÃO DO SISTEMA

A operação se deu no período de 1 de julho de 2023 a 29 de agosto desse mesmo ano, abrangendo um total de 60 dias de operação. O reator UASB foi operado de maneira consistente ao longo de todo o período de pesquisa mantendo as condições propostas inicialmente de não haver descarte de lodo, possuir carga orgânica volumétrica (COV) de  $1,5 \text{ kgDQOm}^{-3}\text{dia}^{-1}$ , e um Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 16 horas.

### 4.2.1 Inoculação

O lodo associado ao reator UASB foi retirado da parte inferior da manta de lodo do reator UASB da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) localizada no bairro Lagoa da Conceição, na cidade de Florianópolis.

No momento da inoculação do reator UASB, o lodo já apresentava uma concentração de  $19,20 \text{ gL}^{-1}$ . O reator UASB recebeu uma inoculação com 60,0 litros desse lodo, que foi inserido diretamente no reator. Após um período de 140 dias destinados à aclimatação da biomassa, iniciou-se a alimentação com efluente sintético. A utilização de efluente sintético teve como objetivo principal manter as cargas aplicadas ao sistema consistentes ao longo dos dias de operação, evitando as variações que são comuns quando se emprega um efluente real. Essa abordagem contribuiu significativamente para a estabilidade do processo.

### 4.2.2 Alimentação

O reator foi continuamente alimentado com efluente têxtil sintético, o qual era produzido diariamente por meio da mistura de compostos químicos que continham principalmente fontes de carbono orgânico, nutrientes inorgânicos e um corante azo, de modo a emular as características comuns à efluentes industriais têxteis com presença de azo corantes.

O azo corante utilizado foi o RBV-5R, que frequentemente desempenha o papel de componente inicial no processo de fabricação de corantes poliméricos. Quando introduzido no ambiente aquático, especialmente devido à sua presença de  $\text{Cu}^{2+}$ , pode representar uma ameaça para a vida aquática, já que inibe o processo de fotossíntese, bloqueando a entrada de luz nas camadas mais profundas. O Quadro 2 apresenta as características do corante:

Nos Quadro 3, estão explicitadas, respectivamente as concentrações de macro e micronutrientes utilizadas na preparação do efluente sintético. Os macronutrientes eram pesados em uma balança de precisão no laboratório do LaRA e misturados, junto com a solução de 33,3 mL de micronutrientes pipetados, em um béquer contendo 5,0 litros de água da rede.

Posteriormente esse volume era despejado juntamente com o restante da capacidade de água do tanque alimentação. Os micronutrientes eram armazenados em refrigeradores para preservar sua integridade. Na Figura 8 está exposto o efluente de alimentação.

Quadro 2: Características químicas do azo corante.

Nome	Remazol Violeta Brilhante – 5R (RBV-5R)
Fórmula	$C_{20}H_{16}N_3Na_3O_{15}S_4$
Número Color Index	18097
Peso molecular	735,58 g.mol <sup>-1</sup>
Máxima absorção de luz	$\lambda_{max} = 560 \text{ nm}$
Estrutura química	

Fonte: Adaptado de Rápó et al. (2019).

Quadro 3: Composição dos macronutrientes do efluente sintético.

Composto	Fórmula química	Concentração (gL <sup>-1</sup> )
Acetato de sódio	$C_2H_3NaO_2$	1,30
Azo Corante	$C_{20}H_{16}N_3Na_3O_{15}S_4$	0,40
Cloreto de amônio	$NH_4Cl$	0,115
Fosfato Dipotássico	$K_2HPO_4$	0,124
Fosfato Monopotássico	$KH_2PO_4$	0,053

Fonte: Elaborado pelo autor.

Quadro 4: Composição da solução de micronutrientes.

Composto	Fórmula química	Concentração (mgL <sup>-1</sup> )
Cloreto de Ferro (III)	$FeCl_3.6H_2O$	1,291
Cloreto de zinco	$ZnCl_2$	0,013
Cloreto de cobre	$CuCl_2.2H_2O$	0,010
Cloreto de manganês	$MnCl_2.4H_2O$	0,129
Cloreto de Cobalto	$CoCl_2.6H_2O$	0,259

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 8: Efluente têxtil sintético produzido e utilizado no trabalho.






Fonte: Elaborado pelo autor.

#### 4.3 MONITORAMENTO DO SISTEMA

O monitoramento do reator estava centrado nos parâmetros relacionados à remoção de corante, cor, matéria orgânica e nutrientes. Portanto, eram realizadas amostragens duas vezes por semana, com intervalos de três e quatro dias. Além disso, análises de oxigênio dissolvido, ORP, temperatura e pH foram realizadas diariamente diretamente no reator ocorria semanalmente.

As amostras eram predominantemente coletadas em dois pontos, sendo eles, a alimentação e o sobrenadante (saída do reator UASB), conforme ilustrado nas figuras presentes no Quadro 5. Foram coletados 250,0 mL por amostra. O monitoramento do reator era realizado diretamente no sistema, com auxílio de sondas de multiparâmetros descritas no Quadro 6. Para as análises de sólidos foi necessário a adição de outros dois pontos para realização dos testes, sendo eles o fundo do reator e a região imediatamente antes do separador trifásico.

Quadro 5: Parâmetros analisados e respectivos pontos amostrais

Pontos amostrais	Imagem	Parâmetros avaliados
1 – Tanque de alimentação		DQO, N-NH <sub>4</sub> , cor, ortofosfato, concentração de corante e série de sólidos
2 – Sobrenadante UASB		DQO, N-NH <sub>4</sub> , cor, ortofosfato, concentração de corante e série de sólidos
3 – Fundo do UASB		Série de sólidos
4 – Pré-Separador trifásico do UASB		Série de sólidos

Fonte: Elaborado pelo autor.

Quadro 6: Análises realizadas diretamente no reator.

Análise	Metodologia	Pontos analisados	Periodicidade
OD e temperatura	Oxímetro portátil YSI-55, faixa de leitura -5 a 45°C	1, 2 e 3	Diariamente
pH	Método potenciométrico e leitura em pHmetro OrionStar A2215	1, 2 e 3	Diariamente
ORP	Leitura em pHmetro multiparâmetros	2	Diariamente

Fonte: Elaborado pelo autor.

No decorrer dos 60 dias de operação do reator para a pesquisa, foram realizadas 16 coletas, cada qual sendo submetida aos ensaios e testes que serão expostos no item 4.3.1 a seguir.

#### 4.3.1 Ensaios físico-químicos

Para realização dos testes de bancada, foi necessária que anteriormente ocorresse a filtração das amostras. A fim de evitar erros nas análises, foram utilizados quatro sistemas de filtração, um para cada ponto. A Figura 9 ilustra os equipamentos utilizados.

Figura 9: Sistema de filtração utilizado.

(a) Sistemas de filtração



(b) Bomba de sucção a vácuo



Fonte: Elaborado pelo autor.

O ciclo 1 de filtração era realizado, com membrana de 0,45 µm, 100,0 mL das amostras eram filtrados que posteriormente seriam utilizados para todos os ensaios com exceção aos testes de sólidos, que possuíam um ciclo de filtração próprio.

A filtração desempenhou um papel fundamental na preparação de efluentes têxteis para os testes de DQO, amônia e ortofosfato. Essa etapa era crucial porque esses testes exigiam amostras limpas e representativas, livres de partículas sólidas e impurezas que poderiam distorcer os resultados. Ao remover essas partículas, a filtração contribuiu para a obtenção de dados precisos e confiáveis, essenciais para avaliar e controlar a qualidade do efluente residual.

Além desse, ainda era realizado um segundo ciclo de filtração, também com membrana de 0,45 nm, no qual realizava-se a filtração de 50,0 mL das amostras dos pontos 1 e 2.

#### 4.3.1.1 *Determinação da cor e corante*

Inicialmente, foi adicionado 10,0 mL em tubos de ensaio. A primeira leitura era realizada para determinar a concentração do corante utilizando uma curva já definida. Em seguida, essa amostra era transferida para uma cubeta de quartzo.

Já para a análise de cor, foi empregado o comprimento de onda único de 560 nm. Esse comprimento de onda específico foi definido após uma varredura espectral da amostra. Nos três ensaios foi utilizado água destilada na preparação de um “Branco” como ponto de referência zero.

#### 4.3.1.2 *Determinação da DQO*

A determinação da DQO foi conduzida com o uso de kits da marca *Alfakit*, que disponibilizam duas opções: um kit de alta detecção (AC) e outro de baixa detecção (BC). A leitura dos resultados ocorreu em um espectrofotômetro, com comprimentos de onda específicos – 600,0 nm para o kit de alta detecção e 420,0 nm para o kit de baixa detecção.

No decorrer do procedimento, as etapas se davam da seguinte forma. Primeiramente, se necessário, as amostras eram diluídas. Em seguida, pipetava-se 2,5 mL da amostra e era adicionado 1,5 mL do Reagente 1, seguido do acréscimo de 3,5 mL do Reagente 2. O mesmo processo foi repetido para o branco, onde a amostra foi substituída por água destilada.

Antes da inserção dos tubos no bloco digestor, se realizava uma agitação delicada para garantir a adequada mistura dos reagentes com a amostra. Após essa etapa, as amostras permaneciam no bloco digestor por 2 horas a 150°C e, posteriormente era imprescindível que se aguardasse aproximadamente mais 2 horas para que as amostras esfriassem antes da leitura. A leitura final ocorria no espectrofotômetro do LaRA, exposto na Figura 10, utilizando as curvas específicas do kit de alta ou baixa detecção.

Figura 10: Espectrofotômetro “Hexis DR5000”.



Fonte: Elaborado pelo autor.

#### 4.3.1.3 Determinação do nitrogênio amoniacal

Para a análise do nitrogênio os reagentes utilizados eram água ultrapura, Reagente 1 (Iodeto de Mercúrio II e Iodeto de Potássio em água destilada) e Reagente 2 (Hidróxido de Sódio em água destilada). Ambos reagentes já se encontravam prontos com base no Método de Nessler.

O procedimento consistia em pipetar 5,0 mL da amostra, adicionar 2 gotas do Reagente 1 e 2 gotas do Reagente 2. A amostra era agitada e aguardava-se por 10 minutos. Em seguida, a leitura era realizada no espectrofotômetro na curva já salva, a um comprimento de onda de 400nm. Além disso, um “Branco” era preparado utilizando água destilada como referência zero.

#### 4.3.1.4 Determinação do ortofosfato

No processo de determinação do ortofosfato, foi utilizado o reagente Vanadomolybdato. Durante a execução do procedimento, foi verificada a necessidade de diluir a amostra, o procedimento consistia em pipetar 4,0 mL da amostra, adicionar 1,0 mL do reagente Vanadomolybdato, agitar a amostra e aguardar 10 minutos. Em seguida, a leitura era efetuada no espectrofotômetro em uma curva já definida, a um comprimento de onda de 490,0 nm.



#### 4.3.1.5 Série de sólidos

Na análise da série de sólidos, conforme a metodologia do livro de métodos ALPHA, os ensaios relacionados à série de sólidos que foram conduzidos incluíram a determinação dos seguintes parâmetros: ST (Sólidos Totais) mediante estufa, STV (Sólidos Totais Voláteis) através da mufla e estufa, SDT (Sólidos Dissolvidos Totais) por meio de filtração seguida de estufa.

O procedimento de preparação dos cadinhos ou cadinhos com membrana seguiu uma sequência específica, que incluiu etapas como a mufla a 550°C por 1 hora, estufa a 110°C por 30 minutos, dessecador a 110°C por 30 minutos e a pesagem em balança (peso 1). Após a adição da amostra ou a filtração, outra sequência foi seguida, incluindo etapas como a estufa a 110°C por 1 hora, dessecador a 110°C por 30 minutos, pesagem em balança (peso 2), mufla a 550°C por 1 hora, estufa a 110°C por 1 hora, dessecador a 110°C por 30 minutos e pesagem em balança (peso 3).

O Quadro 7 apresenta os pontos amostrados, se ocorria ou não filtração e quais tipos de análise eram realizadas:

Quadro 7: Amostras e análises da série de sólidos.

Bécker	Ponto	Tipo da amostra	Tipo de análise
1	Alimentação (ponto 1)	Filtrada	SDT
2	UASB Pré separador	Filtrada	ST (STV e STF)
3	Fundo do UASB	Não filtrada	ST (STV e STF)
4	Sobrenadante UASB (ponto 2)	Filtrada	SDT

Fonte: Elaborado pelo autor.

Além dessas análise fora ainda realizada uma análise de sólidos solúveis voláteis (SSV) no ponto do fundo do reator UASB com visando a obtenção dos valores para a elaboração da concentração do inóculo do teste AME a seguir.

#### 4.4 METODOLOGIA AME

Para a obtenção dos resultados, foi executado três testes, um isolado e os outros dois de maneira simultânea, com o propósito de analisar diferentes configurações experimentais.

##### 4.4.1 Sistema de medição do biogás

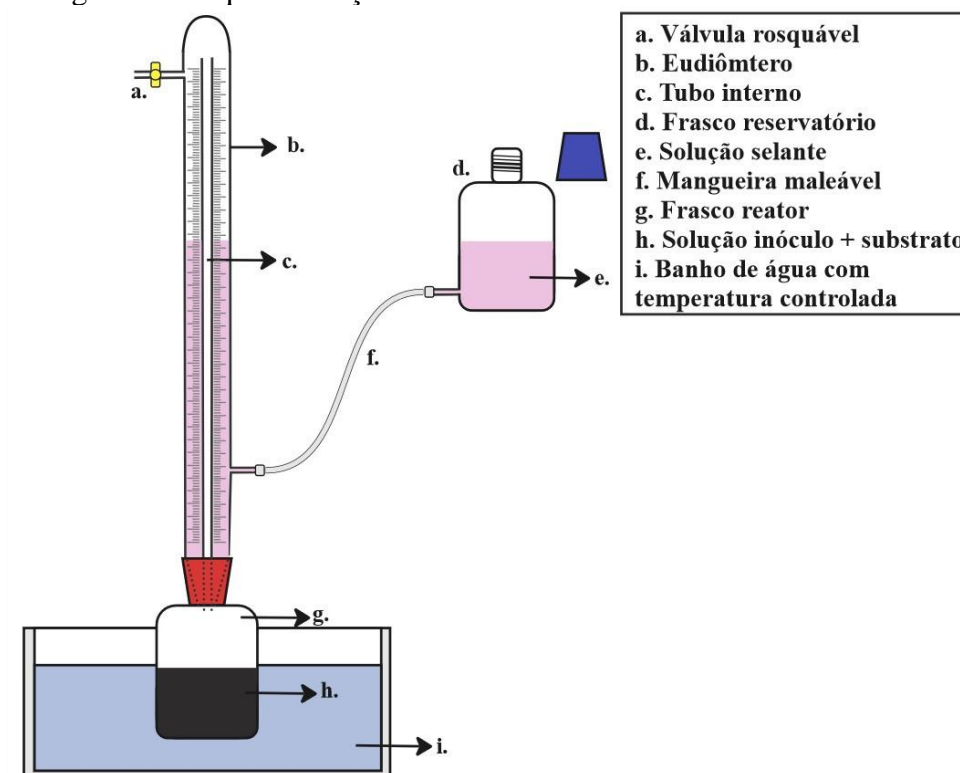
O teste de Atividade Metanogênica Específica (AME) consiste na avaliação quantitativa do biogás, com foco especial no gás metano, gerado durante o processo de degradação anaeróbica, conforme apresentado anteriormente na fundamentação teórica. Dentre

as técnicas disponíveis, optou-se por utilizar o método volumétrico para a medição do biogás, com a finalidade de determinar o volume de metano gerado no frasco reacional contendo o lodo em análise.

Para a medição do volume, utilizou-se tubos eudiômetros, cujo princípio de funcionamento baseia-se no deslocamento de uma solução selante para determinar o volume de gás gerado. O eudiômetro é um dispositivo de vidro com uma extremidade fechada e outra aberta. A solução selante era composta por uma solução de caráter ácido, a qual era inerte e não reagia com os gases presentes no biogás.

A solução inerte foi preparada da seguinte maneira: água destilada foi introduzida em um béquer de 1,0 litro. Em seguida, mediu-se e acrescentou-se ácido sulfúrico concentrado ( $H_2SO_4$ ), seguido da incorporação de sulfato de sódio ( $Na_2SO_4$ ). Para conferir uma coloração, foram adicionadas algumas gotas de vermelho de metila, e a mistura foi agitada. Por fim, a solução foi transferida para um balão volumétrico de 1,0 litro e o volume foi completado com água destilada. Nas Figura 11 e Figura 12 é apresentado o sistema do teste AME com eudiômetro:

Figura 11: Esquemática do sistema de teste AME com eudiômetro.



Fonte: Elaborado pelo autor.

O sistema era constituído por um frasco reator conectado ao tubo eudiômetro, o qual, por sua vez, se ligava a um frasco contendo a solução selante por meio de uma mangueira de

borracha. Além disso, o sistema estava equipado em um banho de água termostaticado, que mantinha a temperatura recomendada para o teste AME a 30°C.

Inicialmente, a válvula superior do tubo eudiômetro e o frasco nivelador eram abertos para igualar os níveis em ambos. Posteriormente, o nível inicial de leitura era registrado, e então a válvula superior era fechada de modo a prevenir quaisquer vazamentos do biogás gerado, assegurando, dessa forma, medições precisas. O sistema funciona de modo que o biogás gerado no frasco percorre a parte interna do tubo e se desloca pela saída superior indo de encontro com o líquido selante presente nas laterais, fazendo com que o nível do mesmo se altere e então seja possível realizar as marcações.

Figura 12: Sistema de medição do teste AME em execução.



Fonte: Elaborado pelo autor.

#### 4.4.1.1 Monitoramento do teste

O monitoramento do teste AME procedeu-se com leituras diárias do volume deslocado nos tubos eudiômetros. A leitura do biogás ocorria ao igualar o nível do menisco da solução selante no frasco nivelador com o do tubo eudiômetro, permitindo a correção da influência da pressão atmosférica do dia de leitura. Os parâmetros registrados no momento da leitura eram data e horário, pressão atmosférica obtida por meio de um aplicativo no smartphone, temperatura ambiente, temperatura do banho termostaticado e o volume de gás nos tubos eudiômetros.

## 4.4.2 Preparação dos reatores

### 4.4.2.1 Substrato

Em todos os testes conduzidos, o substrato escolhido e utilizado foi o acetato de sódio. A decisão de manter essa escolha se baseou no fato de que o sistema do reator UASB já estava sendo alimentado com esse composto, e as bactérias presentes no lodo já estavam adaptadas a ele.

No primeiro teste adicionou-se Acetato de Sódio com uma concentração de  $2\text{gL}^{-1}$ , o que resultou em uma DQO Teórica de  $2,14\text{gDQOL}^{-1}$ . Enquanto nos demais foi utilizado uma concentração de  $0,937\text{gL}^{-1}$ , de modo a atender a uma DQO Teórica de  $1,0\text{gDQOL}^{-1}$ , igualando a DQO do próprio reator UASB

Nos frascos reatores foi adicionado além do substrato uma solução de macro e micronutrientes proposta por Chernicharo (2007), a solução de micronutrientes foi incorporada à solução de macro nutrientes na proporção de 1,0 mL para cada 1,0 L. O Quadro 8 apresenta respectivamente as soluções e concentrações utilizadas:

Quadro 8: Macro e micronutrientes utilizado no substrato do teste AME.

	Nutriente	Concentração ( $\text{mgL}^{-1}$ )
Solução 1	$\text{NH}_4\text{Cl}$	500,0
	$\text{KH}_2\text{PO}_4$	1500,0
	$\text{K}_2\text{HPO}_4$	1500,0
	$\text{NaSO}_4$	9,0
	Extrato de levedura	200,0
Solução 2	$\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	2000,0
	$\text{ZnCl}_2$	50,0
	$\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	24,8
	$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	610,1
	$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	50,0
	$\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	90,0
	$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	2000,0
	HCl concentrado	$1,0\text{ mL}^{-1}$

Fonte: Chernicharo (2007)

### 4.4.2.2 Concentração do inóculo

A concentração do inóculo coletado do lodo do fundo do reator UASB da unidade experimental foi adicionado aos frascos reatores a uma concentração de  $2,5\text{gSSVL}^{-1}$ , mantendo-se dentro da faixa de  $2,0$  a  $5,0\text{gSSVL}^{-1}$  referenciada por Aquino, et al., 2007. Essa

concentração foi baseada na caracterização obtido na série de SSV do ponto do fundo do reator UASB. O volume de inóculo em cada frasco reator foi definido a partir da Equação 1:

$$C_1 \cdot V_2 = C_2 \cdot V_1 \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

$C_1$  – Concentração de SSV do lodo ( $\text{gL}^{-1}$ )

$V_1$  – Volume de inóculo a ser adicionado no frasco reator (L)

$C_2$  – Concentração de SSV no frasco reator ( $2,5 \text{ gSSVL}^{-1}$ )

$V_2$  – Volume útil do frasco reator (0,2L)

Em ambos os três testes o valor de  $C_1$  encontrado com a série de SSV foi de  $7,45 \text{ gL}^{-1}$ , o que resultou em um volume de inóculo  $V_1$  igual a 0,067L ou 67,0 mL.

Os testes foram realizados em triplicatas a fim de garantir maior confiabilidade nas análises. A Figura 13 e a Figura 14 exibem o lodo do fundo do UASB e os frascos reatores utilizados, respectivamente:

Figura 13: Lodo do fundo do UASB utilizado como inóculo.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 14: Frascos reatores com a mistura de substrato e inóculo do teste 1.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Antes de iniciar os testes, verificou-se o pH, mantendo-o em torno de 7,0 com o primeiro teste, já nos testes 2 e 3 o pH se manteve na casa de 7,2. Com o intuito de reduzir a presença de oxigênio no sistema, realizou-se também uma purga utilizando nitrogênio gasoso. Os reatores foram montados com 20,0% de espaço livre em frascos de 200,0 mL de volume útil. Assim, os frascos foram preenchidos com as quantidades calculadas de inóculo e substrato, sendo complementados com uma solução de nutrientes até atingir o volume útil desejado.

O Quadro 9 explicita as principais diferenças na elaboração dos três testes, levando em conta tanto concentração de acetato, quanto a teórica e adição ou não do corante azo.

Quadro 9: Síntese dos três testes AME.

Número do teste	Acetato ( $\text{mgL}^{-1}$ )	DQO teórica ( $\text{mgL}^{-1}$ )	Azo corante ( $\text{mgL}^{-1}$ )
1	2000,0	2140,0	-
2	937,4	1000,0	-
3	937,4	1000,0	40,0

Fonte: Elaborado pelo autor.

#### 4.4.3 Caracterização do biogás

A caracterização qualitativa do biogás foi realizada utilizando um analisador de gases portátil da marca LANDTEC, modelo BIOGAS5000 apresentada na Figura 15. O equipamento coletou amostras do biogás por meio de uma bomba interna e uma mangueira, exibindo no visor a composição do biogás em termos de percentagem de gás metano ( $\text{CH}_4$ ), gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), oxigênio ( $\text{O}_2$ ) e gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ). Para caracterizar o biogás gerado no teste AME, a mangueira foi conectada à saída do tubo eudiômetro.

Figura 15: Analisador de gases utilizado:



Fonte: Elaborado pelo autor.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

No Quadro 10 está expresso a caracterização físico-química do efluente sintético produzido e utilizado nesse trabalho.

Quadro 10: Características do efluente sintético.

Parâmetro	Unidade	Concentração
Temperatura	°C	27,2 ± 2,1
Oxigênio Dissolvido	mgL <sup>-1</sup>	2,6 ± 1,0
pH	-	7,6 ± 0,2
Corante RVB-5R	mgL <sup>-1</sup>	38,5 ± 0,8
Cor	abs (λ=560)	0,5 ± 0,1
DQO	mgL <sup>-1</sup>	979,6 ± 43,7
N-NH <sub>4</sub>	mgL <sup>-1</sup>	50,6 ± 2,8
P-PO <sub>4</sub>	mgL <sup>-1</sup>	49,7 ± 3,2
SDT	mgL <sup>-1</sup>	1469,0 ± 189,0

Fonte: Elaborado pelo autor.

A composição dos efluentes têxteis varia consideravelmente de indústria para indústria, dependendo dos processos, equipamentos e tipos de fibras utilizados, o que frequentemente resulta em flutuações significativas nos parâmetros, como pH, cor, DQO entre outros (BRIK et al. 2006).

No entanto, é possível analisar as características típicas dos efluentes têxteis e descrevê-las em faixas específicas. Dentro do escopo dos parâmetros utilizados neste estudo, são consideradas as seguintes variações comuns, como pH situando-se entre 6,0 e 10,0 e valores de DQO abrangendo a faixa de 150,0 a 12.000,0 mgL<sup>-1</sup>, além da presença de fósforo (PO<sub>4</sub>) que geralmente se mantém abaixo de 10,0 mgL<sup>-1</sup> (GHALY et al., 2013). Quanto à temperatura, ela oscila entre 33 e 45°C, o nitrogênio varia de 70,0 a 80,0 mgL<sup>-1</sup>, e a concentração de sólidos totais dissolvidos se situa na faixa de 1500,0 a 6.000,0 mgL<sup>-1</sup> (HUSSEIN, 2013).

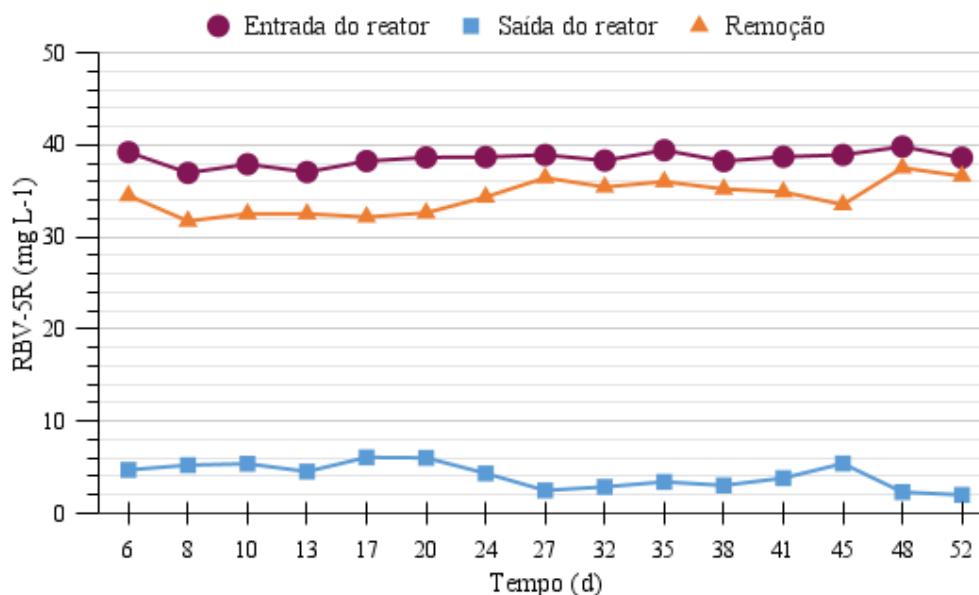
Dessa forma, o efluente têxtil sintético utilizado para alimentar o reator UASB apresentou características alinhadas com os valores mencionados anteriormente, com algumas pequenas distinções, como a temperatura, devido ao fato de o tanque de alimentação ser abastecido diariamente com água da rede pública. Portanto, o efluente têxtil sintético produzido e utilizado representa uma caracterização realista da água residual de uma indústria têxtil.



## 5.2 REMOÇÃO DO AZO CORANTE RBV-5R E DA COR

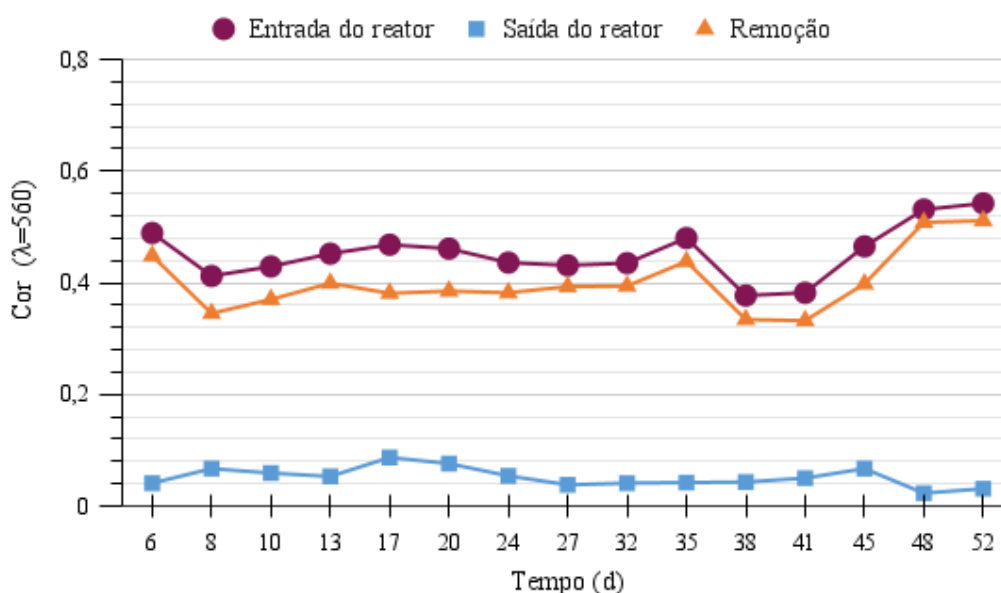
O efluente têxtil sintético continha exclusivamente uma fonte de corante, o Remazol Violeta Brilhante 5R (RBV-5R). A Figura 16 e Figura 17 ilustram respectivamente os resultados relacionados a remoção do corante azo e da cor no período experimental avaliado.

Figura 16: Concentração de azo corante RBV-5R do afluente e sobrenadante do reator UASB.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 17: Concentração de cor do afluente e sobrenadante do reator UASB.



Fonte: Elaborado pelo autor.

O reator demonstrou uma estabilidade notável na remoção do corante, mantendo o consumo anaeróbico com uma média de  $34,4 \text{ mgL}^{-1}$ . Isso resultou em uma redução significativa da concentração inicial de corante no afluente, que era de aproximadamente  $40,0 \text{ mgL}^{-1}$ , caindo para uma média de  $4,1 \text{ mgL}^{-1}$  no sobrenadante do UASB. Esse nível de consumo foi mantido

durante todo o período de monitoramento, atestando a eficácia do reator UASB na degradação do corante. De acordo com a Tabela 1, a eficiência de remoção permaneceu constantemente alta, variando entre 85,0% e 95,0%, alcançando o seu auge no final do período de observação.

Esse comportamento era previsível, uma vez que a degradação de corantes azo por processos puramente biológicos ocorre principalmente em condições anaeróbicas ou anóxicas, levando em conta que a redução de corantes azo se torna mais desafiadora em ambientes com presença de oxigênio. A ausência de oxigênio é fundamental para esse processo, por conta de que o oxigênio é um acceptor de elétrons mais eficaz do que os corantes, tornando-o competitivo na aceitação de elétrons, o que resulta na inibição da remoção, conforme observado por Oliveira et al. (2020).

Tabela 1: Eficiência de remoção de Cor e Corante pelo reator UASB.

Dia de monitoramento	Eficiência de remoção UASB	
	Corante (RVB-5R)	Cor
		(%)
6	88,0	91,6
8	85,8	83,7
10	85,8	86,2
13	87,8	88,3
17	84,1	81,4
20	84,4	83,5
24	88,8	87,6
27	93,6	91,2
32	92,5	90,6
35	91,3	91,3
38	92,1	88,6
41	90,1	86,9
45	86,1	85,6
48	94,2	95,7
52	94,8	94,3

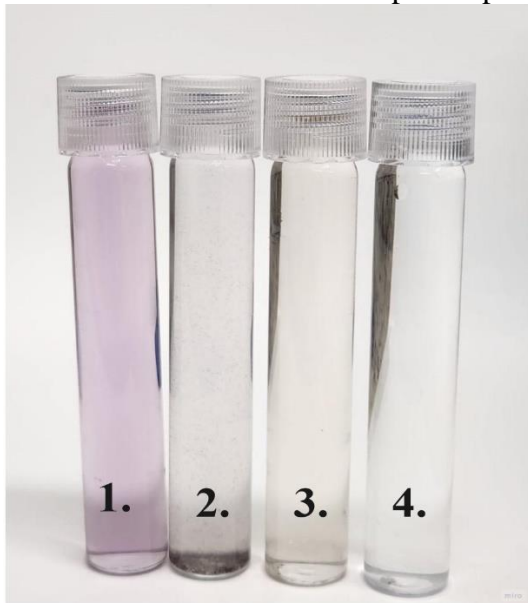
Fonte: Elaborado pelo autor.

No que diz respeito à cor, notamos que também houve uma estabilidade, embora levemente em menor grau quando em comparação com a degradação do corante. O consumo anaeróbico da concentração de cor permaneceu na faixa de 0,3 a 0,5 unidade de absorvância ( $\lambda=560$ ) ao longo de todo o período e de acordo com a Tabela 1, a eficiência de remoção se manteve também, variando entre 85,0% e 95,0%, atingindo seu ponto mais alto próximo ao final do monitoramento.

A remoção de cor superior à 90,0% corrobora com os resultados obtidos por Somasiri et al. (2008) ao investigarem a remoção de cor e DQO em efluentes industriais têxteis em reatores UASB, além disso outros pesquisadores como Santos et al. (2017) e O'Neill et al. (2000) também apresentaram valores elevados de remoção de cor, 96,0% e 97,0% respectivamente.

Isso ocorre principalmente porque a redução anaeróbica de corantes azo envolve a quebra das ligações azo por meio da transferência de equivalentes redutores, resultando na formação de aminas aromáticas, que geralmente são incolores. Caracterizando assim o processo frequentemente denominado de descoloração (ALBDRABA E ALBAYATI, 2014). Portanto, a redução visível na cor do efluente à medida que passa pelo reator anaeróbico, apresentada na Figura 18 está de acordo com o resultado esperado e em conformidade com a literatura disponível.

Figura 18: Cor do efluente têxtil em diferentes etapas do processo de tratamento.



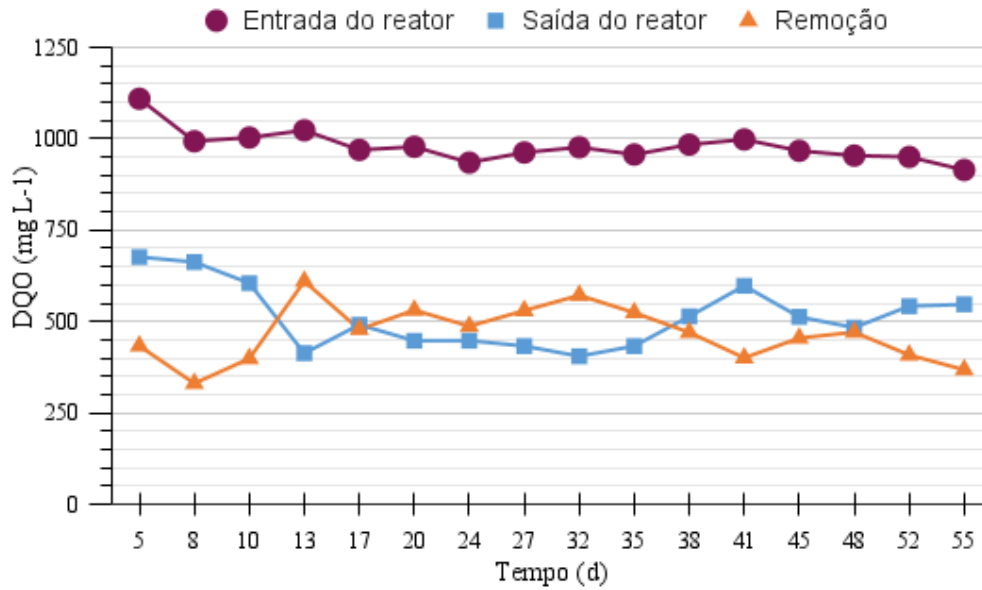
Fonte: Elaborado pelo autor.

A Figura 18 apresenta a variação de cor no efluente têxtil em pontos distintos: 1. Tanque de alimentação; 2. Pré-separador trifásico do UASB; 3. Sobrenadante do UASB; 4. Água destilada usada para fins de comparação.

### 5.3 REMOÇÃO DE DQO

Os resultados obtidos na redução da DQO do afluente e do sobrenadante do UASB, assim como o valor do consumo anaeróbico do sistema durante o período de monitoramento, estão apresentadas na Figura 19.

Figura 19: Concentração de DQO do afluente e sobrenadante do reator UASB.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os valores de entrada de DQO permaneceram relativamente controlados, com uma média em torno de  $979,6 \text{ mgL}^{-1}$  e um desvio padrão de  $43,7 \text{ mgL}^{-1}$ . Entretanto, os valores de saída no sobrenadante do UASB mostraram maior variabilidade, com uma média de  $513,0 \text{ mgL}^{-1}$  e um desvio padrão de  $86,1 \text{ mgL}^{-1}$ . O início do período de monitoramento revelou alguma instabilidade, com o valor mais baixo de remoção no dia 8, seguido de um significativo aumento. Posteriormente, o reator alcançou um estado de equilíbrio durante o período que vai do dia 17 até o fim do período monitorado, mantendo um consumo anaeróbico entre  $400,0$  e  $600,0 \text{ mgL}^{-1}$ .

Com valores de entrada estáveis e variações nos padrões de consumo anaeróbico, a eficiência de remoção, como demonstrado na Tabela 2, oscilou entre 30,0% e 60,0%. Inicialmente, apresentou uma eficiência relativamente baixa, situando-se entre 30,0% e 40,0%. No entanto, com o equilíbrio subsequente do reator, a eficiência de remoção aumentou e permaneceu na faixa de 40,0% a 60,0%. Esses resultados se assemelham aos encontrados por O'Neill et al. (2000), que também observaram eficiências de remoção de DQO em reatores UASB na faixa de 60,0%. Além disso, Ferraz Junior (2010) obteve resultados similares, alcançando uma eficiência de remoção de 55,0% com um TDH de 16 horas.

Tabela 2: Eficiência de remoção de DQO pelo reator UASB.

Dia de monitoramento	Eficiência de remoção UASB DQO (%)
5	39,0
8	33,3
10	39,7
13	59,6
17	49,3
20	54,3
24	52,1
27	55,0
32	58,5
35	54,8
38	47,8
41	40,1
45	47,0
48	49,3
52	43,0

Fonte: Elaborado pelo autor.

Ferraz Junior (2010) também concluiu que, ao aumentar o TDH para 24 horas, mantendo COV na média de 1,5 a 2,0 kgDQOm<sup>-3</sup>.dia<sup>-1</sup>, a eficiência de remoção de DQO aumentou para cerca de 70,0%. Isso se assemelha aos resultados observados por Khelifi et al. (2009), que conduziram análises em diferentes tempos de detenção hidráulica variando de 120 a 24 horas. Eles perceberam que ao reduzir o TDH para 24 horas, a eficiência de remoção mostrou uma tendência de diminuição, atingindo valores entre 70,0% e 75,0%. Desse modo, presume-se que um aumento no tempo de detenção hidráulica possa resultar em uma maior eficiência do reator UASB na remoção de DQO.

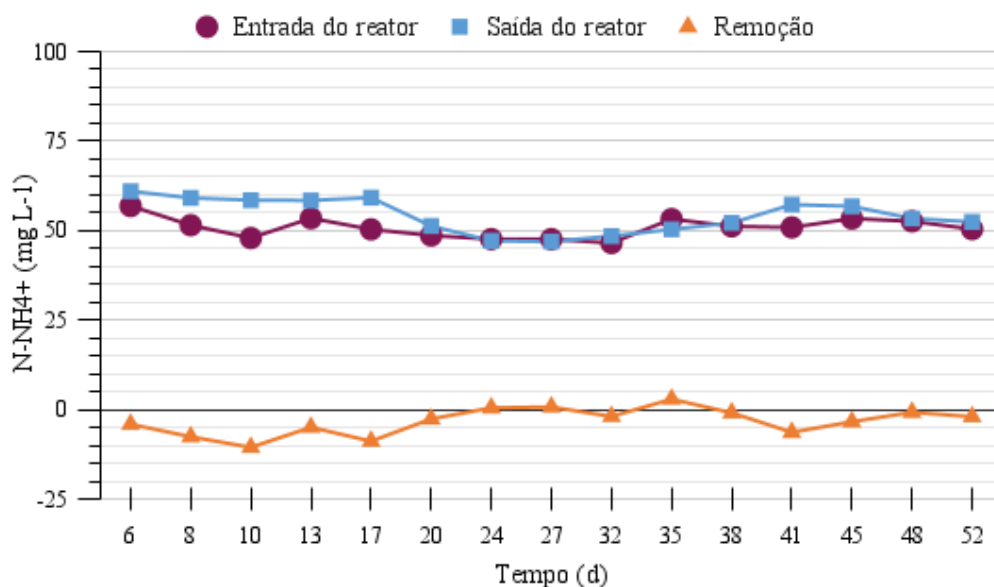
Outro aspecto que pode estar relacionado à manutenção das eficiências intermediárias na remoção de DQO, conforme explicado por Dalbosco (2021), é a liberação de subprodutos tóxicos durante a degradação do corante azo (aminas aromáticas). Esses subprodutos podem ter impactado a biomassa do reator e, conseqüentemente, sua capacidade de degradar a matéria orgânica, resultando nessa instabilidade do consumo anaeróbio, fator que é agravado uma vez que as bactérias anaeróbias, em geral, apresentam taxas metabólicas e de reprodução mais lentas em comparação com as bactérias aeróbias ou anóxicas. (VON SPERLIG e CHERNICHARO, 2005). Essa dinâmica, aliada às características das bactérias anaeróbias, pode explicar a estabilização das eficiências de remoção ao longo do tempo.

Com base no exposto, os valores de remoção de DQO alcançaram a faixa de eficiência média esperada, situando-se entre 40,0% e 60,0%, o que está em concordância com os estudos anteriores já mencionados. No entanto, é importante considerar que há possíveis maneiras de tornar o processo de remoção pelo reator anaeróbio UASB ainda mais eficaz.

#### 5.4 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

Os valores apresentados na Figura 20 refletem a concentração de Nitrogênio amoniacal do afluente e do sobrenadante do UASB, assim como o valor do consumo anaeróbio durante o período de operação do sistema.

Figura 20: Concentração de Nitrogênio amoniacal do afluente e sobrenadante do reator UASB.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A concentração de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> do afluente se manteve numa média de 50,6 mgL<sup>-1</sup> e um desvio padrão de 2,8 mgL<sup>-1</sup>, enquanto o sobrenadante do UASB apresentou um valor médio acima dos níveis de entrada do reator, cerca de 54,1 mgL<sup>-1</sup> e um desvio padrão similar de 4,6 mgL<sup>-1</sup>. A maior parte do período de análise anaeróbio se manteve próximo de zero ou negativo. Assim, conforme ilustrado, a remoção de nitrogênio amoniacal no UASB foi praticamente inexistente.

Esse resultado se enquadra com o previsto e se assemelha aos resultados obtidos por Dalbosco (2021), uma vez que o reator anaeróbio UASB não é capaz de remover grande porcentagens de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Ainda assim, o pouco que acabou por ser removido provavelmente foi eliminado através de assimilação durante o processo de reprodução celular da biomassa do reator.

A eficiência de remoção de nitrogênio pelo reator UASB variou de -20,0 a 5,0%, aparentando um aumento significativo nas concentrações de nitrogênio amoniacal no sistema. O índice de maior aumento relativo encontra-se no dia 10, onde o superávit de nitrogênio foi de 7,62 para 10,58 mgL<sup>-1</sup> de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, enquanto o índice de maior remoção, de 1,7 mgL<sup>-1</sup> foi observado no dia 27.

Na remoção de nitrogênio, o processo tradicional envolve a nitrificação, que oxida a amônia para produzir nitrato, seguida da desnitrificação, que reduz o nitrato a nitrogênio molecular, usando material orgânico como redutor. A presença de um doador de elétrons é essencial para a desnitrificação, desse modo a utilização apenas do UASB para a remoção de nitrogênio é desfavorecida (MIKI, 2010).

Conforme apresentado anteriormente, durante a degradação de corante azoicos, como o RVB-5R utilizado nessa pesquisa, ocorre a clivagem redutiva das ligações azo, gerando aminas aromáticas que possuem em sua composição um radical  $\text{NH}_2$ , fazendo com que a concentração de nitrogênio no reator aumente. Portanto, o reator não apenas é ineficiente na remoção de nitrogênio, mas também, devido às características do efluente tratado, acaba tendo o efeito oposto, elevando as concentrações.

Desse modo, a remoção de nitrogênio pode ser aprimorada através do processo sequencial de reator anaeróbio/aeróbio, uma vez que as aminas aromáticas são degradadas em ambientes com presença de oxigênio. Pesquisadores relatam níveis adequados de remoção quando aplicado sistemas combinados, como Dalbosco (2021) e Ravadelli (2021).

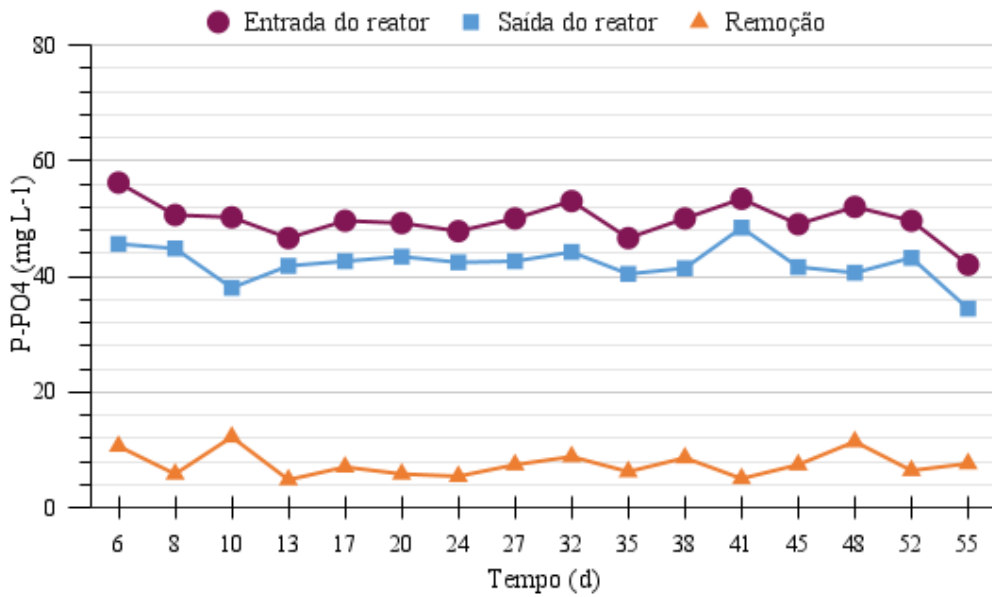
Em seu trabalho, Ravadelli (2021) observou que ao passar o efluente têxtil com azo corante por um reator biológico anóxico, não só era possível a remoção de nitrogênio como a eficiência de remoção de DQO também aumentava. Essa observação sugere que o substrato orgânico disponível foi principalmente direcionado para processos como a desnitrificação e remoção de fósforo.

Portanto, conclui-se que os resultados do reator UASB estão em conformidade com a literatura atual e que, para um tratamento eficaz na remoção de nitrogênio, um sistema que combina diferentes condições operacionais, como anaeróbias/anóxicas e aeróbias de forma sequencial, não é apenas relevante, mas também necessário.

## 5.5 REMOÇÃO DE FÓSFORO

A Figura 21 apresenta o perfil das concentrações de  $\text{P-PO}_4$  no afluente e no sobrenadante do UASB, assim como o consumo anaeróbio do sistema.

Figura 21: Concentração de Fósforo do afluente e sobrenadante do reator UASB.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A concentração de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  de entrada do afluente se manteve na média de  $49,7 \text{ mgL}^{-1}$  e um desvio padrão de  $3,2 \text{ mgL}^{-1}$ , contudo o sobrenadante do UASB apresentou um valor médio de  $42,2 \text{ mgL}^{-1}$ , diferindo dos valores relacionados ao nitrogênio, onde não ocorreu um decréscimo significativo nas concentrações. O reator manteve um consumo anaeróbio estável durante quase todo o período, se mantendo abaixo de  $10,0 \text{ mgL}^{-1}$  com exceção dos dias 10 e 48, onde superou esse valor. Sendo assim, mesmo ocorrendo degradação do fósforo constante o índice de remoção de fósforo pelo reator UASB se apresentou relativamente baixo.

Conforme Tabela 3 evidencia, a eficiência de remoção de fósforo se manteve na média de 15,0% com pico máximo de 24,0%. Os resultados encontrados estão de acordo com o esperado e corroboram com os valores encontrados na pesquisa em reator UASB com efluente doméstico realizado por Tessele (2011). Esses resultados conforme mencionados por Chernicharo (2016), se dão, pois, os reatores anaeróbios UASB têm limitações na remoção de macronutrientes, como nitrogênio e fósforo. Essas limitações são agravadas pelo fato de que não há recirculação de lodo, o que dificulta o crescimento dos organismos acumuladores de fósforo, que desempenham um papel crucial no processo de remoção biológica aprimorada de fósforo (ZHENG et al., 2014).



Tabela 3: Eficiência de remoção de Fósforo pelo reator UASB.

Dia de monitoramento	Eficiência de remoção UASB PO <sub>4</sub> (%)
6	18,9
8	11,5
10	24,3
13	10,3
17	14,1
20	11,8
24	11,3
27	14,8
32	16,6
35	13,3
38	17,2
41	9,4
45	15,1
48	21,9
52	12,9
55	18,1

Fonte: Elaborado pelo autor.

Entretanto, diferentemente do observado em relação ao nitrogênio, onde a concentração tendia a aumentar por conta da degradação do corante, em relação ao fósforo foram relatados níveis de remoção, mesmo que baixos. Isso ocorre, pois, os microrganismos utilizam o fósforo durante a síntese celular e na produção de ATP (transporte de energia para o metabolismo). Além disso outra possível razão para essa queda na concentração, é a *luxury phosphorus uptake*, processo no qual é realizado pelos microrganismos como resposta à disponibilidade de nutrientes, uma vez que o fósforo está em abundância no ambiente, o microorganismo absorve mais do que precisa, armazenando o excesso como polifosfato inorgânico no interior de suas células, conseguindo assim uma diminuição na faixa de 10 a 30% da concentração (ZHENG et al., 2014, TESSELE, 2011, QUEIROZ, 2007, SOLOVCHENKO et al., 2019).

Entretanto, a fim de alcançar concentrações ainda mais baixas no efluente tratado, é necessário realizar etapas adicionais envolvendo mudanças no ambiente operacional. Os organismos acumuladores de polifosfatos (OAPs) têm a capacidade de acumular quantidades significativas de polifosfatos dentro de suas células, especialmente sob condições que alternam entre ambientes anaeróbios e aeróbios ou anaeróbios e anóxicos (SILVA e MARTINS, 2016). Outros métodos podem auxiliar na remoção eficiente de fósforo, como a remoção físico-química, através da adição de produtos químicos, por exemplo, como sulfato de alumínio, cloreto férrico e cal, que induzem a formação de sais insolúveis ao reagirem com o fosfato. Abordagem essa que é eficaz na precipitação do fósforo das águas residuárias (METCALF e EDDY, 2016). A eletrocoagulação também demonstrou ser eficaz na remoção total de fósforo dos efluentes, conforme destacado por Oliveira (2022). Quando esta técnica foi combinada com

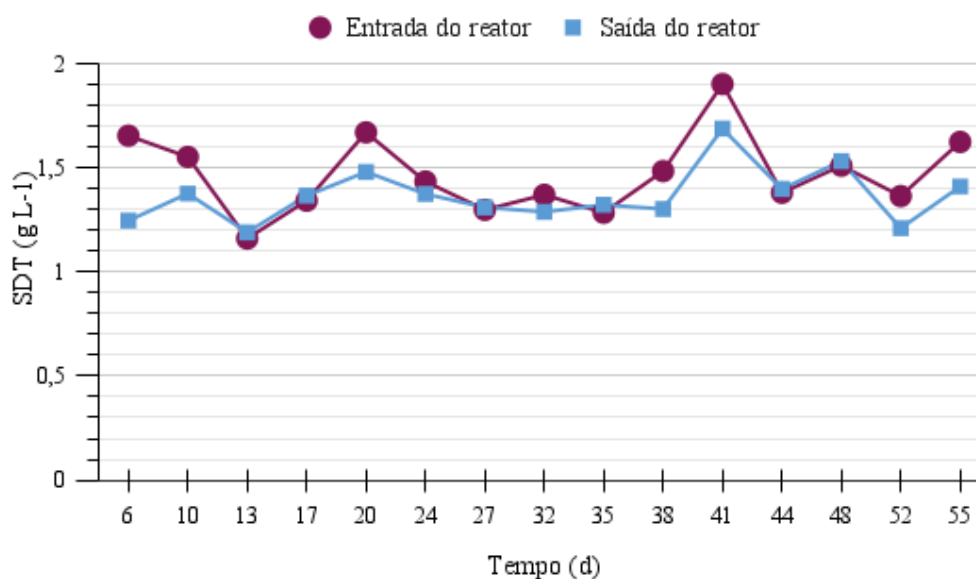
o reator UASB, obtiveram-se taxas de remoção de até 100,0%. No entanto, a eficiência diminuiu consideravelmente à medida que os eletrodos sofreram corrosão ao longo do tempo.

Portanto, os valores de eficiência encontrado no vigente trabalho se adequam ao esperado por um reator anaeróbico do tipo UASB, e assim como na remoção de nitrogênio, visando uma maior e mais eficiente remoção, sistemas conjugados com diferentes ambientes operacionais podem indicar um modelo adequado. Além disso o alinhamento com métodos não apenas biológicos, mas também físico-químicos, pode propiciar um aumento relevante na eficiência de remoção.

## 5.6 REMOÇÃO DE SÓLIDOS

Os valores de Sólidos Dissolvidos Totais no afluente e no sobrenadante do UASB e Sólidos totais (Fixos e Voláteis) do fundo do reator (onde está localizada a manta de lodo) estão explicitados, respectivamente nas Figura 22 e Figura 23.

Figura 22: Concentração de Sólidos Dissolvidos Totais do afluente e sobrenadante do reator UASB.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os valores de entrada do reator em relação à SDT se mantiveram na média de 1,47 gL<sup>-1</sup> com um desvio padrão de 0,19 gL<sup>-1</sup>. Durante todo o período de monitoramento foi possível observar oscilações na concentração, com altos e baixos definidos. O ponto com maior concentração foi no dia 41, enquanto o valor mais baixo foi encontrado no dia 13. O sobrenadante por sua vez apresentou valores próximos aos do afluente com uma média de 1,37 gL<sup>-1</sup>, um desvio de 0,13 gL<sup>-1</sup>. Desse modo, é notável que o reator UASB realizou baixa remoção de sólidos dissolvidos totais, com uma eficiência de remoção média próxima a 6,3%.

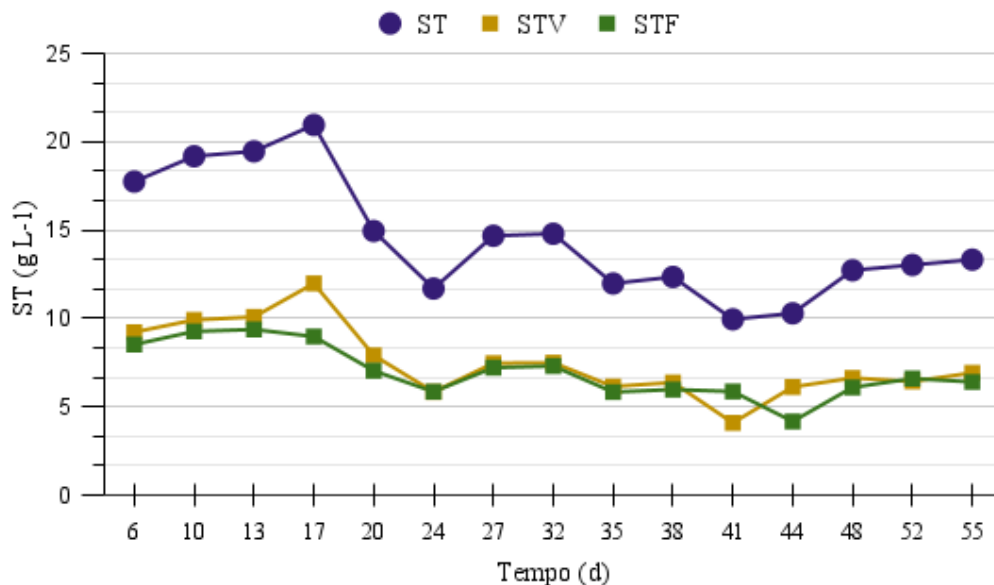
Os valores obtidos estão em conformidade com o estudo de Shahid et al. (2018), que demonstrou que o reator UASB não contribui de forma significativa para a remoção de sólidos dissolvidos totais de efluentes industriais têxteis. Isso ocorre devido à composição SDTs, que geralmente incluem sais inorgânicos e produtos químicos utilizados no tratamento e tingimento têxtil (BITENCOURT, 2002). Essa composição, por sua vez, dificulta a degradação e consumo pela biomassa ativa no reator anaeróbio de manta de lodo ascendente, resultando em valores de remoção quase nulos ou baixos em comparação com outros parâmetros, como DQO e cor.

Dessa forma, diversos pesquisadores têm adotado estratégias físico-químicas para o tratamento de efluentes têxteis, obtendo resultados significativos na remoção de sólidos dissolvidos totais. Halasz e Tosato Jr. (2011), por exemplo, alcançaram uma eficiência de remoção de SDT de 93,5% em efluentes têxteis, após a aplicação da coagulação/sedimentação seguida de ozonização. Além disso, Vasconcelos (2011) também obteve índices de eficiência destacáveis, chegando a valores de remoção próximos a 60,0% ao empregar os processos de radiação gama-peróxido e gama-fenton.

Esses resultados dizem respeito exclusivamente à remoção de SDT, sem considerar as variações nas concentrações de outros parâmetros analisados neste estudo. No entanto, eles reforçam a discussão de que os efluentes industriais têxteis apresentam uma ampla gama de matérias-primas e uma notável complexidade de compostos químicos.

Além disso, no contexto de monitoramento da manta de lodo, os testes de Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) são frequentemente empregados para analisar a eficácia do tratamento anaeróbico. Variações nos níveis de SDT são indicativos de possíveis problemas operacionais, acúmulo excessivo de sólidos dissolvidos ou flutuações na carga orgânica. Essa abordagem fornece informações valiosas para o controle operacional.

Figura 23: Concentração de Sólidos Totais (Voláteis e Fixos) do fundo do reator UASB.



Fonte: Elaborado pelo autor.

No que diz respeito aos sólidos totais do fundo do reator, os valores apresentados revelam dois momentos distintos. No início do período de observação, nos dias 5 a 17, a média de concentração se manteve significativamente mais alta, atingindo valores em torno de 20,0 gL<sup>-1</sup>. Já durante o restante do período de análise, observou-se uma considerável diminuição nas concentrações, com flutuações que se mantiveram na faixa de 10,0 a 15,0 gL<sup>-1</sup>, resultando em uma média total de 13,32 gL<sup>-1</sup> ao longo dos 60 dias de observação. Outro dado relevante é que as concentrações de sólidos totais voláteis e fixos permaneceram consistentes durante quase todo o período de monitoramento, resultando em uma média de 52,0% na proporção de STV/ST.

Os dados se encontram na faixa de proporção esperada, corroborando com os estudos conduzidos por Gonçalves et al. (2001) que analisaram a produção de lodo e o potencial de geração de biogás por meio da combinação de reatores UASB e biofiltros aerados submersos, e evidenciaram que o lodo gerado no reator anaeróbio exibiu concentrações de sólidos voláteis totais com uma relação SVT/ST de 57,0%. Assim como Pontes (2009), que obteve uma média de 60,0% para a porcentagem de SVT/ST no lodo do reator UASB durante a operação com retorno de lodo, em sistemas de escala piloto. Essa faixa específica de porcentagens, conforme identificada nos estudos, sugere um equilíbrio operacional que otimiza a produção de biogás e a eficiência do tratamento anaeróbio.

Além disso, também foram realizadas análises relacionadas ao ponto 2 (UASB pré-separador trifásico), como indicado nos dados apresentados no Quadro 11. É fundamental destacar que os testes de sólidos totais realizados no ponto 2 (UASB pré-separador trifásico)

foram conduzidos no início de cada mês do trabalho em curso. Ao longo do período total da pesquisa, apenas dois testes foram realizados com o propósito de garantir que o nível da manta de lodo do reator permanecesse adequado, mantendo-se com valores abaixo de 5 gL<sup>-1</sup>.

Quadro 11: Concentração de Sólidos Totais (Voláteis e Fixos) ponto do reator UASB pré-separador trifásico.

Dia de análise	ST	STV	STF	STV/ST
10	1,41	0,37	1,04	0,26
35	1,54	0,31	1,3	0,33

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os valores encontrados em ambos os momentos permaneceram significativamente abaixo do limite de operação de 5,0 gL<sup>-1</sup>, o que confirma que as condições de operação do reator permaneceram satisfatórias, com o nível da manta de lodo controlado durante todo o período de análises.

## 5.7 PRODUÇÃO DE BIOGÁS

### 5.7.1 Normalização do volume de gás

Com o objetivo de corrigir erros sistemáticos relacionados à medição da produção de gás, foi necessário converter os valores observados para as condições normais de temperatura e pressão (273 K e 1013 mbar), conforme indicado pela Equação 2. Essa correção é crucial devido à natureza compressível do gás, tornando-o sensível à temperatura e pressão ambiente, e podendo resultar em uma superestimação dos valores quantificados. Além da ajustagem para as condições normais, é igualmente relevante considerar a pressão de vapor da água, especialmente quando o gás está saturado em vapor de água.

$$V_N = \frac{(P - P_V) \cdot T_N \cdot V}{P_N \cdot T} \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

VN – Volume de gás seco em condições normais (N mL);

V – Volume de gás quantificado no eudiômetro (mL);

PV – Pressão de vapor da água em função da temperatura ambiente (mbar), conforme

Quadro 12;

PN – Pressão normal (1013 mbar);

P – Pressão atmosférica no momento da leitura (mbar);

TN – Temperatura normal (273 K);

T – Temperatura ambiente no momento da leitura (K).

Quadro 12: Pressão de vapor da água em função da temperatura ambiente.

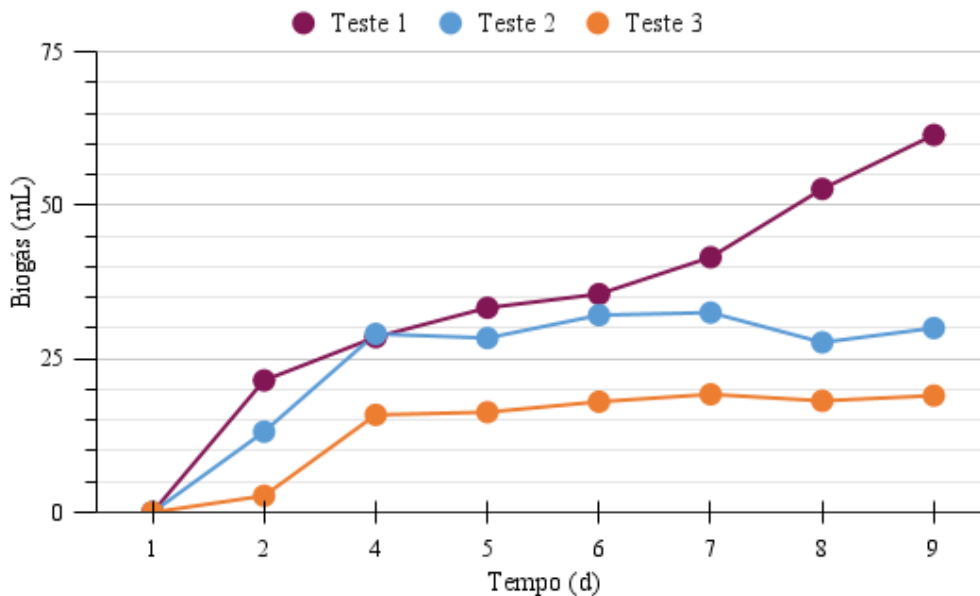
T (°C)	PV (hPa)
20	23,37
21	24,85
22	26,42
23	28,08
24	29,82

Fonte: Adaptado de SMITH et al. (2000)

### 5.7.2 Determinação da produção de metano

A Figura 24, representa a produção de biogás obtida nos três testes de atividade metanogênica específica realizados após a normalização de volume, com as distinções descritas no item 4.4.2.2, mais especificamente no Quadro 9.

Figura 24: Volume normalizado de Biogás produzido nos três testes AME.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os dados de produção de biogás exibem um padrão consistente, com um aumento mais pronunciado nos primeiros dias de observação, seguido por um período de estabilidade com variação mínima nos volumes produzidos. No entanto, o teste 1 se destacou ao retomar um aumento significativo após um período de equilíbrio. Ao longo de toda a observação, o teste 1 manteve uma média de 34,3 mL de biogás, atingindo seu valor máximo no dia 9 com 61,4 mL. Em contraste, os testes 2 e 3 apresentaram médias de 27,8 mL e 13,7 mL, respectivamente, com picos de 33,0 mL e 19,3 mL.

Os valores se encontram baixos em relação ao estudo de Callado, Damianovic e Foresti (2016), que apresentaram uma faixa de produção de biogás entre 9,0 a 13,0 mL dia<sup>-1</sup>, utilizando lodo granulado de um reator UASB na estação de tratamento de esgotos de Vila Leopoldina

(São Paulo). Ao utilizar glicose como substrato, alcançaram valores de produção de metano de aproximadamente 150,0 mL em 14 dias. Esses valores foram superiores aos encontrados com lodo de UASB para efluente têxtil sintético, mesmo com uma DQO média de 2,0 gL<sup>-1</sup>.

Além disso, em seu artigo, Longaretti et al. (2019), conduziram a análise da variação na produção de metano em lodos industriais alimentícios distintos. As amostras utilizaram também glicose como substrato e apresentaram uma faixa de DQO de 4,0 gDQOL<sup>-1</sup>. Durante as 150 horas de teste, em média, o volume total de biogás gerado atingiu aproximadamente 3400,0 mL, revelando valores ainda maiores quando comparados com os resultados discutidos nesta pesquisa.

Isso sugere que o aumento na produção de biogás pode estar vinculado ao aumento da DQO. No entanto, é crucial considerar que a origem do lodo inoculado, bem como o substrato utilizado, possa igualmente exercer influência nessa produção. Assim, o volume de biogás gerado pelo lodo do reator UASB, utilizado no tratamento de efluente têxtil sintético, manteve-se abaixo quando comparado a estudos que utilizaram outros tipos de lodo inoculante, como esgoto sanitário e industrial alimentício. Isso indica que este tipo específico de lodo pode ser considerado um inóculo menos eficiente.

#### 5.7.2.1 Composição do biogás

O Quadro 13 apresenta a composição percentual do biogás nos diferentes testes AME, destacando os principais componentes. Os valores estão expressos em porcentagem, com médias e desvios padrão indicados. Cada teste exhibe proporções de metano (CH<sub>4</sub>), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), oxigênio (O<sub>2</sub>) e outros componentes, sendo o restante representado pela soma dos gases restantes (Bal.). Além disso, a presença de sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S) está quantificada em partes por milhão (ppm)

Quadro 13: Composição do biogás produzido nos testes 1,2 e 3.

Gás (%)	Teste 1	Teste 2	Teste 3
CH <sub>4</sub>	19,6 ± 0,8	9,8 ± 0,2	9,9 ± 1,0
CO <sub>2</sub>	4,1 ± 0,5	5,5 ± 0,3	3,9 ± 0,4
O <sub>2</sub>	4,3 ± 0,4	6,6 ± 1,1	6,4 ± 1,0
Bal.	72,1 ± 1,0	78,1 ± 0,8	79,8 ± 0,5
H <sub>2</sub> S (ppm)	66,0 ± 4,0	216,0 ± 32,9	26,0 ± 27,3

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os resultados dos três testes revelam características distintas nas concentrações de gases analisados. No Teste 1, destaca-se uma produção expressiva de metano (CH<sub>4</sub>) com uma concentração de 19,6%, enquanto nos Testes 2 e 3 essa produção é menor, registrando 9,8% e 9,9%, respectivamente. Vale notar que o Teste 1 apresenta valores de oxigênio (O<sub>2</sub>) mais baixos

em comparação com os demais testes. Por outro lado, o Teste 2 se destaca por concentrações consideravelmente mais altas de sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S) em 216,0 ppm e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) com 5,5%, contrastando com os demais.

Os elevados valores de metano no Teste 1 podem estar associados à sua DQO mais elevada de 2,14 mgL<sup>-1</sup>, em comparação com os Testes 2 e 3, que apresentam uma DQO de 1,0 mgL<sup>-1</sup>. Adicionalmente, a presença do corante RVB-5R no substrato do Teste 3 parece ter impactado a produção de CO<sub>2</sub>, resultando no valor mais baixo entre os três testes.

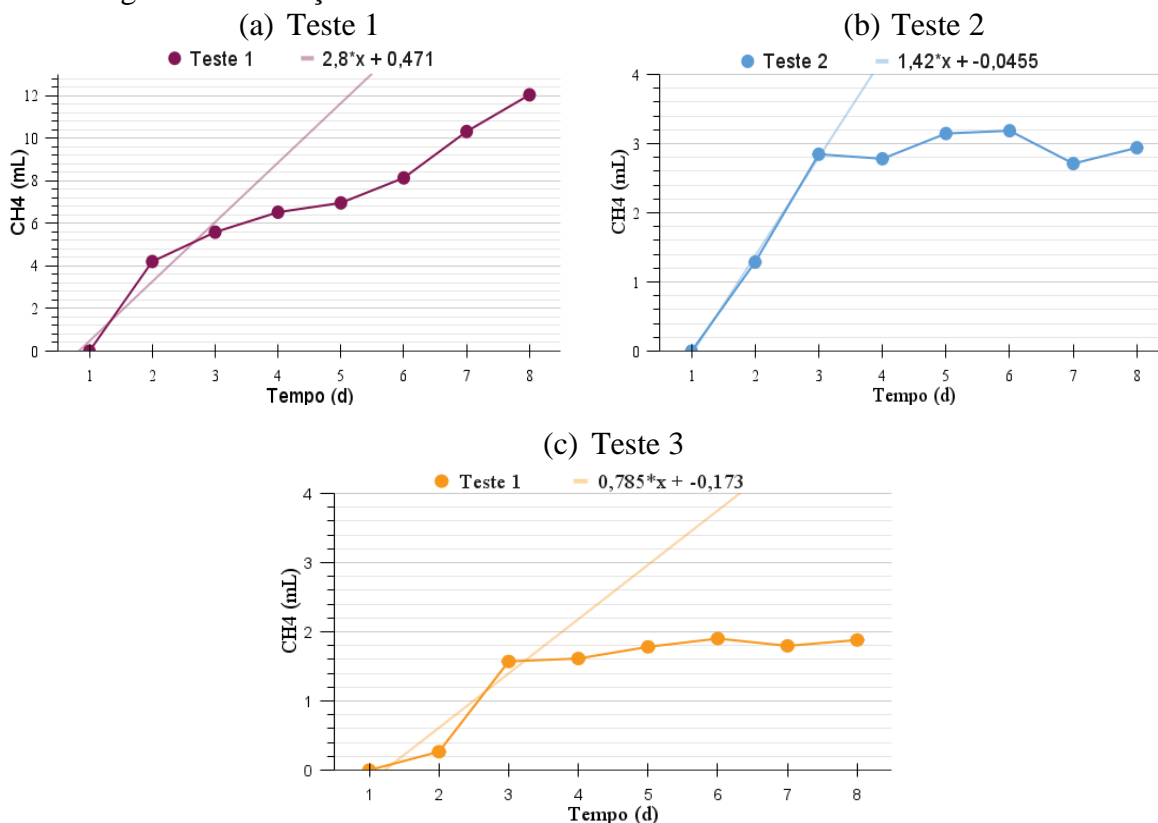
De acordo com Longaretti et al. (2019), o biogás resultante de sua pesquisa utilizando teste AME, com uma DQO de 4,0 gL<sup>-1</sup>, revelou percentuais significativos de metano, variando entre 46,9% e 58,9%. Em outro estudo, Callado, Damianovic e Foresti (2016) também alcançaram uma elevada porcentagem de produção de metano, na faixa de 60,0 a 70,0%, ao testar lodo de um reator UASB para esgoto doméstico. Isso sugere que um aumento na DQO pode influenciar positivamente a porcentagem de metano, assim como a origem do lodo também é fundamental para a eficiência de produção de CH<sub>4</sub>.

#### 5.7.2.2 *Produção de metano*

A Figura 25 apresenta os dados de produção de metano dos testes AME, levando em consideração a composição do biogás detalhada na seção 5.7.2.1. Além disso, a figura inclui as linhas de tendência que destacam os intervalos de produção mais significativos.



Figura 25: Produção de CH<sub>4</sub> e linha de tendência do intervalo mais inclinado.



Fonte: Elaborado pelo autor.

No Teste 1, a produção atingiu o ponto mais alto no estudo, alcançando 12,0 mL. A produção continuou a crescer ao longo de toda a análise, com uma breve estabilização entre os dias 3 e 5. O intervalo mais inclinado do gráfico ocorreu entre os dias 1 e 2, evidenciando um aumento significativo na produção de metano, de 0,0 mL para 4,2 mL. A linha de tendência no gráfico é uma reta com uma inclinação de 2,8, indicando um aumento constante na produção de metano a uma taxa de 2,8 mL por dia.

Já no Teste 2, o período de maior produção também ocorre nos primeiros dias do experimento. O intervalo mais acentuado é identificado entre os dias 2 e 3, registrando um aumento expressivo na produção de metano, de 1,3 mL para 2,8 mL, representando um crescimento superior a 100,0%. A partir do dia 4 já se observa uma estagnação de produção, mantendo a concentração estabilizada na faixa de 3,0 mL. A linha de tendência, representada por uma reta com uma inclinação de 1,42, implica no aumento constante na produção de metano, equivalente a 1,42 mL por dia.

O Teste 3 obteve os menores valores de produção de metano no período, não ultrapassando os 1,9 mL por dia. Apresentou, assim como demais testes, seu período de maior taxa de produção foi entre os dias 2 e 3, quando passou de 0,3 mL para 1,6 mL. A linha de

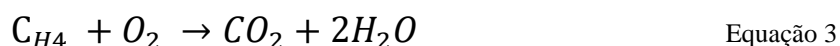
tendência foi representada por uma reta de inclinação 0,785, o que ocasiona um aumento constante de 0,785 mL por dia na produção de metano.

O Teste 1 se destaca pela curva mais proeminente devido à sua maior porcentagem de gás metano, resultando em uma produção volumétrica superior em comparação com os demais testes. Essa diferença pode ser atribuída à maior quantidade de DQO no Teste 1, influenciando positivamente esse aumento proporcional na produção. Vale ressaltar ainda, que o Teste 3, contendo o corante RBV-5R, apresentou a menor produção em números absolutos, sugerindo que a presença do corante pode ter interferido nas bactérias metanogênicas durante o processo de produção de CH<sub>4</sub>.

As equações das linhas de tendência são essenciais na obtenção dos valores de produção de metano pelo teste AME. A inclinação das retas representa a taxa máxima de produção por dia. Esse valor é dividido pela massa de SSV no frasco reator para chegar nos números de produção de gás metano. Considerando que frasco reator possui um volume de 0,2 L e uma concentração de SSV de 2,5 gSSV L<sup>-1</sup>, a massa de SSV no reator é de 0,5g.

O resultado de AME é comumente expresso como gDQOCH<sub>4</sub>gSSV<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>, e, portanto, é necessário ter conhecimento da massa de lodo inoculado em gramas de SSV. Além disso, é essencial converter a produção volumétrica de metano (mL CH<sub>4</sub>.d<sup>-1</sup>) em DQO em gramas por dia (gDQOd<sup>-1</sup>). Isso pode ser realizado com base no coeficiente estequiométrico de oxidação do metano, através da

Equação 3 (AQUINO, 2007).



Desse modo, 1,0 mol de metano é equivalente a 2,0 moles de O<sub>2</sub> ou 64 g de DQO. Considerando que 1,0 mol de qualquer gás ocupa 22,7 L, então conclui-se que 1,0 g de DQO degradada equivale a 0,354 L de metano formado (AQUINO, 2007).

Dessa forma o Quadro 14 apresenta os valores de taxa de produção máxima, produção em volume de metano e grama de DQO.

Quadro 14: Taxa de produção máxima e resultados do teste AME.

-	Unidade	Teste 1	Teste 2	Teste 3
Taxa de produção máxima por dia	(mL CH <sub>4</sub> d <sup>-1</sup> )	2,8	1,42	0,785
Volume de metano por grama de SSV por dia	(mL CH <sub>4</sub> .gSSV <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	5,6	2,84	1,57
Resultado AME	(gDQOCH <sub>4</sub> gSSV <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	0,014	0,007	0,004

Fonte: Elaborado pelo autor.

É revelado pelos resultados que o Teste 1 possui a maior taxa de produção diária de metano (2,8 mL CH<sub>4</sub>.d<sup>-1</sup>), seguido pelo Teste 2 (1,42) e Teste 3 (0,785). Quanto ao teste AME,

o Teste 1 demonstra a maior eficiência com  $0,014 \text{ gDQOCH}_4\text{gSSV}^{-1}\text{d}^{-1}$ , seguido pelos outros testes na mesma ordem.

Os resultados obtidos nesta pesquisa demonstram valores um pouco abaixo em comparação com estudos anteriores envolvendo reatores UASB para o tratamento de esgoto. Nestes, a atividade metanogênica geralmente varia entre 0,3 e  $0,4 \text{ gDQOCH}_4\text{gSSV}^{-1}\text{d}^{-1}$ , estabelecendo um limite para a carga biológica (CHERNICHARO, 2007). No entanto, Bertolino, Carvalho e Aquino (2008) obtiveram uma média de  $0,0579 \text{ gDQOCH}_4\text{gSSV}^{-1}\text{d}^{-1}$  no trecho de maior atividade do lodo anaeróbio durante o tratamento de esgotos no campus da UFOP. Silva et al. (2000) também identificaram uma faixa de valores mais baixos para o teste AME, variando entre 0,037 e  $0,1279 \text{ gDQOCH}_4\text{gSSV}^{-1}\text{d}^{-1}$ , em estudos com reatores UASB que recebiam lodo aeróbio de lavagem de biofiltros aeróbios.

Em um estudo conduzido por Silva et al. (2013), que compararam a AME em lodos provenientes de uma indústria têxtil e uma indústria alimentícia, utilizando  $2,5 \text{ gDQOL}^{-1}$  como substrato, foi observada uma AME de  $0,14 \text{ gDQOCH}_4\text{gSSV}^{-1}\text{d}^{-1}$  para o lodo têxtil, de origem aeróbia, enquanto o lodo alimentício, de origem anaeróbia obteve  $0,17 \text{ gDQOCH}_4\text{gSSV}^{-1}\text{d}^{-1}$ . Esses resultados indicam uma produção menor de metano nos lodos provenientes de efluentes têxteis.

Assim, os resultados do teste AME para o lodo anaeróbio proveniente do reator UASB no tratamento de efluente têxtil sintético demonstraram valores mais baixos em comparação com lodos provenientes de efluentes têxteis, esgoto doméstico e resíduos industriais alimentícios, independentemente de sua natureza aeróbia ou anaeróbia. Além disso em relação aos testes realizados, destaca-se que o ensaio com maior DQO teórica revelou a mais alta produção proporcional de gás metano, alinhando-se com os achados de Longaretti et al. (2019) e Silva et al. (2013). A adição do corante, por outro lado, não pareceu impactar significativamente a produção de  $\text{CH}_4$ , apesar de apresentar uma redução considerável na emissão de  $\text{CO}_2$ . Essas observações ressaltam a complexidade e a sensibilidade do processo anaeróbio.

## 6 CONCLUSÃO

Mediante a análise dos dados obtidos durante os 60 dias de operação do reator anaeróbio UASB proposto, é possível concluir que:

Em termos de remoção de corante e cor, o sistema demonstrou um desempenho satisfatório. Os resultados revelaram eficiência significativa, com médias de remoção de 89,4% para o corante e 88,4% para a cor. Esses números indicam a eficácia do processo na redução do azo corante RVB-5R.

O reator demonstrou uma eficiência média de remoção de DQO de 47,8%. Embora o desempenho do sistema tenha sido satisfatório, é importante observar que, ao compará-lo com outros estudos que empregaram esse sistema para o tratamento de corantes têxteis, os resultados foram medianos. Acredita-se que o TDH relativamente baixo de 16 horas e a liberação de aminas aromáticas durante a degradação do corante azo que podem ter impactado a biomassa do reator e consequentemente sua eficiência.

O sistema apresentou dificuldades na remoção de macronutrientes. Os resultados encontrados para remoção de fósforo foram mínimos, com valores de eficiência de 15,2%. Já os valores de remoção de nitrogênio amoniacal foram negativos, indicando a produção de  $\text{N-NH}_4^+$  durante o processo de degradação do corante têxtil.

No que diz respeito aos sólidos do efluente, o sistema demonstrou uma eficiência relativamente baixa na remoção de sólidos dissolvidos totais, com uma média de 6,3%. Enquanto as concentrações de sólidos totais voláteis e fixos no fundo do reator se mantiveram semelhantes ao longo do período de monitoramento, resultando em uma média de 52,0% na proporção de STV/ST. Essa consistência indica uma qualidade operacional e de lodo satisfatória. Corroborando com os valores de ST no separador trifásico que permaneceram dentro do limite operacional de  $5,0 \text{ gL}^{-1}$  todo o período.

A atividade metanogênica do lodo do reator atingiu seu ponto máximo, registrando um valor de  $0,014 \text{ gDQOCH}_4\text{gSSV}^{-1}\text{d}^{-1}$  quando submetida a uma DQO mais elevada de  $2,14 \text{ mgL}^{-1}$ . Este resultado sugere que um aumento moderado na carga orgânica influencia positivamente a produção de metano. Além disso, a significativa diferença observada nos testes realizados com e sem corante indica uma interferência direta na atividade metanogênica, evidenciando que o corante RVB-5R representa um dificultador do processo.

De modo geral, é inferido que o sistema anaeróbio UASB, quando utilizado isoladamente, revela-se como uma tecnologia insuficiente para o tratamento completo de efluentes têxteis com presença do corante RVB-5R. O que torna necessária a implementação de um processo subsequente para a remoção de maneira mais eficiente dos parâmetros

nitrogênio, fósforo e DQO. Além disso, observou-se que os valores de produção de biogás foram relativamente baixos.

## REFERÊNCIAS

ABIT – **Associação Brasileira da Indústria Têxtil**. Disponível em: <<http://www.abit.org.br>>. Acesso em 08 nov. 2016.

AJAZ M, SHAKEEL S.; REHMAN A (2020) Microbial use for azo dye degradation—a strategy for dye bioremediation. **Int Microbiol** 23:149–159. <https://doi.org/10.1007/s10123-019-00103-2>

ALABDRABA, W.M.S., and ALBAYATI, M.B.A., 2014, Biodegradation of Azo Dyes—A Review, **Int. J. Environ. Sci. Nat. Resour.**, 4, 179–189.

AQUINO, Sérgio F.; CHERNICHARO, Carlos A. L.; FORESTI, Eugênio; SANTOS, Maria de Lourdes Florêncio dos; MONTEGGIA, Luiz O. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [SL.], v. 12, n. 2, p. 192-201, jun. 2007. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522007000200010>

ARSLAN-ALATON, I.; GURSOY, B. H.; SCHMIDT, J. E. Advanced oxidation of acid and reactive dyes: Effect of Fenton treatment on aerobic, anoxic and anaerobic processes. **Dyes and Pigments**, v. 78, p. 117-130, 2008.

AVELLAR, L. H. N. **A valorização dos subprodutos agroindustriais visando a cogeração e a redução da poluição ambiental**. 2001, 111f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) – Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá, Guaratinguetá, 2001.

BELLO, I. A. et al. Challenges in textile wastewater and current palliative methods: An overview. **IIUM Engineering Journal**, v. 18, n. 2, p. 71–78, 2017.

BERTOLINO, Sueli M.; CARVALHO, Cornélio F.; AQUINO, Sérgio F.. Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos esgotos produzidos em campus universitário. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [SL.], v. 13, n. 3, p. 271-277, set. 2008. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522008000300005>.

BITENCOURT, M. P. - **Reaproveitamento do Lodo Gerado no Processo de Tratamento dos Efluentes de Lavanderia** (Tingimento e Lavagem). Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Departamento de Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá (2002).

BORGES, Erickson Alexandre Marques Aguiar; SANTOS, Ana Silvia Pereira dos. Desenvolvimento da Aplicação dos Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo (UASB) no Brasil. **Revista Internacional de Ciências**, [SL.], v. 7, n. 2, p. 247-264, 5 jan. 2018. Universidade de Estado do Rio de Janeiro. <http://dx.doi.org/10.12957/ric.2017.29258>.

BRÁS, R. et al. Monoazo and diazo dye decolourisation studies in a methanogenic UASB reactor. **Journal of Biotechnology**, v. 115, n. 1, p. 57–66, 2005.

BRIK M, Schoeberl P.; CHAMAM B.; BRAUN R.; FUCHS W. Advanced treatment of textile wastewater towards reuse using a membrane bioreactor. **Proc Biochem** 41:1751–1757, 2006.

CALLADO, Nelia Henriques; DAMIANOVIC, Marcia Helena Zamariolli; FORESTI, Eugenio. Influência da razão DQO/[SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>] e da concentração de Na<sup>+</sup> na remoção de matéria orgânica e sulfato em reator UASB. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [SL.], v. 22, n. 2, p. 381-390, 21 nov. 2016. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016140811>.

CAMPOS, Cláudio Milton Montenegro; MOCHIZUKI, Emerson Teruaki; DAMASCENO, Leonardo Henrique Soares; BOTELHO, Cláudio Gouvêa. Avaliação do potencial de produção de biogás e da eficiência de tratamento do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) alimentado com dejetos de suínos. **Ciência e Agrotecnologia**, [SL.], v. 29, n. 4, p. 848-856, ago. 2005. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-70542005000400018>.

CARMONA, Montes; ESTELA, María. **Estudio técnico-económico de la digestión anaerobia conjunta de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora para la obtención de biogás**. 2008. 487 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Química, Ingeniería Civil: Ordenación del Territorio, Urbanismo y Medio Ambiente, E.T.s.I. Caminos, Canales y Puertos (Upm), Madrid, 2008. Disponível em: <https://oa.upm.es/1049/>. Acesso em: 30 ago. 2023.

CARREIRA, M. F. - **Sistemas de Tratamento de Efluentes Têxteis – uma análise comparativa entre as tecnologias usadas no Brasil e na península Ibérica**. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Departamento de Engenharia de Produção. Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC (2006).

CHERNICHARO, C. A. DE L. Anaerobic reactors. Londres: **IWA Publishing**, 2007

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. Anaerobic Reactors. Belo Horizonte: Biological Wastewater Treatment Series - Volume 4. **IWA Publishing**, 2019.

CORREIA, Venceslau M.; STEPHENSON, Tom; JUDD, Simon J. Characterisation of textile wastewaters - a review. **Environmental Technology**, [S. l.], v. 15, n. July 1994, p. 917–929, 1994.

DALBOSCO, Vlade. **Remoção de azo-corante em reator anaeróbio seguido de eletrobiorreator à membrana híbrido**. 2021. 147 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021

FERRAZ JÚNIOR, Antônio Djalma Nunes. **Tratamento de efluentes têxtil em reator UASB seguido de biofiltro aerado submerso**. 2010. 104 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Centro de Tecnologia e Geociências – Ctg, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2010.

FREITAS, Daiane Cristina de. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário por reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (**RAALF**), **com recirculação da fase líquida**. 2016. 111 f.

Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência e Tecnologia Ambiental, Tecnologias e Processos Ambientais., Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

GHALY, A. E. et al. Production, Characterization and Treatment of Textile Effluents: A Critical Review. **Journal of Chemical Engineering & Process Technology**, v. 05, n. 01, p.– 18, 2013.

GUARATINI, C. C. I.; ZANONI, M. V. B. - Corantes Têxteis. **Química Nova**. V23 N1 (2000), p.71-78.

GONÇALVES, R. F., VERONEZ, F. A, BERNARDES, C. F., KISSLING, C. M. S., CASSINI, S.T.A. **Desempenho de um reator UASB na digestão de esgoto sanitário e lodo aeróbio descartado de biofiltros aerados submersos - Escala 1000 habitantes. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, 21., 2001, João Pessoa. Anais... João Pessoa: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.

HALASZ, M. R. T.; TOSATO JUNIOR, J. C. Tratamento de Efluentes Têxteis Utilizando Processos Físico Químicos e Oxidativos Avançados. **Cleaner Production**, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 1 10, 18 maio 2011. Disponível em: [http://www.advancesincleanerproduction.net/third/files/sessoes/5B/1/Tosato\\_Jr\\_JC%20%20Aper%20%205B1.pdf](http://www.advancesincleanerproduction.net/third/files/sessoes/5B/1/Tosato_Jr_JC%20%20Aper%20%205B1.pdf)> Acesso em: 12 abril 2020.

HASSEMER, M. E. N. **Oxidação fotoquímica - UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> - para degradação de poluentes em efluentes da indústria têxtil**. p. 162, 2006.

HUSSEIN, Falah H. Chemical properties of treated textile dyeing wastewater. **Asian Journal of Chemistry**, [S. l.], v. 25, n. 16, p. 9393–9400, 2013. DOI: 10.14233/ajchem.2013.15909A.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; ARRUDA, Constantino. Tratamento de Esgotos Domésticos. 6. ed. Rio de Janeiro: **Abes**, 2011.

KHELIFI, E.; BOUALLAGUI, H.; FARDEAU, ML.; Touhami, Y., (2009). Fermentative and sulphate-reducing bacteria associated with treatment of an industrial dye effluent in a up-flow anaerobic fixed bed bioreactor. **Biochemical Engineering**. (45): 136 – 144.

LONGARETTI, Gabriela; MEIRA, Joel Alexandre; SGANDERLA, Ivan Bovi; MAGRO, Jacir dal; FIORI, Márcio Antônio; MELLO, Josiane Maria Muneron de. Estudo da atividade metanogênica específica de diferentes lodos anaeróbios. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [SL.], v. 24, n. 6, p. 1139-1146, dez. 2019. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019140730>.

METCALF & EDDY, Tratamento de efluentes e recuperação de recursos. tradução: Ivanildo Hespagnol, José Carlos Mierzwa. -5. ed.-Porto Alegre: **AMGH**, 2016. xxvii, 1980 p. il.; 27,7 cm.

MIKI, M.K., 2010. Dilemas do UASB: praticas operacionais e de empreendimentos. **Revista DAE** 58, 25e37. <http://doi.org/10.4322/dae.2014.027>



MONA A A F, SHERIF H O, AGOUR F and HAWASH S I 2015 Textile Waste Water Treatment by Chemical Coagulation Technology. **Global Int. J Adv Sci.** 2 12 20-8

MONTEGGIA, L. **The use of a specific methanogenic activity for controlling anaerobic reactors.** Ph.D. thesis, The University of Newcastle upon Tyne, 1991.

OLIVEIRA, Jean M. S.; DE LIMA E SILVA, Mara R.; ISSA, Carina G.; CORBI, Juliano J.; DAMIANOVIC, Márcia H. R. Z.; FORESTI, Eugenio. Intermittent aeration strategy for azo dye biodegradation: A suitable alternative to conventional biological treatments? **Journal of Hazardous Materials**, [S. l.], v. 385, n. October 2019, p. 1–9, 2020. DOI: 0.1016/j.jhazmat.2019.121558.

OLIVEIRA, Paula Leticia Freitas. **Influência do processo de eletrocoagulação em reator tipo uasb para remoção de fósforo em efluente sintético.** 2022. 97 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2022

PEIXOTO, F. P.; MARINHO, G.; RODRIGUES, K. Corantes Têxteis: Uma Revisão. **Holos**, v. 5, p. 98, 2013.

PIZATO, Everton; LOPES, Aline Chitto; ROCHA, Raquel dalla Costa; BARBOSA, Aneli de Melo; CUNHA, Mário Antônio Alves da. Caracterização de efluente têxtil e avaliação da capacidade de remoção de cor utilizando o fungo *Lasiodiplodia theobromae* MMPI. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [SL.], v. 22, n. 5, p. 1027-1035, out. 2017. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017121743>.

PONTES, Patrícia Procópio; Efeito do retorno de lodo aeróbio sobre as características da biomassa presente em reatores UASB tratando esgoto sanitário. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [SL.], v. 14, n. 2, p. 223-234, jun. 2009. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522009000200010>.

POPLI, S.; PATEL, U. D. Destruction of azo dyes by anaerobic–aerobic sequential biological treatment: a review. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 12, n. 1, p. 405–420, 2015.

PRADO, Marco Antônio Calil; CAMPOS, Cláudio Milton Montenegro. Produção de biogás no tratamento dos efluentes líquidos do processamento de *Coffea arabica* L. em reator anaeróbico UASB para o potencial aproveitamento na secagem do café. **Ciência e Agrotecnologia**, [SL.], v. 32, n. 3, p. 938-947, jun. 2008. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-70542008000300035>.

PROENÇA, Alexandre Júlio. **Potencial de produção de biogás através da digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos do restaurante universitário da UFSC.** Trabalho de conclusão de curso - Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina. 16 dez. 2022.

QUEIROZ, Ruy Scanho Marques de. **Avaliação de reator UASB assistido quimicamente para remoção de fósforo.** 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007. doi:10.11606/D.3.2016.tde-08012008-100215. Acesso em: 2023-11-05.

RAJA, A. S. M.; ARPUTHARAJ, A.; SAXENA, Sujata; PATIL, P. G. Water requirement and sustainability of textile processing industries. [sL.]: **Elsevier Ltd.**, 2019. DOI: 10.1016/b978-0-08-102633-5.00009-9. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-08-102633-5.00009-9>.

RAMOS, Márcio Daniel N.; CLAUDIO, Caio C.; REZENDE, Pedro H. V.; CABRAL, Lucas P.; SANTOS, Lucas A.; COSTA, Gabriel Gonçalves da; MESQUITA, Patrícia da Luz; AGUIAR, André. Critical Analysis of the Characteristics of Industrial Effluents from the Textile Sector in Brazil. **Revista Virtual de Química**, [SL.], v. 12, n. 4, p. 1001-1016, 25 jun. 2020. Sociedade Brasileira de Química (SBQ). <http://dx.doi.org/10.21577/1984-6835.20200073>.

RÁPÓ, Eszter; POSTA, Katalin; SUCIU, Maria; SZÉP, Robert; TONK, Szende. Adsorptive Removal of Remazol Brilliant Violet-5R Dye from Aqueous Solutions using Calcined Eggshells Biosorbent. **Acta Chimica Slovenica**, [S. l.], v. 66, n. 3, p. 648–658, 2019. DOI: 10.17344/acsi.2019.5079.

RAVADELLI, Mauana, et al. “Anoxic/Oxic Membrane Bioreactor Assisted by Electrocoagulation for the Treatment of Azo-Dye Containing Wastewater.” **Journal of Environmental Chemical Engineering**, vol. 9, no. 4, Aug. 2021, p. 105286.

SANTOS, Emília Maria Alves *et al.* Reator anaeróbio tipo UASB conjugado com processo Fenton para remoção de cor e demanda química de oxigênio de água residuária sintética de indústria têxtil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [SL.], v. 22, n. 1, p. 285-291, fev. 2017. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017022000000010>.

SAMANTA, Kartick K.; PANDIT, Pintu; SAMANTA, Pratick; BASAK, Santanu. Water consumption in textile processing and sustainable approaches for its conservation. [sL.] : **Elsevier Ltd.**, 2019. DOI: 10.1016/b978-0-08-102633-5.00003-8. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-08-102633-5.00003-8>.

SHAHID, S. B., RASHID, I., & MAMTAZ, R. **Performance evaluation of uasb followed by dhs reactor treatment process and its cost in treating textile wastewater. PROCEEDINGS OF THE 4TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON CIVIL ENGINEERING FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT (ICCESD 2018)**. Khulna, Bangladesh: KUET. (2018).

SHAH, K. (2014): Biodegradation of azo dye compounds. **International Research Journal of Biochemistry and Biotechnology**. 1(2): 5-13.

SHI, Y., YANG, Z., XING, L. et al. Recent advances in the biodegradation of azo dyes. **World J Microbiol Biotechnol** 37, 137 (2021). <https://doi.org/10.1007/s11274-021-03110-6>

SILVA, Guilherme Heinzen; MARTINS, Cláudia Lavina. **Avaliação do processo de remoção biológica de fósforo, com diferentes condições operacionais, utilizando ensaios respirométricos e de biodesfosfatação em bancada**. 2016. 13 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

SILVA, Joel Dias da; SCHNEIDERS, Danieli; TILL, Aline; LAPA, Katt Regina; PINHEIRO, Adilson. Specific methanogenic activity (SMA) of industrial sludge from the aerobic and anaerobic biological treatment. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [SL.], v. 8, n. 2, p. 135-145, 29 ago. 2013. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas (IPABHi). <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1098>.

SILVA, S. R.; MENDONÇA, A. S. F. Correlação entre DBO e DQO em esgotos domésticos para a região da grande Vitória - ES. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 8, n. 4, p. 213-220, out./dez. 2003.

SOLOVCHENKO, Alexei; KHOZIN-GOLDBERG, Inna; SELYAKH, Irina; SEMENOVA, Larisa; ISMAGULOVA, Tatiana; LUKYANOV, Alexandr; MAMEDOV, Ilgar; VINOGRADOVA, Elizaveta; KARPOVA, Olga; KONYUKHOV, Ivan. Phosphorus starvation and luxury uptake in green microalgae revisited. **Algal Research**, [SL.], v. 43, p. 101651, nov. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.algal.2019.101651>.

SMITH, J. M., VAN NESS, H.C., ABBOTT, M.M., Introdução à Termodinâmica da Engenharia Química, 5ª edição, Rio de Janeiro, LTC, 2000.

SOMASIRI, W., RUAN, W., XIUFEN, L., JIAN, C., 2006. Decolorization of textile wastewater containing acid dyes in UASB reactor system under mixed anaerobic granular sludge. **Electron. J. Environ. Agric. Food Chem.** 5 (1), 1224–1234.

SOMASIRI, W.; LI, X.; RUAN, W.; JIAN, C. Evaluation of the efficacy of upflow anaerobic sludge blanket reactor in removal of color and reduction of COD in real textile wastewater. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 9, p. 3692- 3699. (2008)

TESSELE, Fabiana da Silva. **Tratamento de efluente de reator anaeróbio de manto de lodos de fluxo ascendente (UASB) por flotação não convencional e desinfecção ultravioleta**. 2011. 108 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul Escola de Engenharia, Porto Alegre, 2011.

TWARDOKUS, Rolf Guenter. **Reuso de água no processo de tingimento da indústria têxtil**. 1232004. 136 f. 2004. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em engenharia

VASCONCELOS, Cláudio José de Freitas; **Tratamento de efluentes têxteis com uso de radiação Gama**. 2011. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

VON SPERLING, Marcos. Wastewater characteristics, treatment and disposal. **IWA publishing**, 2007.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. D. L. Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions. **IWA Publishing**, p. 1–856, 2005.

WIJETUNGA, S.; LI, X. F.; JIAN, C. Effect of organic load on decolorization of textile wastewater containing acid dyes in upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 177, n. 1–3, p. 792–798, 2010.

XU, H. et al. Recent advances in anaerobic biological processes for textile printing and dyeing wastewater treatment: a mini-review. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 34, n. 11, p. 1–9, 2018.

YOU, S. J.; DAMODAR, R. A.; HOU, S. C. Degradation of Reactive Black 5 dye using anaerobic/aerobic membrane bioreactor (MBR) and photochemical membrane reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 177, n. 1–3, p. 1112–1118, 2010.

YURTSEVER, A.; SAHINKAYA, E.; ÇINAR, Ö. Performance and foulant characteristics of an anaerobic membrane bioreactor treating real textile wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, v. 33, n. August 2019, 2020.

ZHENG, X. et al. Inhibitory factors affecting the process of enhanced biological phosphorus removal (EBPR) - A mini-review. **Process Biochemistry**, v. 49, n. 12, p. 2207–2213, 2014.